

# Erfassung des nutzungsbedingten Nitrataustrages landwirtschaftlich genutzter Böden und GIS-gestützte Modellierung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos

Ein Beitrag zum integrierten Gewässerschutz



## **Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Philosophie  
der Philosophischen Fakultäten der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

**Barbara Neumann**

aus Gladbeck

Saarbrücken, 2002



Erfassung des nutzungsbedingten Nitrataustrages  
landwirtschaftlich genutzter Böden und  
GIS-gestützte Modellierung des standörtlichen  
Nitratverlagerungsrisikos

Ein Beitrag zum integrierten Gewässerschutz

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Philosophie  
der Philosophischen Fakultäten der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

**Barbara Neumann**

aus Gladbeck

Saarbrücken, 2002

Der Dekan:	Prof. Dr. E. Löffler
Berichterstatter:	Prof. Dr. J. Kubiniok
	Prof. Dr. E. Löffler
Tag der Disputation:	21. Februar 2002

# INHALT

<b>1</b>	<b><i>Einleitung</i></b>	<b>1</b>
<b>1.1</b>	<b>Diffuse Stickstoffausträge und Gewässerschutz</b>	<b>1</b>
1.1.1	Das Nitratproblem	1
1.1.2	Rechtlicher Hintergrund	5
1.1.2.1	Internationale Abkommen	5
1.1.2.2	EU-Richtlinien	6
1.1.2.3	Bundes- und Landesrecht	8
1.1.2.4	Qualitätsziele	10
1.1.2.5	Maßnahmen und Umsetzungen im Saarland	11
<b>1.2</b>	<b>Fragestellung und Arbeitsansatz</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b><i>Methodik und Datenerfassung</i></b>	<b>15</b>
<b>2.1</b>	<b>Untersuchungsgebiete</b>	<b>15</b>
2.1.1	Auswahl und Gliederung der Untersuchungsgebiete	15
2.1.2	Allgemeine geologische Verhältnisse	17
2.1.3	Allgemeine Bodengeographie	19
2.1.4	Klimatische Verhältnisse	21
2.1.4.1	(Groß-) klimatische Einordnung der Untersuchungsgebiete	21
2.1.4.2	Zur Verwendung der Klimadaten in den vorliegenden Untersuchungen	22
2.1.4.3	Klimatische Verhältnisse im Untersuchungszeitraum 1997 - 2000	23
2.1.5	UG Saargau	24
2.1.5.1	Naturräumliche Einordnung des UG Saargau	24
2.1.5.2	Geologie im UG Saargau	25
2.1.5.2.1	TEZG Leuk	25
2.1.5.2.2	TEZG Maibach	26
2.1.5.3	Böden im UG Saargau	27
2.1.5.3.1	TEZG Leuk	27
2.1.5.3.2	TEZG Maibach	29
2.1.5.4	Hydrogeologische Verhältnisse im UG Saargau	29
2.1.6	UG Niedgau	30
2.1.6.1	Naturräumliche Gliederung des UG Niedgau	30
2.1.6.2	Geologie im UG Niedgau	30

2.1.6.3	Böden im UG Niedgau	31
2.1.6.4	Hydrogeologische Verhältnisse im UG Niedgau	32
2.1.7	UG Bliesgau	33
2.1.7.1	Naturräumliche Gliederung des UG Bliesgau	33
2.1.7.2	Geologie im UG Bliesgau	33
2.1.7.2.1	TEZG Hetschenbach	34
2.1.7.2.2	EZG Schreckelbach	34
2.1.7.3	Böden im UG Bliesgau	35
2.1.7.4	Hydrogeologische Verhältnisse im UG Bliesgau	36
<b>2.2</b>	<b>Erfassung des diffusen Stoffaustrages</b>	<b>38</b>
2.2.1	Beprobung und Analytik des Bodenwassers	39
2.2.1.1	Aufbau der Bodenstationen	39
2.2.1.1.2	Beprobungszeiträume und Probenahmerhythmus	41
2.2.1.1.3	Probenaufbereitung und Analytik	41
2.2.1.1.4	Bestimmungsgrenzen	43
2.2.1.1.5	Behandlung von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze	44
2.2.1.1.6	Datenauswertung und Plausibilitätskontrollen	44
2.2.2	Bodenkundliche Untersuchungen	44
2.2.2.1	Profilaufnahmen und Entnahme von Bodenproben	46
2.2.2.2	Analyseverfahren	48
2.2.2.2.1	pH-Wert	48
2.2.2.2.2	Wassergehalt	48
2.2.2.2.3	Gesamtstickstoff $N_{\text{ges}}$	48
2.2.2.2.4	Organischer Kohlenstoff $C_{\text{org}}$ und Humusgehalt	49
2.2.2.2.5	C/N-Verhältnis	49
2.2.2.2.6	Kationenaustauschkapazität KAK	49
2.2.2.2.7	Pflanzenverfügbares Phosphat $P_2O_5$	50
2.2.2.2.8	Korngrößenverteilung	50
2.2.2.2.9	Rohdichte	51
2.2.3	Klimadaten	52
2.2.4	Bewirtschaftungsdaten der Bodenstationen	52
2.2.5	N-Saldobilanzen der Bodenstationen	53
2.2.6	Standortbezogener Bodenwasserhaushalt und Bilanzierung der diffusen N-Austräge mit dem Sickerwasser	57
2.2.6.1	Tägliche Sickerwasserrate GWNt	57
2.2.6.1.1	Eingangsdaten GWNt	57
2.2.6.1.2	Nutzbare Feldkapazität bis 10 dm Profiltiefe $nFK_{10\text{dm}}$	58
2.2.6.1.3	Potentielle Evapotranspiration nach HAUDE $ETP_{\text{Haude}}$	58
2.2.6.1.4	Kulturspezifische Evapotranspiration $ETP_k$	58
2.2.6.1.5	Reale Evapotranspiration $ET_{\text{real}}$	60
2.2.6.1.6	Tagesbezogene klimatische Wasserbilanz KWBT	60
2.2.6.1.7	Tagesbezogene Sickerwasserrate GWNt	61

2.2.6.2	Ermittlung der Stoffaustragsfrachten (Nitrat)	61
<b>2.3</b>	<b>Nitratauswaschungsgefahr auf Einzugsgebietsebene</b>	<b>62</b>
2.3.1	Jährliche Sickerwasserrate GWNa	62
2.2.1.1	Eingangsdaten und Modellierungszeiträume	63
2.2.1.2	Berechnung der Bodenkennwerte und der GWNa	63
2.3.1.2.1	Effektive Durchwurzelungstiefe $W_e$	65
2.3.1.2.2	Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes $nFKW_e$	66
2.3.1.2.3	Kapillarer Aufstieg aus dem Wurzelraum	67
2.3.1.2.4	Pflanzenverfügbares Bodenwasser $W_{pfl}$ [mm]	67
2.3.1.2.5	Potentielle Verdunstung $ETP_H$	68
2.3.1.2.6	Jährliche Sickerwasserrate GWNa [mm/a]	68
2.3.1.2.7	Umsetzung der Nutzungsdaten bei der Ermittlung der GWNa	69
2.3.2	Potentielle Nitratauswaschungsgefährdung NAW	69
2.3.2.1	Feldkapazität im effektiven Wurzelraum $FKW_e$ [mm]	69
2.3.2.2	Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit)	70
2.3.3	Erarbeitung einer Bodendatenbank der Untersuchungsgebiete	72
2.3.3.1	Einzugsgebietsbezogene Profil-/ Horizontdatenbank der Bodeneinheiten	72
2.3.3.2	Überarbeitung der Profil- und Horizontdaten und Kennwertberechnung	73
2.3.3.3	Plausibilitätskontrollen innerhalb der Bodendatenbank	74
2.3.4	Flächennutzungsdaten	76
2.3.5	Datenverarbeitung mit den Geographischen Informationssystemen ARC/INFO® und ArcView®	77
2.3.5.1	Erarbeitung der digitalen Grundlagendaten	77
2.3.5.2	GWNa - Verknüpfung über ArcView®	78
2.3.5.3	NAW - Verknüpfungen über ArcView®	78
<b>3</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>79</b>
<b>3.1</b>	<b>Diffuse Stickstoffausträge landwirtschaftlich genutzter Böden</b>	<b>79</b>
3.1.1	Zur Stickstoffdynamik landwirtschaftlich genutzter Böden	79
3.1.1.1	Veränderung der Standortfaktoren durch landwirtschaftliche Nutzung	79
3.1.1.2	Stickstoff – kritischer Standortfaktor moderner Landwirtschaft	81
3.0.1.3	Der N-Kreislauf landwirtschaftlich genutzter Böden	82
3.0.2	Standortfaktoren und pedogene Eigenschaften der Bodenstationen	85
3.1.2.1	Bodenstationen im UG Saargau	85
3.1.2.1.1	Bodenstationen mit Grünlandnutzung	86
3.1.2.1.2	Bodenstationen mit Ackernutzung	89
3.1.2.1.3	Vergleich der pedogenen Eigenschaften der untersuchten Standorte	96
3.1.2.2	Bodenstationen im UG Bliesgau	99
3.1.2.2.1	Bodenstationen mit Grünlandnutzung	100

3.1.2.2.2	Bodenstationen mit Ackernutzung	102
3.1.3	N-Saldobilanzen der Bodenstationen	104
3.0.2.1	N-Bilanzen der Ackerstandorte	104
3.0.2.2	N-Bilanzen der Grünlandstandorte	106
3.1.4	C <sub>org</sub> und N <sub>ges</sub> im Oberboden	108
3.1.4.1	C <sub>org</sub> - und N <sub>ges</sub> -Gehalte sowie C/N-Verhältnisse im Oberboden	108
3.1.4.2	Veränderung der C <sub>org</sub> - und N <sub>ges</sub> -Gehalte ausgewählter Standorte zwischen 9/98 und 4/99	113
3.1.5	Stoffgehalte im Bodenwasser und aktuelle Stickstoffausträge	116
3.0.5.1	Faktoren und Prozesse des Stickstoffaustrages	116
3.0.5.2	Allgemeine chemische Parameter des Bodenwassers	117
3.0.4.1.1	pH-Werte und Leitfähigkeit	118
3.0.4.1.2	Ammonium, Nitrit, Nitrat und Gesamtstickstoff	118
3.0.4.1.3	Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium	120
3.0.5.3	N <sub>min</sub> -Verteilung im Bodenwasser der einzelnen Bodenstationen	121
3.0.5.4	Nitrat-Konzentrationen im Bodenwasser ausgewählter Stationen	126
3.1.5.4.1	NO <sub>3</sub> -N im Bodenwasser unter Grünlandstandorten	126
3.1.5.4.2	NO <sub>3</sub> -N im Bodenwasser unter Ackerstandorten	129
3.0.5.5	Erfassung des Bodenwasserhaushaltes zur Bilanzierung der Stickstoffausträge	132
3.1.5.5.1	Allgemeines zum Bodenwasserhaushalt	132
3.1.5.5.2	Tägliche Sickerwasserrate GWnt	138
3.1.5.6	Bilanzierung des aktuellen Nitrataustrages für ausgewählte Standorte	141
<b>3.2</b>	<b>GIS-gestützte Modellierung der Nitrataustragsgefahr</b>	<b>147</b>
3.2.1	Modellierung und Darstellung der Nitratauswaschungsgefährdung NAW	147
3.2.2	Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau	150
3.2.2.1	Bodennutzung im UG Saargau	150
3.2.2.2	Auswertungskarten: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau	151
3.2.2.2.1	TEZG Leuk	151
3.2.2.2.2	EZG Maibach	153
3.2.3	Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau	155
3.2.3.1	Bodennutzung im UG Niedgau	155
3.2.3.2	Auswertungskarten: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau	156
3.2.4	Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau	157
3.2.4.1	Bodennutzung im UG Bliesgau	157
3.2.4.2	Auswertungskarten: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau	159
3.2.4.2.1	TEZG Hetschenbach	159
3.2.4.2.2	EZG Schreckelbach	161
3.2.5	Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach Oberlauf	163
3.2.5.1	Bodennutzung im TEZG Fischerbach Oberlauf	163
3.2.5.2	Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach Oberlauf	165



<b>3.3</b>	<b>Bewertung des Nitrataustragspotentials</b>	<b>167</b>
3.3.1	Erfassung und Bewertung des nutzungsbedingten Nitrataustrages	167
3.3.1.1	Bewertung des diffusen Nitrataustrages: aktuelle und tolerierbare Nitratkonzentrationen im Sickerwasser	167
3.3.1.2	Tolerierbare N-Bilanzen als Kriterium der umweltverträglicher Landwirtschaft	172
3.3.1.3	Erfassung des nutzungsbedingten Nitratverlagerungsrisikos über den $N_{\text{ges}}$ -Gehalt im Oberboden	174
3.3.1.4	Quantifizierung des diffusen Nitrataustrages auf Einzugsgebietsebene	177
3.3.1.4.1	TEZG Fischerbach Oberlauf (F2)	178
3.3.1.4.2	TEZG Hetschenbach	181
3.3.1.5	Gegenüberstellung der diffusen und der punktuellen Stickstoffbelastung ausgewählter Einzugsgebiete	182
3.3.2	Erfassung und Bewertung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos	185
3.3.2.1	Diskussion der Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW der Einzugsgebiete	185
3.3.2.2	Potentielle Nitrataustragsgefährdung und reelle Stickstoffbelastung der Oberflächengewässer in den Detailuntersuchungsgebieten	189
3.3.3	Faktoren des Nitrataustrages: N-Bilanzen, $\text{NO}_3\text{-N}$ im Bodenwasser und Bodenwasserhaushalt	190
3.3.4	Beispielhafte Umsetzung eines nutzungs- und standortbezogenen Flächenmanagements für das TEZG Fischerbach Oberlauf	196
<b>4</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>201</b>
<b>5</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>209</b>
<b>6</b>	<b>Karten- und Bildverzeichnis</b>	<b>223</b>
<b>7</b>	<b>Anhang</b>	<b>227</b>
7.1	Kartenanhang	227
7.2	Datenanhang zu Kapitel 2	281
7.3	Datenanhang zu Kapitel 3	287



## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1-1: Nitrat-Stickstoff in Quellen unterschiedlich intensiv genutzter Einzugsgebiete im Saarland .....	4
Abbildung 2-1: Typisches geologisches Profil durch die Schichtstufenlandschaft der Trias im Saarland (nach SCHNEIDER 1991, S. 115).....	18
Abbildung 2-2: Monatliche Niederschlagsverteilung der Station Hellendorf (LfU) der hydrologischen Jahre 1997 bis 2000 und langjähriges Monatsmittel der Station Limbach.....	21
Abbildung 2-3: Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz der untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete 1997 – 2000.....	23
Abbildung 2-4: Aufbauschema der Bodenstationen .....	39
Abbildung 2-5: GIS-gestützte Erstellung von Auswertungskarten zur potentiellen Nitratauswaschungsgefährdung .....	71
Abbildung 3-1: Faktoren des diffusen Stoffaustrages .....	79
Abbildung 3-2: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 1 (Braunerde) .....	86
Abbildung 3-3: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 2 (Gley-Kolluvisol) .....	88
Abbildung 3-4: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 2 (Gley-Kolluvisol).....	88
Abbildung 3-5: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 6 (Braunerde) .....	89
Abbildung 3-6: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 3 (Kolluvisol).....	90
Abbildung 3-7: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 3 (Kolluvisol) .....	90
Abbildung 3-8: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 4 (Kolluvisol).....	91
Abbildung 3-9: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 4 (Kolluvisol) .....	91
Abbildung 3-10: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 5 (Braunerde-Terra fusca).....	92
Abbildung 3-11: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 5 (Braunerde-Terra fusca) .....	93
Abbildung 3-12: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 7 (Braunerde-Rendzina).....	94
Abbildung 3-13: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 7 (Braunerde-Rendzina) .....	94
Abbildung 3-14: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 8 (Rendzina-Braunerde).....	95
Abbildung 3-15: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 8 (Rendzina-Braunerde) .....	95
Abbildung 3-16: Pflanzenverfügbares Phosphat $P_2O_5$ in den Profilen der Bodenstationen ...	96
Abbildung 3-17: Organischer Kohlenstoff $C_{org}$ in den Profilen der Bodenstationen .....	97
Abbildung 3-18: Gesamtstickstoff $N_{ges}$ in den Profilen der Bodenstationen.....	98
Abbildung 3-19: Chemische Standortdaten der Oberbodenhorizonte an den Bodenstationen im UG Bliesgau (4/99).....	100
Abbildung 3-20: B-Bw 3 (Kolluvisol).....	101
Abbildung 3-21: B-Bw 4 (Pelosol-Braunerde) .....	101
Abbildung 3-22: B-Bw 5 (Rendzina-Braunerde).....	101
Abbildung 3-23: B-Bw 6 (Braunerde-Rendzina).....	102
Abbildung 3-24: B-Bw 1 (Kalkbraunerde).....	103

Abbildung 3-25: B-Bw 2 (Pseudogley-Braunerde) .....	103
Abbildung 3-26: B-Bw 7 - Rendzina.....	103
Abbildung 3-27: N-Saldobilanzen verschiedener Fruchtfolgeglieder der Ackerstandorte ....	105
Abbildung 3-28: N-Saldobilanzen unterschiedlich intensiv genutzter Grünlandflächen .....	107
Abbildung 3-29: Bodeneinheiten (BÜK 25) und Nutzung (1998/99) der untersuchten Standorte.....	109
Abbildung 3-30: $C_{org}$ -Gehalte im Oberboden.....	110
Abbildung 3-31: $N_{ges}$ -Gehalte im Oberboden .....	110
Abbildung 3-32: C/N-Verhältnisse im Oberboden .....	111
Abbildung 3-33: Streudiagramme $N_{ges}$ - $C_{org}$ , differenziert über Bodenart .....	112
Abbildung 3-34: Streudiagramme $N_{ges}$ - $C_{org}$ , differenziert über Flächennutzung .....	113
Abbildung 3-35: pH-Werte, $C_{org}$ - und $N_{ges}$ -Gehalte sowie C/N-Verhältnisse im Oberboden im Herbst 1998 und Frühjahr 1999 (Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf) .....	114
Abbildung 3-36: Prozentuale Veränderung der $C_{org}$ - und $N_{ges}$ -Gehalte zwischen Herbst 1998 und Frühjahr 1999 .....	115
Abbildung 3-37: Verhältnis von $C_{org}$ und $N_{ges}$ in den A-Horizonten der Bodenstationen im UG Saargau (Regression ohne Standort F-Bw 3).....	115
Abbildung 3-38: N-Spezies im Bodenwasser in 30 cm Tiefe.....	119
Abbildung 3-39: N-Spezies im Bodenwasser in 100 cm Tiefe.....	119
Abbildung 3-40: Makronährstoffe Na, K, Mg und Ca im Bodenwasser in 30 cm Tiefe .....	120
Abbildung 3-41: Makronährstoffe Na, K, Mg und Ca im Bodenwasser in 100 cm Tiefe.....	121
Abbildung 3-42: Mittlere prozentuale $N_{min}$ -Gehalte im Bodenwasser im UG Saargau (100 cm Tiefe) .....	122
Abbildung 3-43: Mittlere prozentuale $N_{min}$ -Gehalte im Bodenwasser im UG Bliesgau (100 cm Tiefe) .....	123
Abbildung 3-44: Mittlere $NO_3$ -N-Gehalte im Bodenwasser in 30 cm Tiefe im UG Saargau .	124
Abbildung 3-45: Mittlere $NO_3$ -N-Gehalte im Bodenwasser in 100 cm Tiefe im UG Saargau	124
Abbildung 3-46: Mittlere $NO_3$ -N-Gehalte im Bodenwasser in 30 cm Tiefe im UG Bliesgau .	125
Abbildung 3-47: Mittlere $NO_3$ -N-Gehalte im Bodenwasser in 100 cm Tiefe im UG Bliesgau	125
Abbildung 3-48: $NO_3$ -N im Bodenwasser - Mähwiese B-Bw 6 .....	127
Abbildung 3-49: $NO_3$ -N im Bodenwasser - Mähwiesen B-Bw 4 und B-Bw 5 .....	128
Abbildung 3-50: $NO_3$ -N im Bodenwasser - Mähweiden F-Bw 1 und F-Bw 2.....	128
Abbildung 3-51: $NO_3$ -N im Bodenwasser – Ackerflächen F-Bw 4 und F-Bw 5 .....	130
Abbildung 3-52: $NO_3$ -N im Bodenwasser – Ackerflächen F-Bw 7 und F-Bw 8 .....	131
Abbildung 3-53: $NO_3$ -N im Bodenwasser – Ackerstation B-Bw 1 .....	132
Abbildung 3-54: Wasserspannungskurve bzw. pF-Kurve des Bodenwassers - Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt in A-Horizonten bei Sandboden, tonigem Schluffboden (Lößboden) und Tonboden.....	136

Abbildung 3-55: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte F-Bw 1 und F-Bw 2.....	142
Abbildung 3-56: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte B-Bw 4, B-Bw 5 und B-Bw 6.....	143
Abbildung 3-57: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte F-Bw 3, F-Bw 4 und F-Bw 5 .....	143
Abbildung 3-58: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte F-Bw 7 und F-Bw 8.....	144
Abbildung 3-59: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standort B-Bw 7 .....	144
Abbildung 3-60: Screen-Dump des ArcView®-Projektes für das Detailuntersuchungsgebiet Fischerbach Oberlauf .....	149
Abbildung 3-61: Flächennutzungsanteile im TEZG Leuk und EZG Maibach (UG Saargau)	150
Abbildung 3-62: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im TEZG Leuk (UG Saargau).....	152
Abbildung 3-63: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im EZG Maibach (UG Saargau) .....	154
Abbildung 3-64: Flächennutzungsanteile im EZG Dorfbach (UG Niedgau).....	155
Abbildung 3-65: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im EZG Dorfbach (UG Niedgau).....	157
Abbildung 3-66: Flächennutzungsanteile im TEZG Hetschenbach und EZG Schreckelbach (UG Saargau).....	158
Abbildung 3-67: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im TEZG Hetschenbach (UG Bliesgau).....	160
Abbildung 3-68: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im EZG Schreckelbach (UG Bliesgau) .....	162
Abbildung 3-69: Anteile der Feldfrüchte im TEZG Fischerbach Oberlauf zwischen 1997 und 1999 sowie Anteil der Winterfeldfrüchte 2/2000.....	163
Abbildung 3-70: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im TEZG Fischerbach Oberlauf (F3) .....	165
Abbildung 3-71: Mittlere NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen im Sickerwasser ausgewählter Stationen	169
Abbildung 3-72: Vergleich der potentiellen Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser mit den Mittelwerten der Bodenwasseruntersuchungen .....	171
Abbildung 3-73: N-Freisetzung aus dem A-Horizont [kg N/(ha*a)] .....	175
Abbildung 3-74: N-Mineralisierung A-Horizont (kg N/(ha*a)) für eine 10 cm mächtige Oberbodenschicht .....	176
Abbildung 3-75: N <sub>ges</sub> -Gehalte (kg/(ha*10cm)) im A-Horizont für eine 10 cm mächtige Oberbodenschicht .....	176
Abbildung 3-76: Szenario zur potentiellen Veränderung der diffusen NO <sub>3</sub> -N-Austräge aus der landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Nutzungsänderungen.....	180
Abbildung 3-77: Vergleich der diffusen und der punktuellen Belastung verschiedener Einzugsgebiete.....	183

Abbildung 3-78: Vergleich des bilanzierten NO <sub>3</sub> -N-Austrages über das Sickerwasser mit der punktuellen Belastung des Vorfluters verschiedener Einzugsgebiete .....	184
Abbildung 3-79: N-Bilanzen einzelner Fruchtfolgeglieder und NO <sub>3</sub> -N-Austräge mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten .....	190
Abbildung 3-80: N-Bilanzen einzelner Fruchtfolgeglieder und mittlere NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen im Bodenwasser an ausgewählten Standorten .....	191
Abbildung 3-81: N-Bilanzen der gesamten Fruchtfolge und mittlere NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen im Bodenwasser an ausgewählten Standorten .....	191
Abbildung 3-82: Sickerwasserraten und mittlere NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen des Bodenwassers an ausgewählten Standorten .....	192
Abbildung 3-83: Sickerwasserraten und NO <sub>3</sub> -N-Austrag mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten .....	193
Abbildung 3-84: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und NO <sub>3</sub> -N-Austrag mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten .....	194
Abbildung 3-85: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und jährliche Sickerwasserrate GWNa an ausgewählten Standorten .....	195
Abbildung 3-86: Veränderung der NitratAuswaschungsgefährdung NAW bei Nutzungswandel – Szenarien für das TEZG Fischerbach Oberlauf (F3).....	197
Abbildung 3-87: Veränderung der potentiellen diffusen NitratAusträge mit dem Sickerwasser nach Nutzungsänderungen für das TEZG Fischerbach Oberlauf mittels des GIS ArcView® .....	199

## FOTONACHWEIS

Umschlag/Titel: B. Neumann 1998

S. 86, 88 - 92, 94 - 95, 101 – 103: B. Neumann 1998 / 1999

# TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1-1: Angestrebte Gewässergüteklasse II und Gewässergüteklasse I für die anorganischen Stickstoffparameter und Gesamtstickstoff .....	10
Tabelle 2-1: Naturräumliche Übersicht über die (Teil-) Einzugsgebiete im UG Saargau .....	16
Tabelle 2-2: Naturräumliche Übersicht über das Einzugsgebiet des Dorfbaches im UG Niedgau.....	16
Tabelle 2-3: Naturräumliche Übersicht über die (Teil-) Einzugsgebiete im UG Bliesgau .....	17
Tabelle 2-4: Bodeneinheiten der Untersuchungsgebiete .....	20
Tabelle 2-5: Bodeneinheiten im UG Bliesgau .....	36
Tabelle 2-6: Übersicht über die Mess- und Analyseverfahren – Bodenwasser .....	42
Tabelle 2-7: Bestimmungsgrenzen der untersuchten Parameter – Bodenwasser .....	43
Tabelle 2-8: Übersicht über die Bodenaufnahmen, Bodenkartierungen und Beprobungen ...	45
Tabelle 2-9: Übersicht über die durchgeführten Bodenanalysen.....	46
Tabelle 2-10: Übersicht über die angewendeten Analyseverfahren – Bodenproben .....	47
Tabelle 2-11: Einstufung des in 0,01 M CaCl <sub>2</sub> -Lösung gemessenen Boden-pH.....	48
Tabelle 2-12: Korngrößen des Feinbodens und Methode zur Ermittlung der Kornfraktion ....	50
Tabelle 2-13: Zuordnung der Niederschlags- und Klimastationen zu den Detail-Untersuchungsgebieten.....	52
Tabelle 2-14: Mittlere N-Gehalte von Wirtschaftsdüngern.....	54
Tabelle 2-15: N-Nachlieferung aus Ernterückständen .....	54
Tabelle 2-16: Erträge, Nährstoffgehalte und -entzüge von Grünlandflächen.....	55
Tabelle 2-17: Mittlere N-Gehalte im Erntegut [kg N/dt].....	55
Tabelle 2-18: Erträge, Nährstoffgehalte und –entzüge von Grünlandflächen in Abhängigkeit von Nutzungsintensität und Standortbedingungen .....	56
Tabelle 2-19: Zusammenstellung der Monatsfaktoren f zur Berechnung der ETP <sub>Haude</sub> und der kulturspezifischen Faktoren k zur Berechnung der ETP <sub>k</sub> .....	59
Tabelle 2-20: Aufteilung der Klima-Einzugsgebiete und zugewiesene Klimadaten zur Berechnung der GWNa .....	64
Tabelle 2-21: Beispiel zur Berechnung der effektiven Durchwurzelungstiefe We für das Bodenprofil F-Bw 1 .....	65
Tabelle 2-22: Empirisch ermittelte Regressionsgleichungen und Regressionskoeffizienten zur Berechnung der Jährlichen Sickerwasserrate GWNa .....	68
Tabelle 2-23: Klassen der Nitratauswaschungsgefährdung NAW nach der Austauschhäufigkeit AH .....	70
Tabelle 2-24: Bodenkundliche Untersuchungsräume und Anzahl der vertretenen Bodeneinheiten der Bodenübersichtskarte BÜK 25 .....	72
Tabelle 2-25: Übersicht über die Bodenprofile der Bodendatenbank .....	75
Tabelle 2-26: Überblick über die durchgeführten Flächennutzungskartierungen .....	76

Tabelle 3-1: Übersicht über die Standortverhältnisse an den der Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) .....	85
Tabelle 3-2: Nährstoff-Versorgungsstufen landwirtschaftlicher Böden – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> .....	87
Tabelle 3-3: Übersicht über die Standortverhältnisse an den Bodenstationen im UG Bliesgau .....	99
Tabelle 3-4: Modellzusammenfassung mit Bestimmtheitsmaß (R-Quadrat) der linearen Regressionsanalyse N <sub>ges</sub> -C <sub>org</sub> (erstellt mit SPSS 9.0) .....	112
Tabelle 3-5: Kornfraktionen des Feinbodens und Porenvolumen bzw. Porengrößenbereiche in Mineralböden.....	134
Tabelle 3-6: Gliederung, Funktionen und Kennwerte des Porenraumes im Boden .....	134
Tabelle 3-7: N-Bilanzen und NO <sub>3</sub> -N-Austrag mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten.....	146
Tabelle 3-8: Differenzierung der Untersuchungsgebiete und berechnete Parameter der Bodendatenbank zur Ermittlung der NitratAuswaschungsgefährdung NAW.....	147
Tabelle 3-9: Mittlere NO <sub>3</sub> -N-Gehalte im Bodenwasser ausgewählter Standorte.....	168
Tabelle 3-10: Potentielle NO <sub>3</sub> -N-Konzentration im Sickerwasser und tolerierbare N-Bilanzen bei ausgewählten Fruchtfolgen (Bilanzjahr 99/00).....	170
Tabelle 3-11: NO <sub>3</sub> -N-Austräge mit dem Sickerwasser und im Vorfluter sowie diffuse N-Einträge im TEZG Fischerbach F2 (99/00) .....	179
Tabelle 3-12: NO <sub>3</sub> -N-Austräge mit dem Sickerwasser und im Vorfluter sowie diffuse und punktuelle N-Einträge im TEZG Hetschenbach (H5, Walsheim) 99/00 .....	182
Tabelle 3-13: Beispielhafte Berechnung der Sickerwasserrate GWNa für einen Acker- und Grünlandstandort der Bodeneinheit 32 im EZG Maibach (97/98).....	187
Tabelle 7-1: Übersicht über die Klimastationen und Niederschlagsstationen .....	281
Tabelle 7-2: Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz für die (Klima-) Einzugsgebiete.....	282
Tabelle 7-3: Betriebszeiten der Bodenstationen .....	283
Tabelle 7-4: Probenahmen und Bilanzierungszeiträume der Bodenstationen April 1998 – März 1999 .....	284
Tabelle 7-5: Probenahmen und Bilanzierungszeiträume der Bodenstationen April 1999 – April 2000 .....	285
Tabelle 7-6: Standortdaten der Bodenstationen im UG Saargau .....	287
Tabelle 7-7: Profildaten der Bodenstationen im UG Saargau.....	288
Tabelle 7-8: Bodenphysikalische und bodenchemische Analyseergebnisse der Bodenstationen im UG Saargau (TEZG Fischerbach Oberlauf).....	290
Tabelle 7-9: Standortdaten der Bodenstationen im UG Bliesgau .....	291
Tabelle 7-10: Profildaten der Bodenstationen im UG Bliesgau .....	292
Tabelle 7-11: Kurzdarstellung der N-Saldobilanzen [kg N/ha] für die Bodenstationen im UG Saargau .....	293
Tabelle 7-12: Kurzdarstellung der N-Saldobilanzen [kg N/ha] für die Bodenstationen im UG Bliesgau .....	294
Tabelle 7-13: Deskriptive Statistik der Bodenwasseruntersuchungen.....	295



Tabelle 7-14: Jahresmittelwerte der N-Parameter im Bodenwasser aus 100 cm Tiefe [mg/l] sowie prozentuale Verteilung der gemessenen mineralischen N-Parameter [%] .....	296
Tabelle 7-15: Boden- und Klimakennwerte sowie tageweise berechnete Sickerwasserrate GWNt für die Bodenstationen im Bilanzjahr 4/98 bis 3/99.....	297
Tabelle 7-16: Boden- und Klimakennwerte sowie tageweise berechnete Sickerwasserrate GWNt für die Bodenstationen im Bilanzjahr 4/99 bis 3/00.....	297
Tabelle 7-17: Bodenkennwerte und Klimadaten sowie klimatische Wasserbilanzen und jährliche Sickerwasserraten nach zwei Ansätzen für die Bodenstationen im UG Saargau 1997–2000 .....	298
Tabelle 7-18: Bodenkennwerte und Klimadaten sowie klimatische Wasserbilanzen und jährliche Sickerwasserraten nach zwei Ansätzen für die Bodenstationen im UG Bliesgau 1997–2000.....	299
Tabelle 7-19: Flächennutzungsanteile in den Untersuchungsgebieten .....	300
Tabelle 7-20: Flächennutzungsanteile im TEZG Fischerbach Oberlauf (F3) 1997-1999 .....	300
Tabelle 7-21: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1) .....	301
Tabelle 7-22: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2) .....	302
Tabelle 7-23: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (3) .....	303
Tabelle 7-24: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (4) .....	304
Tabelle 7-25: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (5) .....	305
Tabelle 7-26: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (6) .....	306
Tabelle 7-27: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1) .....	307
Tabelle 7-28: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2) .....	308
Tabelle 7-29: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (3) .....	309
Tabelle 7-30: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (4) .....	310
Tabelle 7-31: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (5) .....	311
Tabelle 7-32: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (6) .....	312
Tabelle 7-33: GWNa (Acker) UG Niedgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1) .....	313
Tabelle 7-34: GWNa (Acker) UG Niedgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2) .....	314

Tabelle 7-35: GWNa (Grünland) UG Niedgau - Bodenkenwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1) .....	315
Tabelle 7-36: GWNa (Grünland) UG Niedgau - Bodenkenwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2) .....	316
Tabelle 7-37: GWNa (Acker) UG Bliesgau - Bodenkenwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1) .....	317
Tabelle 7-38: GWNa (Acker) UG Bliesgau - Bodenkenwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2) .....	318
Tabelle 7-39: GWNa (Grünland) UG Bliesgau - Bodenkenwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1) .....	319
Tabelle 7-40: GWNa (Grünland) UG Bliesgau - Bodenkenwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2) .....	320
Tabelle 7-41: Legende der Bodendatenbank (1).....	321
Tabelle 7-42: Legende der Bodendatenbank (2).....	322
Tabelle 7-43: Legende der Bodendatenbank (3).....	323
Tabelle 7-44: Legende der Bodendatenbank (4).....	324

## KARTENVERZEICHNIS

Karte 7-1: Lage der Untersuchungsgebiete und der Klimastationen .....	229
Karte 7-3: Geologische Karte des Saarlandes (GK 100).....	231
Karte 7-4: (Teil-) Einzugsgebiete im UG Saargau.....	233
Karte 7-5: Geologische Karte des UG Saargau (GK 100).....	235
Karte 7-6: Bodenübersichtskarte des UG Saargau (BÜK 25).....	237
Karte 7-7: Flächennutzungskarte des UG Saargau .....	239
Karte 7-8: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1997/98.....	241
Karte 7-9: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1998/99.....	243
Karte 7-10: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1999/2000.....	245
Karte 7-11: Geologische Karte des UG Niedgau (GK 100) .....	247
Karte 7-12: Bodenübersichtskarte des UG Niedgau (BÜK 25).....	249
Karte 7-13: Flächennutzungskarte des UG Niedgau.....	251
Karte 7-14: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1997/98.....	253
Karte 7-15: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1998/99.....	255
Karte 7-16: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1999/2000.....	257
Karte 7-17: Geologische Karte des UG Bliesgau (GK 25).....	259
Karte 7-18: Bodenübersichtskarte des UG Bliesgau (BÜK 25) .....	261
Karte 7-19: Flächennutzungskarte des UG Bliesgau .....	263
Karte 7-20: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1997/98 .....	265
Karte 7-21: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1998/99 .....	267
Karte 7-22: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1999/2000 .....	269
Karte 7-23: Bodenübersichtskarte des TEZG Fischerbach Oberlauf (BÜK 25).....	271
Karte 7-24: Bodennutzungskarte des TEZG Fischerbach Oberlauf .....	273
Karte 7-25: Flächennutzungskartierungen im TEZG Fischerbach Oberlauf 1997-1999 .....	275
Karte 7-26: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach Oberlauf 1997- 2000 .....	277
Karte 7-27: Szenarien zur Veränderung der Nitratauswaschungsgefährdung bei Nutzungsänderungen im TEZG Fischerbach Oberlauf .....	279



# GLOSSAR

## Abkürzungen

AAS	Atomabsorptionsspektrometer
AH	Austauschhäufigkeit [% / a]
BÜK 25	Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000
C <sub>org</sub>	organisch gebundener Kohlenstoff
d	Tag
DGK	Deutsche Grundkarte
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Einwohner
ETP	potentielle Evapotranspiration [mm]
ETP <sub>DWD</sub>	potentielle Evapotranspiration nach HAUDE, berechnet durch den DWD
ETP <sub>H</sub>	potentielle Evapotranspiration nach HAUDE
ETP <sub>k</sub>	potentielle kulturspezifische Evapotranspiration [mm]
ET <sub>real</sub>	reale Evapotranspiration [mm]
ET <sub>real,t</sub>	tägliche reale Evapotranspiration [mm]
EZG	Einzugsgebiet
EW	Einwohnergleichwert
FB	Feinboden (Äquivalentdurchmesser < 2 mm)
FK	Feldkapazität [mm/dm]
FKWe	Feldkapazität des effektiven Wurzelraums [mm]
GIS	Geographisches Informationssystem
GK 100	Geologische Karte 1:100.000
GK 25	Geologische Karte 1:25.000
GK 50	Geologische Karte 1:50.000
GV	Großvieheinheit
GWNa	jährliche Sickerwasserrate [mm] (April – März)
GWnt	tagesbezogene Sickerwasserrate [mm]
GWnt <sub>a</sub>	tagesbezogene Sickerwasserrate [mm] für ein Jahr (April – März)
GWnt <sub>p</sub>	tagesbezogene Sickerwasserrate [mm] für den genauen Probenahme-Zeitraum (Bilanzierungszeitraum April – März)
ha	Hektar
IC	Ionenchromatograph
KA	mittlerer kapillarer Aufstieg [mm]
KAK <sub>eff</sub>	effektive Kationenaustauschkapazität [mmol <sub>c</sub> /100g FB], Boden-pH
KAK <sub>pot</sub>	potentielle Kationenaustauschkapazität [mmol <sub>c</sub> /100g FB], pH 8,1
KR	mittlere kapillare Aufstiegsrate [mm/d]
KWBt	tagesbezogene klimatische Wasserbilanz [mm]
KWB <sub>v</sub>	klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (1.4.-30.9.) [mm]
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche (Ackerland, Grünland; ohne Brachflächen)
LfU	Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes
LN	landwirtschaftliche Nutzfläche (Ackerland, Grünland, Brachflächen)

MEZ	Mitteleuropäische Zeit
MNGW	mittlerer Grundwasserniedrigstand
MfU	Ministerium für Umwelt des Saarlandes
MUEV	Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes
N	Stickstoff
N <sub>anorg</sub>	anorganischer Kohlenstoff im Boden (= mineralischer Kohlenstoff)
N <sub>t</sub>	tägliche Niederschlagssummen (7 Uhr MEZ bis 7 Uhr MEZ des Folgetages) [mm]
NAW	Nitratauswaschungsgefährdung [Klassen]
nFK	nutzbare Feldkapazität [mm/dm]
nFK <sub>10dm</sub>	nutzbare Feldkapazität bis 10 dm Profiltiefe [mm]
nFKWe	nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes [mm]
N <sub>ges</sub>	Gesamt-Stickstoff
NH <sub>4</sub>	Ammonium
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium-Stickstoff
NIBIS	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
N <sub>J</sub>	Jahresniederschlag [mm] (April – März)
N <sub>min</sub>	mineralischer Stickstoff: Summe aus Ammonium + Nitrat + Nitrat
NO <sub>2</sub>	Nitrit
NO <sub>2</sub> -N	Nitrit-Stickstoff
NO <sub>3</sub>	Nitrat
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff
N <sub>org</sub>	organisch gebundener Stickstoff
N <sub>So</sub>	Niederschlag Sommerhalbjahr (April – September)
N <sub>Wi</sub>	Niederschlag Winterhalbjahr (Oktober – März)
P	Phosphor
P <sub>ges</sub>	Gesamt-Phosphor
t	Zeit
ta	Dauer des kapillaren Aufstiegs [d]
TEZG	Teileinzugsgebiet
TK 25	Topographische Karte 1:25.000
UG	Untersuchungsgebiet
uGOK	unter Geländeoberkante
We	effektive Durchwurzelungstiefe [dm]
Wpfl	pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]

## Verwendete Kurzzeichen der Bodentypen und Bodenarten<sup>1</sup>

ABn	Allochthoner Brauner Auenboden (Vega)
BB	Braunerde
BB(p)	Braunerde (z.T. podsolig)
BB/CF	Braunerde über Terra fusca
BBc	Kalkbraunerde
BB-RR	Braunerde-Rendzina
BB-SS	Braunerde-Pseudogley
CF	Terra fusca
DD-BB	Pelosol-Braunerde
DD-SS	Pelosol-Pseudogley
GG	Gley
GG-AB	Gley-Vega
LL	Parabraunerde
LL-SS	Parabraunerde-Pseudogley
pBB	Podsolige Braunerde
RR	Rendzina
RR-BB	Rendzina-Braunerde
RZ	Pararendzina
sBB	Pseudovergleyte Braunerde
sDD-BB	Pseudovergleyte Pelosol-Braunerde
SS	Pseudogley
SS-BB	Pseudogley-Braunerde
SS-LL	Pseudogley-Parabraunerde
YK	Kolluvisol
u-l	schluffig-lehmig

---

<sup>1</sup> Nach AG BODEN (1994) und FETZER & PORTZ (1996)





## DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Forschungsprojektes WUNEF (BRUCH ET AL. 2001). Die Initiative zur Umsetzung des Projektes ging von Frau Priv. Doz. Dr. Ankea Siegl aus, die durch jahrelange Überzeugungsarbeit für die Wasserwirtschaft im Saarland wesentliche Fortschritte erreichen konnte, sowie von Herrn Prof. Dr. Jochen Kubiniok, der ebenso unermüdlich kritische Umweltthemen des Boden- und Gewässerschutzes anmahnt und Verantwortliche wie Öffentlichkeit auf diese aufmerksam macht. Das Projekt und mit ihm die vorliegende Arbeit wurden vom Ministerium für Umwelt (MfU) des Saarlandes finanziert. Über die finanzielle Unterstützung hinaus entwickelte sich ein reger fachlicher Austausch mit den Projektpartnern des Ministerium für Umwelt, des Landesamtes für Umweltschutz und des Staatlichen Institutes für Gesundheit und Umwelt (SIGU). Für Ihr Engagement und ihren Einsatz sei hier besonders Herrn Köppen, Herrn Schröder und Herrn Naumann sowie Herrn Schmitt gedankt. Wichtige Datengrundlagen wurden vom Deutschen Wetterdienst, verschiedenen Abteilungen des MfU und LfU, der Landesforstverwaltung des Saarlandes und weiteren Behörden zur Verfügung gestellt.

Durch diese interdisziplinäre Konstellation war ein Arbeitsumfeld gegeben, das den (Siedlungs-) Wasserwirtschaftlern den Blick „aus der Linie in die Fläche“ und den Bodenkundlern den Blick vom Einzugsgebiet und der durchwurzelten Bodenzone zum Gewässer öffnete. In diesem Zusammenhang danke ich Frau Priv. Doz. Dr. A. Siegl für die anregende und konstruktive Zusammenarbeit. Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Jochen Kubiniok für die wissenschaftliche Betreuung der Arbeit und das Vertrauen und die Unterstützung, die er mir während meiner Arbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie und Umweltforschung zuteil werden ließ.

Der unendliche Enthusiasmus meines Kollegen Ingo Bruch ermöglichte eine fachlich wie persönlich äußerst konstruktive und motivierende Teamarbeit, der auch Probenahmen bei regennassem November-Wetter, 14h-Gelände-Labor-Tage und durchgearbeitete PC-Nächte nur wenig anhaben konnten. Durch die tatkräftige Mithilfe unserer studentischen und wissenschaftlichen Hilfskräfte konnten wir die umfangreichen Gelände- und Laborarbeiten auch zu unmöglichen Zeiten und unter erbarmungslosen Witterungsverhältnissen erfolgreich durchführen. Für die Hilfe und Unterstützung beim Buddeln, Bohren, Aufbauen, Warten, Beprobieren, Aufbereiten, Analysieren, Kartieren, Digitalisieren und Layouten, konstruktive Anmerkungen und kritisches Nachfragen danke ich Knut Kreuzinger, Ralph Fischer, Michael Vollmar, Thomas Borst, Peter Schweers, Petra Reichle, Alexander Marquardt, Achim Schmitt, Konrad Niesel, Sabine Dier, Erik Geibel sowie Frau Xiaohua Hé. Frau Schramm und Frau Scheydt sowie den Mitarbeitern der AG Forst sei für die tatkräftige Unterstützung im Bodenlabor gedankt. Mein besonderer Dank gilt hier Dr. Claus Gerber und Dr. Silke Kruchten, die mit ihrer langjährigen Erfahrung aus der Waldschadensforschung, kreativen Ideen und fachlichem Wissen erheblich zum Gelingen des Projektes und dieser Arbeit beigetragen haben. Ebenso danke ich Dr. H.-M. Weicken für den bodenkundlichen Austausch und die ermutigenden Worte in der Endphase.

Schließlich gilt mein herzlichster Dank meinen Korrektoren Antje, Ingo, Silke und Stefan, meinen Freunden, Michael und Tim und meiner Familie für ihre Geduld und Unterstützung in den verschiedenen Phasen dieser Arbeit.



---

## 1 EINLEITUNG

---

### 1.1 DIFFUSE STICKSTOFFAUSTRÄGE UND GEWÄSSERSCHUTZ

#### 1.1.1 Das Nitratproblem

Das „Nitratproblem“ ist nicht neu, sondern wird bereits seit über 50 Jahren untersucht und zum Teil kontrovers diskutiert. Vielerorts wurde seit den 1950er Jahren ein drastischer Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet, und das sowohl in den Ländern der Europäischen Union als auch im außereuropäischen Ausland (siehe dazu OBERMANN 1988; DUYNISVELD ET AL. 1988; STREBEL ET AL. 1989; BECKER 1989; WEI, KOHUT, KALYN & CHWOJKA 1993). Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt seit der Novellierung 1986 bei 50 mg Nitrat/l, das entspricht 11,3 mg Nitrat-Stickstoff pro Liter. Dieser Grenzwert wurde im Einzugsbereich vieler Wasserwerke bereits in den 1980er Jahren überschritten, zum Teil um ein Mehrfaches des Grenzwertes (OBERMANN 1988). Besonders in den oberflächennahen Grundwasserleitern sind zunehmend erhöhte Nitratgehalte festzustellen (WALTHER 1994; LAMMEL & FLESSA 1998). Mit dem „Nitratproblem“ beschäftigten sich daher anfangs vor allem die Wasserversorger, denn zur Trinkwasserbereitung wird in Deutschland zu 70 % auf Grundwasser zurückgegriffen. Die Gesundheitsrisiken durch die Aufnahme hoher Nitratgehalte über Trinkwasser oder auch über Lebensmittel liegen in primären Wirkungen bei Aufnahme großer Nitratmengen, Sekundärwirkungen durch Bildung von Nitrit (Methämoglobinämie) und Tertiärwirkungen durch Bildung von kanzerogenen N-Nitroso-Verbindungen (Nitrosamine) (OBERMANN 1982; SCHLATTER 1984; KÜBLER, HOPPE & JAHNEL 1984; FROMMBERGER 1984). Deutschlandweit weisen derzeit 25 % aller Grundwassermessstellen deutlich bis stark erhöhte Nitratwerte über 25 mg NO<sub>3</sub>/l auf (BOSENIUS 1998, S. 33).

Viele Studien beziehen sich daher auf die Untersuchung hoher Nitratgehalte und deren Herkunft im Grundwasser (u. a. OBERMANN 1988; RÖDER ET AL. 1994; RICHTER & BEBLIK 1996; KOEHN 1998; siehe auch ROHMANN & SONTHEIMER 1985). Als Quelle der hohen Nitratbefrachtung wurde schon früh die intensive, nicht an Standort und Pflanzenbedarf ausreichend angepasste landwirtschaftliche Bodennutzung erkannt, bei der hohe Stickstoffmengen, eingesetzt zur Steigerung der Erträge, über das ökologisch verträgliche Maß hinaus in die Agrarökosysteme eingebracht werden (u. a. ROHMANN & SONTHEIMER 1985; OBERMANN & BUNDERMANN 1982; THOMA 1984; VAN DER PLOEG & HUWE 1988; OBERMANN 1988; BACH 1987 und 1990; SCHARPF & WEHRMANN 1991; MOLDAN & CERNY 1992). Dass die Landwirtschaft als Hauptverursacher diffuser Gewässerbelastungen anzusehen ist, wird in Fachkreisen mittlerweile nicht mehr angezweifelt (DEUTSCHER BUNDESTAG 1998). Der mittlere jährliche Stickstoffüberschuss landwirtschaftlicher Nutzflächen, gerechnet als Differenz zwischen Düngungs-Input und Nährstoffentzug durch Nutzpflanzen, wird nach verschiedenen Quellen mit Werten zwischen 110 kg N/ha und 118 kg N/ha beziffert (DEUTSCHER BUNDESTAG 1998, BÖHM ET AL. 1999, FEHR 2000). LAMMEL & FLESSA (1998) geben als mittlere jährlich ausgebrachte Stickstoffmenge 135 kg N/ha Mineraldünger und ca. 80 kg N/ha Wirtschaftsdünger an und kommen bei Beachtung zusätzlicher Stickstoffeinträge über Futtermittel und atmosphärische Deposition sowie die Fixierung durch Leguminosen auf einen Stickstoffüberschuss von deutlich über 100 kg N/ha.

Die kritische Stickstoffspezies ist dabei das Nitrat, das bedingt durch seine chemischen Eigenschaften anders als z. B. Phosphat kaum an die festen Bodenpartikel gebunden wird und daher überwiegend im Bodenwasser gelöst vorliegt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998; VERMOESEN ET AL. 1993; MOLDAN & CERNY 1992). Nitrat wird u. a. bei der Mineralisation von Wirtschaftsdünger, Ernteresten und der organischen Substanz des Bodens freigesetzt. Neben mineralischen Stickstoffdüngern enthalten aber auch organische Dünger wie Jauche und Gülle zu einem gewissen Teil mineralische Stickstoffverbindungen (KOEHN 1988; HAUG ET AL, 1992).

Untersuchungen in Wasserschutzgebieten zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen steigenden Anteilen an Ackerflächen und mit kritischen Nitratgehalten im Rohwasser, insbesondere bei düngungsintensiven Feldfrüchten (vgl. FREDE, GÄTH & BACH 1994). GUTSER & HAUCK (1994) stellen einen klaren Zusammenhang zwischen der Flächennutzung bzw. den damit verbundenen Stickstoffeinträgen und der Nitratkonzentration im Grundwasser fest. Unter forstwirtschaftlicher Nutzung wurden nach ihren Untersuchungen Nitratstickstoffgehalte von 2,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l gemessen. Mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung, die sich sowohl im Stoffeinsatz als auch im Bewuchs zeigt, nahmen auch die Nitratgehalte im Grundwasser deutlich zu und erreichten unter Ackerflächen mittlere Konzentrationen von fast 30 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Angaben des Ministeriums für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes von 1995 zufolge (MUEV 1995) lagen im Saarland in Gebieten mit landwirtschaftlicher Nutzung die Nitratkonzentrationen im Grundwasser bei durchschnittlich 35 mg NO<sub>3</sub>/l (7,91 mg NO<sub>3</sub>-N/l), während in Gebieten, in denen keine Landwirtschaft betrieben wird, durchschnittlich nur 15 mg/l Nitrat (3,39 mg NO<sub>3</sub>-N/l) festgestellt wurden.

Neben Art, Menge und Zeitpunkt der Düngung sowie Bewuchs und Bewirtschaftung bestimmen Bodenart, Bodenaufbau, Klima und daraus folgend die Sickerwassermenge den Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser. Mit dem Sickerwasser kann gelöst vorliegendes Nitrat aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten, den wassergesättigten Bodenkörper und weiter in den Grundwasserkörper verlagert werden. Der Zusammenhang zwischen Wasserhaushalt und Nährstoffaustrag landwirtschaftlich genutzter Böden wurden vielfach untersucht (u. a. RENGER & STREBEL 1983; WESSOLEK ET AL. 1984; DUYNISVELD 1984; DUYNISVELD & STREBEL 1985; WESSOLEK ET AL. 1985; DVWK 1985; STREBEL & BÖTTCHER 1988; RENGER ET AL. 1989; RENGER & WESSOLEK 1990; RENGER ET AL. 1990; OTILLINGER 1997).

Die technische Aufbereitung belasteten Grund- und Trinkwassers ist sehr aufwendig und vor allem wesentlich kostenintensiver als die Umsetzung gezielter Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Sanierung von boden- und nutzungsspezifischen Nitrateinträgen in das Grundwasser (vgl. ROHMANN 1984, DVWK 1994, GÄTH & WOHLRAB 1995). Zahlreiche Projekte und Maßnahmen wurden im landwirtschaftlichen Bereich umgesetzt, vor allem in Wasserschutzgebieten mit Bezug zur Trinkwassergewinnung (u. a. VAN DER PLOEG & HUWE 1988; DBG 1992; SCHULTZ-WILDELAU 1991; DVWK 1996). Das Bundesministerium für Umwelt merkt dazu an, dass Grundwasserverunreinigungen aufgrund der langen Regenerationszeiten dieser Ressource Langzeitschäden sind und das Grundwasser daher durch entsprechende Vorsorgemaßnahmen zu schützen ist (BOSENIUS 1998).

Auch wenn MARKARD (1999) anmahnt, dass der Grundwasserschutz in den letzten Jahren etwas in Vergessenheit geraten ist, so wird die Nitratproblematik immer noch eher im Zusammenhang mit der Ressource Grundwasser betrachtet als z. B. mit der Belastung der Oberflächengewässer und den Folgen, die sich daraus ergeben. Denn neben dem Austrag in den Grundwasserkörper gelangt Nitrat auch über Interflow und mit dem Grundwasserzustrom in die Oberflächengewässer. Abgesehen davon, dass auch Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung (Uferfiltrat) herangezogen wird, bewirken überhöhte Stickstofffrachten eine Eutrophierung der Gewässer und als Fernwirkung eine erhebliche Belastung der küstennahen Meere (PETERSON ET AL. 2001; HAMM 1991; ARHEIMER & LIDEN 2000; UBA 1996). Von PETERSON ET AL. (2001) an kleinen Fließgewässern in den USA durchgeführte Isotopenversuche zeigen, dass der mit dem Fließgewässer transportierte mineralische Stickstoff, ob als Ammonium oder als Nitrat, vielfältigen Umsetzungsprozessen im Wasserkörper und im Sediment unterliegt. Aber trotz Abbau und Umbau benötigt Nitrat ungefähr die 5 bis 10-fache Gewässerstrecke für einen vergleichbaren Abbau wie Ammonium. Bei hohen Stickstoffbefruchtungen nimmt die Effektivität der gewässereigenen Selbstreinigung deutlich ab.

Untersuchungen zum diffusen Stoffeintrag in Fließgewässer wurden u. a. von LAMMEL (1990), RADERSCHALL (1993 und 1994), HASENPUSCH (1995) und BACH (1997), BEHRENDT ET AL. (1999) und BÖHM ET AL. (1999) durchgeführt. BÖHM ET AL. (1999) schätzen den Anteil der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer, die über das Grundwasser zugeführt werden, auf 42 %, welche wiederum zu ca. 90 % aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche stammen (vgl. UBA 1994). Zwar wurde gegenüber den Einträgen, die das UMWELTBUNDESAMT (1998, zit. in BÖHM ET AL. 1999) für 1987/89 angibt, bis 1998 durch regional ergriffene Maßnahmen in der Landwirtschaft eine Reduzierung der Nitratreinträge um 20 % errechnet. Dennoch sehen sowohl BÖHM ET AL. (1999) als auch BEHRENDT ET AL. (1999) immer noch einen klaren Handlungsbedarf im Bereich der Landwirtschaft zur Reduzierung der diffusen Stickstoffeinträge.

Der Begriff der „diffusen“ Einträge wird zur Unterscheidung der Belastungen ohne eindeutig lokalisierbare Schmutzquellen (z. B. Einträge über Sickerwasser, Interflow und Grundwasserzustrom, atmosphärische Deposition) von Stoffeinträgen „punktuell“ zuzuordnender Stoffeintragspfade (z. B. Einleitungen von Kläranlagen, Hausklärgruben, Industrie) verwendet. Die Definition wird bei vielen Autoren allerdings unterschiedlich eng gezogen oder auch nach den Transportprozessen differenziert (siehe dazu DVWK 1999). Fokus der vorliegenden Arbeit sind die „diffusen“ Stoffausträge, die über das (Boden-) Sickerwasser und in der weiteren Folge den Interflow und Grundwasserzustrom dem Vorfluter zugeführt werden.

BRUCH ET AL. (2001) haben einen klaren Zusammenhang zwischen dem Anteil intensiver Bodennutzung und den diffusen Nitratreinträgen in Quelleinzugsgebieten im ländlichen Raum aufgezeigt. Abbildung 1-1 zeigt für die zwischen November 1997 und April 2000 im Rahmen des Projektes WUNEF<sup>2</sup> untersuchten Einzugsgebiete, dass die Quellen in intensiv landwirt-

---

<sup>2</sup> „Wasser- und Nährstoffhaushalt im Einzugsgebiet kleiner Fließgewässer auf repräsentativen Flächen im ländlichen Raum des Saarlandes als Grundlage für angepasste kommunale Abwasser- und Regenwasserbehandlungskonzepte“ (BRUCH ET AL. 2001)

schaftlich genutzten Einzugsgebieten (Quellen F1, L1, G1 und M1) nach der mittleren Nitrat-Stickstoffkonzentration nach LAWA (1998) eine chemische Gewässergüte von III–IV und IV erreichen. Damit liegen die Nitratkonzentrationen um das Achtfache und mehr über der Zielvorgabe der LAWA (1998) von 2,5 mg NO<sub>3</sub>-N/l (siehe Kapitel 1.1.2.4). Im Vergleich dazu erreichen die Quellen in Bereichen, die überwiegend mit extensiv genutztem Grünland und Wald bestanden sind, wie die Quelle des Schreckelbaches (Quellen S1), Nitratgehalte von im Mittel 0,40 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Dies ist nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) als anthropogen unbelastet (Gewässergüteklasse I) einzustufen.

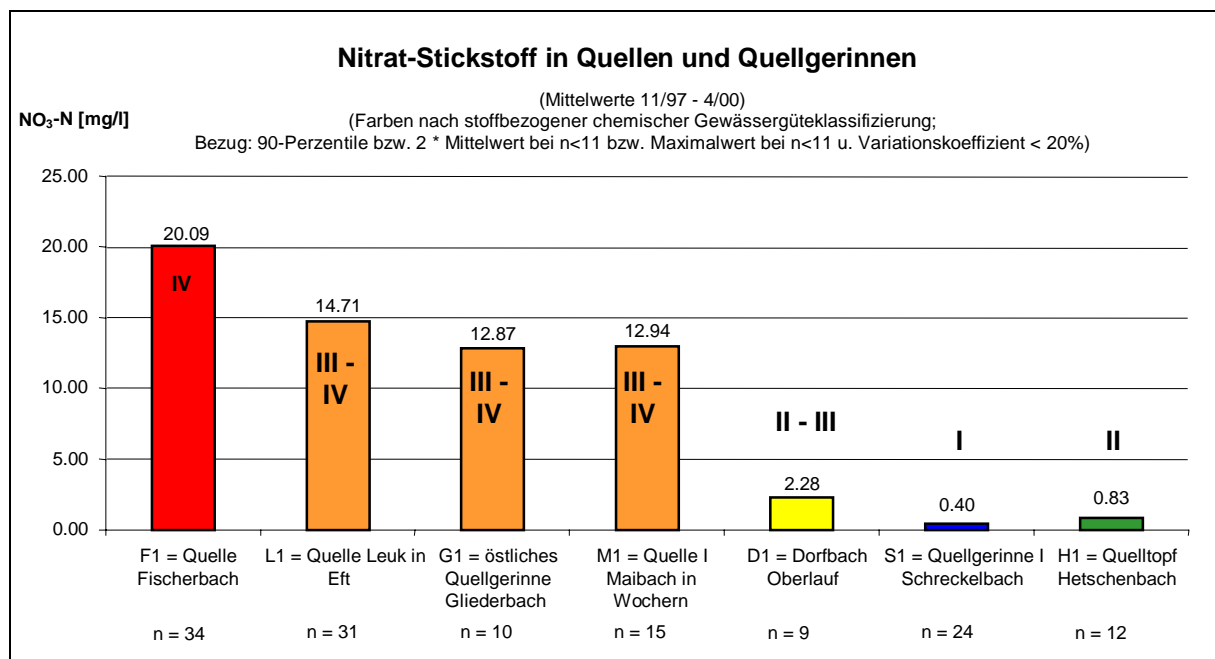


Abbildung 1-1: Nitrat-Stickstoff in Quellen unterschiedlich intensiv genutzter Einzugsgebiete im Saarland<sup>3</sup>

Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der diffusen Nitratreinträge führen sollen, setzen vor allem im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung an. Neben umfangreichen Maßnahmenkatalogen, die von verschiedenen Stellen ausgearbeitet wurden (z. B. DBG 1992; DVWK 1994, 1995 UND 1996; FREDE & DABBERT 1998), wurden verschiedene Modelle und Arbeitsansätze erarbeitet, die das standörtliche Nitratauswaschungsrisiko erfassen, bewerten und Planungsgrundlagen, z. B. in Form von Auswertungskarten zur potentiellen Nitratauswaschungsgefahr, bereitstellen (ELHAUS ET AL. 1989; RENGER ET AL. 1990; WEINZIERL 1990 und 1992; WEINZIERL & ZWÖLFER 1992; HENNINGS 1994; GÄTH & WOHLRAB 1994; GÄTH & WOHLRAB 1995; MÜLLER 1997; HILMES ET AL. 1998). Andere Modelle zielen statt der Bewertung des Nitrataustragsrisikos ausschließlich über Wasserhaushaltsparameter auf eine Quantifizierung der Stoffausträge bzw. Stoffeinträge in Grund- und Oberflächenwasser über

<sup>3</sup> aus BRUCH ET AL. (2001), verändert

unterschiedlich dimensionierte und komplexe Modelle ab (z. B. SOKOL ET AL. 1993; SHAFFER ET AL. 1993; WENDLAND 1993; WENDLAND ET AL. 1994; JORDAN ET AL. 1994; STICKSEL 1994; WU ET AL. 1996; LANG 1997; BEHRENDT ET AL. 1999; BEBLIK ET AL. 1998; HOFFMANN 1999; GEBEL 2000; vgl. auch DVWK 1999). Über die Kombination der Wasserhaushaltsparameter, die den Nitrataustrag bestimmen, und der Management-Parameter, die den Stickstoffeintrag und Nährstoffhaushalt beeinflussen, ergeben sich mit Hilfe Geographischer Informationssysteme weitreichende Möglichkeiten, Maßnahmen zum Beispiel im Sinne der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Kapitel 1.1.2.2) zu steuern und an standortangepasst umzusetzen (FEHR 2000; GEBEL 2001; JORDAN ET AL. 1994).

## 1.1.2 Rechtlicher Hintergrund

Stickstoff spielt als ertragsbildender Pflanzennährstoff insbesondere für die Intensivlandwirtschaft eine bedeutende Rolle. Andererseits reagiert das Geoökosystem aber auf eine Überdosierung der Nährstoffe mit hohen Austrägen in Grund- und Oberflächenwasser, die zu einer Eutrophierung der Gewässer und Meere und Verunreinigungen der Trinkwasserreserven führen.

Im rechtlichen Rahmen wurden internationale Vereinbarungen und sowohl EU-weit als auch in Folge der Europäischen Rechtsverordnungen auf bundesdeutscher Ebene vielfältige Gesetze und Richtlinien erlassen, die zu einer Reduzierung der diffusen Stoffeinträge in die Gewässer führen sollen. Einige wichtige Abkommen, Gesetze und Zielvorgaben, die in diesem Rahmen zu nennen sind, sind im Folgenden aufgeführt.

### 1.1.2.1 Internationale Abkommen

#### *Internationale Nordseeschutz-Konferenzen (INK)*

Bei den Internationalen Nordseeschutz-Konferenzen (INK) von 1987 und 1990 wurde eine Verringerung der Nährstoffeinträge für den Zeitraum 1985 - 1995 um 50 % beschlossen. Zur 4. Nordseeschutz-Konferenz 1995 waren hinsichtlich Stickstoff lediglich 25 % bis 30% der geforderten Verringerungen erreicht (vgl. DEUTSCHER BUNDESTAG 1998, UBA 2000a; BOSENIUS 1998). In der Landwirtschaft wurden die Emissionen in die Flüsse dabei um 17 % gesenkt, während im Bereich der kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleiter wesentlich höhere Reduktionen zwischen 41 % und 61 % festgestellt werden konnten (DEUTSCHER BUNDESTAG 1998).

#### *OSPAR*

- Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks vom 25. März 1998, bereits am 22. September 1992 in Paris als Pariser Übereinkommen gezeichnet.

Prioritäten der OSPAR-Strategie zur Eutrophierungsbekämpfung sind u. a. die Erfüllung der EU-Nitratrichtlinie, Quellenorientierte Maßnahmen in bekannten Problemgebieten, Förderung der "guten fachlichen Praxis" in der Landbewirtschaftung (UBA 2000a, 2000b). Die Bundes-

republik Deutschland hat 1994 ein „Gesetz zu internationalen Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes und des Nordostatlantiks“<sup>4</sup> erlassen, mit dem u. a. die Übernahme des OSPAR-Übereinkommens in die nationale Rechtsprechung geregelt wurde (UBA 2000c).

### 1.1.2.2 EU-Richtlinien

#### *Trinkwasserrichtlinie*

- Richtlinie des Rates vom 03.11.1998 "über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch"<sup>5</sup>

Die Trinkwasserrichtlinie legt die Anforderungen an Wasser fest, das für menschlichen Gebrauch bestimmt ist, und zählt dennoch zum unmittelbaren Gewässerschutzrecht, da sie Anforderungen an das zur Trinkwassergewinnung verwendete Grund- und Oberflächenwasser stellt (SEIDEL 2000). Nach Anhang I, Teil B, Chemische Parameter gilt für Nitrat der Grenzwert von 50 mg/l, Nitrit: 0,5 mg/l;  $[\text{Nitrat}]/50 + [\text{Nitrit}]/3 \leq 1$ . Die neue EU-Trinkwasserrichtlinie erfordert die Novellierung der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) zur Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht bis zum 25.12.2000 (SEIDEL 2000).

#### *Nitratrichtlinie*

- Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen<sup>6</sup>

Ziel der Nitratrichtlinie ist der Schutz der Binnen- und Meeresgewässer vor Nährstoffbelastungen aus dem Verursacherbereich Landwirtschaft zur Begrenzung der Eutrophierung. Sie soll einen Beitrag zur Einhaltung der in der EU-Trinkwasserrichtlinie und der EU-Rohwasserrichtlinie<sup>7</sup> angegebenen Nitratgrenzwerte im Sinne eines ländlichen Gewässerschutzes leisten (vgl. SEIDEL 2000 S. 52 ff). Der Rat der Europäischen Gemeinschaften stellt im Einleitungstext der Richtlinie fest, dass die Verwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln und Wirtschaftsdüngern für die Landwirtschaft zwar erforderlich, die übermäßige Verwendung von Düngemitteln aber eine Gefahr für die Umwelt darstellt (Richtlinie 91/676/EWG S. 1). Die Landwirtschaft wird als Hauptverursacher der diffusen Belastung der Gewässer mit Nitrat genannt. Aus dieser Erkenntnis heraus werden für die Gemeinschaft Maßnahmen beschlossen, die Umweltpolitik soll stärker in der Agrarpolitik berücksichtigt werden. Als wichtiges Mittel eines allgemeinen Gewässerschutzes sieht der Rat die Umsetzung der "guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft".

Die Nitratrichtlinie beinhaltet u. a. die Festlegung sogenannter "gefährdeter Gebiete" in den Mitgliedsstaaten. Für diese "gefährdeten Gebiete" sollen Aktionsprogramme aufgestellt

<sup>4</sup> Gesetz zu den internationalen Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes und des Nordostatlantiks vom 23. August 1994 (BGBl. II, Nr. 30 vom 30. August 1994, 1355; 1360-1379).

<sup>5</sup> Abl. EG 1998 Nr. L 330, S. 32, Berichtigung der Anhänge I-III, Abl. EG 1999 Nr. L 45, S. 55

<sup>6</sup> Abl. EG 1991 Nr. L 375, S. 1, geändert durch Richtlinie 91/692/EWG, Abl. EG 1991 Nr. 377, S. 48

<sup>7</sup> Richtlinie des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten (Abl. EG 1975 Nr. L 194, S. 34, zuletzt geändert durch Richtlinie 91/692/EWG, Abl. EG 1991 Nr. 377 S. 48)



werden, die das Ausbringen von stickstoffhaltigen Düngemitteln begrenzen, die "Regeln der guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft" beinhalten und eine bedarfsgerechte Düngung zum Ziel haben. Die Umsetzung der Aktionsprogramme hat innerhalb von 4 Jahren nach ihrer Aufstellung zu erfolgen. Bei Anwendung der Aktionsprogramme auf das gesamte Staatsgebiet müssen die Nitratgehalte von Oberflächengewässern und Grundwasser überwacht werden. Ebenso wird dann eine flächendeckende Einführung und Förderung von an die regionalen Verhältnisse angepassten "Regeln der guten fachlichen Praxis der Landwirtschaft" gefordert. Zur Prüfung der Wirksamkeit der Aktionsprogramme müssen geeignete Überwachungsprogramme aufgestellt und durchgeführt werden.

Zur Umsetzung der Richtlinie hat die Bundesrepublik Deutschland nach Art. 3 Absatz 5 der Richtlinie 91/676/EWG das gesamte Staatsgebiet als "gefährdetes Gebiet" ausgewiesen (vgl. EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 1998, S. 8). Mit der Verabschiedung der Düngeverordnung (DVO) 1996 wurden Teile der Nitratrichtlinie wie gefordert in nationales Recht umgesetzt und "Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft" definiert (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 1998, S. 26). Über 186 Grundwassermessstellen und 15 Messstellen für Oberflächensüßwasser werden gemäß des Berichtes der Bundesrepublik an die Kommission regelmäßig beprobt, um den Eintrag von Nitrat aus der Landwirtschaft zu überwachen (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 1998, S. 13).

Die Europäische Kommission hat jedoch beim Europäischen Gerichtshof wegen unzureichender Umsetzung der Nitratrichtlinie Klage eingereicht (JAHRESBERICHT DER WASSERWIRTSCHAFT 2000; EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF 2000). Die EU-Kommission ist der Auffassung, dass die in der Düngeverordnung vorgesehene Anrechnung der Lagerungs- und Ausbringungsverluste von Wirtschaftsdüngern bei der Düngeplanung der Nitratrichtlinie widerspricht (JAHRESBERICHT DER WASSERWIRTSCHAFT 2000, S. 6). Der Europäische Rechnungshof (2000, C353/24) merkt in einem Sonderbericht über die Ökologisierung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) an, dass die Nitratrichtlinie bislang „von keinem der Mitgliedsstaaten in wirklich zufriedenstellender Weise umgesetzt“ worden ist.

#### *Wasserrahmenrichtlinie*

- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik<sup>8</sup>

Die neue Wasserrahmenrichtlinie soll den bestehenden Flickenteppich europäischer Wasserrichtlinien ersetzen und eine "befriedigende Grundlage für eine moderne europäische Wasserpolitik" schaffen sowie zentrale Prinzipien des Gewässerschutzes auf europäischer Ebene festlegen. Operatives Ziel der Richtlinie ist das Erreichen einer guten ökologischen Qualität der Oberflächengewässer und eines guten quantitativen und chemischen Zustand des Grundwassers. Eckpunkte sind u. a. die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand biologischer und chemischer Bewertungsparameter sowie das Flussgebietsmanagement, das eine Analyse und Klassifizierung der Flussgebiete über Flussgebietspläne sowie die Ableitung und Durchführung von Maßnahmenprogrammen zur Verbesserung des Zustandes

<sup>8</sup> Abl. EU Nr. L 327 vom 22.12.2000, S. 0001 – 0073

beinhaltet. Die Richtlinie folgt bei der Emissionsbegrenzung dem in Deutschland angewandten kombinierten Ansatz aus Emissionsgrenzwerten und Qualitätsstandards (Emissions- und Immissionsprinzip; vgl. BMU 1999). Da die Richtlinie erstmals einen Gesamtrahmen für den europäischen Gewässerschutz festlegt, werden zahlreiche sektorbezogene und überholte Gewässerschutzrichtlinien aufgehoben.

### 1.1.2.3 Bundes- und Landesrecht

#### *Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes*

In dem vom Bundestag am 15.11.2001 verabschiedeten neuen Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) wurde als eine wesentliche Änderung die Förderung einer natur- und umweltverträglichen Landwirtschaft aufgenommen (BFN 2001, BMU 2001a). Die aus naturschutzfachlicher Sicht formulierten Anforderungen an die „gute fachliche Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft“ ergänzen die bisherigen Regelungen „anderer einschlägiger Vorschriften“ (BMU 2001b). Die Bewirtschaftung soll sich dabei an den Eigenschaften und Erfordernissen des jeweiligen Standortes orientieren. Das bedeutet, dass im Sinne einer standortangepassten Bewirtschaftung Ertragsgesichtspunkte mit ökologischen Abwägungen zu verbinden sind (BMU 2001b, S. 72). Zu § 5 Abs. 3 Nr. 3 (Entwurf BNatSchGNeuregG, BMU 2001b) wird in der Begründung des Entwurfes erläutert, dass die Bewirtschaftungsverfahren u. a. durch die Art der Bodenbearbeitung, die Wahl der Fruchtfolgen einschließlich Zwischenfrüchten sowie die Art- und Menge der Düngemittelaufwendungen so zu wählen sind, dass die „natürliche Ausstattung der landwirtschaftlich bewirtschafteten Fläche (Boden, Wasser, Tiere und Pflanzen) nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt wird“ (BMU 2001b, S. 73).

#### *Trinkwasserverordnung (TrVO)*

- Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (TrinkwV) vom 12. Dezember 1990<sup>9</sup>

Mit der Trinkwasserverordnung wurden die Regelungen der EG-Trinkwasserrichtlinie an deutsches Recht angepasst. Die aufgrund der EU-Trinkwasserrichtlinie vom 3.11.1998 erforderlich gewordene Novellierung wurde im Februar 2001 vom Bundestag als „Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001“<sup>10</sup> verabschiedet, tritt jedoch erst am 1. Januar 2003 in Kraft. Der Grenzwert für Nitrat bleibt wie bisher mit Nitrat 50 mg/l bestehen.

#### *Düngeverordnung (DVO)*

- Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996<sup>11</sup>

<sup>9</sup> BGBl. I, S. 2613, berichtigt 23. Januar 1991 (BGBl. I S. 227; ), 1993 (BGBl. I S. 278), 1.4.1998 (BGBl. I S. 699), 27.10.1998 (BGBl. I S. 3288), zuletzt geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 14.12.2000 (BGBl. I S. 1728)

<sup>10</sup> Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959)

<sup>11</sup> BGBl. I 1996 S. 118; zuletzt geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 16. Juli 1997, BGBl. I S. 1835

Mit der Düngeverordnung werden die "Grundsätze der guten fachlichen Praxis bei der Düngung" definiert, die bereits im Düngemittelgesetz<sup>12</sup> vorgegeben wurden, und in Teilen auch die EG-Nitratrichtlinie in deutsches Recht umgesetzt (BOSENIUS 1998, S. 20, S. 63; BMELF 1998, S. 6). Über die Düngeverordnung soll "ein besserer Schutz der Gewässer vor (diffusen) Verunreinigungen, insbesondere durch Nitrat, aus landwirtschaftlichen Quellen erreicht werden" (BOSENIUS 1998 S. 20). Sie bezieht sich auf alle landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Ziel der Düngeverordnung ist die Vermeidung von Nährstoffverlusten durch pflanzenbedarfs- und standortgerechten sowie zeitlich angepassten Einsatz von Düngemitteln, die Vermeidung von Ausbringungsverlusten und direkten Einträgen in die Gewässer und insgesamt langfristig die Vermeidung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer durch entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen wie z. B. Zwischenfruchtanbau (BMELF 1998, S. 6ff). Außerdem sieht die Düngeverordnung eine schlagweise<sup>13</sup> Ermittlung des Düngebedarfs nach Standort- und Anbaubedingungen vor, entweder über eigene Untersuchungen oder über Richtwerte der Landwirtschaftskammern und eine jährliche Aufstellung von betriebsbezogenen N-Bilanzen ab 10 ha Landwirtschaftsfläche.

Die Angaben sind überwiegend als Empfehlungen an die Landwirte zu verstehen. Allerdings beinhaltet die Verordnung auch eine Reihe von Ordnungswidrigkeiten wie den Direkteintrag in Oberflächengewässer, die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel auf wassergesättigtem, tief gefrorenen oder stark schneebedeckten Boden, die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern nach der Ernte auf unbestelltes Ackerland oder ohne Einarbeitung, die Überschreitung der maximalen tolerablen Stickstoffmenge (Wirtschaftsdünger) nach der Ernte oder die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern innerhalb der festgelegten Sperrfrist.

Trotz der 1996 erlassenen Düngeverordnung und der Einführung des Begriffs einer "ordnungsgemäßen Landwirtschaft" scheint diese immer noch nicht in einem für den Gewässerschutz notwendigen Maße umgesetzt zu sein bzw. tatsächlich von den Landwirten praktiziert und von den entsprechenden Stellen kontrolliert zu werden. FEHR 2000 (S. 114) merkt in seiner Aufstellung von "Nährstoffbilanzen für verschiedene Flusseinzugsgebiete" an, dass offensichtlich nicht alle gesetzlichen Bestimmungen, die zur Reduzierung der Nährstoffbelastung der Gewässer relevant sind, auch eingehalten werden. Neben fehlenden Gewässerrandstreifen zum Schutz u. a. vor Direkteinträgen aus der Düngung sieht er auch Verfehlungen im Bereich der Düngeplanung, die oftmals nicht alle Nährstoffgaben ausreichend berücksichtigt (FEHR 2000, S. 114 ff). Daraus ergeben sich nach seiner Studie Bilanzüberschüsse von im Mittel 112 kg N/ha (nach Acker- und Grünlandanteilen gewichtet (Fehr 2000, S. 114). Die von ihm berechneten Kosten-Nutzen-Szenarien zur Reduzierung der Stoffeinträge in Gewässer zeigen, dass schon die Einhaltung einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung, sprich die Einhaltung der Düngevorgaben der Landwirtschaftskammern und damit die Senkung der N-Bilanzüberschüsse, die Stoffeinträge im Verhältnis erheblich reduzieren können, ohne dabei hohe zusätzliche Aufwendungen wie bei einer konsequenten Umstellung auf ökologischen Landbau zu verursachen.

<sup>12</sup> Düngemittelgesetz vom 15 November 1977, BGBl. I S. 2134, zuletzt geändert am 27.9.1994, BGBl. I S. 2705

<sup>13</sup> Bewirtschaftungseinheit bis 5 ha

### 1.1.2.4 Qualitätsziele

Ziel des Gewässerschutzes soll im Sinne des Bundesumweltministeriums eine "gute ökologische Wasserqualität" sein, die den "Erfordernissen des Ökosystems, insbesondere der Erhaltung oder Regeneration naturraumtypischer Lebensgemeinschaften" entspricht (BOSENIUS 1998 S. 55). LAWA (1998) und BOSENIUS (1998) unterscheiden hinsichtlich der Qualitätsziele verschiedene "Schutzgüter", u. a. die "Aquatischen Lebensgemeinschaften" und die Trinkwasserversorgung (LAWA 1998, S. 3; BOSENIUS 1998, S. 135). Die erarbeiteten Qualitätsziele basieren für diese beiden Schutzziele auf ökotoxikologischen Untersuchungen bzw. den Grenzwerten der EU-Rohwasserrichtlinie (75/440/EWG). Zielvorstellung nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) ist die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) für die den Sauerstoffhaushalt belastenden und biologisch abbaubaren organischen Stoffe (BOSENIUS 1998 S. 135 ff). Die Gewässergüte II ist auch im Saarland das angestrebte Leitbild. Das hier verwendete Bewertungsschema wurde in Zusammenarbeit mit der Saar-Mosel-Kommission erstellt (vgl. LAWA 1998 S. 18).

Die chemische Gewässergüteklassifizierung der LAWA sieht für die Stoffgruppe "Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen" folgende in Tabelle 1-1 genannten Grenzwerte für die Güteklassen I (anthropogen unbelastet) und II (mäßig belastet; Zielvorgabe eingehalten) vor (LAWA 1998, S. 24 ff).

*Tabelle 1-1: Angestrebte Gewässergüteklasse II und Gewässergüteklasse I für die anorganischen Stickstoffparameter und Gesamtstickstoff<sup>14</sup>*

Parameter	Chemische Gewässergüteklassifikation LAWA <sup>15</sup>		Zielvorgaben Saarland <sup>16</sup>
	Güteklasse II (mäßig belastet)	Güteklasse I (anthropogen unbelastet)	Güteklasse II
N-Gesamt	≤ 3,0 mg/l	≤ 1 mg/l	k. A.
NO <sub>3</sub> -N	≤ 2,5 mg/l	≤ 1 mg/l	2,3 mg/l
NO <sub>2</sub> -N	≤ 0,1 mg/l	≤ 0,01 mg/l	k. A.
NH <sub>4</sub> -N	≤ 0,3 mg/l	≤ 0,04 mg/l	0,2 <sup>17</sup>

Angesichts der immer noch hohen Stickstoffeinträge in die Gewässer und des hohen Anteils aus diffusen Quellen fordert das Bundesumweltministerium eine weitergehende Reduzierung der Nährstoffeinträge als bislang in Richtlinien, insbesondere der Düngeverordnung, verankert ist (BOSENIUS 1998, S. 153). Die flächendeckende Umsetzung einer standort- und bedarfsgerechten Düngung, wie sie die EU-Nitratrtrichtlinie bzw. die Düngeverordnung vorsehen, sei zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer erforderlich. Darüber hinaus wird auch eine Reduzierung des Viehbesatzes durch Flächenbindung angesprochen

<sup>14</sup> 90-Perzentil (vgl. LAWA 1998)

<sup>15</sup> vgl. LAWA 1998, S. 24 ff.

<sup>16</sup> vgl. LAWA 1998, S. 18, Anhang A7

<sup>17</sup> 0,26 mg NH<sub>4</sub>-N nach einem Arbeitspapier des Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes und der Internationalen Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar gegen Verunreinigung IKSMS (MUEV 1998a)

(BOSENIUS 1998 S. 63). Ebenso sollen Gewässerrandstreifen an intensiv landwirtschaftlich genutzten Uferzonen angelegt, die Umwandlung von Ackerland in Grünland, schonende Bodenbearbeitung sowie "gewässerbegleitende, standortgerechte Bepflanzung" als Gewässerschutzmaßnahmen ergriffen werden (BOSENIUS 1998 S. 63). Verschiedene landwirtschaftliche und wasserwirtschaftliche Fachverbände fordern ebenso die "Umorientierung der Gemeinsamen Agrarpolitik zur Herstellung von Zielkonformität zwischen Agrar- und Umweltpolitik" und wollen dies mit ähnlichen Zielen wie das Bundesumweltministerium verfolgen (in BOSENIUS 1998 S. 64).

#### **1.1.2.5 Maßnahmen und Umsetzungen im Saarland**

Das Saarland hat in der Vergangenheit im Rahmen der gesetzlichen Forderungen mit gewissen Maßnahmen auf die Problematik reagiert, indem beispielsweise zur Umsetzung der Düngeverordnung den Landwirten mit einer Broschüre „verbindliche Regeln für einen umweltverträglichen Düngemittleinsatz“ an die Hand gegeben wurden (LWK & MU 1997). Über das Nitratkataster, das die Landwirtschaftskammer des Saarlandes seit 1997 im Zuge der Düngeverordnung betreibt, werden regelmäßig im Frühjahr Übersichten über aktuelle  $N_{\min}$ -Werte und Stickstoff-Düngeempfehlungen veröffentlicht (BRÜCK 1997, 1998, 1999 und 2000). Diese Empfehlungen werden nach den Forderungen der Düngeverordnung zur Ermittlung des Düngebedarfs der bewirtschafteten Schläge bzw. Bewirtschaftungseinheiten (bis 5 ha) angeboten und auf der Grundlage von 52, für das Saarland als repräsentativ erachteten Standorten erstellt (BRÜCK 1997).

Trotz dieser Maßnahmen sowie älterer Extensivierungsprogramme, die bereits 1987 eingerichtet wurden (vgl. VKU, LWK & MU 1989), ist, wie in Kapitel 1.1.1 dargestellt, im ländlichen Raum des Saarlandes im Bereich intensiv landwirtschaftlich genutzter Räume ein erheblicher Handlungsbedarf zur Reduzierung der diffusen, landwirtschaftlich begründeten Stickstoffeinträge vorhanden.

## 1.2 FRAGESTELLUNG UND ARBEITSANSATZ

Trotz weitreichender wissenschaftlicher Erkenntnisse stellt das Nitratproblem nach wie vor ein kontrovers und intensiv diskutiertes Thema dar. Zielsetzung der vorliegenden Untersuchungen ist es, für ausgewählte Einzugsgebiete im ländlichen Raum des Saarlandes den landwirtschaftlich induzierten Teil der Stickstoffbelastung kleiner Fließgewässer zu erfassen und zu bewerten sowie als Beitrag zum integrierten Gewässerschutz eine Datengrundlage für die Muschelkalklandschaften des Saarlandes zu schaffen.

Die vorliegenden Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsprojektes WUNEF<sup>18</sup> erstellt, das von der Universität des Saarlandes im Auftrag des Ministerium für Umweltschutz und des Landesamtes für Umweltschutz des Saarlandes durchgeführt wurde (BRUCH ET AL. 2001). Ziel des Projektes war die Untersuchung und Bewertung der Nährstoffbelastung kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum des Saarlandes. Aufbauend auf den Untersuchungen sollten für die untersuchten Einzugsgebiete neben Maßnahmen zur angepassten Abwasser- und Regenwasserbehandlung weitergehende Vorschläge zum integrierten Gewässerschutz erarbeitet werden. Dazu sollte neben der stofflichen Belastung der Fließgewässer insbesondere die Herkunft dieser Stoffe geklärt werden (vgl. BRUCH ET AL. 2001). Dies geschah zum einen über die Bestimmung der punktuellen und der diffusen Stickstofffrachten im Vorfluter, was von BRUCH (2002) weiter ausgeführt wurde. Zum anderen wurden die im folgenden vorgestellten einzugsgebietsbezogenen Untersuchungen zum diffusen Nitrataustrag durchgeführt.

Die Untersuchungen zum diffusen Nitrataustrag landwirtschaftlich genutzter Böden stützen sich auf zwei Komponenten, die den Austrag von Stickstoff aus dem Boden und die weitere Verlagerung in das Grund- und Oberflächenwasser bestimmen: Auf der einen Seite steht die Erfassung des nutzungsbedingten diffusen Nitrataustrages, d. h. des durch die Art und Intensität der Bodennutzung bedingten Austrags von Stickstoff aus der Bodenzone in höheren als natürlich zu erwartenden Mengen. Auf der anderen Seite steht die standortbedingte Empfindlichkeit landwirtschaftlich genutzter Böden hinsichtlich der Verlagerung von wasserlöslichen Stoffen wie Nitrat mit dem Bodenwasser, die maßgeblich auf den Bodenaufbau und klimatische Faktoren sowie die Art der Nutzung zurückzuführen ist und durch die Intensität der Flächennutzung nicht direkt beeinflusst wird.

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen der Bodennutzung, dem Stickstoffaustrag mit dem Bodenwasser und der Stickstoffbefrachtung der Vorfluter herstellen zu können, welche BRUCH (2002) näher untersucht hat, wurden in drei rein landwirtschaftlich genutzten Quellbereichen Detailuntersuchungsgebiete angelegt, in denen an ausgewählten Standorten zwischen November 1997 und April 2000 umfangreiche Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt und zum Bodenwasserhaushalt durchgeführt wurden. Um den nutzungsabhängigen diffusen Nitrataustrag aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche erfassen und bewerten zu können, wurden in diesen Detailuntersuchungsgebieten auf unterschiedlich bewirtschafteten Boden-Nutzungseinheiten Bodenstationen angelegt, die eine monatliche Beprobung und

---

<sup>18</sup> „Wasser- und Nährstoffhaushalt im Einzugsgebiet kleiner Fließgewässer auf repräsentativen Flächen im ländlichen Raum des Saarlandes als Grundlage für angepasste kommunale Abwasser- und Regenwasserbehandlungskonzepte“ (BRUCH ET AL. 2001)

Untersuchung von Bodenwasser ermöglichen. An diesen Standorten wurden zur Charakterisierung der Standortverhältnisse und als Hintergrund für die weiteren Auswertungen grundlegende bodenchemische und bodenphysikalische Profiluntersuchungen vorgenommen sowie die Bewirtschaftungsparameter über eine flächenbezogene Bilanzierung der Stickstoffein- und -austräge erfasst.

Weiterhin wurden Parameter und Kenngrößen des Bodenwasserhaushaltes dieser Flächen ermittelt, um über Simulationsrechnungen, in die pedogene, klimatische und nutzungsabhängige Faktoren eingehen, die Sickerwasserraten für ausgewählte Bilanzierungszeiträume erfassen zu können. Die Simulationsrechnungen basieren auf einem Verfahren nach RINGER ET AL. (1974) und wurden an die örtlichen Verhältnisse angepasst. Aus der Kombination von Sickerwasserraten und in den Bodenwasserproben gemessenen Nitratkonzentrationen können die diffusen Stickstoffausträge als Frachten quantifiziert und mit Boden- und Nutzungsparametern in Zusammenhang gebracht werden.

Im zweiten Teil der Arbeit wurde über diese standortbezogenen Untersuchungen hinaus für die landwirtschaftliche Nutzfläche der Einzugsgebiete der Bodenwasserhaushalt als zweiter bestimmender Faktor des Nitrataustrages ermittelt und in GIS-gestützte Auswertungskarten zum potentiellen, sickerwassergebundenen Nitrataustrag umgesetzt. Bodenkundliche Arbeitsgrundlage zur Umsetzung des gewählten Ansatzes nach MÜLLER (1997), welcher auf empirische Untersuchungen von RINGER ET AL. (1990) und RINGER & STREBEL (1980) zurückgeht, war die Bodenübersichtskarte des Saarlandes (BÜK 25). Für die nach der Bodenübersichtskarte abgegrenzten Bodeneinheiten der untersuchten Einzugsgebiete wurden die für die Modellierungen erforderlichen Parameter und Kenngrößen des Bodenwasserhaushaltes erarbeitet. Grundlage dafür waren in einer Bodendatenbank zusammengestellte repräsentative Bodenprofile, die überwiegend der Horizont- und Profildatenbank des saarländischen Bodeninformationssystems Saar-BIS entnommen wurden, zum Teil aber auch auf eigene Bodenkartierungen zurückgingen.

Neben den datenbankgebundenen Berechnungen erfolgte die Übertragung in die Fläche über Geographische Informationssysteme (Arc/Info<sup>®</sup> und ArcView<sup>®</sup>). Als geometrische Grundlage dienten hier neben der Bodenübersichtskarte (BÜK 25) u. a. für die Einzugsgebiete erstellte Flächennutzungskarten. Über die Parameter des Bodenwasserhaushaltes konnte die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers als Indikator des potentiellen Nitrataustrages mit dem Sickerwasser abgeleitet und die Nitrataustragsgefährdung für die abgegrenzten Bodennutzungseinheiten klassifiziert werden. Über das GIS ArcView<sup>®</sup> ist dann mit den erstellten Auswertungskarten und den integrierten Datenbanken eine gezielte Analyse der verschiedenen Parameter der standortbezogenen Nitratauswaschungsgefährdung möglich.





---

## 2 METHODIK UND DATENERFASSUNG

---

### 2.1 UNTERSUCHUNGSGBIETE

#### 2.1.1 Auswahl und Gliederung der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete (UG) der vorliegenden Arbeit sind das Einzugsgebiet der Leuk bis zur Mündung des Gliederbachs und das Einzugsgebiet des Maibachs im nordwestlichen Saarland (UG Saargau), das Einzugsgebiet des Dorfbachs im westlichen Saarland (UG Niedgau) sowie das Einzugsgebiet des Schreckelbachs und das Teileinzugsgebiet des Hetschenbachs im südöstlichen Saarland (UG Bliesgau). Alle drei Untersuchungsräume liegen in den peripheren, ländlich geprägten und relativ dünn besiedelten Gaulandschaften des Saarlandes (vgl. Karte 7-1). Die Gebiete sind von einer offenen, mehr oder weniger intensiv genutzten Kulturlandschaft mit dörflicher Siedlungsstruktur geprägt, Waldareale treten nur noch lokal auf. Die Einwohnerdichte der Einzugsgebiete<sup>19</sup> liegt zwischen 55 und 206 Einwohner pro km<sup>2</sup>. Die gewählten Einzugsgebietsgrenzen folgen dem oberirdischen Wassereinzugsgebiet, welches anhand des Reliefs abgegrenzt wurde (vgl. Kapitel 2.3.5).

Für die Einzugsgebiete und Teileinzugsgebiete der Leuk, des Maibachs, des Dorfbachs und des Hetschenbachs und Schreckelbachs wurden in erster Linie Bodenwasserhaushalt und Nitratauswaschungsgefahr auf Einzugsgebietsebene untersucht. Zur Ermittlung der diffusen Stoffausträge ausgewählter Standorte wurden aus diesen übergeordneten Untersuchungsgebieten folgende Detail-Untersuchungsgebiete ausgegliedert:

- TEZG Fischerbach Oberlauf im TEZG Leuk (UG Saargau)
- TEZG Hetschenbach Oberlauf und TEZG Schreckelbach Oberlauf (UG Bliesgau)

Die Auswahl der Detail-Untersuchungsgebiete erfolgte nach dem Kriterium eines siedlungswasserwirtschaftlich unbelasteten Quellbereichs, welcher eine Verknüpfung zwischen der Nutzungsintensität, dem ermittelten Nitrataustrag und der stofflichen Belastung der Quellen zulässt. Die Untersuchungen zu Gewässerqualität und zum Stoffaustrag über den Vorfluter hat BRUCH (2002) geführt. Außerdem wurden mit dem TEZG Fischerbach Oberlauf und den Quelleinzugsgebieten im UG Bliesgau zwei Gebiete gewählt, die sich hinsichtlich ihrer Nutzungsintensität erheblich unterscheiden und mögliche Rückschlüsse auf die Bedeutung der Nutzungsintensität bezüglich der Stickstoffbelastung des Vorfluters zulassen.

Das Einzugsgebiet des Fischerbachs, welches im südwestlichen Teileinzugsgebiet der Leuk im UG Saargau liegt, wurde in seinem Oberlauf bis oberhalb der Ortschaft Borg als siedlungswasserwirtschaftlich unbeeinflusstes Detailuntersuchungsgebiet bearbeitet. Das TEZG Fischerbach Oberlauf stellt ein landwirtschaftlich sehr intensiv genutztes Gebiet mit einer ausgeräumten Agrarlandschaft dar. Die Quelleinzugsgebiete des Hetschenbachs und Schreckelbachs wurden zur Erweiterung des Standortspektrums hinsichtlich extensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen hinzugenommen.

---

<sup>19</sup> Saarland (1998): 418 E / km<sup>2</sup> (STATISTISCHES LANDESAMT 2000)

Einen Überblick über die Untersuchungsgebiete und die (Teil-) Einzugsgebiete geben die folgenden Tabellen und die Karten im Anhang (Karte 7-1, Karte 7-2 und Karte 7-3). Detailliertere Darstellungen der naturräumlichen und geo-pedologischen Ausstattung der Untersuchungsräume sind in Kapitel 2.1.5 ff zu finden.

*Tabelle 2-1: Naturräumliche Übersicht über die (Teil-) Einzugsgebiete im UG Saargau<sup>20</sup>*

<b>Einzugsgebiet / Teil-einzugsgebiet</b>	<b>Morphologie und Naturraum</b>
<b>TEZG Leuk<sup>21</sup></b> Fläche: 27,39 km <sup>2</sup> Länge: 7,21 km 65 E / km <sup>2</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Muldentalgewässer; Vorfluter: Saar</li> <li>• Gaulandschaft des Mosel-Saargau im Muschelkalk mit jüngeren quartären Ablagerungen und bewaldetem Taunusquarzitriegel</li> <li>• Intensiv landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet, insbesondere das Quelleinzugsgebiet; Grünlandwirtschaft entlang der Aue</li> <li>• Quellgebiete weitgehend anthropogen unbelastet, erst im weiteren Verlauf siedlungswasserwirtschaftliche Einleitungen von 2008 EW sowie Zuflüssen aus Waldarealen</li> </ul>
<b>EZG Maibach<sup>22</sup></b> Fläche: 5,29 km <sup>2</sup> Länge: 3,06 km 34 E / km <sup>2</sup> <sup>23</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kerbtalgewässer; Vorfluter: Mosel</li> <li>• Quellgebiet im oberen und mittleren Muschelkalk des Mosel-Saargau; pleistozäne Terrassenablagerungen der Mosel und quartäre Ablagerungen talabwärts</li> <li>• Quellgebiet intensiv landwirtschaftlich genutzt mit größeren Waldflächen auf den Terrassenablagerungen entlang der Fließstrecke</li> <li>• Belastung durch häusliche Abwässer bereits kurz hinter der Quelle durch 180 EW in Wochern</li> </ul>

*Tabelle 2-2: Naturräumliche Übersicht über das Einzugsgebiet des Dorfbaches im UG Niedgau<sup>24</sup>*

<b>Einzugsgebiet</b>	<b>Morphologie – Naturraum</b>
<b>Dorfbach (EZG)</b> Fläche: 11,95 km <sup>2</sup> Länge: 3,96 km 206 E / km <sup>2</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Muldentalgewässer; Vorfluter: Ihner Bach</li> <li>• Flach reliefierte Gaulandschaft im oberen Muschelkalk mit quartären Ablagerungen und einer markanten Verwerfung</li> <li>• Einzugsgebiet mit intensiver ackerbaulicher Nutzung</li> <li>• Quellgebiet mit periodischer Schüttung, siedlungswasserwirtschaftlich unbeeinflusst; starke siedlungswasserwirtschaftliche Belastung von 2663 EW im weiteren Bachlauf</li> </ul>

<sup>20</sup> zusammengestellt nach eigenen Daten sowie BRUCH (2002) und MUEV (1998b)

<sup>21</sup> TEZG der Leuk bis zur Mündung des Gliederbaches

<sup>22</sup> EZG des Maibachs bis zur Bundesstrasse B 419 in Besch

<sup>23</sup> keine Angaben zu Einwohnerzahlen von Besch; Wochern: 180 E

<sup>24</sup> zusammengestellt nach eigenen Daten sowie BRUCH (2002) und MUEV (1998b)

Tabelle 2-3: Naturräumliche Übersicht über die (Teil-) Einzugsgebiete im UG Bliesgau<sup>25</sup>

Einzugsgebiet / Teileinzugsgebiet	Morphologie – Naturraum
<b>EZG Schreckelbach</b> Fläche: 4,74 km <sup>2</sup> Länge: 2,83 km 71 E/km <sup>2</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kerbtalgewässer; Vorfluter: Bickenalb</li> <li>• Stärker reliefierte Gaulandschaft im Muschelkalk</li> <li>• Quellgebiet mit extensiver Grünlandnutzung, ackerbaulich intensiver genutzte Flächen im unteren Einzugsgebiet; Grünlandwirtschaft entlang der Aue</li> <li>• Einleitung häuslicher Abwässer unterhalb des Quellgebietes (360 EW)</li> </ul>
<b>TEZG Hetschenbach<sup>26</sup></b> Fläche: 6,74 km <sup>2</sup> Länge: 4,17 km k. A. zur Einwohnerdichte	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kerbtal; Vorfluter: Blies</li> <li>• stärker reliefierte Gaulandschaft im oberen und mittleren Muschelkalk</li> <li>• gesamtes TEZG von Waldrücken umgeben; Quellgebiet teils intensiv landwirtschaftlich genutzt; im weiteren Talverlauf Mischung aus extensiver Grünlandwirtschaft und intensivem Ackerbau</li> <li>• Einleitungen von ca. 288 EW im unteren Bereich des TEZG aus Campinganlage und Freibad</li> </ul>

### 2.1.2 Allgemeine geologische Verhältnisse

Die drei Untersuchungsgebiete UG Saargau, UG Niedgau und UG Bliesgau liegen, wie bereits in Kapitel 2.1.1 erläutert, in den fruchtbaren Gaulandschaften des Gutlandes im Nordwesten (Mosel-Saargau) und des pfälzisch-saarländischen Muschelkalkgebietes im Westen (Saar-Niedgau) bzw. Südosten (Saar-Bliesgau) des Saarlandes. Der geologische Untergrund der Untersuchungsgebiete wird überwiegend aus den Formationen der Trias (Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper) aufgebaut (vgl. SCHNEIDER 1972). Jüngere Ablagerungen und Umformungsprodukte des Quartär sind mit verschiedenen pleistozänen Verwitterungsschichten, Höhenlehmen, Solifluktionsschichten auf den Hochflächen und Hängen sowie holozänen Abschwemm Massen und Talsedimenten in den Talschlüssen und Auenbereichen ebenfalls vertreten. Im UG Saargau wird außerdem mit den anstehenden devonischen Quarziten des Schwarzbruchs die naturräumliche Einheit des Hunsrück angeschnitten.

Der geomorphologische Grundaufbau aller Untersuchungsgebiete wird im wesentlichen durch das für die Gaulandschaften typische Schichtstufenrelief geprägt (vgl. Abbildung 2-1). Die Ceratitenschichten des oberen Muschelkalk (*mo2*) bilden überwiegend flachwellige, fruchtbare Hochflächen aus. In den untersuchten Gebieten sind nur vereinzelt Ablagerungen des Keuper (*ku*) im Hangenden des oberen Muschelkalk zu finden. Der Trochitenkalk (*mo1*)

<sup>25</sup> zusammengestellt nach eigenen Daten sowie BRUCH (2002) und MUEV (1998b)

<sup>26</sup> TEZG Hetschenbach bis Walsheim

im Liegenden der Ceratitenschichten bildet aufgrund seiner morphologischen Härte die in der Landschaft oftmals mit bloßem Auge erkennbare, meist bewaldete und kaum landwirtschaftlich genutzte Trochitenkalkstufe aus. Die Trochitenkalkstufe leitet zu den Schichten des mittleren Muschelkalks (*mm*) über.

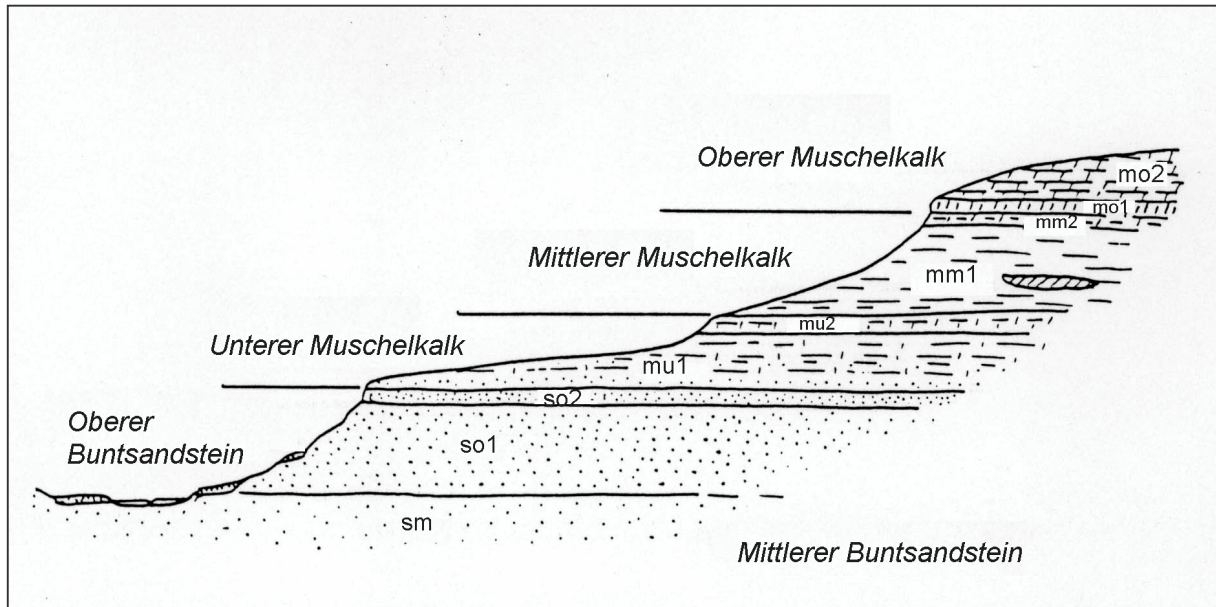


Abbildung 2-1: Typisches geologisches Profil durch die Schichtstufenlandschaft der Trias im Saarland (nach SCHNEIDER 1991, S. 115)

Je nach regionaler Faziesausprägung werden die Schichten des mittleren Muschelkalks in den Geologischen Karten (GK 25) unterschiedlich differenziert (vgl. SCHNEIDER 1991). Den Abschluss des mittleren Muschelkalk zum oberen Muschelkalk bildet meist der dünnplattige Linguladolomit (*mm2*). Der untere Bereich des mittleren Muschelkalks wird aus bunten Tonen und Mergeln sowie Gips- und Anhydritlagern gebildet. Die wasserstauenden Schichten des mittleren Muschelkalks (meist im *mmu* bzw. *mm1*) bilden vor allem im Saar-Bliesgau einen auffallenden Quellhorizont aus. Diese tonreichen Hangflächen im *mm* werden weitgehend als Wiesen und Streuobstflächen genutzt (SCHNEIDER 1991, S. 114).

Der unterhalb anschließende untere Muschelkalk wird von den Orbicularisschichten eingeleitet (*mu2*), die vielerorts eine kleine Hangversteilung bilden. Der im Liegenden folgende Muschelsandstein (*mu1*) tritt meist als landwirtschaftlich genutzte Geländeverebnung in Erscheinung. Die überwiegend marinen, karbonatischen Ablagerungen des Muschelkalks werden nach unten hin abgelöst von den sandigen Sedimentgesteinen des Buntsandsteins, die das unterste Glied der Schichtstufenlandschaft im Saarland bilden (SCHNEIDER 1991, S. 98). Auffallend ist hier wieder die Steilstufe des oberen Abschnittes des oberen Buntsandsteins (*so2*).

Gemäß der Hydrogeologischen Karte des Saarlandes (Blatt 1: Wasserleitvermögen; 1987) sind die in den Untersuchungsgebieten anstehenden Festgesteine überwiegend mit nur vernachlässigbarem Wasserleitvermögen einzustufen.

Erläuterungen zur Hydrogeologie der Einzugsgebiete sind den Kapiteln 2.1.5.4, 2.1.6.4 und 2.1.7.4 zu entnehmen.

### 2.1.3 Allgemeine Bodengeographie

Als bodenkundliche Grundlage zur Bearbeitung der einzugsgebietsbezogenen Fragestellungen wird die Bodenübersichtskarte des Saarlandes verwendet, welche sowohl analog als auch digital als Arc/Info®-Dateien im Maßstab 1:25.000 vorliegt (BÜK 25). Die in der Bodenübersichtskarte dargestellten Bodeneinheiten stellen Vergesellschaftungen von Bodentypen dar, die nach geologischem Substrat sowie Relief- und Standortverhältnissen ausgegliedert wurden (vgl. Fetzer & Portz 1996). Für das Saarland wurden in der BÜK 25 insgesamt 100 Bodeneinheiten bzw. Bodenformen ausgeschieden, die mit Nummern in bodensystematischer Abfolge gekennzeichnet sind. Ausführliche Beschreibungen zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes BÜK 25 und den einzelnen Bodeneinheiten geben FETZER & PORTZ (1996).

In den Untersuchungsgebieten werden insgesamt 32 Bodeneinheiten angeschnitten, die Einheit 0 bezeichnet Flächen, für die keine bodenkundlichen Aufnahmen vorliegen. Die Bodeneinheiten der untersuchten Einzugsgebiete sind sich zum Teil sehr ähnlich, gleichzeitig aber auch regional spezifisch ausgeprägt. Daher wird im Folgenden hinsichtlich der pedologischen Ausprägung der Bodeneinheiten auf die Untersuchungsgebiete bzw. Einzugsgebiete einzeln eingegangen (siehe Kapitel 2.1.5.3, 2.1.6.3 und 2.1.7.3). Tabelle 2-4 gibt einen Überblick über die Flächenanteile der in den einzelnen Untersuchungsgebieten auftretenden Bodeneinheiten.

Die Bodenbildung ist in den Einzugsgebieten wie im gesamten saarländischen Raum geprägt von solifluidalen und aquatisch-denudativen Prozessen im Periglazial (Pleistozän). Diese Prozesse kamen überwiegend in Denudationslagen bei der Bodenbildung aus dem Anstehenden zum Tragen. Die entstandenen Deckschichten lassen sich nach stofflicher Zusammensetzung und relativem Alter in Ober-, Haupt-, Mittel- und Basislage gliedern (Fetzer 1997). In fast allen vorkommenden Bodeneinheiten finden sich Deckschichten als Bodenbildungssubstrat.

Tabelle 2-4: Bodeneinheiten der Untersuchungsgebiete<sup>27</sup>

Bodeneinheit	UG Saargau				UG Niedgau		UG Bliesgau	
	TEZG Leuk		EZG Maibach		Fläche [ha]	% EZG	Fläche [ha]	% EZG
	Fläche [ha]	% TEZG	Fläche [ha]	% EZG				
0	105,07	3,9	22,29	4,2	83,11	7,0	27,72	2,4
3	-	-	7,57	1,4	-	-	-	-
6	-	-	4,41	0,8	-	-	-	-
7	-	-	-	-	3,85	0,3	-	-
9	107,64	4,0	-	-	-	-	-	-
12	265,31	9,8	-	-	-	-	-	-
14	-	-	29,43	5,6	-	-	-	-
18	-	-	27,89	5,3	-	-	-	-
19	7,68	0,3	-	-	-	-	34,81	3,0
20	96,07	3,5	-	-	-	-	-	-
23	7,84	0,3	-	-	-	-	-	-
24	113,74	4,2	31,94	6,0	39,05	3,3	-	-
25	147,13	5,4	16,53	3,1	121,81	10,3	22,18	1,9
26	27,69	1,0	-	-	-	-	-	-
27	20,57	0,8	-	-	8,96	0,8	-	-
28	6,78	0,3	-	-	-	-	-	-
29	166,79	6,1	57,09	10,8	-	-	-	-
31	-	-	-	-	-	-	306,99	26,7
32	881,03	32,5	199,65	37,8	840,58	70,8	161,09	14,0
33	25,85	1,0	73,40	13,9	12,81	1,1	-	-
34	37,44	1,4	-	-	46,60	3,9	-	-
35	308,49	11,4	-	-	5,89	0,5	78,80	6,9
36	4,76	0,2	53,16	10,1	10,11	0,9	-	-
37	-	-	-	-	-	-	256,99	22,4
38	-	-	-	-	-	-	96,33	8,4
39	-	-	-	-	-	-	89,00	7,6
45	-	-	-	-	-	-	9,46	0,8
69	64,32	2,4	-	-	-	-	-	-
70	108,27	4,0	-	-	-	-	-	-
72	0,53	0,0	-	-	-	-	-	-
86	-	-	-	-	-	-	6,58	0,6
87	209,14	7,7	5,35	1,0	15,04	1,3	55,06	4,8
100	-	-	-	-	-	-	2,93	0,3
<b>Summe</b>	<b>2712,16</b>		<b>528,71</b>		<b>1187,82</b>		<b>1147,95</b>	

<sup>27</sup> siehe dazu auch Karte 7-5, Karte 7-11 und Karte 7-17 im Anhang

## 2.1.4 Klimatische Verhältnisse

### 2.1.4.1 (Groß-) klimatische Einordnung der Untersuchungsgebiete

Großklimatisch sind die Untersuchungsgebiete der subatlantischen Zone zuzuordnen. Typisch ist ein ganzjähriger zyklonaler Witterungseinfluss mit relativ gleichmäßigen Temperaturen (GOEDICKE & LÖFFLER 1989). Die Jahresmitteltemperatur liegt zwischen 8,0 °C und 9,0°C. Die mittleren Januartemperaturen liegen bei 0° C, die mittleren Julitemperaturen bei 17° C bis 18 ° C (Periode 1881-1930; DEUTSCHER WETTERDIENST 1957). Die Niederschlagsmengen erreichen im Mittel 750 bis 850 mm pro Jahr (Periode 1891 – 1930, DEUTSCHER WETTERDIENST 1957). Die langjährige Verteilung der Niederschläge weist neben einem Maximum in den frühen Wintermonaten ein weiteres Maximum in den Sommermonaten Juli und August auf.

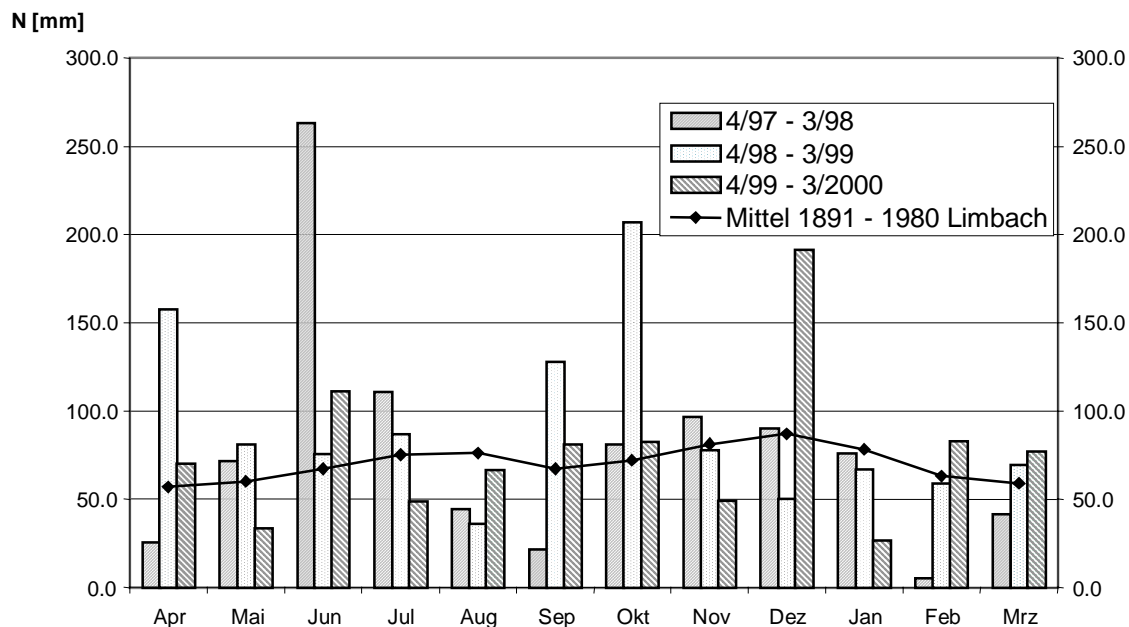


Abbildung 2-2: Monatliche Niederschlagsverteilung der Station Hellendorf (LfU) der hydrologischen Jahre 1997 bis 2000 und langjähriges Monatsmittel der Station Limbach<sup>28</sup>

Im Vergleich zum langjährigen Monatsmittel der Station Limbach zeigen die monatlichen Niederschlagssummen der Niederschlagssammler des Landesamtes für Umweltschutz in Hellendorf (UG Saargau; vgl. Karte 7-1, Tabelle 7-2) extreme Abweichungen vom langjährigen Mittel. Nach der klimatischen Zonierung des Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz (DEUTSCHER WETTERDIENST 1957) ist die Station Limbach bei Homburg noch den Klimazonen der Untersuchungsgebiete zuzuordnen. In den untersuchten Jahren 1997 bis 2000 hat sich die monatliche Verteilung der Niederschläge im Teileinzugsgebiet der Leuk äußerst variabel verhalten. Die Werte liegen im Februar 1998 mit 5,1 mm um mehr als 90 % unter

<sup>28</sup> vgl. BRUCH ET AL. 2001

dem langjährigen Mittel, während der Juni 1997 mit über 250 mm Niederschlag mehr als 300% der langjährigen Monatssummen der Station Limbach entspricht.

#### 2.1.4.2 Zur Verwendung der Klimadaten in den vorliegenden Untersuchungen

Von den Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) liegen tägliche Werte zu Niederschlag, Evapotranspiration und Temperatur vor. Das Landesamt für Umweltschutz im Saarland (LfU) stellte von seinen Niederschlagsstationen tägliche Niederschlagssummen zur Verfügung. Die Daten der potentiellen Evapotranspiration nach Haude  $ETP_{DWD}$  wurden von der Abteilung Landwirtschaft des DWD berechnet. Sie dienen als Grundlage zur weiteren Berechnung der kulturspezifischen potentiellen Evapotranspiration  $ETP_k$  und der realen Evapotranspiration  $ET_{real}$  verwendet (vgl. Kapitel 2.2.6.1.3 ff., Kapitel 2.3.1.2.5). Die Klimadaten der untersuchten Gebiete finden in der vorliegenden Arbeit vielfach Eingang in die Berechnungen und Modellierungen. Dabei wurde auf Daten von Klima- und Niederschlagsstationen zurückgegriffen, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) und dem Landesamt für Umweltschutz (LfU) erfasst und bereitgestellt wurden. Eine Übersicht über die Klima- und Niederschlagsstationen gibt Tabelle 7-1. In einigen Fällen musste auf Daten von Stationen zurückgegriffen werden, die nicht direkt in den betroffenen Untersuchungsgebieten bzw. Einzugs- und Teileinzugsgebieten liegen.

Für das TEZG Leuk im UG Saargau wird hinsichtlich der klimatischen Verhältnisse der Gliederbach bei den Berechnungen über die Evapotranspirationsdaten der Klimastation Mettlach und die Niederschlagsdaten der Station Weiten gesondert bewertet. Das übrige Einzugsgebiet der Leuk mit dem Einzugsgebiet des Fischerbaches wird über die Evapotranspirationswerte der Station Mettlach und die Niederschlagsstation der Station Hellendorf ermittelt. Für das Einzugsgebiet des Maibaches werden die Daten der Klimastation Perl-Besch verwendet. Für das UG Niedgau werden die Niederschlagsdaten der vom LfU betriebenen Station Gisingen herangezogen, da der Regenschreiber der Klimastation Berus des DWD seit der Automatisierung im Oktober 1998 einige Datenausfälle registriert hat. Evapotranspirationswerte konnten dagegen für die Station Berus eingeholt werden. Für das UG Bliesgau werden die ETP-Daten der Klimastation Ensheim mit den Niederschlagsdaten der Station Wolfersheim des LfU verrechnet, da diese Station eine ähnliche Relieflage im Gelände aufweist wie die (Teil-) Einzugsgebiete Hetschenbach und Schreckelbach und näher bei den untersuchten Gebieten liegt als die Klimastation Ensheim. Tabelle 2-13 (S. 52) und Tabelle 2-20 (S. 64) fassen die obigen Erklärungen zur Verwendung der Klimadaten für die Untersuchungsgebiete zusammen.

Aufgrund der von Jahr zu Jahr zum Teil erheblich schwankenden monatlichen Niederschlagswerte können die jährlichen Niederschlagssummen je nach gewählter Einteilung der hydrologische Jahre unterschiedlich ausfallen (siehe dazu Tabelle 7-2 im Anhang). Für die Bodenwasser-Simulationsmodelle und N-Frachtberechnungen im Sickerwasser wird als Bilanzierungszeitraum das hydrologische Jahr vom Monat April bis Monat März des Folgejahres gewählt (vgl. MÜLLER 1997, RENGER ET AL. 1990). In der Hydrologie ist zur Bewertung des Wasser- und Stoffhaushaltes dagegen die Bilanzierung der Monate Mai bis April des Folgejahres üblich.



### 2.1.4.3 Klimatische Verhältnisse im Untersuchungszeitraum 1997 - 2000

Trotz der im Klima-Atlas (Deutscher WETTERDIENST 1957) vorgenommenen Zuordnung der Untersuchungsgebiete zu einer klimatischen Zone weisen diese regional spezifische klimatische Verhältnisse auf, wie an den Klimadaten des Untersuchungszeitraumes zu sehen ist (vgl. Tabelle 7-2). Abbildung 2-3 zeigt die jährlichen Niederschlags- und Evapotranspirationssummen und die aus der Differenz von Niederschlag (N) und potentieller Evapotranspiration (ETP) ermittelte klimatische Wasserbilanz (KWB) für die einzelnen (Teil-) Einzugsgebiete und die drei Untersuchungsjahre.

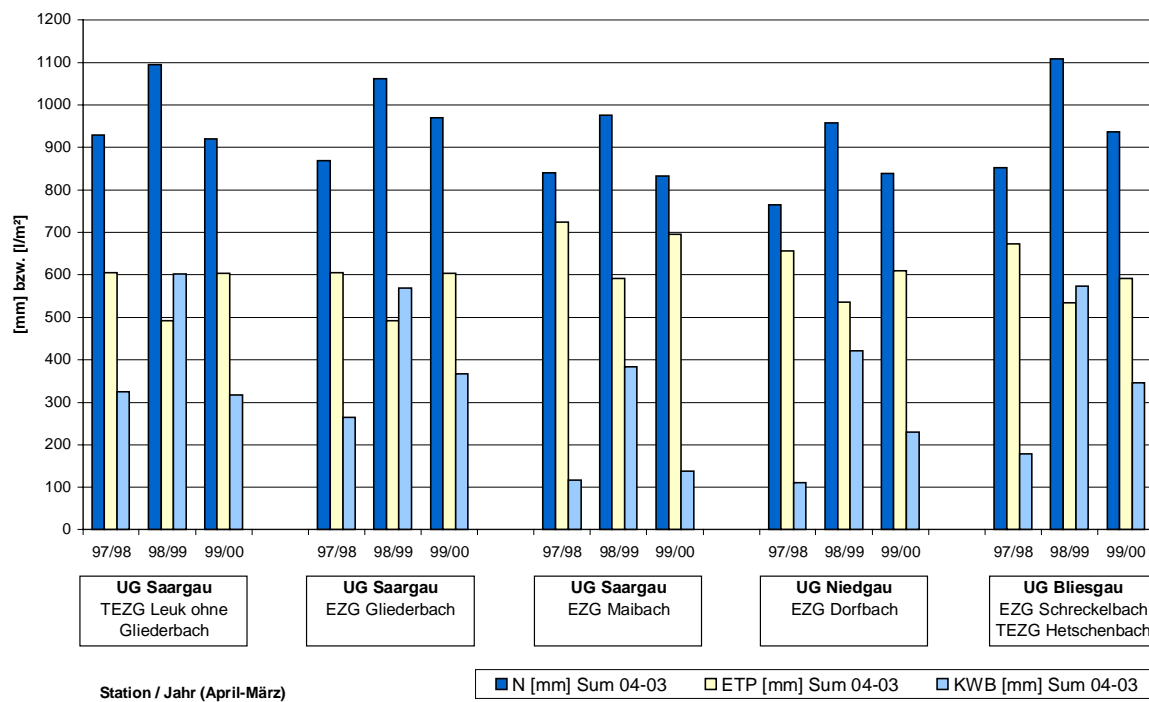


Abbildung 2-3: Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz der untersuchten (Teil-) Einzugsgebiete 1997 – 2000

Bei den Einzugsgebieten im UG Saargau fällt auf, dass das Klima des Einzugsgebietes Maibach, das an den Hängen zur Mosel nach Westen hin exponiert liegt, deutlich trockener und wärmer ist als die Einzugsgebiete der Leuk und des Gliederbaches. Die Evapotranspirationssummen der Station Perl-Besch des DWD, die für das EZG Maibach verwendet wurden, liegen z. B. bis zu 100 mm über den Werten der Station Mettlach, die für das TEZG Leuk und das EZG Gliederbach angenommen werden. Die Klimastation Mettlach des DWD liegt am Ostrand der Muschelkalkhochfläche, in dessen Bereich diese beiden (Teil-) Einzugsgebiete liegen. Die tendenziell höheren Niederschläge führen in Verbindung mit den geringeren Evapotranspirationssummen zu einer geringeren klimatischen Wasserbilanz als es im TEZG Maibach der Fall ist.

Vergleicht man die drei Jahre des Untersuchungszeitraumes zwischen April 1997 und April 2000, so ergibt sich folgendes Bild:

Das hydrologische Jahr 1998/99 sticht bei allen Betrachtungen heraus. Es handelt sich um ein besonders feuchtes Jahr mit Niederschlagssummen, die zwischen 10 und 20 % über den Werten der Jahre 1997/98 und 1999/00 liegen. Dieses Jahr liegt damit deutlich über dem langjährigen Mittel (vgl. auch Abbildung 2-2). In diesem Zeitraum liegen die durchschnittlichen Temperaturen dagegen unter denen der beiden anderen Jahre. Daraus ergeben sich deutlich geringere Evapotranspirationraten, die um 20 % von den Werten des Vor- und Folgejahres abweichen. Dementsprechend liegt die klimatische Wasserbilanz, also die Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung, an den Klimastationen für diese niederschlagsreiche Periode 98/99 um das Doppelt bis Dreifache über den Werten der beiden anderen untersuchten Jahre 97/98 und 99/00.

Die klimatischen Wasserbilanzen der Einzugsgebiete zeigen, dass das Jahr 1998/99 sowohl hinsichtlich der Niederschlagsmengen, insbesondere aber hinsichtlich der aus den Bilanzen folgenden Effekte für die Sickerwasserraten als außergewöhnlich zu beurteilen ist. Außerdem wird deutlich, wie sehr sich einzelne Jahre hinsichtlich der klimatischen Faktoren voneinander unterscheiden können.

## 2.1.5 UG Saargau

### 2.1.5.1 Naturräumliche Einordnung des UG Saargau

Gemäß der naturräumlichen Gliederung für das Saarland liegen die (Teil-) Einzugsgebiete der Leuk und des Maibachs im nordwestlichen Saarland überwiegend im Bereich der naturräumlichen Einheit des Mosel-Saargau (260<sup>29</sup>) und werden bereits dem Gutland zugeordnet (vgl. SCHNEIDER 1972, WERLE 1974). Nur der bewaldete Schwarzbruch im Osten des TEZG Leuk zählt bereits zur naturräumlichen Einheit Saar-Ruwer-Hunsrück (246).

Die Höhendifferenzen im TEZG Leuk betragen ca. 100 m. Die höchste Erhebung im TEZG Leuk stellt mit 430 m ü. NN der Schneeberg am südwestlichen Rand des Einzugsgebietes dar. An der Mündung des Gliederbachs in die Leuk erreicht das TEZG Leuk etwa 330 m ü. NN. Das Relief ist insgesamt flachwellig, mit kleineren Versteilungen am Übergang des mittleren zum oberen Muschelkalk (Trochitenkalkstufe). Die flachwelligen Hochflächen und Kulminationsbereiche des oberen Muschelkalks sind meist intensiv ackerbaulich genutzt, während die flachen, breiten Talauen der Bachläufe überwiegend durch intensive Grünlandwirtschaft gekennzeichnet sind.

Im Laufe der Untersuchungen konnten im Auenbereich der Leuk häufig Überschwemmungen beobachtet werden. Aufgrund der geringen Höhenunterschiede zwischen der Mittelwasserlinie und dem flachen Auenbereich (Muldentalgewässer) uferf die Leuk bei Hochwasser, z. B. zwischen Hellendorf und Oberleuken, breit aus, überschwemmt das Grünland und übernimmt in über 100m Entfernung von ihrem heutigen Bett z. T. wieder ihre alte Fließmulde (BRUCH 2002). Im Einzugsgebiet des Fischerbaches sind in ca. 300 m Entfernung vom Bach

---

<sup>29</sup> Nummerierung der naturräumlichen Einheiten nach der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands (SCHNEIDER 1972, WERLE 1974)

z.T. flächenhaft vernässte Eichen-Hainbuchen-Wälder und Bruchwaldreste zu finden. Ausufernde Hochwässer sind hier ebenso wie am Gliederbach zu beobachten.

Die Leuk entwässert nach Nordosten in die Saar, während das Einzugsgebiet des Maibachs nach Westen exponiert direkt in die Mosel mündet. Das EZG Maibach, das sich von der Muschelkalkhochfläche über pleistozäne Moselterrassen bis auf das Niveau der Mosel hin zieht, weist im Vergleich zum TEZG Leuk wesentlich stärkere Reliefenergien auf. Zwischen dem Waldgebiet Kampholz westlich von Borg und der Verrohrung des Maibaches vor der B419 in Besch (155 m ü NN) liegt ein Höhenunterschied von 377 m. Prägend ist hier die von WERLE (1974) beschriebene „Bruchachterstufe von Sinz“, die mit einer im Gelände deutlich sichtbaren Versteilung an die Borger Hochfläche nach Westen anschließt und zum Perl-Wincheringer Riedel überleitet, den Werle als „geneigte Terrassentreppe“ beschreibt.

### 2.1.5.2 Geologie im UG Saargau

Die Schichten der triassischen Sedimente, die in der Hauptsache den geologischen Untergrund des Untersuchungsgebietes Saargau prägen, fallen schwach mit 1°-3° nach Westen bzw. Südwesten ein. Die im TEZG Leuk auftretenden NE-SW streichenden Verwerfungen, Ausläufer des Merziger Grabens, haben durch Abschiebungen und Grabenbildungen die Reliefbildung des Untersuchungsgebietes geprägt. Aufgrund der intensiven Bruchtektonik sind zum Teil lokale Verkippungen der Schichten zu beobachten (Konzan 1997).

Die folgenden Erläuterungen beziehen sich auf die Geologische Karte (GK 25) 6504, Blatt Perl (1995) und die Geologischen Specialkarten von GREBE (1880) im Maßstab 1:25.000 bzw. die Geologische Karte des Saarlandes (GK 50) (1981) im Maßstab 1:50.000.

#### 2.1.5.2.1 TEZG Leuk

Das Teileinzugsgebiet der Leuk wird durch die sogenannte Borger Hochfläche geprägt. Hier stehen überwiegend Gesteine des mittleren (*mm*) und oberen (*mo*) Muschelkalks mit aufliegenden quartären Lehmen an (KONZAN 1997). Die Hochfläche zeichnet sich durch ein besonders flaches Relief aus und wird intensiv landwirtschaftlich genutzt. Die westliche Grenze des TEZG Leuk zum EZG Maibach bzw. zur Mosel hin bildet ein breiter Rücken aus oberem Muschelkalk (*mo2*), welcher südsüdwest-nordnordost auf ca. 380 m ü. NN verläuft. Die Quelleinzugsgebiete der Leuk und des Fischerbaches sind durch zahlreiche Verwerfungen des geologischen Untergrundes derart überprägt, dass die Geländevertiefung des Trochitenkalkes (*mo1*) und des Linguladolomites (*mmo*) am Übergang vom mittleren zum oberen Muschelkalk im Relief kaum zu erkennen ist. Die Quellen der Leuk und des Fischerbaches im Süden entspringen ebenso wie die Quellen des Gliederbaches und der kleineren Nebenbäche links der Leuk (Waldbach hinter Borg, Klingelbach) an den weniger durchlässigen Schichten des mittleren Muschelkalks (Tone und Mergel des *mmu*) und werden aus der Borger Hochfläche gespeist. Der untere Muschelkalk mit den dolomitischen Orbicularisschichten (*mu2*) und dem sandig-tonig bis mergelig ausgeprägten Muschelsandstein (*mu1*) ist nur in kleinen Arealen hinter Keßlingen und im Einzugsgebiet des Gliederbaches zu finden.

Erst kurz hinter der Mündung des Gliederbaches in die Leuk wird der obere Buntsandstein

(so) angeschnitten. Nordöstlich von Keßlingen wurden kleinräumig Ablagerungen des Oberrotliegenden (ro) zu kartiert, südwestlich von Keßlingen tritt an einer Kuppe Unterrotliegenden (Tholeyer Schichten - ru3) zu Tage (vgl. Karte 7-4).

In den Talauen entlang der Bäche (Leuk, Fischerbach, Klingelbach, Gliederbach) sind junge holozäne Talfüllungen (,L,f) zu finden. In den höher gelegenen Seitentälchen treten holozäne Hangschuttablagerungen auf (Konzan 1997). Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung spiegeln sie das jeweilige anstehende Gestein des Einzugsgebietes wieder.

Im östlichen Teil des TEZG Leuk tritt devonischer Taunusquarzit auf, ein Ausläufer des Taunusquarzituges des Südhunsrück. Die oftmals felsbildende Schichtfolge ist aus reinen Quarziten in Wechsellagerung mit Tonschiefern und Sandschiefern aufgebaut und wird von zahlreichen Klüften und Verwerfungen durchzogen. Im westlichen Teil des Schwarzbruchs zur Leuk hin wurde mittlerer Muschelkalk (*mmo*, *mmu*) kartiert, welcher hier direkt auf dem Taunusquarzit aufliegt (vgl. Konzan 1997, S. 19). Auf den Quarziten auflagernd sind großflächig Schichten pleistozäner, z.T. sandiger Lehme, vereinzelt auch Blockschutt, ausgegliedert. Dieser Bereich ist aufgrund der dort auftretenden staunassen Böden überwiegend mit Wald bestanden (Schwarzbruch). Hier verzahnen sich Altholzbestände, jüngere Forste und Windwurfflächen mit anthropogen überformten Bereichen (Munitionsdepot der Bundeswehr, Campingplatz etc.).

Pleistozäne bohnerzföhrnde, teils sandig ausgeprägte Lehme (,L,) mit äolischen Komponenten finden sich im Untersuchungsgebiet überwiegend in den Kuppenlagen auf oberem Muschelkalk und in denudationsfernen Lagen auf dem Höhenrücken des oberen Muschelkalk. Diese Lehme sind als Verwitterungsreste der Ton- und Mergellagen anzusprechen, welche oftmals auch eine Umlagerung in flache, tiefer liegende Talflanken erfahren haben. Bei den Lehmdecken, die auf Taunusquarzitschichten und über den tonig-mergeligen Schichten des *mm* im Schwarzbruch auflagern, handelt es sich nach KONZAN (1997) um periglaziale Solifluktsdecken. Die zwischen den Quarzitklippen des Schwarzbruchs erhaltenen Lößlehmablagerungen sind durch Paläoböden gegliedert (Fetzer 1997).

#### 2.1.5.2.2 TEZG Maibach

Das Teileinzugsgebiet des Maibaches stellt im Vergleich zu den übrigen untersuchten Einzugsgebieten eine hydrogeologische und morphologische Sondersituation dar. Im oberen Bereich grenzt das TEZG Maibach an die Borger Muschelkalk-Hochfläche. Dort stehen überwiegend massige Kalke des oberen Muschelkalk (*mo2*) an. Nur auf der Kuppe "Kampholz" nordwestlich von Borg sind pleistozäne Lehmauflagen erfasst, welche charakteristischer Weise mit Wald bestanden sind. Der westliche Teil des TEZG Maibach ist von pleistozänen sandig-kiesigen Terrassenablagerungen (,t) geprägt. Die Terrassenablagerungen des Perl-Wincheringer Riedels sind bis in eine Höhe von 280 m ü. NN zu verfolgen (WERLE 1974). Dieser Teil des relativ engen, ost-west ausgerichteten Maibachtales ist an den Hängen überwiegend von Wald bestanden, in der Talzone sind intensiv und extensiv genutzte Wiesen, Weiden und Streuobstwiesen zu finden.

Der Übergang von der Borger Hochfläche über die Versteilung des *mo1* (Trochitenkalk) zu den sandig-kiesigen Terrassen und Lehmen wird durch eine reiche Biotopstruktur gegliedert.

Ablagerungen des unteren Keuper (*ku*), aus bunten Tonen und Mergel sowie und dem Grenzdolomit der Lettenkohle aufgebaut, treten nur vereinzelt im unteren Bereich des EZG Maibach auf.

### 2.1.5.3 Böden im UG Saargau

#### 2.1.5.3.1 TEZG Leuk

##### *Bodenareal des Mesozoikums mit jüngeren quartären Bodenbildungen*

Die Bodeneinheiten 25 bis 35 der schwach bis mittel geneigten Reliefeinheiten<sup>30</sup> und Plateaulagen der Trias (Mesozoikum) nehmen mit ca. 60 % den überwiegenden Teil der auftretenden Böden ein (Karte 7-5). Die Kulminations- und Plateaulagen im Bereich des Keuper und Muschelkalk auf der Borger Hochfläche sind geprägt von flachgründigen Böden wie Rendzinen und Braunerde-Rendzinen, teils auch flachen Braunerden in denudationsfernen Lagen (Bodeneinheit 25). Die Bodeneinheit 26 tritt lediglich an der nordwestlichen Grenze der Einzugsgebiete Fischerbach und Gliederbach auf der Muschelkalk-Hochfläche auf und lagert auf pleistozänen Lehmen, vor allem aber auf unterem Keuper und oberem Muschelkalk. Es handelt sich gemäß der BÜK 25 um (Para-) Rendzinen, Rendzinen, Kalkbraunerden, Braunerden und Pelosolbraunerden mit örtlicher Pseudovergleyung. Das schutthaltige, lehmige, zum Teil tonig-lehmige bis tonige Substrat bewirkt schwache bis mittlere Staunässebildungen (Fetzer & Portz 1996). Die Einheiten 27 und 28 sind nur im südöstlichen Einzugsgebiet des Gliederbachs über unterem Muschelkalk durch Braunerden und Pseudogleye vertreten, zum Teil zeigt sich auch hier Staunässebildung. Staunässe, örtlich sogar stark ausgeprägt, ist auch im Bereich der Bodeneinheit 29 zu beobachten, die überwiegend an exponierten Lagen im mittleren Muschelkalk (Talbereiche Leuk bei Borg, Gliederbach) und auf der Borger Hochfläche im oberen Muschelkalk bei Kampholz auftritt. Typische Böden sind hier verschiedene Übergangsformen zwischen pseudovergleyten Pelosol-Braunerden und Pelosol-Pseudogleyen. Das Substrat ist hinsichtlich der Bodenartenschichtung der Deckschichten vergleichbar mit dem der vorangehend beschriebenen Einheiten 26 bis 28.

Die schwach bis mittel geneigten Reliefbereiche des unteren Keuper und oberen Muschelkalks sind gekennzeichnet durch mittel bis tiefgründige Rendzinen, Braunerde-Rendzinen bis hin zu Rendzina-Braunerden und Kalkbraunerden (Bodeneinheit 32). Diese Einheit prägt mit über 30 % Flächenanteil sowohl das Einzugsgebiet der Leuk als auch das EZG Maibach erheblich (vgl. Tabelle 2-4). Schutthaltige lehmige Schluffe und schluffige Lehme prägen die vorkommenden Bodenarten. In vergleichbarer Reliefposition finden sich Inseln der Bodeneinheit 33 mit ähnlichen Bodenbildungen, allerdings treten hier überwiegend Braunerdebildungen auf, die Böden sind tiefgründiger ausgebildet (FETZER & PORTZ 1996; FETZER 1997).

<sup>30</sup> Als „schwach bis mittel geneigte Reliefeinheiten“ gliedern Fetzer & Portz (1996, S. 19) Flächen mit Hangneigungen zwischen Neigungsklasse N1 (1° - 2° bzw. 2 % - 3,5 %) und Neigungsklasse N3 (5° - 10° bzw. 9% - 18%) aus.

Diese Böden weisen nur örtlich schwache Staunässebildungen auf. An die Einheiten 32 und 33 schließen sich im mittleren Muschelkalk mit der Bodeneinheit 35 mittelgründige Rendzina-Braunerden, Kalkbraunerden, Braunerden und Pelosol-Braunerden an, bei den Bodenarten nimmt der Anteil an Ton zu. Die Einheit 34 findet sich nur im südöstlichen Einzugsgebiet des Gliederbachs auf unterem Muschelkalk und ist als mittel- bis tiefgründige Braunerden mit örtlicher Staunässebildung anzusprechen.

Als Repräsentant der stärker geneigten Reliefeinheiten<sup>31</sup> ist im EZG Gliederbach lediglich ein kleines Areal der Einheit 36 kartiert, die sich, reliefbedingt, durch auffällig flachgründige Böden auszeichnet. Staunässe tritt hier nicht auf.

Kolluvien, das heißt durch Abschwemmassen und Solumsediment gebildete Böden in Hangfußlagen, Mulden und Tälchen, sind überwiegend in ackerbaulich genutzten Bereichen zu finden (FETZER & PORTZ 1996; FETZER 1997). Durch das abgeschwemmte Ausgangssubstrat bestimmt herrschen hier lehmige Böden vor (Einheit 24). Nur ein kleines Areal sandigen Kolluviums ist am südöstlichen Rand des EZG Gliederbach zu finden (Einheit 23). In Talzonen entlang der Bachläufe sind grundwasserbeeinflusste Böden (Gleye) aus überwiegend karbonathaltigen, schluffig-lehmigen Abschwemmassen und Flusssedimenten anzutreffen, die häufig Übergänge zu Kolluvisolen oder auch Pseudovergleyung aufweisen (Einheit 87).

#### *Bodenareal des Paläozoikums mit jüngeren quartären Bodenbildungen*

Auf den devonischen Quarziten des Schwarzbruchs im Osten des UG Saargau sind bodentypologisch überwiegend podsolige Braunerden aus lehmiger Hauptlage über älteren Deckschichten aus Taunusquarzitschutt zu finden. Weiterhin sind im Bereich der Quarzitzfelsen und des Blockschuttes flachgründige Böden (Syroseme und Ranker) vertreten. Hinsichtlich der Bodenarten ist hier eine Schichtung von lehmigem Sand bis sandig-lehmigem Schluff (mittel bis stark schutthaltig) über sandigem bis lehmigem Schutt aus Taunusquarzit zu finden, die Böden sind gering- bis mittelgründig ausgeprägt. Die Böden auf den devonischen Ablagerungen weisen im allgemeinen eine hohe Durchlässigkeit auf. Staunässe tritt nur in den Verebnungslagen auf. Die vorherrschenden Bodeneinheiten sind Einheit 69, welche die Böden der Kuppen und Rücken vertritt, sowie die Einheit 70 auf den schwach bis mittel geneigten Reliefeinheiten. Beide Einheiten bedecken ca. 6,4 % des TEZG Leuk.

Böden aus äolischen Deckschichten (Einheiten 9 und 12) in sandig-lehmiger Ausprägung bilden im Bereich der pleistozänen Auflagen im Schwarzbruch meist pseudovergleyte Braunerden und Pseudogleye aus. Die Einheit 9 liegt im Übergangsbereich zwischen den Quarzitklippen und den Höhenlehmen. Staunässe ist hier verbreitet zu beobachten, teilweise reicht sie sogar bis an die Oberfläche. Die Böden der Einheit 12 dagegen stellen aus Lößlehmen und Lößlehmfließerden gebildete Braunerden.

Pseudovergleyte Braunerden und Braunerde-Pseudogleye (Einheit 19) mit verbreiteten Staunässebildungen sind auf parautochthonen lehmig-schluffigen Deckschichten im Bereich

---

<sup>31</sup> Als „vorwiegend stark geneigte Reliefeinheiten“ gliedern Fetzer & Portz (1996, S. 19) Flächen mit Hangneigung der Neigungsklasse N4 (10° - 15° bzw. 18 % - 27 %) aus.

des mittleren und oberen Muschelkalks vereinzelt zu finden. Ähnlich ausgeprägt ist die Einheit 20, die überwiegend in Flachmulden auftritt.

#### 2.1.5.3.2 TEZG Maibach

Im oberen Bereich des Einzugsgebiets des Maibachs, das der Borger Hochfläche zugerechnet wird, stehen mittel bis tiefgründige Rendzinen, Braunerde-Rendzinen, Rendzina-Braunerden und Kalkbraunerden der Bodeneinheiten 32 und 33 an. Meist flachgründige Böden finden sich in den Kulminationsbereichen an der Grenze zum TEZG Leuk im Osten (Einheit 25). Die durch Staunässebildungen geprägte Einheit 29 mit pseudovergleyten Pelosol-Braunerden verschiedener Ausprägungen tritt zum einen auf dem Muschelkalkrücken an der Grenze zum Einzugsgebiet des Fischerbaches im Bereich der pleistozänen Lehme auf, zum anderen in größeren Arealen weiter talabwärts entlang der Talhänge auf den Terrassenschottern und Lehmlagerungen über mittlerem Muschelkalk und unterem Keuper. Die in der Einheit 36 zusammengefassten Böden der stark geneigten Reliefeinheiten mit flachgründigen Braunerde-Rendzinen treten an der Grenze mittlerer/oberer Muschelkalk (Linguladolomit / Trochitenkalk) deutlich hervor.

Die Kolluvien der Einheit 24 liegen entsprechend ihrer Genese nur im Bereich der intensiv ackerbaulich genutzten Muschelkalk-Hochfläche. Talabwärts und im Bereich des Kerbtals treten auf parautochthonen Deckschichten Braunerden und Kalkbraunerden vergesellschaftet mit Kolluvisolen als schmale hangparallele Bänder auf (Einheit 14). Unter stärkerem Staunäseeinfluss haben sich Pseudogley-Kolluvisole, Gley-Kolluvisole und Braunerde-Hangpseudogleye in ähnlicher Lage herausgebildet (Einheit 18). Am Talausgang des Maibaches zwischen Besch und der Bundesstraße B419 treten an den Talflanken der Remicher Talweitung (FETZER 1997) Braunerden aus lehmfreien quartären Terrassensanden und Terrassenschottern der Mosel auf (Einheit 3). Ebenfalls auf mittel- bis altpleistozänen Moselerrassen werden vom TEZG Maibach randlich Parabraunerden und Pseudogley-Parabraunerden angeschnitten (Einheit 6). Grundwasserbeeinflusste Gleye sind am Maibach nur im untersten Bereich des EZG zu beobachten (Einheit 87).

#### 2.1.5.4 Hydrogeologische Verhältnisse im UG Saargau

Der obere Muschelkalk, mit einer Mächtigkeit von rund 70 m, ist als Karstgrundwasserleiter ausgebildet, in dem sich das Wasser entlang von Klüften im Festgestein bewegt (HEIZMANN 1997). Während den mit Mergeln durchsetzten Schichten des *mo2* mit auflagernden Höhenlehmen und Verwitterungsschichten nur eine geringe Wasserwegsamkeit zugeschrieben wird, werden die austreichenden klüftigen Schichten des Trochitenkalkes (*mo1*) bereits als Schichten mit „nennenswertem Wasserleitvermögen“ eingestuft (vgl. Hydrogeologische Karte des Saarlandes 1:100.000, 1987).

Der darunter liegende mittlere Muschelkalk (80 m Mächtigkeit) wird als Grundwassernichtleiter angesprochen und wirkt aufgrund seiner geringen Durchlässigkeit (*mmu*) als Barriere. Daher erklären sich die überwiegend im oberen Teil des mittleren Muschelkalk (*mmo*) entspringenden Quellen, die hauptsächlich aus dem hangenden Karstgrundwasserleiter gespeist werden. Diese Quellen wurden vielfach gefasst und für die öffentliche Trinkwasser-

versorgung genutzt (z. B. Leukquelle in Eft). Der untere Muschelkalk und der unterhalb anstehende obere Buntsandstein werden als semipermeable Schicht hinsichtlich der Grundwasserzufuhr zum Hauptgrundwasserleiter des mittleren Buntsandstein bezeichnet. Der devonische Taunusquarzit trägt zwar nach HEIZMANN (1997) ausreichend Grundwasser, so dass er zumindest für private Versorgungsbrunnen genutzt werden kann. Aber in der Hydrogeologischen Karte des Saarlandes sind auch diese Schichten mit nur vernachlässigbarer Wasserwegsamkeit beschrieben. Inwiefern die Bereiche des Taunusquarzites und der auflagernden Lehme und Hangschuttmassen das Grundwasserdargebot prägen, bleibt zu klären.

Im TEZG Leuk streichen somit überwiegend Schichten mit vernachlässigbarem Wasserleitvermögen aus. Es ist anzunehmen, dass über die klüftigen Trochitenkalke des *mo1* abgeleitetes Grundwasser an den stauenden Schichten des mittleren Muschelkalks wieder zu Tage tritt. In den Bereichen, wo der mittlere bzw. untere Muschelkalk ansteht, wird der Hauptgrundwasserleiter im Liegenden aufgrund der geringen Wasserwegsamkeit vermutlich nur langsam aus den hangenden Schichten aufgefüllt. Den lokalen Grundwasservorfluter für den Grundwasserstrom im TEZG Leuk stellt im mittleren Muschelkalk der Bachlauf der Leuk dar. Zur Mosel hin liegt der mittlere Muschelkalk oftmals unter Vorfluterniveau, so dass das tiefe Grundwasser aus dem unteren Muschelkalk und dem oberen Buntsandstein nicht direkt in den Vorfluter austreten kann (vgl. HEIZMANN 1997).

## 2.1.6 UG Niedgau

### 2.1.6.1 Naturräumliche Gliederung des UG Niedgau

Das Einzugsgebiet des Dorfbaches, der zum Ihner Bach nach Westen hin entwässert, liegt im sogenannten Ittersdorfer Gau, welcher der naturräumlichen Einheit des Saar-Niedgau (183<sup>32</sup>) zugeordnet wird (SCHNEIDER 1972). Die Höhen im Einzugsgebiet liegen zwischen 387,5 m ü. NN am Scheidberg nordöstlich von Kerlingen und 235 m ü. NN an der Mündung des Dorfbaches in den Ihner Bach. Es herrschen Ackerbau und Grünlandwirtschaft vor, Waldareale sind nur inselhaft im Einzugsgebiet des Dorfbachs zu finden.

Der Dorfbach wird gewässermorphologisch ebenfalls als Muldentalgewässer ausgewiesen (MUEV 1998b). Allerdings geht das Bachufer erst über einen steileren, wenige Meter langen Anstieg in ein Muldental über. Aufgrund dieser Situation sind ausufernde Hochwässer bis auf den Mündungsbereich am Ihner Bach möglich, das Quellgebiet fällt periodisch trocken (BRUCH 2002).

### 2.1.6.2 Geologie im UG Niedgau

Der geologische Untergrund im Einzugsgebiet des Dorfbaches wird überwiegend durch das flachwellige Relief der Ceratitenschichten des oberen Muschelkalks (*mo2*) geprägt (vgl.

---

<sup>32</sup> Nummerierung der naturräumlichen Einheiten nach der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands (SCHNEIDER 1972, WERLE 1974)



Karte 7-10). Lehm- und Hangschuttdecken liegen vielerorts dem oberen Muschelkalk (*mo2*) auf. Die Gesamtmächtigkeit des oberen Muschelkalks beläuft sich hier auf ca. 70 bis 80 m (KONZAN 1987, S. 22 f.). Der untere Keuper ist nach der GK 25, 6605 Blatt Hemmersdorf (1987) nur an einer abgesunkenen kleinen Scholle bei Kerlingen zu finden. Da das abgegrenzte EZG Dorfbach vor der Geländestufe des Trochitenkalkes (*mo1*) zum mittleren Muschelkalk nach Osten abschließt, ist diese Formation im Einzugsgebiet, bis auf zwei kleine Reste auf den relativ zur Ceratitenfläche gehobenen Schollen bei Kerlingen, nicht vertreten. Ebenso verhält es sich mit dem mittleren Muschelkalk (*mmo*), der ebenfalls nur über diese beiden aufgeschobenen Schollen im EZG zutage tritt (vgl. GK 25, 6605 Blatt Hemmersdorf, 1987).

Schichten des unteren Muschelkalks und des oberen Buntsandsteines (*so2*) werden nur im östlichen Teil des EZG Dorfbach angeschnitten. Durch den Felsberg-Rossel-Sprung wurde der Ittersdorfer Graben relativ zum Wallerfanger-Neuforweiler Horst, der östlich des EZG liegt, abgeschoben, so dass heute auf gleicher Höhe der obere (*mo2*) und der untere Muschelkalk (*mu2/mu1*) bzw. der obere Buntsandstein (*so2*) nebeneinander anstehen. Während die beiden kleinen Areale des *so2* aus bankigen Sandsteinen des Voltziensandsteins und darüber folgenden wasserstauenden Schichten der Lettenkohle (Tonsteine, Siltsteine und Sandsteine) bestehen, werden mit dem *mu1* sandig-mergelige Schichten (Muschelsandstein) angeschnitten. Diese Verwerfungen stehen im Zusammenhang mit der Metzger Störung (Hunsrück-Südrand-Verwerfung; südliche Begrenzung des Merziger Grabens). Aufgrund der intensiven Bruchtektonik sind Neigungsbeträge der Schichten und Schollen in diesem Gebiet nur schwer anzugeben. Es ist anzunehmen, dass die Schichten insgesamt schwach nach Süden bis Südwesten einfallen. Der Ittersdorfer Graben und der Wallerfanger-Neuforweiler Horst, die über den SE-NW verlaufenden Felsberg-Rossel-Sprung gegeneinander ab- bzw. aufgeschoben sind, stellen im EZG Dorfbach die dominierenden tektonischen Elemente dar (Konzan 1987).

Pleistozäne Lehme (L.), die selten Mächtigkeiten über 2 m erreichen, sind auf der GK 25, 6605 Blatt Hemmersdorf (1987), nur auf kleine Areale nordwestlich von Kerlingen, beim Flughafen Düren und in der Senke am Felsberg-Rossel-Sprung begrenzt. Holozäne Talaue-Ablagerungen und Abschwemmassen sind in der Talzone des Dorfbaches zu finden, die auch nach der Bodenübersichtskarte (Bodeneinheit 87) in den Auenbereichen zu erwarten sind (vgl. Karte 7-10).

### 2.1.6.3 Böden im UG Niedgau

Im Untersuchungsgebiet Niedgau stellen pleistozäne Deckschichten ein verbreitetes Ausgangssubstrat für die Bodenbildung dar. Im EZG Dorfbach sind 4 Bodeneinheiten mit Flächenanteilen zwischen 3,7 und 70 % vertreten, die restlichen 7 Bodeneinheiten stellen nur sehr kleine Areale dar (vgl. Tabelle 2-4; Karte 7-11).

Über 70 % des EZG werden von Rendzinen, Braunerde-Rendzinen, Rendzina-Braunerden und Kalkbraunerden (Einheit 32) aus Deckschichten über dem *mo2* in schwach bis mittel geneigten Reliefbereichen gebildet. Die Böden sind mittel bis tiefgründig und hinsichtlich der Bodenarten vor allem aus schutthaltigen lehmig-schluffigen Bodenartenschichten aufge-

baut. Nördlich von Ittersdorf wird am Nordhang des Dorfbaches ein kleiner Bereich der Einheit 36 als stark geneigte Variante der oben genannten Bodentypen ausgeschieden, die sich durch flachgründigere Bodenentwicklungen auszeichnet.

Ebenfalls im Areal des *mo2* vertreten ist die Bodeneinheit 25 mit über 10 Flächen-%, vor allem in den Kuppenlagen und auf Riedeln. Hier sind die Böden flachgründiger und überwiegend als Rendzinen oder Braunerde-Rendzinen aus Deckschichten und Verwitterungsbildungen mit schutthaltigem, schluffig-lehmigem Substrat anzusprechen.

In den wenig eingetieften Talbereichen der Quellgewässer des Dorfbaches treten Kolluvisole aus überwiegend lehmigen Abschwemmassen auf (Einheit 24), die in Tiefenlagen zum Teil über Grundwasseranschluss verfügen können. In der Talzone des Dorfbaches selbst werden nach der BÜK 25 (Blatt 6605 Hemmersdorf) über die Einheit 87 Gleye aus karbonathaltigen, schluffig-lehmigen Abschwemmassen ausgeschieden. Hier kann örtlich Staunässe auftreten. Der mittlere Grundwasserniedrigstand liegt bei 4 bis 13 dm uGOK (GWS 3-4; vgl. FETZER & PORTZ 1996).

Im Bereich der Bruchschollen nördlich von Kerlingen sind kleinräumige Variationen der Bodentypen festzustellen. Mit der Einheit 7 auf den pleistozänen Lehmen sind aufgrund der auftretenden starken Staunässe mit intensivem Wechsel zwischen Nass- und Trockenphasen pseudovergleyte lehmige Böden mittlerer Gründigkeit zu finden (Parabraunerde-Pseudogley und Pseudogley). Auf der abgeschobenen Scholle unteren Keupers (*ku2*) nördlich von Kerlingen sind mittel bis tiefgründige Braunerden sowie Kalk- und Pelosolbraunerden mit örtlich schwacher Staunässe zu finden, daneben auf der gehobenen Scholle des mittleren Muschelkalk zusätzlich Rendzina-Braunerden aus schluffig-lehmigem, teils tonigem Substrat.

Die Verwerfung des Felsberg-Rossel-Sprunges findet sich auch in den ausgeschiedenen Bodeneinheiten wieder. So sind auf dem unteren Muschelkalk (*mu*) und dem oberen Buntsandstein (*so2*) mittel bis tiefgründige Braunerden aus schutthaltigem, sandig-lehmigem Substrat ausgeprägt (Einheiten 27 und 34), im Vergleich zu den flachgründigeren Böden der Einheit 32 auf oberem Muschelkalk westlich der Verwerfung.

Das Substrat ist im EZG Dorfbach überwiegend lehmig-schluffig ausgeprägt, nur selten sandiger (Einheiten 27 und 34), und die Böden sind insgesamt selten von Staunässe beeinflusst.

#### 2.1.6.4 Hydrogeologische Verhältnisse im UG Niedgau

Der Hauptgrundwasserleiter mittlerer Buntsandstein (*sm*), unter undurchlässigen Schichten des *mm* gelegen, wird im Einzugsgebiet des Dorfbaches nicht oberflächlich angeschnitten und liegt damit unter dem Niveau des Dorfbaches. Somit bleibt die lokale Hydrogeologie mit Bedeutung für das EZG Dorfbach auf die Vorgänge im sogenannten Kluftwasserleiter des oberen Muschelkalks beschränkt. Das im *mo2* und vor allem durch den klüftigen Trochitenkalk des *mo1* versickernde Niederschlagswasser wird wahrscheinlich an den stauenden Schichten des *mmu* vor der weiteren Versickerung zurückgehalten und, sofern diese Schichten in Talzonen wie am Ihner Bach angeschnitten werden, dort in den Vorfluter abge-

geben. Auch die Flächen westlich des Felsberg-Rossel-Sprunges im oberen Muschelkalk (*mo2*) werden als Festgesteine von vernachlässigbarem Wasserleitvermögen beschrieben (HEIZMANN 1997). Die neben dem *mo2* östlich der Verwerfung anstehenden Schichten des unteren Muschelkalk und oberen Buntsandstein hingegen werden immerhin mit einem geringen Wasserleitvermögen dargestellt. Fraglich bleibt, ob das dort versickernde Wasser dem EZG Dorfbach zufließt oder „über die Schichtstufe“ zur Saar hin versickert.

## 2.1.7 UG Bliesgau

### 2.1.7.1 Naturräumliche Gliederung des UG Bliesgau

Das Tal des Hetschenbachs teilt die Schichttafeln vom Kahlenberg ausgehend in NO-SW-Richtung zur Blies hin. Das Schreckelbachtal hingegen öffnet sich von seinem kesselförmigen Quellbereich am Kahlenberg ausgehend nach Ost-Nordost, so dass der Schreckelbach in östlicher Richtung in die Bickenalb entwässert, welche in nördlicher Richtung über den Schwarzbach ebenfalls der Blies zufließt. SCHNEIDER (1972) ordnet das Teileinzugsgebiet des Hetschenbachs im UG Bliesgau der Kahlenberghochfläche (181.11<sup>33</sup>) und damit den Hochflächen im Vorderen Bliesgau (181.1) zu, während sich das direkt nach Osten anschließende Einzugsgebiet des Schreckelbachs wie folgt aufteilt: Der obere Bereich des EZG Schreckelbach wird zum Mittleren Bickenalbtal (181.20) im Hinteren Bliesgau (181.2) gerechnet, während der untere Bereich des EZG bereits dem Zweibrücker Hügelland (180.3) im Bereich des Zweibrücker Westrich (180) zugeschrieben wird (vgl. SCHNEIDER 1972, S. 7 ff). Morphologisch sind beide Bachläufe als Kerbtalgewässer anzusprechen (MUEV 1998b).

Den höchsten Punkt bildet für beide Einzugsgebiete der bewaldete Kahlenberg mit knapp über 400 m. Der Pegel des Landesamtes für Umweltschutz im Saarland (LfU) am Hetschenbach, kurz hinter der Grenze des TEZG am Ortseingang von Walsheim, liegt auf etwa 245 m ü. NN. Die Mündung des Schreckelbachs in die Bickenalb liegt mit ca. 242 m ü. NN auf vergleichbarer Höhe.

Insgesamt herrscht in beiden (Teil-) Einzugsgebieten landwirtschaftliche Flächennutzung vor. Die mit Verwitterungslehmen überdeckten, z.T. schlecht gedrähten Hochflächen des oberen Muschelkalks sind überwiegend mit Wald bestanden. Der Anteil extensiv genutzter Grünlandflächen ist im UG Bliesgau wesentlich höher als in den beiden anderen Untersuchungsgebieten, insbesondere im Quellbereich des Schreckelbachs dominiert extensive Wiesennutzung.

### 2.1.7.2 Geologie im UG Bliesgau

Das Untersuchungsgebiet Bliesgau mit den (Teil-) Einzugsgebieten Hetschenbach und Schreckelbach liegt im Achsenbereich der Saargemünd-Zweibrücker Triasmulde. Die Schichten sind mit etwa 0,5° nach Südwesten geneigt. Die Quellen des Hetschenbachs und

---

<sup>33</sup> Nummerierung der naturräumlichen Einheiten nach der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands (SCHNEIDER 1972, WERLE 1974)

des Schreckelbaches sind als Schichtquellen anzusprechen (HEIZMANN 1970). Typisch für diesen Raum ist die Anlage von Siedlungen im Bereich der Geländeverflachung des mittleren Muschelkalks, d.h. in Reichweite der dort auftretenden Schichtquellen, was auch im EZG Schreckelbach an der Dorflage Böckweiler zu beobachten ist. Pleistozäne Solifluktions- und Hangschuttdecken überziehen die Talhänge und die Hochflächen der Trias. Unterhalb der Trochitenkalkstufe wurden örtlich Hangrutschungen dieser Deckschichten beobachtet, die nicht nur Schutt aus dem *mm*, sondern auch aus dem *mo* führen.

#### 2.1.7.2.1 TEZG Hetschenbach

Der Bachlauf des Hetschenbaches hat sich in den Muschelkalkrücken zwischen Blies und Bickenalb derart eingeschnitten, dass das TEZG Hetschenbach an drei Seiten von den unteren Ceratitenschichten des Oberen Muschelkalks (*mo2u*) umschlossen (vgl. Karte 7-16). Blatt 6809 (Gersheim) der GK 25 (1968) unterscheidet im oberen Muschelkalk die oberen Ceratitenschichten (*mo2o*) und die unteren Ceratitenschichten (*mo2u*) (HEIZMANN 1970). Aufliegend auf den dünnbankigen Kalk- und Mergelsteinen des *mo2u* sind auf den Kuppen Verwitterungslehme aus schluffig-tonigem Substrat ausgegliedert, die eine Mächtigkeit bis 1 m aufweisen können und häufig skelettfrei sind. Auch auf den übrigen Flächen des *mo2u* finden sich Deckschichten pleistozänen Alters, die jedoch weniger kompakt und wesentlich skeletthaltiger sind. Der darunter liegende Trochitenkalk (*mo1*) mit seinen dichten Kalksteinbänken bildet eine im Gelände häufig deutlich erkennbare Hangversteilung zu den im Liegenden vom Hetschenbach angeschnittenen Schichten des mittleren Muschelkalks aus.

Die Talzone des Hetschenbachtals wird größtenteils aus dem oberen Abschnitt des mittleren Muschelkalks (*mmo*) gebildet. Ein deutliches Zeichen für diese stratigraphische Einheit sind die an den Hängen oftmals auftretenden Geländevertiefungen, die auf die Ton- und Mergelsteine des darunter liegenden *mmu* zurückzuführen sind (Heizmann 1970). Der *mmo* wird von einer oftmals ebenfalls im Gelände gut zu beobachtenden Dolomitbank vom *mmu* getrennt. Anhydrit und Gips sind hier im mittleren Muschelkalk (*mmo*) oftmals ausgelaugt, was zu erheblichen Schwankungen in der Mächtigkeit der *mmo*-Stufe und zu Verbiegungen der hangenden Schichten führt. Der untere Teil des mittleren Muschelkalks wird im TEZG Hetschenbach nur im unteren Talbereich angeschnitten.

Im Auenbereich des Hetschenbaches sind holozäne Talauenablagerungen zu finden (*,L,f*), in einem kleinen Seitentälchen südöstlich von Walsheim wurden holozäne skelettfreie, lehmige Ablagerungen (*,L*) kartiert.

#### 2.1.7.2.2 EZG Schreckelbach

Der Talkessel oberhalb von Böckweiler um die Schichtquellen des Schreckelbaches zeigt die gleiche Schichtabfolge vom oberen (*mo2u*) zum mittleren (*mmu*) Muschelkalk wie bereits für das Hetschenbachtal beschrieben. Auch die Geländeversteilungen des Trochitenkalkes und des mittleren Muschelkalks sind hier zu beobachten. Dann allerdings schließt sich nach Osten hin eine weite Verebnung im unteren Muschelkalk (*mu2*) an, die von den plattigen, stark mergeligen, dolomitischen Orbicularisschichten gebildet wird.

Darunter setzt eine weitere Hangversteilung an, die aus massigen dolomitischen Kalksteinen des *mu2* im Liegenden der Orbicularisschichten (Schaumkalkregion und obere Dünnschichtige Dolomite) aufgebaut wird und zur eigentlichen Talzone des Schreckelbaches führt.

Die quarzkornführenden Lehme (*,L,h*) auf den Hochflächen des *mu2* (Orbicularisschichten) im EZG Schreckelbach zählen vermutlich zu den ältesten quartären Bildungen im Einzugsgebiet und bestehen aus bis zu 2 m mächtigen Schluff-Tonen mit regelmäßig beigemengten Quarzkörnern der Fein- und Mittelsandfraktion sowie Bohnerzkörnchen.

Die Talhänge des Schreckelbaches und seines trockenen Seitentälchens sind hauptsächlich aus den dolomitischen und mergeligen, teils sandig ausgeprägten Schichten des unteren Muschelkalks (*mu1*) aufgebaut. Nur im untersten Talbereich kurz vor der Mündung in die Bickenalb wird der obere Buntsandstein (Votziensandstein und Lettenregion) angeschnitten.

Im Quellbereich des Schreckelbaches an der Grenze *mmu* zu *mmo* wurden junge, kolluvial abgeschwemmte Talschlusslehme (*,L*) kartiert (HEIZMANN 1970). Vergleichbar zu den Verhältnissen des Hetschenbaches wird der Auenbereich des Schreckelbaches ebenfalls aus holozänen, schluffig-tonigen Abschwemmassen und Flusssedimenten aufgebaut. Kurz vor der Mündung des Schreckelbaches in die Bickenalb hat sich ein Schwemmfächer aus steinig-lehmigen Flusssedimenten gebildet.

### 2.1.7.3 Böden im UG Bliesgau

Über 40 % der Flächen TEZG Hetschenbach werden von Böden der Einheit 31, hauptsächlich auf den unteren Ceratitenschichten des *mo2u* und den aufliegenden Verwitterungslehmen in Plateau- und Kulminationslagen, gebildet (vgl. Tabelle 2-5; Karte 7-17). Diese Böden zeichnen sich durch örtlich starke Staunässe aus. Als Bodentypen sind hier neben tiefgründigen (Para-) Rendzinen auch pseudovergleyte Kalkbraunerden und Pseudogleye zu erwarten. Aufgrund der verbreiteten Staunässe sind diese Böden auch überwiegend mit Wald bestanden bzw. als Grünland genutzt, nur geringe Bereiche liegen unter ackerbaulicher Nutzung. Im EZG Schreckelbach tritt diese Bodeneinheit nur untergeordnet auf.

Die Einheit 32 tritt zum einen angrenzend an die Einheit 31 im *mo2u* auf, zum anderen aber auch auf der Verebnung der Orbicularisschichten im *mmo*. Sie ist aufgrund des schwach bis mittel geneigten Reliefs geprägt von mittel bis tiefgründigen Rendzinen, Braunerde-Rendzinen, Rendzina-Braunerden und Kalkbraunerden auf Deckschichten des *mo2u*, welche nur selten Staunässeinfluss zeigen. Vorherrschende Bodenarten sind hier schutthaltige, schluffig-lehmige Ausgangssubstrate der verschiedenen Deckschichten. An den Steilhängen der Trochitenkalkstufe des *mo1* treten vorwiegend flachgründige Rendzinen und Braunerde-Rendzinen aus schutthaltigem lehmigem Schluff auf.

Die überwiegend stark geneigten Hänge der Einheit 37 auf *mmo* zeichnen sich durch mittelgründige Braunerde-Rendzinen, Rendzina-Braunerden, Kalkbraunerden und Braunerde-Pelosole aus schutthaltigem lehmig-schluffigem Substrat aus. In den nur schwach bis mittel geneigten Reliefeinheiten des *mmu* haben sich zwar im Prinzip ähnliche Bodentypen ausgebildet wie über den hangenden Schichten des *mmo*, allerdings sind die Böden etwas

flachgründiger und zeigen örtlichen Stauwassereinfluss (Einheit 35). Unterhalb der Verebnung des *mmo* werden die stärker geneigten Talhänge des Schreckelbaches überdeckt von flach bis mittelgründigen Braunerden aus unterem Muschelkalk und oberem Buntsandstein bzw. den auflagernden Deckschichten (Einheiten 38 und 45), wobei die Böden der Einheit 45 örtlich Staunässeinfluss und Pseudovergleyung zeigen können. Die Bodeneinheit 25 stellt mit weniger als 2 % des Einzugsgebietes auf den Plateau- und Kulminationslagen flach bis mittelgründige Rendzinen und Braunerde-Rendzinen, z.T. mit Staunässeinfluss, die sich auf pleistozänem Verwitterungsschutt gebildet haben.

*Tabelle 2-5: Bodeneinheiten im UG Bliesgau*

<b>Bodeneinheit</b>	<b>EZG Schreckelbach</b>		<b>TEZG Hetschenbach</b>	
	Fläche [ha]	[%] EZG	Fläche [ha]	[%] TEZG
0	21,03	4,43	6,70	0,99
19	32,70	6,90	2,11	0,31
25	17,56	3,70	4,62	0,69
31	19,96	4,21	287,03	42,60
32	127,17	26,82	33,92	5,03
35	59,96	12,65	18,84	2,80
37	43,34	9,14	213,65	31,71
38	96,33	20,31		0,00
39	10,67	2,25	78,33	11,63
45	9,46	2,00		0,00
86	3,31	0,70	3,27	0,48
87	29,76	6,28	25,30	3,75
100	2,93	0,62		0,00
<b>Summe</b>	<b>474,19</b>		<b>673,76</b>	

Die mit der Bodeneinheit 19 ausgeschiedenen quarzkornführenden Lehme der Hochflächen bestehen hauptsächlich aus pseudovergleyten Braunerden in verschiedenen Übergangsformen.

Die Böden in den Quellmuldenbereichen (Einheit 86) zeichnen sich durch tiefgründige, schluffig-lehmige Braunerde-Gleye in Übergangsformen zu Kolluvisolen und Gleyen aus. Sie stehen unter mittlerem Staunässeinfluss. Im weiteren Verlauf der Bachläufe nimmt die Vergleyung der Böden zu, die Einheiten 87 und 100 gliedern Gleye aus schluffig-lehmigen Abschwemm Massen mit mittlerem bis hohem Grundwasserstand aus.

#### **2.1.7.4 Hydrogeologische Verhältnisse im UG Bliesgau**

Hinsichtlich des Hauptgrundwasserleiters mittlerer Buntsandstein verhält es sich in den Einzugsgebieten des Hetschenbaches und Schreckelbaches wie in den übrigen Untersuchungsgebieten: Der mittlere Buntsandstein (*sm*) als Hauptgrundwasserleiter wird in den abge-

grenzten Einzugsgebieten nicht angeschnitten. Hier ist wie bereits im Saargau das gehäufte Auftreten der Schichtquellen an der Grenze *mmu* zu *mmo* anzumerken (HEIZMANN 1970, S. 41 ff.). Oberflächlich versickerndes Niederschlagswasser wird durch die wasserwegsam geklüftigen Schichten des *mo* und *mmo* geleitet und tritt als deutlich erkennbare Geländeversenkungen und Quellen über dem *mmu* aus. In welchem Maße der darunter liegende Buntsandstein von den Sickerwässern des Muschelkalks aufgefüllt wird, lässt sich nicht quantifizieren. Die Hydrogeologische Karte des Saarlandes (1987) gibt für die Schichten des unteren Muschelkalk ein geringes Wasserleitvermögen an, im Gegensatz zu dem „vernachlässigbaren Wasserleitvermögen“ der oberhalb ausstreichenden Schichten des mittleren und oberen Muschelkalk.

## 2.2 ERFASSUNG DES DIFFUSEN STOFFAUSTRAGES

Zur Untersuchung der diffusen Stoffausträge in den Detailsinzugsgebieten TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) und TEZG Schreckelbach/Hetschenbach Oberlauf (UG Bliesgau) wurden insgesamt 15 Bodenstationen auf unterschiedlich intensiv genutzten, repräsentativen Bodennutzungseinheiten eingerichtet. Mit den in Kapitel 2.2.1.1 beschriebenen Bodenstationen konnte über Bodeneinstichlysimeter Bodenwasser (Sickerwasser) aus 30 cm Tiefe und aus 100 cm Tiefe gewonnen werden. Die analytisch bestimmten Stoffkonzentrationen im Bodenwasser geben Aufschluss über die mit dem Sickerwasser verlagerten Stoffe. Wichtige Auswahlkriterien waren die Standorteigenschaften (Geologie, Bodentyp, Lage im Relief) und Bodennutzung (Art und Intensität der Bewirtschaftung), um für die jeweiligen Einzugsgebiete möglichst repräsentative Flächen zu finden. Im Einvernehmen mit den betroffenen Landwirten wurden dann die konkreten Standorte der Bodenstationen auf den gewählten Äckern und Wiesen bzw. Weiden festgelegt (vgl. Karte 7-22).

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen nutzungsbedingten Stoffausträgen aus dem Boden und Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer herstellen zu können, wurden Standorte ausgewählt, die durch unterschiedlich intensive landwirtschaftliche Bodennutzung geprägt und deren Vorfluter nicht durch punktuelle Einleitungen belastet sind. Nach diesen Kriterien wurde das Quelleinzugsgebiet des Fischerbachs (UG Saargau) als intensiv landwirtschaftlich genutztes Gebiet gewählt. Die Quelleinzugsgebiete des Schreckelbach und Hetschenbach im UG Bliesgau stellen im Vergleich dazu wesentlich extensiver genutzte Flächen dar. Die Auswahl der Standorte erfolgte im Vorfeld der Untersuchungen über Boden- und Nutzungskartierungen.

Zur Charakterisierung der Standorte wurden an Profilgruben detaillierte Profilaufnahmen vorgenommen. An den entnommenen Horizontproben konnten verschiedene bodenchemische und bodenphysikalische Untersuchungen durchgeführt (siehe Kapitel 2.2.2 und Kapitel 3.1.2). Ebenso wurden von den Landwirten Bewirtschaftungsdaten erhoben. Für alle Einzugsgebiete wurden flächendeckend Nutzungskartierungen durchgeführt.

Aus dem zusammengetragenen Datenpool konnten im Laufe der Untersuchungen umfangreiche Auswertungen zum standortbezogenen Nitrataustrag vorgenommen werden. Diese umfassen eine pedologische Charakterisierung der Einzugsgebiete, Auswertungen des standortbezogenen Wasser- und Stoffhaushaltes und die Ermittlung von Nitrataustragsfrachten unterschiedlich genutzter landwirtschaftlicher Standorte (siehe Kapitel 2.2.5 ff. und Kapitel 3.1 ff.).



## 2.2.1 Beprobung und Analytik des Bodenwassers

### 2.2.1.1 Aufbau der Bodenstationen

Das Bodenwasser wurde mit Hilfe von Boden-Einstichlysimetersonden<sup>34</sup> aus 30 cm und 100 cm Tiefe mit einem Unterdrucksystem kontinuierlich gesammelt. Die Einstichlysimetersonden bestehen aus einem PVC-Schaft ( $\varnothing$  2 cm) mit innen liegendem Saugröhrchen, an dessen unterem Ende eine Keramikkerze<sup>35</sup> angebracht ist (vgl. auch GROSSMANN 1988, DVWK 1990). Am Oberen Ende dieser Sonde ist eine PE-Winkelverschraubung mit Quetschverbindung angebracht, über die PVC-Sammelschläuche an die Sonde angeschlossen werden können.

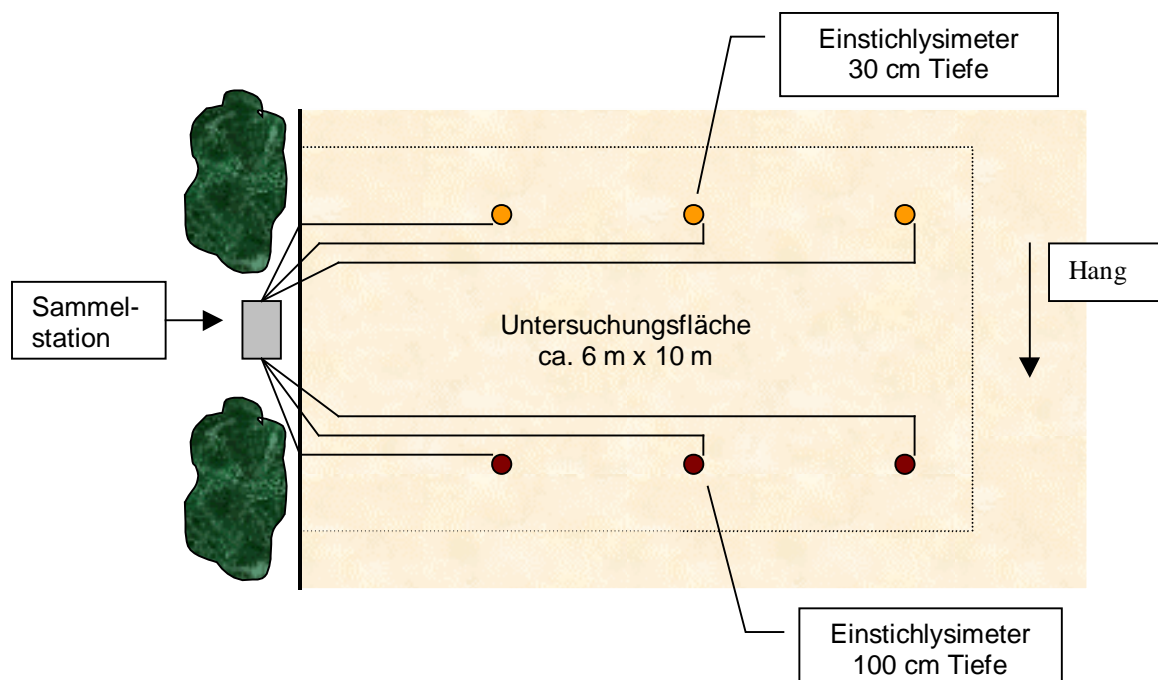


Abbildung 2-4: Aufbauschema der Bodenstationen

Auf den ausgewählten Standorten wurden auf einer Grundfläche von ca. 6 m x 10 m parallel zueinander je drei Einstichlysimeter einer Tiefenstufe in den Boden eingelassen (vgl. Abbildung 2-4). Von diesen Einstichlysimetern wurden im Boden PVC-Schläuche mit 6 mm Durchmesser bis zur Sammelstation verlegt, um dort in zwei 2l- Glasflaschen das per Unterdruck angesaugte Bodenwasser der beiden Lysimeterreihen aufzufangen. Die Länge der Sonden wurde dabei für jeden Standort gesondert kalkuliert, und zwar derart, dass nach Einbau der Sonden auf Ackerparzellen die Winkelverschraubung als oberster Punkt mindestens in 24 cm Tiefe, also unterhalb der Pflugsohle, zu liegen kommt. Dies sollte sicherstellen, dass die Standorte weiterhin landwirtschaftlich genutzt werden können. Für die

<sup>34</sup> kurz: (Einstich-) Lysimeter

<sup>35</sup> Durchmesser  $\varnothing$  2 cm; Länge 5 cm; Porenweite 1,0 - 1,5  $\mu$ m (vgl. DVWK 1990)

Grünlandstandorte wurden die Sondenlängen derart gewählt, dass die Einstichlysimeter mit dem oberen Ende des Sondenschafts ca. 5 cm unter der Grasnarbe enden.

Zum Einbau der Lysimetersonden und der Schläuche wurden auf den Ackerparzellen schmale Gräben von ca. 25 cm Tiefe gezogen, in denen für die Lysimetersonden mit dem Linnemann-Bohrers Löcher bis zur Sondenendtiefe vorgebohrt wurden. Bei den Grünlandstandorten wurde die Grasnarbe ca. 5 cm tief angehoben. Nach Einlassen der Sonden wurde der Schaft mit Quarzsand verspült. Auf den Grünlandflächen konnte meist schonender gearbeitet werden, indem nur die Grasnarbe angehoben werden musste. Nach vollendetem Einbau konnten die Gräben wieder verfüllt werden. Drei Lysimeter einer Tiefenstufe wurden ausgehend von der Sammelstation in einem Abstand von jeweils drei Metern hintereinander in Bearbeitungsrichtung bzw. hangparallel eingesetzt. Die Lysimeterstränge der beiden Tiefenstufen wurden parallel angelegt, bei hangiger Lage die 30 cm-Lysimeter im „Hangenden“ und die 100 cm-Lysimeter im „Liegenden“.

Die an den Lysimetersonden endenden PVC-Schläuche wurden im Boden bis zur Sammelstation verlegt. Um den Druckabfall im System bzw. das Totraumvolumen zu minimieren, sollte der freie Schlauchraum zwischen Lysimeter und Sammelflaschen möglichst gering gehalten werden. Aufgrund dieser Einschränkung wurden die Untersuchungsflächen meist randlich auf den Ackerparzellen angelegt, so dass auch freier Zugang zum Sammeln der Proben gewährleistet werden konnte. Als Sammelstation für das Bodenwasser wurde eine Isolierbox am Rand der gewählten Fläche, meist am Ackerrand unter Hecken versteckt oder auf Feldwegen, in den Boden eingegraben und mit einer Holzplatte geschützt.

Bei den Ackerparzellen wurde mit den betroffenen Landwirten vereinbart, zum Schutz der eingebauten Schläuche und Lysimeter eine möglichst flache Bodenbearbeitung zu achten. Diese Anlage der Bodenstationen ermöglichte eine Untersuchung des Bodensickerwassers unter weitgehend uneingeschränkter Bewirtschaftung der Standorte.

Der mittels einer tragbaren Unterdruckpumpe an den Sammelflaschen angelegte Unterdruck betrug  $-0,8$  bar, so dass zwischen den monatlichen bzw. später zweiwöchentlichen Probenahmen kontinuierlich Bodenwasser gesammelt werden konnte. Mit dem angelegten Ausgangsunterdruck von  $-0,8$  bar wird allerdings nicht nur Sickerwasser der schnell dränenden Grobporen, sondern auch pflanzenverfügbares Bodenwasser der langsam dränenden Mittelporen erfasst, welches mit einer Wasserspannung zwischen pF 1,8 bzw. 2,5 (60-300 mbar) und pF 4,2 (104,2 mbar) in der Bodenmatrix gehalten wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 189; KUNTZE ET AL. 1994, S. 168).

In Tabelle 3-1 (Kapitel 3.1.2) und Tabelle 7-6 (Anhang) sind die Standortdaten der Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf zusammengestellt. Tabelle 3-3 (Kapitel 3.1.2) und Tabelle 7-9 (Anhang) geben einen Überblick über die Boden- und Nutzungsverhältnisse der Bodenstationen im UG Bliesgau. Tabelle 7-3 listet die Betriebszeiten der einzelnen Stationen auf.

### 2.2.1.2 Beprobungszeiträume und Probenahmerhythmus

Im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) wurden zwischen 4/98 und 4/00 insgesamt 8 Bodenstationen zur Gewinnung von Bodenlösung im Unterdrucksystem betrieben. Im Untersuchungsgebiet Schreckelbach/Hetschenbach (UG Bliesgau) konnten zwischen 11/98 und 4/00 insgesamt 7 Stationen unterhalten und beprobt werden (vgl. Tabelle 7-3).

Anfänglich erfolgte die Probenahme im monatlichen Rhythmus (Monatsmitte). Ab 3/99 wurde auf eine 14-tägige Beprobung (Monatswechsel und Monatsmitte) umgestellt, um dem mit der Zeit und je nach Bodenwassergehalt unterschiedlich abnehmenden Unterdruckvolumen der Sammelflaschen Rechnung zu tragen. Alle Proben wurden vor Ort mengenmäßig erfasst, in 750 ml PE-Flaschen abgefüllt und bis zur Analytik (Monatsmischproben) bei + 4 °C gelagert. Nach Beprobung der Sammelflaschen wurde erneut Unterdruck mit einer tragbaren Unterdruckpumpe angelegt.

Aufgrund von Materialermüdung sind für die Monate Januar und Februar 1999 einige Datenausfälle zu verzeichnen. Bei intensiver sommerlicher Trockenheit und aufgrund von spezifischen Problemen an den Stationen sind einzelne weitere Datenausfälle aufgetreten. Die Erfassung des Bodenwasserhaushaltes über Tensiometersonden musste aufgrund technischer Probleme nach mehreren Monaten eingestellt werden. Die Daten zum Bodenwasserhaushalt wurden statt dessen über Modellrechnungen ermittelt (vgl. Kapitel 2.2.6).

### 2.2.1.3 Probenaufbereitung und Analytik

Die Lagerung der meist zum Monatswechsel gesammelten „Zwischenproben“ erfolgte bis zur regulären Monatsprobenahme im Kühlhaus bei +4 °C. Zur Analytik wurden die beiden Teilproben eines Monats (Zwischenprobe + reguläre Monatsprobe) in 750 ml PE-Flaschen zu einer Monatsmischprobe vereinigt. Dabei wird das Mischungsverhältnis anteilig nach den Mengen der Einzelproben bestimmt. Die weitere Analytik wurde an den Monatsmischproben vorgenommen.

Von den Monatsmischproben wurden zunächst im Labor pH und Leitfähigkeit bestimmt und das mit den Bodeneinstichlysometern entnommene Probenvolumen aufgenommen. Anschließend wurde eine Teilprobe der Monatsmischprobe über säuregewaschene, aschefreie Filtrierpapiere (MN640w) mit einem Rückhaltevermögen von 7,5 µm gefiltert (vgl. KRUCHTEN 1998). Dabei ist zu bedenken, dass die über dies Keramikkerzen gezogenen Bodenwasserproben bereits vorfiltriert sind. Die Porenweite der Keramikfilter liegt bei 1,0 bis 1,5 µm (DVWK 1990, S. 2).

In einer aliquoten Teilprobe der gefilterten Monatsmischproben wurden dann Nitrit und Ammonium photometrisch mit Küvettentests (Firma Dr. Lange) bestimmt. Die Anionen Chlorid, Sulfat und Nitrat wurden ionenchromatographisch erfasst. Gesamtstickstoff  $N_{\text{ges}}$  wurde über DIN-vergleichbare Küvettentests (Firma Dr. Lange) an den ungefilterten Mischproben bestimmt (vgl. Tabelle 2-6).

Phosphat wurde an zwei Terminen zum Screening für die Bodenstationen im TEZG Fischerbach<sup>36</sup> und im TEZG Hetschenbach / EZG Schreckelbach<sup>37</sup> nach DIN photometrisch bestimmt. Da die Phosphatgehalte im Bodenwasser aufgrund der starken Bindung des Phosphat-Anions an Bodenkolloide und der schlechten Löslichkeit wie erwartet in sehr geringen Konzentrationen vorlagen, wurde dieser Parameter für die Bodenlösung nicht weiter untersucht.

Tabelle 2-6: Übersicht über die Mess- und Analyseverfahren – Bodenwasser

Parameter	Methode
<b>NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub></b>	1) IC: Ionenchromatographisches Verfahren mit Supressortechnik <sup>38</sup> : Detektion mittels elektrischer Leitfähigkeit unter Einsatz verschiedener Vorsäulen; Probengabe über Autosampler. [EN ISO 10304-2:1995] 2) Photometrische Bestimmung (9/98): Reaktion von Nitrat-Ionen in schwefel- und phosphorsaurer Lösung mit 2,6-Dimethylphenol zu 4-Nitro-2,6-dimethylphenol (Küvettest Dr. Lange)
<b>NH<sub>4</sub></b>	1) Photometrische Bestimmung: Reaktion von Ammonium-Ionen bei pH 12,6 mit Hypochloridionen und Salicylationen in Gegenwart von Nitroprussid-Natrium zu Indophenolblau (DIN-vergleichbarer Küvettest Dr. Lange)
<b>NO<sub>2</sub></b>	1) Photometrische Bestimmung: Reaktion von Nitrit in saurer Lösung mit aromatischen Aminen zu einem Azofarbstoff (DIN-vergleichbarer Küvettest Dr. Lange). 2) IC: ionenchromatographische Bestimmung für stärker belastete Proben (s.o.). [EN ISO 10304-2]
<b>N<sub>ges</sub></b>	Photometrische Bestimmung: DIN-vergleichbarer Küvettest (Dr. Lange); Oxidation aller N-Verbindungen mit Peroxidisulfat bei 100 ° C (1h) zu Nitrat und Bestimmung des Nitrophenol-Farbstoffs.
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	Photometrische Bestimmung: Reaktion von Phosphationen in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimonionen zu einem Komplex, der mit Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau reduziert wird. [EN 1189:1996]
<b>K, Ca, Na, Mg</b>	Atomabsorptionsspektrometrische bzw. emissionsspektrometrische Bestimmung (Flammen-AAS, Perkin-Elmer 3030)
<b>pH</b>	Potentiometrische Messung mit Glaselektrode
<b>Elektrische Leitfähigkeit</b>	Amperometrische Messung mit 4-Pol-Zelle

Die Makronährstoffe Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium wurden adsorptionsspektrometrisch bzw. emissionsspektrometrisch mittels des Flammen-AAS aus einer aliquoten Teilprobe der gefilterten Monatsmischprobe bestimmt (vgl. Tabelle 2-6). Dazu mussten die

<sup>36</sup> PO<sub>4</sub>-P nach DIN und Dr. Lange Küvettestests am 22.09.98 (Charge F-Bw\_15\_09) und 21.10.98 (Charge F-Bw\_16\_10)

<sup>37</sup> PO<sub>4</sub>-P und P<sub>ges</sub> nach DIN und Dr. Lange Küvettestests am 17.02.99 (Charge B-Bw\_20\_02)

<sup>38</sup> Pumpe (Typ 501) und Leitfähigkeitsdetektor (Typ 431) - Waters; Säulen (AS4A, AG4A, NG1) - Dionex; Integrator (C-R6A) – Shimadzu; Probengeber (Abimed Dilutor 401), Gilson; Sample Injector (Model 231), Gilson.

Teilproben nach der Filterung der Originalprobe zur Stabilisierung der Metallkationen mit  $\text{HNO}_3$  suprapur auf ca. pH 1,2<sup>39</sup> angesäuert werden (vgl. DVWK 1990; KRUCHTEN 1998; BMELF 1997; MEIWES ET AL. 1984).

#### 2.2.1.4 Bestimmungsgrenzen

Die Bestimmungsgrenzen der jeweiligen Analyseverfahren wurden je nach Verfahren unterschiedlich eingegrenzt:

Die Bestimmungsgrenzen für die ionenchromatographischen Analysen wurden von der Arbeitsgruppe Forst, Universität des Saarlandes (nach KRUCHTEN 1998) aus laufenden Verfahren übernommen. Für  $\text{NO}_3$  wurden die Bestimmungsgrenzen über eigene Verdünnungstests nachkorrigiert (vgl. BRUCH ET AL. 2001).

Für die mit dem Flammen-AAS gemessenen Kationen K, Na, Ca und Mg wird der kleinste verwendete Standard als Bestimmungsgrenze verwendet.

Für die DIN-vergleichbaren Küvettentests ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{N}_{\text{ges}}$ ) liegen Herstellerangaben zu den Verfahrenskennwerten bzw. Gerätekonfigurationen vor.

Bei der photometrischen Bestimmung von Orthophosphat-Phosphor die Bestimmungsgrenzen über Hand-Kalibrierung und Umrechnung von Signalen bzw. der Extinktionen vorgenommen (vgl. BRUCH ET AL. 2001).

Tabelle 2-7: Bestimmungsgrenzen der untersuchten Parameter – Bodenwasser

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze [mg/l]	Quelle / Bestimmung
$\text{NO}_2$	IC	0,30	vgl. KRUCHTEN 1998
$\text{NO}_3$	IC	0,45	vgl. KRUCHTEN 1998
$\text{N}_{\text{ges}}$	Küvettentest Dr. Lange	1,00	Herstellerangaben
$\text{NO}_2$	Küvettentest Dr. Lange	0,05	Herstellerangaben
$\text{NO}_3$	Küvettentest Dr. Lange	1,00	Herstellerangaben
$\text{NH}_4$	Küvettentest Dr. Lange	0,02	Herstellerangaben
$\text{PO}_4\text{-P}$	Photometer (DIN)	0,018	Eichreihe
<b>Na</b>	Flammen-AAS	0,20	Standardreihe AAS
<b>K</b>	Flammen-AAS	0,50	Standardreihe AAS
<b>Ca</b>	Flammen-AAS	0,50	Standardreihe AAS
<b>Mg</b>	Flammen-AAS	0,30	Standardreihe AAS

<sup>39</sup> 1 ml 65%  $\text{HNO}_3$  auf 100 ml Probe

### 2.2.1.5 Behandlung von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze

Messwerte unterhalb der festgelegten Bestimmungsgrenze wurden nicht eliminiert, da bei Mittelwertbildungen der Mittelwert bzw. Median dann deutlich über den wahren Mittelwert bzw. Median rutschen kann und die Standardabweichung bzw. der Variationskoeffizient verzerrt werden. Daher wurde Original-Messwerte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen, in den bereinigten Datentabellen für die weitere Auswertung substituiert, indem die Bestimmungsgrenze mit 0,5 multipliziert wurde (vgl. NEITZEL 1996). Für Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde also die Klassenmitte zwischen 0 und der festgelegten Bestimmungsgrenze als Ersatzwert zugeordnet.

### 2.2.1.6 Datenauswertung und Plausibilitätskontrollen

Alle erhobenen Daten wurden während der Analysen im Labor und bei der Dateneingabe auf Plausibilität überprüft. Zur statistischen Beschreibung der Datensätze wurden deskriptive Statistiken über das Programm SPSS<sup>®</sup> erstellt (Spannweite, Mittelwert, Median, Maximum, Minimum, Standardabweichung und Varianz). Explorative Datenanalysen ermöglichen die Darstellung von Werteverteilungen als Box-and-Whisker-Diagramme sowie die Identifizierung von Ausreißern und Extremwerten, sofern diese nicht bereits im Vorfeld als unplausibel eliminiert wurden.

Ausreißer können auf verschiedene Phänomene und Hintergründe zurückgehen und müssen daher im Einzelnen genau betrachtet werden. Es kann sich um extreme Werte handeln, die auf besondere hydrologische, hydrochemische oder pedologische Ursachen zurückzuführen sind oder auf Fremdeinwirkung, Analysefehler oder Eingabefehler beruhen.

Bei den Bodenwasserdaten wurden z. B. auffallende Extremwerte anhand der Protokollbögen nach den Probenahmen mittels der Angaben zum Restdruck der Sammelflaschen auf mögliche Fremdeinwirkung überprüft.

## 2.2.2 Bodenkundliche Untersuchungen

In den Detailuntersuchungsgebieten der Bodenstationen wurden im Oktober 1997 (TEZG Fischerbach Oberlauf, UG Saargau) bzw. im August 1998 (Quelleinzugsgebiete Schreckelbach / Hetschenbach, UG Bliesgau) mit dem Pürckhauer-Bohrstock bzw. mit einem verlängerbaren Bohrstock ( $\varnothing$  2 cm) Bodenkartierungen bzw. Bodenprofilaufnahmen durchgeführt. Die Bodenkartierungen dienten der Auswahl repräsentativer Standorte für die Bodenstationen (vgl. Tabelle 2-8).

Außerdem wurden an den 15 Bodenstationen über Profilgruben Bodenprofildaten und Bodenparameter aufgenommen. Für die Bodenstationen im Detailuntersuchungsgebiet Fischerbach wurden außerdem Bodenproben entnommen und bodenchemisch bzw. bodenphysikalisch auf verschiedene Parameter hin untersucht (vgl. Tabelle 2-9). Für die Bodenstationen kann auf Grundlage der Bodenprofilaufnahmen der Bodenwasserhaushalt über ein

Simulationsmodell als tägliche Sickerwasserraten (GWnt) abgeschätzt werden (vgl. Kapitel 2.2.6).

Um einen Überblick über die Humus- und Stickstoffgehalte der Oberböden zu bekommen, wurden im TEZG Fischerbach Oberlauf für die Bodennutzungseinheiten der landwirtschaftlich genutzten Böden sowie an den Bodenstationen im UG Saargau und im UG Bliesgau die A-Horizonte beprobt.

Die aufgenommenen Bodenprofile erweitern die Profil- und Horizontdatenbank des Saarländischen Bodeninformationssystems Saar-BIS, welche zur Bewertung des Bodenwasserhaushaltes und des potentiellen Nitrataustrages auf Einzugsgebietsebene herangezogen wurde (vgl. Kapitel 2.3).

*Tabelle 2-8: Übersicht über die Bodenaufnahmen, Bodenkartierungen und Beprobungen*

	Aufschluss- Art	Profil-Anzahl/ Nr.	Datum	Aufnahme/ Be- probung	Verwendung
<b>UG Saargau</b>					
<b>Bodenprofile</b>					
TEZG Fischerbach Oberlauf	Pürckhauer- Bohrung ≤ 1m	F1 – F26	17.10.- 24.10.97	Profilaufnahmen	Standortwahl GWN <sub>a</sub> /NAW
<b>Profilgruben</b>					
TEZG Fischerbach Oberlauf	Profilgruben ≤ 1m	F-Bw 1 – F-Bw 8	8.9.98 – 9.9.98	Profilaufnahmen Horizontproben Stechringproben <sup>40</sup>	Stoffhaushalt GWN <sub>a</sub> /NAW GWnt
<b>UG Saargau + UG Bliesgau</b>					
<b>Oberbodenproben</b>					
TEZG Fischerbach Oberlauf  Quelleinzugsgebiete Hetschenbach / Schreckelbach	Grabung: A-/ ≤ B-Horizont	F-N1 – F-N41  B-N1 – B-N7	7.4.99 – 10.4.99	Horizontproben Profilaufnahme	Stoffhaushalt
<b>UG Bliesgau</b>					
<b>Bodenprofile</b>					
Quelleinzugsgebiete Hetschenbach / Schreckelbach	Pürckhauer- Bohrung ≤ 1m	B1 – B9	11.8.98 – 12.8.98	Profilaufnahmen	Standortwahl
<b>Profilgruben</b>					
Quelleinzugsgebiete Hetschenbach / Schreckelbach	Profilgruben ≤ 1m	B-Bw 1 – B-Bw 6  B-Bw 7	15.9.99 – 16.9.99; 17.12.99	Profilaufnahmen	GWN <sub>a</sub> /NAW GWnt

<sup>40</sup> nur für F-Bw 2, 4, 5, 8

### 2.2.2.1 Profilaufnahmen und Entnahme von Bodenproben

Die Bodenprofile der Stationen im TEZG Fischerbach Oberlauf wurden horizontweise beprobt und im Labor auf pH,  $C_{org}$  und  $N_{ges}$  sowie effektive und potentielle Kationenaustauschkapazität, Phosphatgehalte und Korngrößenverteilung hin untersucht (vgl. Tabelle 2-9). Für einzelne Profile (F-Bw 2, 4, 5, 8) wurde über Stechringproben die Rohdichte bestimmt. Außerdem wurden Profil- und Horizontparameter an den Profilgruben aufgenommen (vgl. Tabelle 7-7, Tabelle 7-8 und Tabelle 7-10). Neben der Bestimmung der Bodenart über Fingerprobe im Gelände nach AG BODEN (1994, S. 137 ff.) wurden auch Korngrößenanalysen im Labor durchgeführt.

Bis zur Probenverarbeitung wurden die feldfrischen Proben im Kühlhaus bei +4°C gelagert (vgl. SCHLICHTING & BLUME 1995 S. 93; BMELF 1997 S. 24). Die Trocknung der Profilgrubenproben erfolgte bei 105°C im Trockenschrank. Die getrockneten Proben wurden nach vorsichtigem Mörsern der Proben zum Zerkleinern der Aggregate über einem 2-mm-Sieb in Feinboden ( $\varnothing < 2$  mm) und Skelett ( $\varnothing > 2$  mm) gesiebt (SCHLICHTING & BLUME 1995 S. 93 f.). Dabei wird das Skelett von grobem organischem Material getrennt, gewaschen und gewogen. Für die Analytik der Gesamtgehalte ( $N_{ges}$ ,  $C_{org}$ ) wurden die getrockneten und gesiebten Feinbodenproben zusätzlich mit einer Achat-Kugelmühle staubfein gemahlen (vgl. SCHLICHTING & BLUME 1995, S. 94).

Tabelle 2-9: Übersicht über die durchgeführten Bodenanalysen

	Profil-Nr.	Aufnahmetiefe	Analytik
<b>Profilgruben</b> TEZG Fischerbach Oberlauf	F-Bw 1 - F-Bw 8	≤ 1m	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Profildaten Gelände</li> <li>• Skelettgehalt</li> <li>• Korngrößenverteilung</li> <li>• Lagerungsdichte / Rohdichte</li> <li>• Wasserhaushalt: nFK, FK, We...</li> <li>• <math>pH_{CaCl_2}</math></li> <li>• <math>KAK_{eff}</math> / <math>KAK_{pot}</math></li> <li>• Pflanzenverfügbares Phosphat <math>P_2O_5</math></li> <li>• <math>N_{ges}</math></li> <li>• <math>C_{org}</math>, Humusgehalt</li> <li>• C/N-Verhältnis</li> </ul>
<b>Oberbodenproben</b> TEZG Fischerbach Oberlauf Quelleinzugsgebiete Hetschenbach / Schreckelbach	F-N1 - F-N41  B-N1 - B-N6 B-N7	A-/ ≤ B-Horizont	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Profildaten Gelände</li> <li>• Skelettgehalt</li> <li>• Wassergehalt</li> <li>• <math>pH_{CaCl_2}</math></li> <li>• <math>N_{ges}</math></li> <li>• <math>C_{org}</math>, Humusgehalt</li> <li>• C/N-Verhältnis</li> </ul>



An den im April 1999 im TEZG Fischerbach Oberlauf und an allen Bodenstationen entnommenen Oberbodenproben (A-Horizonte) wurden die Parameter pH,  $C_{org}$  und  $N_{ges}$  untersucht. Die Bodenart wurde nach der Fingerprobe im Gelände bzw. im Labor an den feldfrischen Proben bestimmt. (vgl. AG BODEN 1994, S. 137 ff.).

Die Oberbodenproben wurden bis zur Probenverarbeitung im Kühlhaus (+4°C) gelagert und anschließend bei 40°C im Trockenschrank getrocknet (vgl. DIN ISO 11464, in SCHLICHTING & BLUME 1995, S. 93). Die Trennung von Skelett und Feinboden sowie die Vorbereitung der Proben für die Analyse von Gesamtgehalten wurden wie oben beschrieben vorgenommen. Zusätzlich wurde hier der Wassergehalt bestimmt, um die analysierten Parameter auf das Trockengewicht (105 °C) des Bodens beziehen zu können.

Für die Bodenstationen im Bliesgau wurden nur die A-Horizonte im Rahmen der Oberbodenbeprobung untersucht (siehe Kapitel 3.1.2.2).

*Tabelle 2-10: Übersicht über die angewendeten Analyseverfahren – Bodenproben*

Parameter	Methode
pH	- Elektrometrische Messung in 0,01 M $CaCl_2$ -Lösung
Wassergehalt	- Massenanteil [%] bezogen auf die bei 105 °C getrocknete Probe
$N_{ges}$	- Kjeldahl-Aufschluss mittels Selenreaktionsgemisch als Katalysator und Phenolschwefelsäure zur Umsetzung der Nitrate, Ammonium und Nitrit; Wasserdampfdestillation mit Ammoniak; Titration gegen 0,1 n $H_2SO_4$
$C_{org}$	- Nassveraschung durch Oxidation mit Kaliumdichromat $K_2Cr_2O_7$ in schwefelsaurer Lösung und kolorimetrische Bestimmung des Cr (III) mit Photometer bei 590 nm
Kationenaustauschkapazität: $KAK_{eff} / KAK_{pot}$	- Lösung der austauschbar adsorbierten Kationen aus dem Sorptionskomplex mit einer gepufferten ( $KAK_{pot}$ , pH 8,1) und ungepufferten ( $KAK_{eff}$ , Boden-pH) $BaCl_2$ -Lösung; Bestimmung der KAK über Rücktausch mit $MgCl_2$ ; flammenphotometrische Bestimmung (AAS)
Pflanzenverfügbares Phosphat $P_2O_5$	- saurer Calciumlactatauszug (pH 3,6); Molybdänblau-Verfahren über Reaktion des Phosphorsäure- Molybdän-Komplexes mit Photorex und $SnCl_2$ ; kolorimetrische Bestimmung mit Photometer bei 750 nm
Korngrößenverteilung	- Nasssiebung der Sandfraktion; Sedimentationsverfahren nach KÖHN zur Ermittlung der Schluff- und Tongehalte
Rohdichte Lagerungsdichte	- Quotient aus der Masse der bei 105 °C getrockneten Stechzylinderprobe und dem Stechzylindervolumen (SCHLICHTING & BLUME 1995) - Rohdichte + 0,009*Tongehalt [Gew.-%] (MÜLLER 1997, VKR 7.1.3, S. 73) - Lagerungsdichte über Horizontsymbole (MÜLLER 1997, VKR 7.1.4)

### 2.2.2.2 Analyseverfahren

#### 2.2.2.2.1 pH-Wert

Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte als elektrometrische Messung der H<sup>+</sup>-Ionen-Aktivität in einer Suspension von Boden in einer 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung im Verhältnis 1:2,5 (vgl. VDLUFA 1991, A5.1.1, S. 1; SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 132).

Tabelle 2-11: Einstufung des in 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung gemessenen Boden-pH<sup>41</sup>

Reaktionsbezeichnung	pH-Wert	Reaktionsbezeichnung	pH-Wert
		Neutral	7,0
extrem alkalisch	> 11,0	schwach sauer	6,9 - 6,0
sehr stark alkalisch	11,0 - 10,1	mäßig sauer	5,9 - 5,0
stark alkalisch	10,0 - 9,1	stark sauer	4,9 - 4,0
mäßig alkalisch	9,0 - 8,1	sehr stark sauer	3,9 - 3,0
schwach alkalisch	8,0 - 7,1	extrem sauer	< 3,0

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S. 116) wird bei landwirtschaftlichen Böden die Bestimmung des pH-Wertes mit 0,01 M CaCl<sub>2</sub> empfohlen, da mit der Calciumchloridlösung eine Bodenlösung simuliert wird, wie sie etwa in landwirtschaftlich genutzten Böden des gemäßigt-humiden Klimabereiches vorherrscht. Die Salzlösung verhindert den sogenannten Suspensionseffekt (SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 131 ff.).

#### 2.2.2.2.2 Wassergehalt

Der Wassergehalt wurde über den Trocknungsverlust als Massenanteil bezogen auf die Masse des bei 105 °C getrockneten Bodens bestimmt (vgl. VDLUFA 1991, A 2.1.1, S. 1). Über den Wassergehalt können die Ergebnisse der bodenchemischen Analysen, die an den bei 40° C getrockneten Oberbodenproben durchgeführt wurden, auf die Trockenmasse umgerechnet werden (vgl. VDLUFA 1991, A 2.1.1, S. 7; SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 95). Dazu wird der über den Wassergehalt ermittelte Wasserfaktor Wgf<sup>42</sup> mit den jeweiligen Analyseergebnissen multipliziert (vgl. SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 95).

#### 2.2.2.2.3 Gesamtstickstoff N<sub>ges</sub>

Der Gesamtstickstoffgehalt wurde nach dem Kjeldahl-Verfahren bestimmt. Der Aufschluss erfolgte mittels eines Selenreaktionsgemisches als Katalysator und Phenolschwefelsäure zur Umsetzung von Nitraten, Ammonium und Nitrit im Aufschlussblock, die entstandenen Nitroverbindungen wurden mit Thiosulfat reduziert (vgl. SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 165; DIN 19864 Teil 4, 1997; VDLUFA 1997, A 2.2.0, A 2.2.3). Durch Wasserdampfdestillation mit 32%iger NaOH wurde der Ammoniak ausgetrieben und in einer 2%igen Borsäure-Vorlage

<sup>41</sup> nach VDLUFA 1991, A 5.1.1, S. 4; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 111

<sup>42</sup> Wgf = 100 / (100 - H<sub>2</sub>O [Gew.-%])

aufgefangen. Der Stickstoffgehalt wurde durch Titration gegen 0,1 n H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> mit einem Tashiro-Indikator über den Verbrauch an H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> bestimmt und in Prozent Stickstoff umgerechnet. Zur Analyse von N<sub>ges</sub> wurde der mit der Achat-Kugelmühle staubfein gemahlene Feinboden verwendet.

Mit dieser Methode werden neben organisch gebundenem Stickstoff auch Nitrat-N und Nitrit-N sowie austauschbares und in Illiten fixiertes Ammonium-N erfasst (vgl. SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 166; VDLUFA 1997, A 2.2.1). Bei der Auswertung der Ergebnisse ist außerdem zu beachten, dass fixiertes Ammonium in humusarmen, tonmineralreichen Proben mit einem C/N-Verhältnis unter 8 einen erheblichen Fehler verursachen kann (vgl. SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 166).

#### 2.2.2.2.4 Organischer Kohlenstoff C<sub>org</sub> und Humusgehalt

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde über Nassveraschung durch Oxidation mit Kaliumdichromat in schwefelsaurer Lösung und photometrische Bestimmung des dabei gebildeten Cr (III) bestimmt (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 64; KRETSCHMAR 1984).

Bei dem Nassveraschungsverfahren werden verschiedene Humusformen mit Hilfe der konzentrierten Schwefelsäure dehydriert, der organisch gebundene Kohlenstoff wird dabei in elementaren Kohlenstoff überführt, d.h. reduziert. Kaliumdichromat (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) oxidiert den elementaren Kohlenstoff (C<sup>0</sup>) zu CO<sub>2</sub> (C<sup>4+</sup>). Chrom (Cr<sup>6+</sup>) wird dabei zu Cr<sup>3+</sup> reduziert und ergibt den per Photometer (bei 590 nm) kolorimetrisch erfassbaren Farbumschlag (vgl. KRETSCHMAR 1984).

#### 2.2.2.2.5 C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis aus C<sub>org</sub> und N<sub>org</sub> gibt Aufschluss über die Zusammensetzung der organischen Substanz. Mit der Zersetzung der organischen Substanz im Boden sinkt das C/N-Verhältnis durch Verlust an Kohlenstoff und Aufnahme von Stickstoff durch die zersetzenden Mikroorganismen (SCHLICHTUNG & BLUME 1995, S. 228). Bei den vorliegenden Untersuchungen wurde N<sub>ges</sub> als Parameter für N<sub>org</sub> gewählt, da N<sub>anorg</sub> bei den vorkommenden Böden im Verhältnis zum organischen Stickstoffgehalt kaum ins Gewicht fallen dürfte.

#### 2.2.2.2.6 Kationenaustauschkapazität KAK

Die Kationenaustauschkapazität (KAK), angegeben in Molionenäquivalenten [mmol/100 g FB] beschreibt das Vermögen eines Bodens, Kationen austauschbar zu adsorbieren (vgl. DIN 1984 Teil 8, 1977). Bei dem durchgeführten Verfahren wurden die austauschbaren Kationen (K-, Na-, Ca-, Mg-Ionen) mit einer Bariumsalzlösung aus dem Sorptionskomplex des Bodens verdrängt (Filtrat I). Nach Rücktausch der beim ersten Filtervorgang eingetauschten Ba-Ionen gegen Mg-Ionen (MgCl<sub>2</sub>) erhält man die gesamte Kationenaustauschkapazität der Bodenaustauscher (Filtrat II).

Die Kationen K, Na, Ca, Mg als Ausdruck der Kationenbelegung der Austauscher (Filtrat I)

sowie Ba als Ausdruck der Kationenaustauschkapazität (Filtrat II) werden flammenphotometrisch über Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) bestimmt. Die Summe der adsorbierten Kationen K, Na, Ca und Mg ergibt die Basensättigung (S-Wert), welche in % der KAK angegeben wird. Die Differenz aus KAK und S-Wert wird H-Wert genannt und beschreibt die Belegung der Austauscher mit H<sup>+</sup>-Ionen und Al-Ionen.

Man unterscheidet generell zwischen der effektiven Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{\text{eff}}$ ) und der potentiellen Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{\text{pot}}$ ). Die  $KAK_{\text{eff}}$  wird beim jeweiligen pH-Wert des Bodens bestimmt. Sie erfasst die aktuelle Austauschfähigkeit und Kationenbelegung der Bodenaustauscher. Die  $KAK_{\text{pot}}$  hingegen beschreibt einen potentiellen Zustand bei einem optimalen pH-Wert von 8,1 und wird gemessen, indem die Bariumsalzlösung vor der Filtration auf pH 8,1 eingestellt wird.

#### 2.2.2.2.7 Pflanzenverfügbares Phosphat $P_2O_5$

Das pflanzenverfügbare Phosphat wurde über einen mit konzentrierter HCl auf pH 3,6 eingestellten Ca-Lactat-Auszug bestimmt. Die Phosphatbestimmung erfolgt über das so genannte Molybdänblau-Verfahren. Hierbei wird der durch Zugabe von Molybdän entstandene Phosphorsäure-Molybdänkomplex durch die Zugabe von Photorex zu  $SnCl_2$  reduziert, wobei eine blaue Färbung entsteht. Die Messung erfolgt photometrisch bei 750 nm.

Bei der Extraktion mit der sauren Lactatlösung werden allerdings nicht nur das austauschbare, sondern auch ein Teil des säurelöslichen Phosphates erfasst (SCHLICHTING & BLUME 1996, S. 129).

#### 2.2.2.2.8 Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung der Sand-, Schluff- und Tonfraktion des Feinbodens wird über eine Kombination aus Nass-Siebung und Sedimentationsverfahren ermittelt.

Zunächst wird die Sandfraktion von der vorangehend homogenisierten, gewogenen Feinbodenprobe abgeseibt. Über Nass-Siebung können die weiteren Unterfraktionen bestimmt werden (siehe Tabelle 2-12).

*Tabelle 2-12: Korngrößen des Feinbodens und Methode zur Ermittlung der Kornfraktion*

Fraktion	Unterfraktion	Äquivalentdurchmesser [mm]	Methode
Sand	Grobsand	2,000 - 0,630	Nass-Siebung
	Mittelsand	0,630 - 0,200	
	Feinsand	0,200 - 0,063	
Schluff	-	0,063 - 0,002	Köhn-Analyse
Ton	-	< 0,002	

Mit der Pipettmethode nach KÖHN (Köhn-Analyse) wurden die Schluff- und Tonanteile erfasst. Der Methode liegt die Stoke'sche Widerstandsgleichung zugrunde (KRETSCHMAR 1984, S. 201). Die vorab chemisch mit einer Natriumpyrophosphatlösung und physikalisch über ein Schüttelrad dispergierte Bodenprobe wird bei der Pipettmethode in einem Sedimentationszylinder unter temperaturkonstanten Bedingungen aufgeschlämmt (vgl. SCHLICHTING & BLUME 1995, S. 114; KRETSCHMAR 1984 S. 195; VÖLKER & FRIEDRICH 1991 S. 104). Nach definierten Zeiteinheiten wird die sedimentierende Probe mittels einer in einer bestimmten Tiefe eingeführten Pipette beprobt. Durch die korrekte Wahl der temperaturabhängigen Sedimentationszeiten können so die unterschiedlichen Korngrößenanteile der Ton- und Schlufffraktion beprobt und nach Trocknung gewogen werden (vgl. VÖLKER & FRIEDRICH 1991, S. 107).

Die Anteile der Ton- und Schlufffraktion werden vom Pipettvolumen unter Einrechnung des Dispergierungsmittels auf das Volumen des Sedimentationszylinders umgerechnet.

Die Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen werden in % angegeben. Durch Vergleich mit der Analyseneinwaage wird der Analysefehler bestimmt, der nach SCHLICHTING & BLUME (1995, S. 114 f.) unter 3 % liegen sollte.

#### 2.2.2.2.9 Rohdichte

Anhand der Stechzylinderproben, die in den Bodenprofilen der Stationen F-Bw 2, F-Bw 4, F-Bw 5 und F-Bw 8 entnommen wurden, konnten für die Standorte repräsentative Werte der Rohdichte bestimmt werden. Die Proben wurden horizontweise mit je drei Wiederholungen entnommen. Zur Bestimmung der Rohdichte wird die Masse der bei 105 °C getrockneten Stechzylinderprobe auf das Probevolumen (Stechzylindervolumen) bezogen [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ], und zwar über den Quotienten aus dem Trockengewicht der Stechzylinderprobe und dem Stechzylindervolumen (vgl. SCHLICHTUNG & BLUME 1995). Aus diesen Proben wurde ein Mittelwert gebildet und für die Umrechnung verschiedener Analyseergebnisse der Bodenstationen in Flächenanteile (z. B.  $\text{kg}/\text{ha} \cdot \text{m}$ ) als Maß für die Bodendichte verwendet.

Die Rohdichte kann nach den von SCHLICHTING & BLUME (1995, S. 36 f.) vorgeschlagenen Grenzen in Klassen eingeteilt und so mit der anhand von Bodenhorizontmerkmalen ermittelten Lagerungsdichte verglichen werden. Außerdem wurde über die Rohdichte die Lagerungsdichte nach dem bei MÜLLER (1997, VKR 7.1.3, S. 73) angegebenen Verfahren berechnet. Hier wird zu der oben ermittelten Rohdichte zusätzlich das Produkt aus dem Faktor 0,009 und dem Tongehalt [Gew.-%] addiert.

### 2.2.3 Klimadaten

Zur Berechnung der täglichen Sickerwasserraten  $GWN_t$  über die Klimatische Wasserbilanz wurden als klimatische Eingangsdaten tägliche Niederschlagswerte und tägliche potentielle Evapotranspirationsraten ETP benötigt (vgl. Kapitel 2.2.6.1.1). Die Niederschlagsdaten lieferten Niederschlagsstationen des Landesamtes für Umweltschutz (LfU). Die ETP-Werte (nach HAUDE) wurden über den Deutschen Wetterdienst als potentielle Verdunstung über Gras geliefert und über die aktuelle Nutzung des jeweiligen Standortes in die kulturspezifische Evapotranspiration  $ETP_k$  bzw. über den aktuellen Bodenwasserhaushalt in die reale Evapotranspiration  $ET_{real}$  umgerechnet (vgl. Kapitel 2.2.6.1.5).

*Tabelle 2-13: Zuordnung der Niederschlags- und Klimastationen zu den Detail-Untersuchungsgebieten*

Detail-Untersuchungsgebiet	Niederschlagsdaten	Potentielle Evapotranspiration $ETP_{DWD}$
	Niederschlagsstation LfU	Klimastation DWD
TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau)	Nr. 14 Kläranlage Hellendorf	Station Nr. 2025 Mettlach-Orscholz
Quelleinzugsgebiete Hetschenbach/ Schreckelbach (UG Bliesgau)	Nr. 44 Kläranlage Wolfersheim	Station Nr. 6149 Saarbrücken-Ensheim

Weitere Ausführungen zur Zuordnung der verfügbaren Niederschlags- und Klimadaten zu den jeweiligen Untersuchungsgebieten und Fragestellungen sind in Kapitel 2.1.4.2 aufgeführt.

### 2.2.4 Bewirtschaftungsdaten der Bodenstationen

Zur Ermittlung der diffusen Stoffausträge, insbesondere zur Berechnung der täglichen Sickerwasserraten  $GWN_t$  über die tägliche klimatische Wasserbilanz, sind möglichst detaillierte Angaben zur Flächennutzung der zu bilanzierenden Zeiträume notwendig. Daher wurden von den Landwirten, auf deren Flächen die Bodenstationen betrieben wurden, entsprechende Informationen zur Bewirtschaftung eingeholt. Zur Auswertung der Untersuchungen wurden Angaben zu Bodenbearbeitung, Düngung, Ernte und Ertrag sowie allgemeine Angaben zum landwirtschaftlichen Betrieb über persönliche Befragungen zusammengetragen.

### 2.2.5 N-Saldobilanzen der Bodenstationen

Um die an den Bodenstationen vorgenommenen Untersuchungen zum Nitrataustrag bewerten zu können, ist es sinnvoll, sich einen Überblick über die Bewirtschaftungsparameter zu verschaffen, die den Austrag von Nitrat maßgeblich bestimmen. Flächenbezogenen N-Bilanzen können zur standortbezogenen Düngeplanung eingesetzt werden, stellen aber auch einen praktikablen Ansatz zur Charakterisierung der Bewirtschaftungsintensitäten und N-Stoffflüsse landwirtschaftlich genutzter Flächen dar. Daher wurden nach den vorliegenden Bewirtschaftungsdaten der Landwirte für die Parzellen der 15 Bodenstationen N-Bilanzen erstellt.

N-Flächenbilanzen ergeben sich durch eine Gegenrechnung des N-Eintrages und N-Austrages unter Beachtung von N-Freisetzungen und N-Immobilisationen im Boden.

Zum N-Eintrag wurden folgende Parameter gezählt:

- mineralische Stickstoffdüngung
- organische Düngung ( $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt – Ausbringungsverluste + mineralisierter  $\text{N}_{\text{org}}$ )
- N-Nachlieferung aus Ernteresten
- N-Nachlieferung über N-Bindung durch Leguminosen bei Grünlandnutzung
- N-Eintrag über den Freilandniederschlag (Deposition)

Bei der mineralischen Düngung wurde angenommen, dass der enthaltene Stickstoff, der in verschiedenen Verbindungen in anorganischer Form vorliegt, direkt pflanzenverfügbar ist und daher zu 100 % angerechnet.

Der Stickstoff organischer Dünger wurde in der vorliegenden Arbeit aufgeteilt in den direkt pflanzenverfügbaren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil und den Stickstoffanteil, der im Laufe des Bilanzzeitraumes bzw. im Laufe der Jahre aus dem organischen N-Pool der Wirtschaftsdüngung durch Mineralisation freigesetzt wird (vgl. Tabelle 2-14). Folgende Ausbringungs- und Lagerungsverluste wurden von dem  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Gehalt bzw.  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt des aufgebrauchten Wirtschaftsdüngers abgerechnet:

- Gülle: N-Ausscheidungen [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ] minus 10 % Lagerungsverluste, minus 20 % Ausbringungsverluste (vgl. FREDE & DABBERT 1998, S. 92)
- Festmist: ca. 50 % des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes, wenn der Festmist nicht eingearbeitet wird, bzw. 90 % des  $\text{NH}_4\text{-N}$  bei Einarbeitung in den Boden (vgl. FREDE & DABBERT 1998, S. 93)
- Jauche: 80 % des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes bzw. 100%  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes bei direkter Einarbeitung (vgl. FREDE & DABBERT 1998, S. 93)

Tabelle 2-14: Mittlere N-Gehalte von Wirtschaftsdüngern<sup>43</sup>

Wirtschaftsdünger	N <sub>ges</sub>	NH <sub>4</sub> -N
	[kg/m <sup>3</sup> ]	[kg/m <sup>3</sup> ]
Rinderjauche	3,00	2,60
Schweinejauche	4,00	3,60
Rindergülle <sup>44</sup>	4,25	1,75
Schweinegülle <sup>45</sup>	5,35	3,50
	[kg/dt]	[kg/dt]
Rindermist	0,45	0,10
Schweinemist	0,60	0,15

Hinsichtlich der Mineralisation des in organischen Düngern gebundenen organischen Stickstoffs wurde vereinfachend angenommen, dass im Anwendungsjahr 10%, im ersten Folgejahr 5% und im 3. Jahr 1% des Norg mineralisiert und damit pflanzenverfügbar wird. Bei langjähriger, regelmäßiger Anwendung von organischen Düngern ist von einer Mineralisationsrate von 42 % des ausgebrachten Norg auszugehen (vgl. FREDE & DABBERT 1998, S. 91).

Tabelle 2-15: N-Nachlieferung aus Ernterückständen<sup>46</sup>

Vorfrucht / Erntereste	N-Lieferung [kg/ha]
Getreide, Silomais	0
Körnermais	0-10
Raps	10-20
mehnjähriges Feld- und Weidelgras	20-30
mehnjährige Brache, Wechselgrünland	40-50

Neben der Freisetzung des organischen Dünger-N wird natürlich auch aus den auf dem Feld verbliebenen bzw. eingearbeiteten Ernterückständen der Vorfrucht Stickstoff durch Mineralisierung pflanzenverfügbar gemacht und damit in eine auswaschungsgefährdete Form überführt. Die N-Nachlieferung aus Ernterückständen wird nach Tabelle 2-15 ermittelt.

Intensiv wie auch extensiv bewirtschaftetes Grünland hat, je nach Vegetationsgesellschaft, immer einen gewissen Anteil an Leguminosen wie z. B. Weißklee aufzuweisen. Leguminosen binden Luftstickstoff und tragen damit zur N-Versorgung der Standorte bei. Je nach Weißkleeanteil und der Intensität der Bewirtschaftung können zwischen 8 und 118 kg N/ha zusätzlich eingebunden werden (FREDE & DABBERT 1998, S. 123, Tab. 4.25). Nach GEBEL

<sup>43</sup> nach GEBEL 2000, Tab. 4.7 S. 49

<sup>44</sup> Mittelwerte der Wertespannen nach GEBEL (2000, S. 49)

<sup>45</sup> Mittelwerte der Wertespannen nach GEBEL (2000, S. 49)

<sup>46</sup> nach FREDE & DABBERT 1998, Tab. 4.8 S. 79



(2000, S. 50) wird pauschal ein Leguminosenanteil von 20 % angenommen, der 40 kg N/(ha\*a) zusätzlich binden und nachliefern kann.

*Tabelle 2-16: Erträge, Nährstoffgehalte und -entzüge von Grünlandflächen<sup>47</sup>*

Nutzungen pro Jahr	Ernte TM [dt/ha]	N-Gehalt [kg/dt TM]	N-Entzüge [kg/ha]
1	40	1,3	52
2	55	1,8	99
3	75	2,2	165

Der Eintrag von Stickstoff mit dem (Freiland-) Niederschlag stellt eine nicht direkt beeinflussbare Stickstoffquelle dar. Nach Messungen an den Depositionsmessstellen des Saarlandes, die u. a. im Rahmen des EU-weiten Level II-Programms betrieben werden, liegt der Stickstoffeintrag über den Freilandniederschlag im Saarland bei ca. 14,2 kg N/(ha\*a) (Mittelwert 1990-1997<sup>48</sup>). Der atmosphärische N-Eintrag liegt damit deutlich unter dem für die Bundesrepublik Deutschland angegebenen Mittel von 20 kg N/(ha\*a) (vgl. FREDE & DABBERT 1998).

*Tabelle 2-17: Mittlere N-Gehalte im Erntegut [kg N/dt]<sup>49</sup>*

Kulturart	Haupterntegut	Nebenerntegut	Summe
Winterraps	3,3	1,4	4,70
Winterweizen/Qualitätsweizen	2,1	0,5	2,60
Wintergerste	1,7	0,5	2,20
Hafer	1,5	0,5	2,00
Sommergerste	1,4	0,5	1,90
Körnermais	1,5	1	2,50
Silomais	-	-	1,38

Mit den angebauten Feldfrüchten bzw. mit dem Grünland wird Stickstoff, der zuvor pflanzenverfügbar vorlag, in die Biomasse eingebunden und bei der Ernte bzw. Mahd dem Standort wieder entzogen. Entsprechend wurden bei den N-Bilanzen die Ernteentzüge bzw. die Grasschnittentzüge ermittelt und von den N-Einträgen subtrahiert. Der Ernteentzug ergibt sich aus dem Produkt von mittlerem Stickstoffgehalt im Erntegut und der Erntemenge bzw. dem Ertrag (vgl. Tabelle 2-17). Bei Grünland wird die gemähte Trockenmasse und der N-Gehalt des Grünschnittes je nach Anzahl der Schnitte pro Jahr kalkuliert (vgl. Tabelle 2-16).

Neben der verwendeten Abschätzung der Trockenmasseentzüge nach der Anzahl der Schnitte gibt es in der Literatur auch Angaben für eine zusätzliche Differenzierung nach Standorteignung („günstig“ bzw. „ungünstig“; vgl. Tabelle 2-18).

<sup>47</sup> nach FREDE & DABBERT 1998, Tab. 4.28 S. 128

<sup>48</sup> GERBER (2000), AG Forst, Physische Geographie der Universität des Saarlandes (mdl. Mitteilungen)

<sup>49</sup> vgl. WENDLAND ET AL. 1993, S. 79; FREDE & DABBERT 1998, S. 78

*Tabelle 2-18: Erträge, Nährstoffgehalte und –entzüge von Grünlandflächen in Abhängigkeit von Nutzungsintensität und Standortbedingungen<sup>50</sup>*

Standort	Ernte TM [dt/ha]	N-Gehalt [kg/dt TM]	N-Entzüge [kg/ha]
Magerrasen, ungünstig, 1 Nutzung	40	1,3	52
Wiese, ungünstig, 2 Nutzungen	55	1,8	99
Wiese, ungünstig, 3 Nutzungen	70	2,2	154
Wiese, günstig, 2 Nutzungen	60	1,6	96
Wiese, günstig, 3 Nutzungen	75	2,2	165

Bei den N-Bilanzen der Grünlandflächen wurden in den vorliegenden Untersuchungen die sogenannten Werbungsverluste, d.h. die N-Rücklieferung durch auf den Flächen verbleibenden Grünschnitt, nicht mitberechnet. Die Verluste liegen je nach Art der Grasnutzung zwischen 10 % (Silagenutzung) und 25 – 40% (Weidenutzung) des kalkulierten N-Entzuges. Die Werbungsverluste stellen eine in der Realität schwierig zu fassende Größe dar. Ebenso kritisch ist die Ermittlung der N-Rücklieferung auf Weiden durch die Ausscheidungen der Weidetiere. Zwar lassen sich als grobe Formel die Ausscheidungen je Großvieheinheit (GV) wie folgt berechnen:

$$\text{N-Ausscheidungen je GV*d} = 0,3^{51} \times 0,65^{52} \text{ [kg N/GV*d]}$$

Ähnlich der Ermittlung der pflanzenverfügbaren bzw. auswaschungsgefährdeten N-Lieferung über Wirtschaftsdünger müssen bei den Weidetierexkrementen ebenso gasförmige Ammoniakverluste und die N-Nachlieferung über Mineralisierung des  $N_{\text{org}}$  eingerechnet werden. Entscheidend sind auch die Dauer der Weideperiode, die Stunden der Beweidung pro Tag und der Großviehbesatz des untersuchten Schlags. Ebenso müsste abgeschätzt werden, wie viel organisch gebundener Stickstoff von den Weidetieren über Grasbeweidung aufgenommen und damit ebenfalls dem N-Pool entzogen, andererseits aber über die Ausscheidungen auch wieder zugeführt wird.

Netto-Mineralisation und Denitrifikation im Wurzelraum sollten zur Abschätzung des Nitrat- austrages über N-Flächenbilanzen nach FREDE & DABBERT (1998, S. 50 ff) mit beachtet werden. Bei den vorliegenden Böden wird vereinfachend davon ausgegangen, dass Mineralisation und Immobilisation sich gegenseitig ausgleichen und die N-Nachlieferung aus dem Boden nicht berücksichtigt werden muss. Nach FREDE & DABBERT (1998, S. 52 f.) ist mit nennenswerter Denitrifikation nur bei stauwasserbeeinflusste Böden zu rechnen. Da bei den Profilen der untersuchten Standorte kein nennenswerter Stauwassereinfluss an der Wurzelzone aufgenommen werden konnte, sind nur geringe Denitrifikationsraten bis 10 kg N/(ha\*a) zu erwarten (vgl. FREDE & DABBERT 1998, S. 53).

<sup>50</sup> nach LWK & MU (1997)

<sup>51</sup> mittlere tägliche N-Ausscheidung je Großvieheinheit [kg N/GV\*d]

<sup>52</sup> sog. Düngewirkung des ausgeschiedenen N (FREDE & DABBERT 1998, S. 133)

Die N-Saldobilanzen der Bodenstationen wurden auf Grundlage der von den Landwirten bereitgestellten Bewirtschaftungsangaben erstellt. Zum Teil wurde bei fehlenden Werten zum Ertrag auf die Ernteberichte des Statistischen Landesamtes des Saarlandes zurückgegriffen (Statistisches Landesamt des Saarlandes, o. J. (a) und (b)). Die Datengrundlage reicht aber nicht aus, um auch die Grünland-spezifischen Werbungsverluste und Weidetierexkreme einzurechnen. Weder der Viehbesatz noch die Aufenthaltsdauer konnte in dem erforderlichen Detail erfasst werden. Daher muss bei der Diskussion der N-Bilanzen für die Grünlandflächen beachtet werden, dass sich die Bilanz je nach N-Rücklieferung durch Werbungsverluste bzw. durch N-Ausscheidungen der Weidetiere noch verändert.

## 2.2.6 Standortbezogener Bodenwasserhaushalt und Bilanzierung der diffusen N-Austräge mit dem Sickerwasser

### 2.2.6.1 Tägliche Sickerwasserrate GWNt

Zur Erfassung des Bodenwasserhaushaltes für die Profile der Bodenstationen bis in 100 cm Tiefe wurden tägliche Sickerwasserraten (GWNt), basierend auf der tageweise berechneten klimatischen Wasserbilanz, für jede Station über die Bodenprofildaten und die spezifischen Nutzungsdaten bestimmt. Aus dieser tageweise ermittelten Sickerwasserrate kann die Grundwasserneubildung für beliebige Zeiträume durch Summation der Tageswerte erstellt werden. Die GWNt stellt die Grundlage zur Ermittlung der Nitrataustragsfrachten an den Bodenwasserstationen dar (siehe Kapitel 2.2.6.2).

Die Methodik basiert auf dem Verfahren von RINGER ET AL. 1974 (vgl. HENNINGS 1994 S. 63 ff.) und wurde für die Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf und im UG Bliesgau wie im Folgenden beschrieben umgesetzt.

#### 2.2.6.1.1 Eingangsdaten GWNt

- Nutzbare Feldkapazität nFK
- Initialer Wassergehalt zu Beginn des Bilanzzeitraumes zum 1. April (Annahme: nFK10dm = 100%)
- Detaillierte Angaben zur Flächennutzung (Kulturart, Aussaat, Ernte; Mahd, Beweidung)
- Tägliche potentielle Evapotranspiration nach HAUDE ( $ETP_{\text{Haude}}$ ), berechnet über tägliche Werte der Temperatur (14 Uhr MEZ) und den aktuellen Dampfdruck (14 Uhr MEZ); hier Verwendung der potentiellen Evapotranspiration über Gras, bereitgestellt von der Abteilung Landwirtschaft des DWD ( $ETP_{\text{DWD}}$ ), als Grundlage für die Berechnung der realen Evapotranspiration  $ET_{\text{real}}$  über die kulturspezifische Evapotranspiration  $ETP_k$
- Tägliche Niederschlagssummen (7 Uhr MEZ bis 7 Uhr MEZ des Folgetages)

Zur Methodik ist anzumerken, dass der oberflächlich abfließende Niederschlag unberücksichtigt bleibt. Laterale Zu- und Abflüsse können ebenfalls nicht berücksichtigt werden. Der Gültigkeitsbereich wird nach HENNINGS (1994, S. 64) auf Flächen < 1 % Hangneigung

eingeschränkt. Die berechneten Sickerwasserraten weisen daher eine gewisse Fehlerquote auf, die nicht quantifiziert werden kann, da für die untersuchten Gebiete bislang keine verwendbaren Daten zum oberflächlichen Abfluss bzw. zu lateralen Zu- und Abfluss vorliegen. KUBINIOK (2000, mündliche Mitteilung) gibt an, dass der Oberflächenabfluss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Hetschenbaches unter 1 % der Niederschlagsmengen liegt, wie erste Ergebnisse eines an der Universität des Saarlandes durchgeführten IRMA-Projektes zum Oberflächenabfluss belegen.

#### 2.2.6.1.2 Nutzbare Feldkapazität bis 10 dm Profiltiefe $nFK_{10dm}$

Die nutzbare Feldkapazität  $nFK$  [mm/dm] wurde horizontweise über Bodenart/Festgestein, Lagerungsdichte und Humusgehalt ermittelt (vgl. Berechnungen zur  $GWNa$  S. 62 nach MÜLLER 1997). Für die nutzbare Feldkapazität bis 10 dm Profiltiefe  $nFK_{10dm}$  [mm] wurden die  $nFK$ -Horizontwerte mit den jeweiligen Horizontmächtigkeiten bis 10 dm Profiltiefe multipliziert und dann für das Profil aufsummiert.

#### 2.2.6.1.3 Potentielle Evapotranspiration nach HAUDE $ETP_{Haude}$

Die potentielle Evapotranspiration  $ETP$  [mm] nach HAUDE wird gemäß DIN 19685 (1979) tageweise über das Sättigungsdefizit der Luft und einen monatspezifischen Faktor berechnet (vgl. auch HENNINGS 1994). Sie stellt die potentielle Verdunstung über einer definierten Grasfläche bei optimaler Wasserversorgung des Bodens dar (DIN 19685 1997, S. 2).

Da bereits berechnete tägliche Evapotranspirationenwerte des DWD ( $ETP_{DWD}$ ) für die entsprechenden Bilanzzeiträume vorlagen, wurden diese Daten statt eigener Berechnungen über die oben beschriebenen Klimawerte für die weiteren Berechnungen der  $ETP_k$  und der  $ET_{real}$  verwendet. Dazu wurde über den monatspezifischen Faktor für Gras ein Grundwert der  $ETP$  berechnet, der dann wie in Kapitel 2.2.6.1.4 erläutert zur Berechnung der  $ETP_k$  herangezogen werden konnte. Die monatspezifischen Faktoren, die der DWD zur Berechnung der  $ETP$  über Gras verwendet, weichen leicht von den Faktoren nach der DIN 19685 ab (vgl. DOMMERMUTH & TRAMPF 1990; Tabelle 2-19).

#### 2.2.6.1.4 Kulturspezifische Evapotranspiration $ETP_k$

Die potentielle kulturspezifische Evapotranspiration  $ETP_k$  [mm] nach HAUDE wird über die Verwendung eines kulturspezifischen monatsvariablen Faktors statt des monatspezifischen Faktors nach HAUDE aus dem vorangehend rückgerechneten Grundwert der potentiellen Evapotranspiration berechnet. Zur Anpassung an die jeweilige Nutzung wird der kulturspezifische Faktor nach der aktuellen Kulturart bzw. Nutzung für jeden Tag des Berechnungszeitraumes eingegeben. Da nur Faktoren für die Nutzungen Gras, Intensivweide, Sommergerste, Wintergerste, Winterweizen und Mais in der Literatur vorlagen (vgl. HENNINGS 1994, S. 152; DVWK 1984, S. 3; MÜLLER 1997; DOMMERMUTH & TRAMPF 1990, 1991), mussten für die Berechnungen an den Bodenstationen für spezifische Nutzungen die Faktoren angepasst werden.

HENNINGS (1994) gibt im Gegensatz zu DOMMERMUTH & TRAMPF (1990, 1991) für die einzelnen Kulturarten nur Faktoren für die Vegetationsperiode an und macht für die Monate nach der Ernte bis April des Folgejahres keine Angaben. Daher wurden die kulturspezifischen Faktoren nach beiden Autoren kombiniert (Tabelle 2-19). Die Faktoren nach HENNINGS (1994) sind identisch mit den Angaben des DVWK (1984) und MÜLLER (1997).

Die berechneten täglichen Werte der  $ETP_{\text{Haude}}$  bzw. hier der  $ETP_k$  wurden maximal 6,5 mm/d begrenzt, da die Berechnung nach HAUDE an Tagen mit einem hohen Sättigungsdefizit Werte liefert, die aus energetischen Gründen für deutsche Klimaverhältnisse zu hoch sind (DVWK 1984, S. 3; HENNINGS 1994, S. 149).

Tabelle 2-19: Zusammenstellung der Monatsfaktoren  $f$  zur Berechnung der  $ETP_{\text{Haude}}$  und der kulturspezifischen Faktoren  $k$  zur Berechnung der  $ETP_k$

Monat	Monatsfaktor $f$ <sup>53</sup>	Gras <sup>54</sup>	Intensivweide <sup>55</sup>	Sommergerste <sup>56</sup>	Wintergerste <sup>57</sup>	Winterweizen <sup>58</sup>	Mais <sup>59</sup>
Jan	0,22	0,2025	k. A.	0,1350	0,1800	0,1800	0,1350
Feb	0,22	0,2025	k. A.	0,1350	0,1800	0,1800	0,1350
Mrz	0,22	0,2100	k. A.	0,1800	0,2025	0,1875	0,1350
Apr	0,29	0,2925	0,39	0,40	0,40	0,35	0,20
Mai	0,29	0,2925	0,39	0,51	0,51	0,45	0,25
Jun	0,28	0,2775	0,37	0,53	0,53	0,52	0,33
Jul	0,26	0,2625	0,35	0,47	0,47	0,50	0,42
Aug	0,25	0,2475	0,35	0,1500	0,1500	0,35	0,38
Sept	0,23	0,2325	0,31	0,1500	0,1500	0,2100	0,35
Okt	0,22	0,2175	k. A.	0,1350	0,1800	0,1950	0,2100
Nov	0,22	0,2025	k. A.	0,1350	0,1800	0,1800	0,1350
Dez	0,22	0,2025	k. A.	0,1350	0,1800	0,1800	0,1350

<sup>53</sup> monatsvariabler Faktor  $f$  zur Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration nach Haude (DIN 19685, 1979 und HENNINGS 1994, S. 150)

<sup>54</sup> monatsvariabler Faktor zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration über Gras nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990)

<sup>55</sup> Kulturspezifischer Faktor für Intensivweide nach HENNINGS (1994, S. 152); für die Monate ohne Angaben werden die Faktoren für Gras nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990) gewählt

<sup>56</sup> Kulturspezifische Faktoren der Monate April bis Juli für Sommergerste nach HENNINGS (1994), fehlende Monate nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990, 1991)

<sup>57</sup> Kulturspezifische Faktoren der Monate April bis August für Wintergerste nach HENNINGS (1994), fehlende Monate nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990, 1991)

<sup>58</sup> Kulturspezifische Faktoren der Monate April bis August für Winterweizen nach HENNINGS (1994), fehlende Monate nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990, 1991)

<sup>59</sup> Kulturspezifische Faktoren der Monate April bis September für Mais nach HENNINGS (1994), fehlende Monate nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990, 1991)

### 2.2.6.1.5 Reale Evapotranspiration $ET_{\text{real}}$

Die tagesbezogene reale Evapotranspiration  $ET_{\text{real}}$  [mm] wird über die vorangehend ermittelte  $ETP_k$  und den Bodenwassergehalt des Vortages [% nFK<sub>10dm</sub>] bestimmt (vgl. HENNINGS 1994; RENGER ET AL. 1974; WEINZIERL & ZWÖLFER 1992).

Liegt die für den Vortag berechnete nutzbare Feldkapazität zwischen 70% und 100% der nFK<sub>10dm</sub>, dann gilt:

$$ET_{\text{real}} = ETP_k$$

*Gleichung 2-1*

Wenn die für den Vortag berechnete nutzbare Feldkapazität < 70% der nFK<sub>10dm</sub> ist, dann wird die  $ET_{\text{real}}$  für diesen Tag als Funktion des Bodenwasserhaushaltes berechnet:

$$ET_{\text{real}} = ETP [0,2 + 2,0 \cdot \% \text{ nFK}_{10\text{dm}} / 100 - 1,2 \cdot (\% \text{ nFK}_{10\text{dm}} / 100)^2]$$

*Gleichung 2-2*

Bei den Berechnungen der  $ET_{\text{real}}$  wurde die Beobachtung gemacht, dass nach der oben angegebenen Formel bei Bodenwassergehalten von 65 % - 70 % nFK<sub>10dm</sub> die  $ET_{\text{real}}$  größer als die  $ETP_k$  wird. Nach der verschiedenen Literaturquellen entnommenen Gleichung 2-1 sollte aber, bei einem Bodenwassergehalt von < 70 % nFK, die reale Verdunstung  $ET_{\text{real}}$  kleiner als die kulturspezifische Verdunstung  $ETP_k$  sein (Hennings 1994; RENGER ET AL. 1974; WEINZIERL & ZWÖLFER 1992). Die oben angegebene Grenze von 70 % Feldkapazität müsste demnach bei ca. 65 % Wassergehalt angesetzt werden. Da sich die Berechnungen auf die vielfach in der Literatur zitierte und verwendete Methodik stützen, wurde trotz dieser Beobachtung die Berechnungsgrenze für Gleichung 2-1 und Gleichung 2-2 bei 70 % nFK<sub>10dm</sub> angesetzt.

### 2.2.6.1.6 Tagesbezogene klimatische Wasserbilanz KWBt

Die tagesbezogene klimatische Wasserbilanz KWBt [mm] wurde über Tabellenkalkulation (Excel<sup>®</sup>) für jeden einzelnen Tag aus der Differenz der Tageswerte des Niederschlags und der  $ET_{\text{real}}$  berechnet (vgl. Hennings 1994):

$$KWBt = N_t - ET_{\text{real}t}$$

Dabei muss die  $ET_{\text{real}}$  für jeden Tag über die nFK-Werte des Vortages neu korrigiert werden, wie bereits vorangehend beschrieben wurde (Kapitel 2.2.6.1.5). Die nFK wird somit ebenfalls am „Ende“ eines jeden Tages nach Abzug bzw. Zuschlag der täglichen klimatischen Wasserbilanz neu berechnet.

### 2.2.6.1.7 Tagesbezogene Sickerwasserrate GWNt

Die tagesbezogene Sickerwasserrate GWNt [mm] wurde bestimmt, indem die klimatische Wasserbilanz KWBt täglich gegen den aktuellen Bodenwassergehalt aufgerechnet wurde (vgl. HENNINGS 1994, S. 185). Der aktuelle Bodenwassergehalt wird durch die nutzbare Feldkapazität bis 10 dm Profiltiefe  $nFK_{10dm}$  des Vortages angegeben (vgl. Kapitel 2.2.6.1.2). Ist der Wert des aktuellen Bodenwassergehaltes nach Addition einer positiven klimatischen Wasserbilanz größer als 100 %  $nFK_{10dm}$ , so findet Versickerung statt, es wird ein Tageswert der Sickerwasserrate notiert. Der Bilanzzeitraum beginnt immer zum 1. April, da angenommen wird, dass zu diesem Zeitpunkt der Boden bis zur Feldkapazität wassergesättigt ist, d.h. es sind 100 %  $nFK_{10dm}$  erreicht:

- $KWBt + nFK_{10dm(Vortag)} = \text{aktueller Bodenwassergehalt } nFK_{10dm(aktuell)}$
- Wenn  $KWBt > 0$  und  $nFK_{10dm(Vortag)} < 100\% nFK_{10dm}$ , wird der Überschuss der KWBt zum Auffüllen des Porenraumes bis 100% nFK verwendet.
- Ist dann die aktuelle  $nFK_{10dm(aktuell)} > 100\% nFK_{10dm}$ , findet Sickerung statt:

$$GWNt = nFK_{10dm(aktuell)} - nFK_{10dm}$$

- Wenn  $KWBt < 0$  vermindert sich der Bodenwassergehalt, d.h. die negative KWBt wird vom Vortageswert des Bodenwassergehaltes  $nFK_{10dm(Vortag)}$  subtrahiert.

Die Sickerwasserrate  $GWNt_p$  [mm] eines Bilanzzeitraumes ergibt sich aus der Summe der einzelnen Tageswerte GWNt für den gewählten Bilanzzeitraum. Die Bilanzierungszeiträume für die  $GWNt_p$  entsprechend den Beprobungszeiträumen der einzelnen Bodenstationen, jeweils von April bis März des Folgejahres (siehe **Tabelle 7-3** und Tabelle 7-4 im Anhang).

### 2.2.6.2 Ermittlung der Stoffaustragsfrachten (Nitrat)

Für die 15 Bodenstationen wurden Nitrataustragsfrachten kalkuliert, je nach Betriebszeiten bzw. Inbetriebnahme für die hydrologischen Jahre April 1998 bis März 1999 und April 1999 bis März 2000. Als hydrologisches Jahr wurde wie in allen angewendeten Modellen das an der Vegetationsperiode orientierte Wasserhaushaltsjahr gewählt, und nicht wie bei hydrologischen Fragestellungen üblich, das hydrologische Jahr zwischen Mai und April des Folgejahres (siehe auch Kapitel 2.1.4.2; vgl. MÜLLER 1997, RENGER ET AL. 1990).

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der monatlichen Bodenwassermischprobe, in diesem Falle des Nitratgehaltes [ $\text{mg NO}_3\text{-N/l}$ ] mit der aus einzelnen Tageswerten für den Probenahme-Zeitraum seit der letzten Probenahme aufsummierten Sickerwasserrate  $GWNt_p$  [mm bzw.  $\text{l/m}^2$ ] ergibt sich eine monatliche Stoffaustragsfracht [ $\text{mg/m}^2$  bzw.  $\text{kg/ha}$ ]. Die einzelnen Probenahme-Zeiträume bzw. Bilanzierungszeiträume der Bodenstationen sind in Tabelle 7-3 und Tabelle 7-4 im Anhang nachzulesen.

## 2.3 NITRATAUSWASCHUNGSGEFAHR AUF EINZUGSGEBIETSEBENE

Um flächendeckende Aussagen über die Nitrataustragsgefahr zu erhalten, wurden für alle Untersuchungsgebiete digitale Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung erarbeitet. Die potentielle Nitratauswaschungsgefährdung (NAW) wird mittels Verknüpfungsregeln und Regressionsgleichungen über verschiedene Parameter des Bodenwasserhaushaltes, der Nutzung und des Klimas durch Verschneidung von Datenbanken (Access<sup>®</sup>), Tabellenkalkulationen (Excel<sup>®</sup>) und digitalen Flächendaten (Geographische Informationssysteme Arc/Info<sup>®</sup> und ArcView<sup>®</sup>) ermittelt. Grundlage bilden die von RENGER ET AL. (1990) erarbeiteten Regressionsmodelle, welche für die Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS in einem Katalog aus Verknüpfungsregeln und neueren Parameterabschätzungen weiter ausgearbeitet und dokumentiert wurden (HENNING 1994; MÜLLER 1997). Zur Anpassung an die regionalen Gegebenheiten, insbesondere an die vorliegenden Datenformate und die Datenlage, musste die von MÜLLER (1997) dokumentierte Methodik in einzelnen Punkten modifiziert werden.

Die potentielle Nitratauswaschungsgefährdung (NAW) wird über die jährliche Sickerwasserraten (GWNa) und die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (FKWe) bestimmt. Dazu werden zunächst verschiedene Bodenkennwerte und die jährliche Sickerwasserrate (GWNa) für ausgewählte Profile einer umfassenden Bodendatenbank errechnet und den Bodeneinheiten der Bodenübersichtskarte BÜK 25 zugeordnet (vgl. Kapitel 2.3.1 und 2.3.3). Geometrische Vorlagen bilden die aus der digitalen Bodenübersichtskarte BÜK 25 und den Flächennutzungskartierungen zusammengestellten Bodennutzungskarten (siehe Kapitel 2.3.5.1). Die den Bodeneinheiten zugerechneten Bodenkennwerte und Sickerwasserraten werden dann mit Hilfe des GIS Arc/Info<sup>®</sup> bzw. ArcView<sup>®</sup> durch Verknüpfung mit den digitalen Geometriedaten (BÜK 25, Flächennutzungskarten) in die Fläche übertragen (vgl. Kapitel 2.3.5.2 und 2.3.5.3). Durch Datenbankberechnungen innerhalb des GIS ArcView<sup>®</sup> können weitere flächenhafte Auswertungsparameter wie die potentielle Nitratauswaschungsgefährdung NAW für die Untersuchungsräume errechnet und daraus dann Auswertungskarten erstellt werden (vgl. Kapitel 2.3.2). Alle Modellrechnungen und Auswertungen wurden nur für die landwirtschaftlich genutzten Flächen der Untersuchungsgebiete vorgenommen.

### 2.3.1 Jährliche Sickerwasserrate GWNa

Zur Berechnung der jährlichen Sickerwasserrate GWNa [mm], die sich auf den effektiven Wurzelraum bezieht, sind verschiedene Profildaten, Nutzungsdaten und Klimadaten notwendig, die im Folgenden erläutert werden. Die Methodik wurde der Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS (MÜLLER 1997, S. 24 ff.) entnommen und an die regionalen und lokalen Gegebenheiten angepasst. Die zu diesem Zweck zusammengestellte Bodendatenbank wird in Kapitel 2.3.3 näher behandelt. Die Ableitung verschiedener Eingangsdaten und Parameter wird im folgenden kurz erläutert.



### 2.3.1.1 Eingangsdaten und Modellierungszeiträume

Folgende Daten müssen für die Modellierungen der GWNa erhoben und zusammengestellt werden:

- Bodenart (Profilaufnahmen)
- Humusgehalt (Profilaufnahmen)
- Lagerungsdichte (über Horizontbezeichnung, vgl. MÜLLER 1997, S. 75)
- Grobboden (Skelettgehalt), Festgestein / -zersatz (Profilaufnahmen)
- Grundwasseroberfläche / Grundwasserflurabstand (BÜK 25; FETZER & PORTZ 1996)
- Bodentyp, Horizontbezeichnung (Profilaufnahmen)
- Nutzung (Differenzierung Acker/Grünland; flächendeckende Nutzungskartierung)
- Jahresniederschlag  $N_j$  (1.4.-31.3.), Niederschlag Hauptvegetationsperiode  $N_{So}$  (1.4.-30.9.), Niederschlag Winterhalbjahr  $N_{Wi}$  (1.10.-31.3.) (Tageswerte der Niederschlagsstationen)
- Temperatur 14 Uhr MEZ + aktueller Dampfdruck 14 Uhr MEZ zur Berechnung der ETP bzw. Verwendung der ETP (Gras), berechnet durch den DWD

Nach MÜLLER (1997) gelten die Berechnungen nur für Hangneigungen  $< 3,5\%$  uneingeschränkt. Deshalb schlägt MÜLLER (1997) die Einbindung von Relieffaktoren (Exposition, Hangneigung) vor. Rechnet man nach den Relieffaktoren Zu- und Abschläge mit ein, so beträgt der maximale Zuschlag z. B.  $10,1 \text{ mm}^{60}$  und liegt damit je nach Höhe der ermittelten Sickerwasserrate im Bereich der von RENGER & STREBEL (1980) angegebenen Genauigkeit der Regressionsgleichungen von  $10 - 20\%$ . Da der Aufwand trotz GIS-gestützter Arbeitsweise sehr hoch ist, wurde bei den vorliegenden Untersuchungen auf die Einrechnung der Relieffaktoren verzichtet, zumal die Angaben in MÜLLER (1997) auch nur für Hangneigungen bis  $3,5\%$  gedacht sind. Diese mögliche Ungenauigkeit muss bei der Interpretation der Daten beachtet werden.

Als Modellierungszeiträume wurden die drei hydrologischen Jahre 97/98, 98/99 und 99/00 gewählt, die den Untersuchungszeitraum erfassen. Die betrachteten hydrologischen Jahre stellen klimatisch sehr unterschiedlich ausgeprägte Jahre dar (siehe Kapitel 2.1.4.3).

### 2.3.1.2 Berechnung der Bodenkennwerte und der GWNa

Da die Modellrechnungen nur an konkreten Bodenprofilen mit vollständigen Profilaufnahmen durchgeführt werden können, musste als Erstes eine Bodendatenbank erarbeitet werden, die horizontweise aufgegliedert alle notwendigen bodenphysikalischen Eingangsparameter enthält. Die Bodenprofile der Bodendatenbank wurden aus Daten der Profil- und Horizontdatenbank des saarländischen Bodeninformationssystems Saar-BIS sowie aus eigenen Bodenkartierungen und Profilaufnahmen zusammengestellt. Die Erarbeitung dieser Bodendatenbank wird in Kapitel 2.3.3 ausführlicher erläutert.

<sup>60</sup> Nordhang, Schluff,  $3,5\%$  Hangneigung =  $3,03 * 3,5 = 10,605$

Die klimatischen Eingangsparameter (Niederschlag, Evapotranspiration) wurden je nach Lage der Klimastationen nach Teileinzugsgebieten differenziert betrachtet und die Berechnungen der GWNa daher nach Klima-Einzugsgebieten für die dort ausgegliederten Bodennutzungseinheiten einzeln durchgeführt (vgl. Tabelle 2-20 und Tabelle 7-1, Karte 7-1).

*Tabelle 2-20: Aufteilung der Klima-Einzugsgebiete und zugewiesene Klimadaten zur Berechnung der GWNa*

Untersuchungsgebiet (Teil-) Einzugsgebiet	Klimadaten	Niederschlags- bzw. Klimastation (Betreiber)
UG Saargau		
TEZG Leuk ohne Gliederbach	Niederschlag	Kläranlage Hellendorf (LfU)
	ETP <sub>H</sub>	Klimastation Mettlach-Orscholz (DWD)
EZG Gliederbach (im TEZG Leuk)	Niederschlag	Kläranlage Weiten (LfU)
	ETP <sub>H</sub>	Klimastation Mettlach-Orscholz (DWD)
TEZG Maibach	Niederschlag	Klimastation Perl-Besch (DWD)
	ETP <sub>H</sub>	Klimastation Perl-Besch (DWD)
UG Niedgau		
EZG Dorfbach	Niederschlag	Kläranlage Gisingen (LfU)
	ETP <sub>H</sub>	Klimastation Berus (DWD)
UG Bliesgau		
EZG Schreckelbach	Niederschlag	Kläranlage Wolfersheim
TEZG Hetschenbach	ETP <sub>H</sub>	Klimastation Saarbrücken-Ensheim (DWD)

Die Abgrenzung der Klima-Einzugsgebiete erfolgte nach Lage der vorhandenen Klimastationen zum Untersuchungsgebiet und regionalen klimatischen Besonderheiten. Das Messnetz des Deutschen Wetterdienstes, dessen Daten für die Berechnungen der Evapotranspiration unerlässlich sind, ermöglicht es allerdings nicht, den lokal- oder geländeklimatischen Besonderheiten gerecht zu werden. Daher wurde in den Fällen, in denen die Niederschlagschreiber des Landesamtes für Umweltschutz näher am bzw. im jeweiligen Einzugsgebiet lagen, diese Daten statt der Messdaten des deutschen Wetterdienstes verwendet und mit den ETP<sub>DWD</sub>-Werten des DWD kombiniert (siehe Tabelle 2-20).

In Excel<sup>®</sup>-Tabellen konnten für die ausgewählten Profile der verschiedenen Bodeneinheiten der Klima-Einzugsgebiete, differenziert nach potentieller Nutzung Acker oder Wald, die Bodenkennwerte und die abgeleitete Sickerwasserrate errechnet werden. Die Zuweisung zur realen Nutzung folgte erst in einem späteren Schritt bei der Zuordnung der Kennwerte zur digitalen Bodennutzungskarte, welche über das Geographische Informationssystem ArcView<sup>®</sup> vorgenommen wurde.

### 2.3.1.2.1 Effektive Durchwurzelungstiefe $W_e$

Die effektive Durchwurzelungstiefe  $W_e$  [dm] wurde über Bodenart, Skelettgehalt, Lagerungsdichte und Humusgehalt ermittelt (vgl. MÜLLER 1997, S. 79 ff.).

Die dazu notwendigen Daten wurden den Profilbeschrieben der Bodenprofile entnommen (Bodenart, Humusgehalt) bzw. nach den Verknüpfungsregeln des NIBIS (MÜLLER 1997) aus den Profildaten abgeleitet (z. B. Skelettgehalt, Lagerungsdichte). Die Lagerungsdichte wurde für alle Profile über die Horizontierung bestimmt (MÜLLER 1997, S. 75 f.).

Die effektive Durchwurzelungstiefe wurde zunächst für jeden Bodenhorizont einzeln bestimmt. Anschließend erfolgte innerhalb der ausgegliederten Substratschichten<sup>61</sup> des Profils eine Wichtung der  $W_e$  der jeweiligen Bodenhorizonte über die Horizontmächtigkeiten. Zuletzt erfolgte eine Wichtung der  $W_e$  dieser verschiedenen Schichten über das gesamte Bodenprofil bis 11 dm Tiefe, orientiert an den Schichtmächtigkeiten. Effektive Durchwurzelungstiefen über 11 dm sind nach MÜLLER (1997, S. 79) nicht zu erwarten. Tabelle 2-21 zeigt beispielhaft die komplexe Berechnung der effektiven Durchwurzelungstiefe  $W_e$  eines Bodenprofils mit 5 Horizonten und drei ausgegliederten Substratschichten.

*Tabelle 2-21: Beispiel zur Berechnung der effektiven Durchwurzelungstiefe  $W_e$  für das Bodenprofil F-Bw 1<sup>62</sup>*

Horizonte	Horizontmächtigkeit [dm]	Schichtmächtigkeit [dm]	Bodenart	LD	$W_e$ [dm]	Gewichtete $W_e$ je Schicht [dm]	$W_e$ Profil bis 11 dm Profiltiefe [dm]
Ap	2,2		Tu3-4	2	14,0		
fAp(Bv)	1,0		Tu3-4	2-3	14,0		
BvCv	0,6	3,8	Tu3	3-4	10,0	13,4	
II Cv	0,6	0,6	Tu3	4	9,0	9,0	
III C v	6,6	6,6	Tu3	4	9,0	9,0	<b>10,5</b>

Diese komplexe Wichtung der Horizonte und Schichten über die Profiltiefe (bis max. bis 11 dm) wurde gewählt, da das im NIBIS vorgeschlagene Verfahren der Wichtung bei den vorliegenden Profilen mit z.T. mehr als 2 Schichten und bis zu 6 ausgegliederten Horizonten nicht möglich ist (vgl. MÜLLER 1997, S. 79).

Der berechnete Grundwert der  $W_e$  für ein Bodenprofil wird noch modifiziert durch bestimmte pedologische Besonderheiten wie reduktive Grundwasserhorizonte, Podsol-Horizonte, Kolluvien, Auenböden, Grobbodenanteil und Festgestein (siehe dazu MÜLLER 1997, S. 79):

- Für reine AC-Böden wird die  $W_e$  je nach Mächtigkeit des Soliums, Klüftungseinschätzung des geologischen Untergrundes und Flächennutzung über die Obergrenze des C-Horizontes begrenzt:

<sup>61</sup> z.B. Ap – IIBv – IIICv – III C → 3 Substratschichten

<sup>62</sup> für das Beispiel wurde nur die Bodenart eingerechnet, Humusgehalt und Lagerungsdichte wurden weggelassen

- Liegt die Obergrenze des C-Horizont weniger als 4 dm unter Geländeoberkante, so wird die We für geklüftetes Gestein auf 3 dm, für geschichtetes Gestein auf 4 dm reduziert, auch wenn der über Humusgehalt, Lagerungsdichte und Bodenart ermittelte Grundwert der We größer ist.
- Liegt der C-Horizont tiefer als 4 dm, so wird die We für geklüftetes Gestein auf 6,5 dm begrenzt. Bei nicht geklüftetem Anstehenden wird die Obergrenze des C-Horizontes als We verwendet<sup>63</sup> (vgl. MÜLLER 1997, Tabelle 5, S. 82).
- Liegt ein unverwitterter Cn-Horizont vor, so bildet die Obergrenze des Cn die Untergrenze der We, auch wenn die errechnete We für das Solum größer ist als die Tiefe des Cn-Horizontes (Obergrenze).
- Bei grundwasserbeeinflussten Böden wird als We maximal die Obergrenze des Gr- bzw. Hr-Horizontes plus 1 dm gewählt.
- Reicht bei Auenböden und Kolluvien der M-Horizont tiefer als die ermittelte We, so wird die errechnete We um 1dm erhöht.
- Bei Podsolen wird die We je nach Verfestigungsgrad über die Obergrenze des Bs, Bsh-, Bh-, oder Bhs-Horizontes begrenzt (vgl. MÜLLER 1997, S. 79, VKR 7.1.6, Punkt 3).
- Erreicht die obere Schichtmächtigkeit mehr als 11 dm, dann wird die weitere Schichtung nicht mehr berücksichtigt, d. h. die We wird für diese eine Profilschicht berechnet bzw. gewichtet.

Die Werte der effektiven Durchwurzelungstiefe We gelten für Ackerböden. Bei Grünlandnutzung der Bodenstandorte wird ein Abschlag von 10 % vorgenommen, da Gras in der Regel weniger tief wurzelt als zum Beispiel Getreidepflanzen.

#### 2.3.1.2.2 Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes nFKWe

Die nutzbare Feldkapazität nFK [mm/dm bzw. Vol.-%] wird ebenfalls horizontweise über die Parameter Bodenart/Festgestein und Lagerungsdichte bestimmt. Je nach Humusgehalt wird ein Zuschlag zu dem ermittelten Grundwert gegeben, während je nach Skelettgehalt bzw. Grobbodengehalt Abzüge berechnet werden müssen (vgl. MÜLLER 1997, VKR 7.1.7, S. 85; AG BODEN 1994, S. 141, Tab. 30). Die notwendigen Parameter werden ebenfalls den Profilaufnahmen entnommen, da nur für wenige Horizonte z. B. chemische Bodenanalysen zur Ableitung des Humusgehaltes vorliegen.

Durch Multiplikation der nFK-Werte eines Horizontes [mm/dm] mit der Horizontmächtigkeit [dm] erhält man die absolute nFK [mm] eines Horizontes. Die Summe der nFK-Werte der einzelnen Horizonte [mm] bis zu der ermittelten Tiefe der We [dm] des Bodenprofils ergibt die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes nFKWe [mm].

---

<sup>63</sup> Angaben zur Ausprägung des Anstehenden (Festgestein) sind den Erläuterungen der geologischen Karten und den Informationen der Horizontdatenbank des Saar-BIS zu „Boden-, Torfart, Festgestein“ entnommen (vgl. auch GLA 1992; AG Boden 1994)

### 2.3.1.2.3 Kapillarer Aufstieg aus dem Wurzelraum

Falls kapillarer Aufstieg von Wasser von der Grundwasseroberfläche in den effektiven Wurzelraum stattfindet, muss dieser in den verfügbaren Bodenwassergehalt mit eingerechnet bzw. bei der Berechnung der Sickerwasserrate beachtet werden. Die mittlere kapillare Aufstiegsrate  $KR$  [mm] wird über den Grundwasserflurabstand, die effektive Durchwurzelungstiefe  $W_e$ , Bodenart und Lagerungsdichte bestimmt. Relevant sind dabei die Eigenschaften des untersten Horizontes innerhalb der  $W_e$ , meist des Gr-Horizontes. Der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser ist allerdings nur für Profile bedeutend, bei denen der mittlere Grundwasserniedrigstand (MNGW) höher als 20 dm liegt. Da keine flächendeckenden Angaben zum Grundwasserstand vorhanden sind, mussten die Angaben zum Grundwasserflurabstand für die einzelnen Bodenprofile den recht allgemeinen Angaben der den Bodenprofilen zugeordneten Bodeneinheiten der BÜK 25 entnommen werden (FETZER & PORTZ 1996).

Bei grundwasserbeeinflussten Böden wird die Obergrenze des Gr-Horizontes als Wert für die Tiefe der Grundwasseroberfläche verwendet (vgl. MÜLLER 1997, S. 113). Der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser wurde nur eingerechnet bei Bodeneinheiten bzw. Profilen, die nach Angaben in der BÜK eine Grundwasserstufe von 3-4 (MNGW < 16 dm) oder geringer aufweisen und nach dem Profilaufbau/Bodentyp bzw. der Lage im Relief einen entsprechenden Grundwassereinfluss vermuten lassen.

Die mittlere Dauer des kapillaren Aufstiegs  $t_a$  [d] beschreibt die Länge der Vegetationsperiode der Feldfrucht und ist abhängig von der Rate des kapillaren Aufstiegs  $KR$  und der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum  $nFKW_e$ . Da für die Bilanzzeiträume auf Einzugsgebietsebene keine detaillierte Nutzungskartierung der einzelnen Feldfrüchte vorgenommen werden konnte, wurde für Ackerflächen zur Berechnung der Dauer des kapillaren Aufstiegs als Nutzung allgemein Getreideanbau angenommen (vgl. MÜLLER 1997, S. 117, Tabelle 1). Für Grünlandflächen werden die bei MÜLLER 1997 angegebenen Werte für Intensivweiden verwendet (MÜLLER 1997, S. 118, Tabelle 3).

Der mittlere kapillare Aufstieg  $KA$  [mm] ist das Produkt aus der kapillaren Aufstiegsrate  $KR$  [mm/d] und der Dauer des kapillaren Aufstiegs  $t_a$  [d] (vgl. MÜLLER 1997, S. 183, VKR 7.5.2). Der mittlere kapillare Aufstieg beträgt maximal die Höhe der klimatischen Wasserbilanz der Vegetationsperiode  $KWB_v$  (1.4.-30.9.). Dazu müssen die drei Boden-Untersuchungsgebiete nach Klima-Einzugsgebieten differenziert betrachtet werden (vgl. Tabelle 2-20).

### 2.3.1.2.4 Pflanzenverfügbares Bodenwasser $W_{pfl}$ [mm]

Die Summe aus dem Wassergehalt der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum  $nFKW_e$  und dem kapillaren Aufstieg  $KA$  wird als pflanzenverfügbares Bodenwasser  $W_{pfl}$  [mm] bezeichnet. Dieser Wert geht in die Regressionsgleichungen zur Berechnung der jährlichen Sickerwasserrate  $GWNa$  als Bodenwasserhaushaltsparameter ein (vgl. Kapitel 2.3.1.2.6).

### 2.3.1.2.5 Potentielle Verdunstung $ETP_H$

Die potentielle Verdunstung  $ETP$ , berechnet nach dem von HAUDE entwickelten Verfahren, wird über das tägliche Wasserdampfsättigungsdefizit der Luft und einen monatspezifischen Faktor bestimmt (vgl. HAUDE 1954, 1955, 1958; DIN 19685, 1979; DVWK 1984b). Für die vorliegenden Untersuchungen wurden von der Abteilung Landwirtschaft des DWD berechnete Daten der Evapotranspiration über Gras verwendet ( $ETP_{DWD}$ ). Die vom DWD verwendeten monatspezifischen Faktoren nach DOMMERMUTH & TRAMPF (1990) weichen nur minimal von den nach HAUDE in der DIN 19685 angegebenen Faktoren zur Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über Grasflächen ab (vgl. MÜLLER 1997, S. 187). Die täglichen Werte der Evapotranspiration wurden für die entsprechenden Bilanzzeiträume zur jährlichen potentiellen Evapotranspiration  $ETP_H$  aufsummiert.

### 2.3.1.2.6 Jährliche Sickerwasserrate $GWNa$ [mm/a]

Die Jährliche Sickerwasserrate  $GWNa$  [mm/a] aus dem Wurzelraum wird mit folgenden empirisch ermittelten Regressionsgleichungen über die vorangehend ermittelten Bodenkennwerte, Klimadaten und Flächennutzungsdaten berechnet (vgl. MÜLLER 1997, S. 191 ff., VKR 7.5.6; nach RENGER ET AL. 1990).

*Tabelle 2-22: Empirisch ermittelte Regressionsgleichungen und Regressionskoeffizienten zur Berechnung der Jährlichen Sickerwasserrate  $GWNa$ <sup>64</sup>*

Flächennutzung	Regressionsgleichung	Regressionskoeffizient
Ackerland	$GWNa = 0,92 \cdot N_{Wi} + 0,61 \cdot N_{So} - 153 (\log Wpfl) - 0,12 \cdot ETP_H + 109$	0,84
Grünland	$GWNa = 0,90 \cdot N_{Wi} + 0,52 \cdot N_{So} - 286 (\log Wpfl) - 0,10 \cdot ETP_H + 330$	0,95

- $N_{Wi}$  [mm]: Niederschlag im Winterhalbjahr (1.10. - 31.03.)
- $N_{So}$  [mm]: Niederschlag im Sommerhalbjahr (1.4. - 30.9.)
- $ETP_H$  [mm]: jährliche potentielle Evapotranspiration nach HAUDE
- $Wpfl$  [mm]: pflanzenverfügbares Bodenwasser ( $Wpfl = nFKWe + KA$ )
- $nFKWe$ : nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes [mm]
- $KA$  [mm]: mittlerer kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser
- $R$ : multipler Korrelationskoeffizient

Die Berechnungen der Sickerwasserrate wurden für alle relevanten Boden-Klima-Einheiten für die (zunächst potentiellen) Nutzungen Acker und Grünland vorgenommen, da das Hauptaugenmerk der vorliegenden Arbeit auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen lag. Innerörtliche Gartenflächen, Freiflächen und sonstige Flächen wurden nicht berücksichtigt.

<sup>64</sup> nach MÜLLER (1997); RENGER ET AL. 1990

#### 2.3.1.2.7 Umsetzung der Nutzungsdaten bei der Ermittlung der GWNa

Die Bodenkennwerte wurden für alle Bodeneinheiten in den drei Untersuchungsräumen für die beiden – zunächst potentiellen – Nutzungsformen Acker bzw. Grünland berechnet. Die reale Nutzungsverteilung, wie sie durch Kartierungen ermittelt und in GIS-gestützte digitale Karten überführt wurde, wurde erst im nächsten Schritt bei der Übertragung der über Datenbanken berechneten Bodenkennwerte und der GWNa in die digitalen Bodennutzungskarten eingerechnet.

Da bei der Flächennutzungskartierung drei Nutzungstypen für die landwirtschaftliche Nutzfläche (Acker, Grünland, Brache) sowie Ödland ausgegliedert wurden, die Bodenkennwerte und die GWNa aber nur für potentielle Acker- oder Grünlandnutzung ermittelt werden konnten, wurden die realen Nutzungstypen wie folgt zugeordnet: Die Berechnungen für potentielle Grünlandnutzung wurden sowohl auf die Grünland- als auch auf die Ödlandflächen der Bodennutzungskarte übertragen. Das kartierte Ödland stellt Sukzessionsflächen und Ruderalfluren dar, die hinsichtlich des Wasserhaushaltes dem Grünland ähnlich sind. Die Daten der Bodeneinheiten für potentielle Ackernutzung wurden neben den realen Ackerflächen auch den Bracheflächen zugeordnet, da die Kategorie „Brache“ sehr heterogen ist und von einjähriger Brache in Form eines oftmals offenen Bodens bis zu mehrjähriger Grünbrache reichen kann und hinsichtlich des Wasserhaushaltes nicht genauer einzuordnen ist.

Aus den bereits vorangehend genannten Gründen wurden Wald- und Gehölzflächen nicht mit eingerechnet, ebenso wurden innerörtliche Grünflächen, Sportplätze und die versiegelten und teilversiegelten Flächen der Straßen und Ortschaften nicht berücksichtigt.

### 2.3.2 Potentielle Nitratauswaschungsgefährdung NAW

Die Nitratauswaschungsgefährdung NAW beschreibt die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers eines Standortes und wird zur Gefährdungsabschätzung in Klassen dargestellt. Die NAW gibt, bezogen auf den Wurzelraum, an, wie oft innerhalb eines Jahres das Bodenwasser, gerechnet als der Wassergehalt im effektiven Wurzelraum bei Feldkapazität (FKWe), ausgetauscht wird. Dies lässt eine Gefährdungsabschätzung hinsichtlich des Austrages im Bodenwasser gelöster Stoffe zu. Die klassifizierte Nitratauswaschungsgefährdung NAW wird über den Quotienten  $GWNa/FKWe$  abgeleitet, der auch als Austauschhäufigkeit AH bezeichnet wird (vgl. MÜLLER 1997, S. 275 ff.).

#### 2.3.2.1 Feldkapazität im effektiven Wurzelraum FKWe [mm]

Die Feldkapazität FK [mm/dm bzw. Vol.-%] wird wie die nutzbare Feldkapazität horizontweise über Bodenart, Lagerungsdichte und Festgestein bestimmt, ebenso mit Zu- und Abschlägen je nach Humusgehalt und Skelettanteil (vgl. Berechnungen der nFK S. 66). Die Multiplikation der FK-Werte eines Horizontes [mm/dm] mit der Horizontmächtigkeit ergibt die absolute FK [mm] eines Horizontes.

Über die Summe der FK-Werte der einzelnen Horizonte [mm] bis zu der ermittelten Tiefe der We [dm] wird die Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes FKWe [mm] berechnet. Die Berechnung der effektiven Durchwurzelungstiefe We [dm] wurde bereits in Kapitel 2.3.1.2.1 beschrieben. Die FKWe wurde differenziert nach Bodeneinheiten, Klima-Einzugsgebieten und potentieller Nutzung profilbezogen berechnet.

### 2.3.2.2 Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit)

Die Austauschhäufigkeit AH [%] bzw. die daraus abgeleitete Nitratauswaschungsgefährdung NAW [Klassen] des Bodenwassers bei Feldkapazität im effektiven Wurzelraum wird über den Quotienten aus jährlicher Sickerwasserrate GWNa und Feldkapazität des Wurzelraumes FKWe berechnet (MÜLLER 1997, S. 275):

$$AH[\% \cdot a^{-1}] = \frac{GWNa[mm \cdot a^{-1}]}{FKWe[mm]} \cdot 100$$

Zur Bewertung des Verlagerungsrisikos werden die Austauschhäufigkeiten in Klassen der Nitratauswaschungsgefährdung NAW eingeteilt:

*Tabelle 2-23: Klassen der Nitratauswaschungsgefährdung NAW nach der Austauschhäufigkeit AH<sup>65</sup>*

AH [%·a <sup>-1</sup> ]	< 70	70 bis < 100	100 bis < 150	150 bis < 250	≥ 250
NAW	sehr gering	gering	mittel	hoch	extrem hoch

Die Berechnung der NAW wurde hier nicht mehr in den Excel<sup>®</sup>-Tabellen, sondern bereits innerhalb der Datenbanken der digitalen Auswertungskarten in ArcView<sup>®</sup> nach oben angegebenen Formeln und Klassifizierungen vorgenommen (siehe auch Kapitel 2.3.5.3).

<sup>65</sup> nach MÜLLER (1997, S. 276)



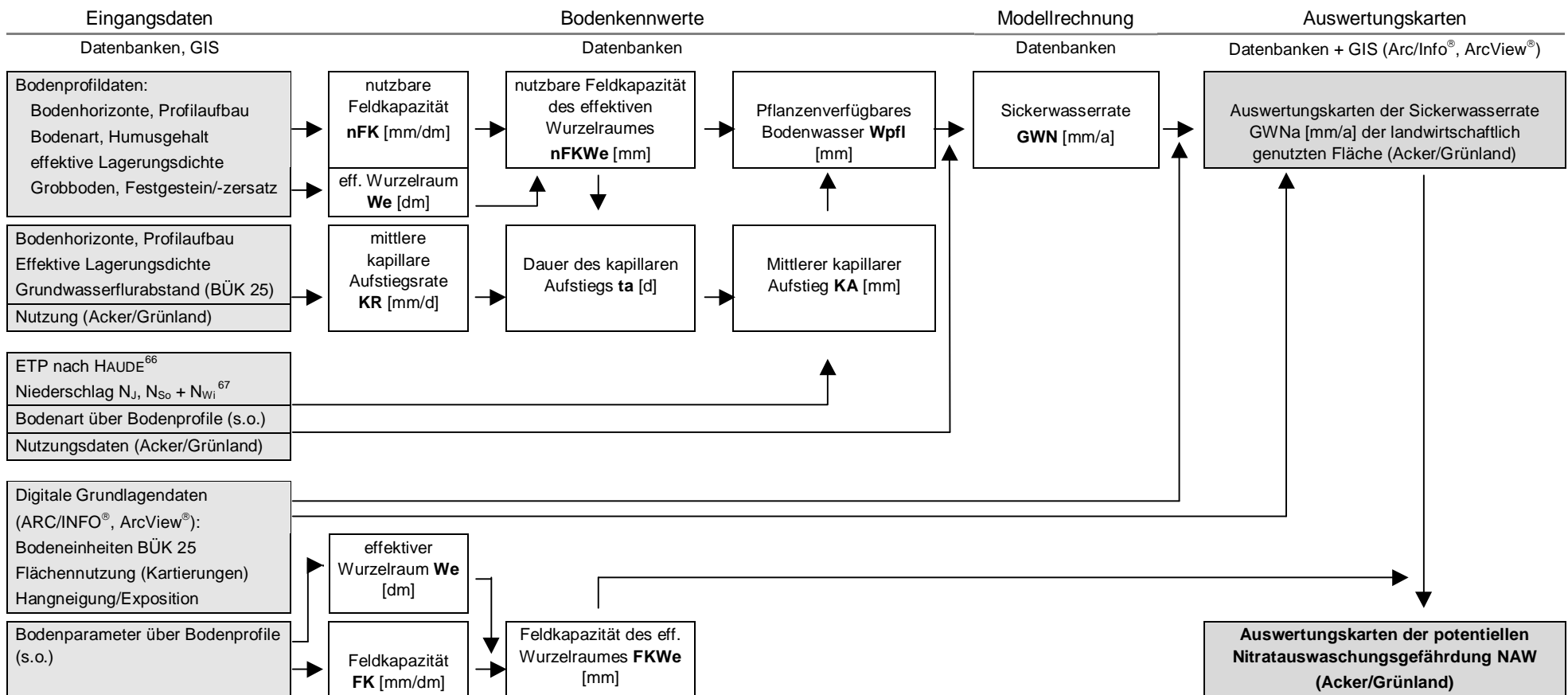


Abbildung 2-5: GIS-gestützte Erstellung von Auswertungskarten zur potentiellen Nitratauswaschungsgefährdung<sup>68</sup>

<sup>66</sup> Potentielle Evapotranspiration nach HAUDE (1.4. - 31.3.)

<sup>67</sup>  $N_{So}$ : Hauptvegetationsperiode 1.4. – 30.9;  $N_{wi}$ : Winterhalbjahr 1.10. – 31.3; N: Jahresniederschlag 1.4. bis 31.3.

<sup>68</sup> nach MÜLLER 1997, verändert

### 2.3.3 Erarbeitung einer Bodendatenbank der Untersuchungsgebiete

#### 2.3.3.1 Einzugsgebietsbezogene Profil-/ Horizontdatenbank der Bodeneinheiten

Die Bodenübersichtskarte des Saarlandes im Maßstab 1:25.000 (BÜK 25) stellt die geometrische bodenkundliche Grundlage für die vorangehend beschriebenen Modellrechnungen zum Bodenwasserhaushalt und zur Nitratauswaschungsgefährdung auf Einzugsgebietsebene. Die Berechnungen zur Nitratauswaschungsgefährdung erfordern allerdings konkrete Bodenprofile mit bekanntem Horizontaufbau und genauen Angaben zu Bodenparametern, welche den Bodeneinheiten der BÜK 25 nicht in dem erforderlichen Detailgrad zu entnehmen sind. Daher wurden aus der Profil- und Horizontdatenbank des saarländischen Bodeninformationssystems Saar-BIS Bodenprofile herausgefiltert, die bestimmten Kriterien entsprechend den einzelnen Untersuchungsgebieten als typische Profile der jeweiligen Bodeneinheiten zugeordnet werden können. Zusammen mit eigenen Bodenprofilaufnahmen, die im UG Saargau (TEZG Fischerbach Oberlauf) und im UG Bliesgau die Saar-BIS Profile ergänzen, werden die ausgewählten Profile in einer einzugsgebietsbezogenen Profil-/Horizont-Bodendatenbank zusammengestellt (vgl. Tabelle 2-24).

Das Teileinzugsgebiet Leuk und das Einzugsgebiet des Maibachs wurden bodenkundlich zu dem Untersuchungsraum Saargau zusammengefasst, hinsichtlich der klimatischen Zuordnungen aber nach den in Kapitel 2.3.1.2 dargelegten Klimaeinzugsgebieten weiter differenziert. Die direkt aneinander grenzenden (Teil-) Einzugsgebiete von Schreckelbach und Hetschenbach werden bodenkundlich wie klimatisch als einheitlicher Untersuchungsraum betrachtet (UG Bliesgau). Das Einzugsgebiet des Dorfbaches im UG Niedgau stellt bodenkundlich wie klimatisch einen einheitlichen Raum dar, für den jedoch keine eigenen bodenkundlichen Aufnahmen vorlagen.

*Tabelle 2-24: Bodenkundliche Untersuchungsräume und Anzahl der vertretenen Bodeneinheiten der Bodenübersichtskarte BÜK 25*

Untersuchungsgebiet	(Teil-) Einzugsgebiet	Fläche	Anzahl der Bodeneinheiten <sup>69</sup>
<b>Saargau</b>	TEZG Leuk	3241 ha	24 + Einheit 0
	TEZG Maibach		
<b>Niedgau</b>	EZG Dorfbach	1188 ha	10 + Einheit 0
<b>Bliesgau</b>	EZG Schreckelbach	1148 ha	13 + Einheit 0
	TEZG Hetschenbach		
<b>Summe</b>		5577 ha	47

Aus den insgesamt 4375 Einträgen in der Profildatenbank des Saar-BIS wurden zunächst in der Access-Datenbank die Bodenprofile ausgewählt, die im Bereich der topographischen Karten TK 25 liegen, welche die Untersuchungsgebiete abdecken. Den ausgewählten 1168 Bodenprofile wurden mit Hilfe des GIS ArcView<sup>®</sup> über eine Verschneidung mit der digitalen

<sup>69</sup> Bodeneinheit 0: in der BÜK 25 nicht kartierte Flächen, meist Siedlungsflächen; für diese Flächen konnten keine Berechnungen vorgenommen werden

Bodenübersichtskarte des Saarlandes (BÜK 25) die entsprechenden Nummern der Bodeneinheiten (0-100) zugeordnet. Über die so erstellte Profildaten-Bodeneinheiten-Zuordnungsdatei wurden dann aus der Horizontdatenbank des Saar-BIS die horizontbezogenen Profildaten den 1168 Bodenprofilen der Profildatenbank zugeordnet. Von diesen wurden 619 Profile ausgewählt, die als repräsentative Profile für die Bodentypen der Bodeneinheiten angesehen werden können (zu den Bodeneinheiten siehe Tabelle 2-5).

Bei der Auswahl der Profile wurde darauf geachtet, dass jede Bodeneinheit eines Untersuchungsraumes mit mindestens 3 Profilen in der Bodendatenbank beschrieben wird. Wenn möglich sollte je 1 ha Fläche der entsprechenden Bodeneinheit eines Untersuchungsraumes mindestens 1 Bodenprofil ausgewertet werden. Dazu wurde eine flächenbezogene Auswertung der je Untersuchungsraum vorkommenden Bodeneinheiten vorgenommen (ArcView®, Excel®).

Für die Bodeneinheiten 23, 72, 86, 87 und 100 mussten zu den bereits ausgewählten Profilen noch 28 Zusatzprofile hinzugenommen werden, die außerhalb der angesprochenen Kartenblätter, aber immer noch in vergleichbaren geo-pedologischen Räumen liegen, da für diese Bodeneinheiten die Datendichte des Saar-BIS unzureichend war (Access®, ArcView®).

Außerdem mussten die zusammengestellten 645 Bodenprofile, die der Profil- und Horizontdatenbank des Saar-BIS (619) und den selbst aufgenommenen Bodenprofile (26) entstammen, für die beschriebene Methodik der Modellrechnungen zur Nitratauswaschungsgefährdung verwendbar sein. Verwendbar in diesem Sinne waren Profile, die eine Profiltiefe von mindestens 9 dm aufwiesen oder aufgrund der Bodenansprache den Schluss zuließen, dass das unterhalb des untersten Horizontes aufgenommene Ausgangsmaterial bis 11 dm Tiefe ansteht (max. effektive Durchwurzelungstiefe  $W_e$ , vgl. Kap. 2.3.1.2.1). Wenn für eine Bodeneinheit weniger als drei Profile mit über 9 dm Profiltiefe vorlagen, so wurden auch geringmächtigere Profile verwendet. Darüber hinaus wurden jene Profile verworfen, die im Vergleich zu den in den Erläuterungen der Bodenübersichtskarte beschriebenen Bodentypen einer Bodeneinheit völlig untypische Bodenprofilansprachen aufwiesen (vgl. FETZER & PORTZ 1996).

### 2.3.3.2 Überarbeitung der Profil- und Horizontdaten und Kennwertberechnung

Die in einer Access®-Profildatenbank zusammengestellten Bodenprofile wurden in Excel®-Tabellenblättern weiter bearbeitet. Hier wurden auch die Ableitungen der Bodenkennwerte und der Jährlichen Sickerwasserrate  $GW_{Na}$  vorgenommen.

Die den vorliegenden Bodendaten zugrundeliegenden Aufnahmeschlüssel mussten bei der Berechnung der Bodenkennwerte berücksichtigt werden. Denn während die im Zuge der vorliegenden Arbeit selbst vorgenommenen Profilaufnahmen nach den neuen Datenschlüsseln der Bodenkundlichen Kartieranleitung aufgenommen wurden (AG BODEN 1994), war die Kartierung der Profil- und Horizontdaten des Saar-BIS nach dem bodenkundlichen Datenschlüssel des Geologischen Landesamtes des Saarlandes durchgeführt worden (GLA 1992). Einen Überblick über die Herkunft und Verarbeitung der verschiedenen Bodendaten und die

in den Excel<sup>®</sup>-Tabellen kalkulierten Bodenkennwerte geben Tabelle 7-41 ff.

In der Bodenkundlichen Kartieranleitung von 1994 (AG BODEN 1994, S. 135) wurden z. B. die Bodenartenuntergruppen des Feinbodens anders eingeteilt als noch in der vorangehenden Ausgabe der Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) bzw. im Datenschlüssel Bodenkunde des Geologischen Landesamtes des Saarlandes (GLA 1992). Die für die verschiedenen Modelle verwendeten Literaturangaben beziehen sich meist bereits auf die neuen Bodenartenuntergruppen nach AG BODEN (1994), so z. B. die Tabellen zur Ableitung verschiedener Bodenkennwerte über die Bodenart in MÜLLER (1997). Daher mussten die Bodenartenuntergruppen der Horizontdaten des Saar-BIS über einen Vergleich der Anteile der Korngrößenfraktionen den neueren Einteilungen entsprechend angepasst werden (vgl. NEUMANN 1997).

Der Humusgehalt wird bei den Saar-BIS Profilen gemäß des Datenschlüssels des GLA (1992) in Stufen von h0 bis h6 angegeben. Die Einteilung nach AG Boden (1994) ist ähnlich angesetzt. Daher wurden die Angaben der Humusgehalte nicht weiter verändert. Bei Bodenprofilen, für die keine Schätzwerte der Humusgehalte vorliegen, wurden die Humusgehalte nach den Horizonten über Erfahrungswerte abgeschätzt<sup>70</sup>.

Es wurden bevorzugt Profile ausgewählt, die eine Aufnahmetiefe von 11 dm aufwiesen. Da die auswertbare Auswahl an Bodenprofilen aber aufgrund sehr vieler flachgründiger Profilaufnahmen in der Saar-BIS Datenbank bzw. flachgründiger Profilausbildungen erheblich schrumpfen würde, werden unter besonderen Umständen auch Profile mit einer Aufnahmetiefe unter 11 dm verwendet. Wenn z. B. der Profilbescrieb die Annahme zulässt, dass sich der unterste Horizont bis in 11 dm Tiefe verfolgen lässt, dann wird für das Profil eine entsprechende Profiltiefe von 11 dm angenommen und die weiteren Ableitungen können vorgenommen werden. Außerdem werden flachgründige Profile dann verwendet, wenn anhand der Erläuterungen der Bodeneinheit in der Bodenübersichtskarte flachgründige Bodenbildungen wie Rendzinen zu erwarten waren.

Der mittlere Grundwasserniedrigstand wird, da für viele Saar-BIS Profile und die eigenen aufgenommenen Bodenprofile hierzu keine Angaben vorliegen, den Erläuterungen der Bodenübersichtskarte für die den Profilen zugeordneten Bodeneinheiten entnommen. Als Orientierungswert wird der mittlere Grundwasserniedrigstand MNGW verwendet, bei angegebenen Spannbreiten wird die maximale Tiefe der angegebenen Grundwasserstufe gewählt (vgl. FETZER & PORTZ 1996, S. 39).

### 2.3.3.3 Plausibilitätskontrollen innerhalb der Bodendatenbank

Bei den Berechnungen der Bodenkennwerte ( $W_e$ ,  $nFK$ ,  $W_{pfl}$  etc.) und des Bodenwasserhaushaltes auf Einzugsgebietsebene ( $GWNa$ ) wurden die Kennwerte der einzelnen Profile nach Bodeneinheiten und Einzugsgebieten auf Plausibilität überprüft. Kriterien dieser Plausibilitätstests waren das arithmetische Mittel, Median, Standardabweichung und Grubbs-Ausreißertests (Minimum, Maximum) der Profilwerte einer Bodeneinheit (Ergebnisse siehe Tabelle 7-21 ff. im Anhang). Bodenprofile, deren berechnete Bodenkennwerte und Wasserhaushaltsdaten erheblich von den anderen Profilen der jeweiligen Bodeneinheit des Ein-

<sup>70</sup> Ah = h3, Ap = h2, M = h2, B = h1, C = h0

zugsgebietes abwichen, wurden aus dem Datensatz eliminiert. Als Maß wurde dabei, neben dem Grubbs-Ausreißertest, für die jährliche Sickerwasserrate GWNa eine Abweichung vom arithmetischen Mittel von über 50 mm gewählt.

*Tabelle 2-25: Übersicht über die Bodenprofile der Bodendatenbank*

	Untersuchungsgebiet			Summe
	Saargau	Niedgau	Bliesgau	
Blattnummern der verwendeten TK 25 und BÜK 25 bzw. GK 25	6404, 6405, 6504, 6505	6605, 6606, 6705, 6706	6709, 6809	
Fläche der Untersuchungsgebiete	3241 ha	1188 ha	1148 ha	5577 ha
Anzahl der Bodeneinheiten <sup>71</sup>	24	10	13	47
Gesamtzahl der ausgewerteten Profile	131	54	67	252
Davon eigene Profile	19 <sup>72</sup>	0	7 <sup>73</sup>	26
Davon Saar-BIS Profile	112	54	60	226
Ausgewertete Saar-BIS Profile, die innerhalb der UG-Grenzen liegen	58	7	5	70
Ausgewertete Saar-BIS Profile, die außerhalb der UG-Grenzen liegen	54	47	55	156
Profile je Bodeneinheit	5,5	5,4	5,2	5,4
Profile je 100 ha	4	4,5	5,9	4,5

Letztlich konnten 226 Bodenprofile aus der Profil- und Horizontdatenbank des Saar-BIS und 26 eigene Profile zur Berechnung der Sickerwasserrate und der Nitratauswaschungsgefährdung der Untersuchungsräume herangezogen werden. In den 26 eigenen Bodenprofilen sind die 15 Profile der Bodenstationen im UG Saargau und UG Bliesgau sowie 11 weitere eigene Profilaufnahmen enthalten, die im TEZG Fischerbach Oberlauf aufgenommen wurden. Aufgrund der geringen Profildichte des Saar-BIS liegen lediglich 70 der ausgewerteten Saar-BIS-Profile innerhalb der abgegrenzten Untersuchungsgebiete, 156 Profile wurden aus den benachbarten Flächen nach oben genannten Kriterien hinzugenommen. Insgesamt liegt die Profildichte zwischen 4,5 und 5,9 Bodenprofilen je 100 ha. Für jede Bodeneinheit wurden im Mittel zwischen 5,2 und 5,5 Profile ausgewertet (siehe Tabelle 2-25).

Ein Auswahlabfrage mit den bodenphysikalischen Daten (SAARBIS\_BODPHY) in der Access®-Datenbank des Saar-BIS (Saarbs899.mdb, LfU 1998) ergab, dass für keines der nach oben genannten Kriterien ausgewählten Profile bodenphysikalische Datensätze vorhanden waren. Daher konnten die fraglichen Bodenkennwerte (FK, nFK, We etc.) wie nur nach der in Kapitel 2.3.1.2 erläuterten Methodik über die Profildaten abgeschätzt werden.

<sup>71</sup> Ohne Bodeneinheit 0

<sup>72</sup> Bodenprofile F 6, 8, 9, 13, 16, 17, 18, 20, 24, 25, 26; Bodenstationen F-Bw 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8

<sup>73</sup> Bodenstationen B-Bw 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7

### 2.3.4 Flächennutzungsdaten

Die für die Einzugsgebietsbetrachtungen erforderlichen Flächennutzungsdaten wurden zwischen 1997 und 2000 für die einzelnen Untersuchungsgebiete über Geländekartierungen erhoben. Eine Übersicht über die kartierten Gebiete, den Detailgrad der Kartierungen und die verwendeten Kartiergrundlagen gibt Tabelle 2-26. Bei den Kartierungen wurde die Flächennutzung nach den Kategorien Acker, Grünland, Brache, Hecken/Gehölze und Wald unterschieden. Eine Differenzierung der Ackerflächen nach Feldfrüchten wurde exemplarisch für das TEZG Fischerbach Oberlauf durchgeführt.

Tabelle 2-26: Überblick über die durchgeführten Flächennutzungskartierungen<sup>74</sup>

UG	EZG/TEZG	Datum	Kartierung <sup>75</sup>	Kartiergrundlage
UG Saargau	TEZG Leuk	8/97	A <sub>diff</sub> -G <sub>diff</sub> -B-W-Str (Teilbereiche)	DGK5 (z.T. veraltet) Orthophotos 1:10.000
		12/99-2/00	A-G-B-W	DGK5 (z.T. veraltet) Orthophotos 1:10.000
		6/00	Nachkartierung (A-G-B-W)	DGK5 (z.T. veraltet) Orthophotos 1:10.000
	EZG Maibach	12/99-2/00	A-G-B-W	DGK5 (z.T. veraltet) Orthophotos 1:10.000
	Detailkartierung TEZG Fischerbach F3	8/97 + 10/97 7/98 6/99 2/00	A <sub>diff</sub> -G <sub>diff</sub> -B-W-Str	Orthophotos 1:10.000  Orthophotos 1:10.000
UG Niedgau	EZG Dorfbach	12/99-2/00	A-G-B-W	Landschaftsplan der Gemeinde Wallerfangen
UG Bliesgau	EZG Schreckelbach/ TEZG Hetschenbach	8/98	A <sub>diff</sub> -G <sub>diff</sub> -B-W-Str (TEZG S2 + H3)	Orthophotos 1:10.000
		6/99	A <sub>diff</sub> -G <sub>diff</sub> -B-W-Str (TEZG S2 + H3)	Orthophotos 1:10.000
		12/99	A-G-B-W	DGK5 (z.T. veraltet) Orthophotos 1:10.000

Aus den Flächennutzungskartierungen wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems ARC/INFO® bzw. ArcView® digitale Flächennutzungskarten erarbeitet (siehe dazu auch Kapitel 2.3.5.1). Zunächst wurden die kartierten Parzellenabgrenzungen von den Vorlagen digitalisiert. Die jährlichen Nutzungsdaten sind in den Polygonattributtabelle (PAT) eines jeden Flächennutzungs-Coverages verschlüsselt. Dabei wurde methodisch eine

<sup>74</sup> siehe auch BRUCH ET AL. 2001

<sup>75</sup> A: Acker; A<sub>diff</sub>: Acker differenziert nach Getreide-Mais-Raps etc.; B: Brache (Grünbrache); G: Grünland; G<sub>diff</sub>: Grünland differenziert nach Wiese-Weide-Streubstwiese; Str: Straßen/Wege/Sonstige Flächen; W: Wälder/Gehölze

Vielfalt von Bearbeitungsmöglichkeiten eingesetzt, je nach Aktualität und Genauigkeit des zugrunde liegenden Kartenmaterials: Für das Untersuchungsgebiet Saargau wurden die handkolorierten Flächennutzungskartierungen gescannt und am Bildschirm mit ArcView® digitalisiert. Für das UG Saargau wurden die digitalen Luftbilder (LKVK 1999) und Orthophotos bei der Bildbearbeitung mit ArcView® herangezogen. Die Nutzungskartierungen des UG Bliesgau wurden von den Orthophotos auf die DGK 5 übertragen und von diesen mit ARC/INFO® digitalisiert.

Die Ortslagen, d.h. Siedlungsflächen und innerörtliche Grünflächen/Gärten wurden unter Zuhilfenahme der digitalen Luftbilder des Saarlandes abgegrenzt. Da die Digitalisierung der schmalen, linienhaften Straßen und Wege schwierig ist, wurde eine besondere Methodik angewendet. Straßen und Wege wurden nach den Kategorien, wie sie in der TK 25 angegeben sind, als Linien in eigenen ArcView®-Shapefiles digitalisiert. Über diese Straßenlinien wurden dann sogenannte Puffer gelegt. Als Pufferbreite wurde die Straßenbreite der jeweiligen Straßen-/Wegekatgorie verwendet. Die so entstandenen Straßenflächen konnten mit den digitalen Flächennutzungskarten verschnitten werden und dürften ungefähr den realen Straßenflächen entsprechen. Über Auskünfte des Amtes für Straßenwesen zur mittleren Straßenbreite konnten die Kategorien Autobahn (A8 bei Eft: 11,6 m), Bundesstraße (Ø 8,5 m), Landesstraße (Ø 7,5 m), Kreisstraße (Ø 7,0 m), Hauptweg (Ø 4,5 m) und Nebenweg (Ø 3,0 m) differenziert werden <sup>76</sup>. Nur für die Detailkarten des TEZG Fischerbach Oberlauf wurden die Straßenflächen direkt von der Kartiergrundlage (Orthophoto) übernommen.

### 2.3.5 Datenverarbeitung mit den Geographischen Informationssystemen ARC/INFO® und ArcView®

#### 2.3.5.1 Erarbeitung der digitalen Grundlagendaten

Aus den Topographischen Karten TK 25 und eigenen Kartierungen wurden als relevante **topographische Daten** Fließgewässer und Höhenlinien sowie die Standorte der verschiedenen Probenahmen und der Bodenstationen entnommen. Die Abgrenzung der oberirdischen Einzugsgebiete erfolgte anhand der Höhenlinien.

Über die digitalisierten Höhenlinien wurden mit ARC/INFO® Hangneigungsberechnungen durchgeführt und nach den Hangneigungsklassen der AG Boden (1994) klassifiziert. Anhand der **Hangneigungskarten** können die Bereiche mit Hangneigungen < 3,5 % ausgeschieden werden, für die die Berechnungen zum Bodenwasserhaushalt (GWN<sub>a</sub>) uneingeschränkt gelten (vgl. Kapitel 2.3.1).

Über die digital vorliegende Geologische Karte des Saarlandes 1:100.000 (GK 100) sowie die Geologische Karte Blatt 6809 Gersheim 1:25.000 (GK 25) wurden zur deskriptiven Darstellung der Untersuchungsgebiete digitale **Geologische Karten** erarbeitet.

---

<sup>76</sup> Mdl. Mitteilungen Herr Bechtel, Leiter des Amtes für Straßenwesen, Neunkirchen (28.6.00)

Die digital vorliegende BÜK 25 diente der Erstellung von digitalen **Bodenkarten** für die Untersuchungsgebiete.

Aus den Flächennutzungskartierungen wurden mittels des GIS digitale **Flächennutzungskarten** der Untersuchungsgebiete erarbeitet. Die Nutzungsdaten wurden flächendeckend für die Untersuchungsgebiete erhoben und mittels des GIS ARC/INFO® bzw. ArcView® in digitale Flächennutzungskarten umgesetzt (vgl. Kapitel 2.3.4).

Aus den Bodenkarten und den Flächennutzungskarten wurden durch Verschneidungen sogenannte **Bodennutzungskarten** erstellt, welche die Grundlage für die Karten der Jährlichen Sickerwasserrate GWNa und der Nitratauswaschungsgefährdung NAW darstellen.

### 2.3.5.2 GWNa - Verknüpfung über ArcView®

Über Verknüpfung der erarbeiteten Bodentabellen (Bodenkennwerte, GWNa) mit den Polygonattribut-Tabellen (PAT) der Bodennutzungskarten wurden die berechneten Kennwerte und die Sickerwasserraten der bodenkundlichen Klima-Einzugsgebiete in das GIS importiert. Die mit der beschriebenen Methodik erstellten Datenbanken der Bodennutzungskarte, die für jede Bodeneinheit Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten enthält, stellt die Grundlage für die Auswertungskarten zur (potentiellen) Nitratauswaschungsgefährdung NAW dar.

### 2.3.5.3 NAW - Verknüpfungen über ArcView®

Die Berechnungen der Austauschhäufigkeit AH und die Bewertung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos NAW wurde innerhalb der Polygonattribut-Tabellen (PAT) der erweiterten Bodennutzungskarten vorgenommen. Die resultierenden Auswertungskarten der Nitratauswaschungsgefährdung stellen umfassende Bodennutzungskarten mit Angaben zu den einzelnen Bodenwasserhaushaltsparametern, zur GWNa und zur NAW für die einzelnen Bodennutzungseinheiten dar.



### 3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

#### 3.1 DIFFUSE STICKSTOFFAUSTRÄGE LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER BÖDEN

##### 3.1.1 Zur Stickstoffdynamik landwirtschaftlich genutzter Böden

###### 3.1.1.1 Veränderung der Standortfaktoren durch landwirtschaftliche Nutzung

Zur Erfassung und Bewertung des diffusen Stickstoffaustrages wurden in ausgewählten Detailuntersuchungsgebieten im UG Saargau und im UG Bliesgau Bodenstationen aufgebaut (siehe dazu Kapitel 2.2.1.1). Die Untersuchungsgebiete Saargau, Bliesgau und Niedgau liegen im Bereich der agrarwirtschaftlich bedeutsamen Muschelkalkgebiete im ländlichen Raum des Saarlandes (siehe Kapitel 2.1, S. 15 ff). Natürliche Standort- und Umweltfaktoren wie der geologische Untergrund, die Bodentypen, die hydrogeologischen Verhältnisse und die klimatischen Bedingungen bestimmen den Wasser- und Stoffhaushalt eines Standortes. Die Detailuntersuchungsgebiete, die am Oberlauf des Fischerbaches im UG Saargau (TEZG Fischerbach Oberlauf) und an den Oberläufen des Hetschenbaches und des Schreckelbaches im UG Bliesgau (Quelleinzugsgebiete Hetschenbach/Schreckelbach) positioniert wurden, zeichnen daher sich ebenso wie die einzelnen Standorte der Bodenstationen durch spezifische regionale und lokale Eigenheiten aus.

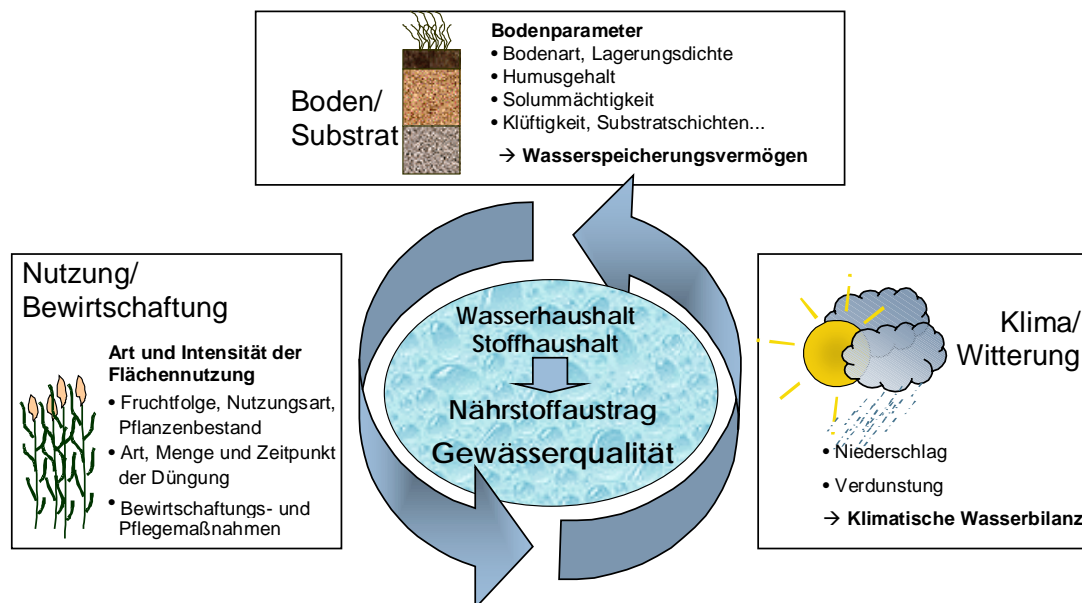


Abbildung 3-1: Faktoren des diffusen Stoffaustrages

Neben den natürlichen Standortfaktoren sind Veränderungen der Standorte durch die landwirtschaftliche Bodennutzung zu beobachten, die in erheblichem Maße den Austrag von Stoffen bestimmen, sei es nun in gelöster (Sickerwasser) oder in partikelgebundener Form (Erosion). Hierzu zählen Art und Intensität der landwirtschaftlichen Bodennutzung, die Bodenbearbeitung, die Befruchtung der „natürlichen“ Systeme durch anthropogen einge-

brachte Stoffe wie Düngemittel, Pestizide etc. In Abbildung 3-1 sind die verschiedenen Faktoren dargestellt, die den diffusen Stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen mit dem Sickerwasser beeinflussen.

Die oftmals über Jahrhunderte andauernde landwirtschaftliche Nutzung hat den Naturhaushalt der ehemals größtenteils mit Wald bestandenen Böden der heutigen Kulturlandschaft deutlich verändert. Insbesondere die Mechanisierung, Intensivierung und Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion, die in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts einsetzte, brachte erhebliche Veränderungen in den chemischen und physikalischen Eigenschaften der landwirtschaftlich genutzten Böden und weitergehende Umweltbelastungen mit sich (SCHRÖDER 1991). So haben sich aus ehemals reinen Humushorizonten (Ah) durch die stete Bodenbearbeitung Pflughorizonte (Ap) herausgebildet, die je nach der durchschnittlichen Pflugtiefe (ca. 20 - 30 cm) scharf vom darunter liegenden B-Horizont abgegrenzt werden können. Zum Teil sind erhebliche erosionsbedingte Profilverkürzungen ehemals mächtiger Böden in Oberhang- und Mittelhanglagen zu beobachten (vgl. KUBINIOK & WEICKEN 1989; KUBINIOK & BARTH 1996). In den tieferen Relieflagen, am Hangfuß und in Tal- und Auenbereichen sammelt sich dagegen das oberhalb abgespülte Solum und bildet mächtige, humusreiche Kolluvien. Durch die stete Bodenbearbeitung werden unterhalb der Pflughorizonte des Bodenkörpers verdichtete Pflugsohlen herausgebildet. Im Pflughorizont selbst wird dagegen ein künstliches Lockergefüge geschaffen (KUNTZE ET AL. 1994, S. 150). Landwirtschaftliche Unterbodenlockerungen können bis in Tiefen von 50 bis 80 cm reichen (KUNTZE ET AL. 1994, S. 295).

Der anthropogen veränderte Bodenaufbau bedingt vor allem einen gegenüber den natürlichen Verhältnissen veränderten Wasserhaushalt. Bei einem erosiv verkürzten Bodenprofil schließt sich unterhalb des humosen Pflughorizontes direkt das nur wenig verwitterte Ausgangsgestein an. Bei anthropogen nicht weiter beeinflussten Bodenprofilen, z. B. an vergleichbaren Standorten unter langjähriger Waldnutzung, ist zwischen dem humosen Oberboden und dem Ausgangsgestein dagegen meist ein Verwitterungshorizont zu finden, der in der Regel aus feinkörnigem Bodenbildungssubstrat besteht (vgl. KUBINIOK & BARTH 1996). Da das Ausgangsgestein weit weniger Sickerwasser speichern kann als Bodenmaterial mit einem entsprechenden ausgebildeten Bodengefüge, reduziert sich das Wasserspeichervermögen an erosiv verkürzten Profilen erheblich. Dadurch erhöht sich die Sickerwassermenge und der Austrag von gelöst vorliegenden Stoffen mit dem Sickerwasser nimmt zu. Besonders an erosionsgeprägten Standorten mit hohen Sickerwasserraten werden im Überschuss vorliegende Nährstoffe, wenn sie in gelöster Form vorliegen oder durch bodenbiologische oder -chemische Prozesse in diese umgewandelt werden, verstärkt mit dem versickernden Bodenwasser verlagert und ausgetragen. Die ausgetragenen Nährstoffe finden sich im Grund- und Oberflächenwasser wieder. Hier ist insbesondere Nitrat zu nennen, das aufgrund der vorherrschenden mikrobiellen Umsetzungsvorgänge die im Boden dominierende anorganische Stickstoffspezies darstellt und zudem kaum an die Bodenmatrix sorbiert wird, also sehr mobil ist (vgl. Kapitel 3.1.1.3).

Die intensive Nutzung natürlicher Standorte durch den Menschen verändert nicht nur den Bodenaufbau und damit die pedogenen Grundeigenschaften der Standorte, sondern auch

der Nährstoffhaushalt dieser Standorte wandelt sich durch die anthropogenen Eingriffe.

Der erosiv bedingte Verlust an Ton-Humus-Komplexen führt zu einer insgesamt geringeren Sorptionsfähigkeit der Böden für Nährstoffe, die Versorgung der Standorte mit an die Bodenmatrix adsorbierten Nährstoffen nimmt ab. Außerdem gehen dem System durch Abfuhr des Erntegutes diejenigen Nährstoffe verloren, die in der pflanzlichen Biomasse gespeichert sind. Andererseits werden durch Düngung Nährstoffe wieder in das System eingebracht (siehe dazu Kapitel 3.1.1.2).

Das Zusammenwirken der verschiedenen Faktoren hat also erhebliche Veränderungen im Stoffhaushalt der landwirtschaftlich genutzten Standorte zur Folge. Inwieweit allerdings bei den im Folgenden vorgestellten Untersuchungen die „natürlichen“ pedogenen Standortfaktoren aufgrund der Bodennutzung in ihren geoökologischen Funktionen im Vergleich z. B. zu Waldstandorten verändert sind, kann mit dem vorliegenden Forschungsansatz nicht bewertet werden. Die Untersuchungen zeigen aber am Beispiel der ausgewählten Muschelkalkstandorte u. a. die unterschiedlichen Reaktionen des Wasser- und Stoffhaushaltes je nach Intensität der landwirtschaftlichen Bodennutzung (siehe Kapitel 3.1.2 und 3.1.5).

### **3.1.1.2 Stickstoff – kritischer Standortfaktor moderner Landwirtschaft**

Stickstoff stellt neben Phosphor, Kalium und weiteren essentiellen Nährelementen eines der Hauptnährelemente dar, die das Pflanzenwachstum und damit den Ertrag und die Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion bestimmen (vgl. BRADY 1990, S. 316 ff.; HAUG ET AL. 1992, S. 169). Um der Verarmung landwirtschaftlich genutzter Standorte an wichtigen Nährstoffen entgegenzuwirken und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten, werden im Sinne der „guten fachlichen Praxis“ dem Standort die entzogenen Nährstoffe über Düngung für die folgenden Feldfrüchte wieder zugeführt (BMELF 1998, Düngeverordnung 1996; Frede & Dabbert 1998). Düngung soll die Bodenfruchtbarkeit erhöhen und damit die Erträge nachhaltig steigern (NORMANN-SCHMIDT 1994). Da die Nachlieferung von pflanzenverfügbarem Stickstoff aus dem organischen Stickstoffpool des Bodens den Bedarf intensiver Kulturen meist nicht decken kann, wird zur Steigerung der landwirtschaftlichen Erträge und zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit Stickstoff in Form von mineralischen Düngern oder über Wirtschaftsdünger (Mist, Gülle, Jauche, Gründüngung) dem Boden zugeführt.

Allerdings werden in der Regel über organische und mineralische Düngung mehr Nährstoffe zugeführt als tatsächlich dem Standort durch das Erntegut entzogen werden. Diese geringe Nährstoffeffizienz der landwirtschaftlichen Produktion ist eine Ursache landwirtschaftlich bedingter Nährstoffeinträge in die Gewässer. FREDE & DABBERT (1998, S. 7) geben für die 90er Jahre des vergangenen Jahrhunderts eine N-Effizienz von 30 % an, d. h., dass von den eingesetzten Stickstoffmengen lediglich 30 % in den Produkten, z. B. im entzogenen Erntegut, festgelegt wurden. Wenn das Stickstoffangebot den Entzug der Pflanzen übersteigt oder sind nach der Ernte noch hohe Restnitratgehalte im Boden vorhanden sind, kann freigesetztes Nitrat in höheren Mengen aus dem Oberboden ausgewaschen und in tiefere Bodenschichten sowie in Grund- und Oberflächenwasser eingetragen werden.

Die Verfügbarkeit von Stickstoff wie auch anderer Pflanzennährstoffe wird unter anderem

dadurch bestimmt, in welcher Form der Nährstoff im Boden vorliegt und wie er gebunden ist. Der überwiegende Teil des Stickstoffs (90 – 95 % des  $N_{\text{ges}}$ ) liegt im Oberboden in organisch gebundener Form vor, z. B. in stickstoffhaltigen Polypeptiden, Aminosäuren, Aminozuckern oder Nukleinsäuren (HAUG ET AL. 1992, S. 185; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 270 ff.). Die organischen Verbindungen stammen aus der lebenden und abgestorbenen Biomasse (Pflanzen, Mikroorganismen) und aus zu Humus abgebauter toter organischer Substanz, sowie bei landwirtschaftlich genutzten Böden aus organischen Düngern, Gründüngung oder Ernterückständen. Dementsprechend korreliert der Humusgehalt stark mit dem Stickstoffgehalt des Bodens. Dieses C/N-Verhältnis wird zur Beschreibung der Abbaubedingungen im Boden oder zur mikrobiellen Abbaubarkeit von Ernterückständen herangezogen.

Pflanzen können Stickstoff nur in Form von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) oder Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) aufnehmen (HAUG ET AL. 1992, S. 184). Die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln erfolgt über verschiedene Transport- und Mobilisierungsprozesse, die sowohl von den Pflanzenwurzeln gesteuert als auch von bodenphysikalischen und bodenchemischen Standorteigenschaften bestimmt werden (HAUG ET AL. 1992, S. 200 ff.). Die pflanzenverfügbaren anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat machen im Oberboden lediglich zwischen 5 und 10 % des Gesamtstickstoffs aus (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 270; SCHEFFER 1994).

### 3.1.1.3 Der N-Kreislauf landwirtschaftlich genutzter Böden

Ausschlaggebend für die verschiedenen im Boden vorliegenden Stickstoffspezies sind die unterschiedlichen im Boden ablaufenden Mineralisierungs-, Umwandlungs- und Immobilisierungsprozesse, die von Bodenorganismen und Pflanzen gesteuert werden, sowie die Ein- und Austräge aus dem System Boden. Der Stickstoffhaushalt wird ebenso wie die kritischen Prozesse des Stoffaustrages in der Literatur ausführlich behandelt (vgl. u. a. SCHEFFER 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, HAUG ET AL. 1992, GEBEL 2000). Dennoch soll an dieser Stelle ein Überblick über die in landwirtschaftlichen Böden relevanten Stickstoffspezies, die Umwandlungsprozesse sowie die Ein- und Austragsparameter gegeben werden, um den Kontext der durchgeführten Untersuchungen zu erläutern.

Organisch gebundene Stickstoffverbindungen aus der organischen Substanz und dem Bodenhumus werden über biochemischen Abbau und weitere biologische und chemische Umformungsprozesse (Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation) in anorganische Bindungsformen überführt und damit pflanzenverfügbar gemacht. Beim mikrobiellen Abbau (Mineralisierung) der organischen Substanz wird der in organischen Verbindungen enthaltene Stickstoff zunächst in die Form des Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) überführt (Ammonifikation). Der Prozess der Mineralisierung der organischen Substanz, d. h. von Ernteresten, organischen Düngern und der bei bodenbiologischen Prozessen humifizierten Biomasse, stellt die eigentliche natürliche Quelle an pflanzenverfügbarem Stickstoff dar. Die N-Nachlieferung aus dem organischen Stickstoffdepot hängt von verschiedenen Standortfaktoren wie Bodentemperatur, Bodenfeuchte und pH-Gehalt ab und ist je nach der Höhe der organischen Stickstoffreserve, der Art der organischen Rückstände und der mikrobiellen Aktivitäten eines Bodens

unterschiedlich (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 272).

Dieser Prozess kann sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen unter Beteiligung verschiedener Bodenbakterien, u. a. *Actinomyceten*, und Pilze ablaufen (HAUG ET AL. 1992, S. 185). Die Mineralisation ist in Ackerböden im Frühjahr am höchsten, wenn die Böden relativ warm und feucht sind und über die Bodenbearbeitung günstige Bedingungen geschaffen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 274). Aber auch im Spätherbst ist noch Mineralisierung organischer Substanz zu beobachten.

Das bei der Ammonifikation freigesetzte Ammonium wird über metabolische Prozesse verschiedener Bodenbakterien und -pilze weiter über Nitrit zu Nitrat umgewandelt. Die Nitrifikation erfolgt überwiegend über autotrophe Bakterien der Gattungen *Nitrosomonas* (Umwandlung von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NO}_2^-$ ) und *Nitrobacter* (Umwandlung von  $\text{NO}_2^-$  zu  $\text{NO}_3^-$ ) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 274; HAUG ET AL. 1992, S. 185). Auch dieser Prozess ist temperaturabhängig und läuft bei 20-30 °C Bodentemperatur, Bodenwassergehalten bei Feldkapazität und pH-Werten zwischen 5,5 und 8 optimal. Aber auch noch im Winterhalbjahr kann Nitrat über Mineralisation und Nitrifikation im Boden freigesetzt werden (vgl. SCHEFFER 1994). Da unter aeroben Verhältnissen die Nitrifikation wesentlich schneller abläuft als die Ammonifikation, liegt der anorganisch gebundene Stickstoff im Boden überwiegend als Nitrat und in wesentlich geringeren Mengen als Ammonium vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 271).

Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) wird im Boden überwiegend an die Bodenaustauscher (Tonminerale, organische Substanz, Ton-Humus-Komplexe) gebunden und muss erst über Ionenaustausch freigesetzt werden, bevor es von den Pflanzenwurzeln aufgenommen werden kann. Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) liegt dagegen aufgrund der geringen Ionenbindung im Boden überwiegend im Bodenwasser gelöst vor. Das Nitrat steht so zwar direkt den Pflanzenwurzeln zur Verfügung, ist durch die Lösung im Bodenwasser bei abwärts gerichteter Wasserbewegung aber auch extrem auswaschungsgefährdet. Über Mineralisation und Nitrifikation wird besonders zu Beginn der Vegetationsperiode im April/Mai, aber auch nach der Ernte im Spätsommer/Herbst aus der zurückbleibenden Biomasse Nitrat freigesetzt (vgl. HAUG ET AL. 1992, S. 229 ff). Wird nach der Ernte keine Wintersaat oder Zwischenfrucht bestellt, dann besteht für das freigesetzte Nitrat je nach Bodenart, klimatischen Verhältnissen und Nitrat- bzw. Stickstoffgehalten im Boden eine erhöhte Gefahr der Verlagerung aus der durchwurzelter Bodenzone in tiefere Gesteinsschichten und in der Folge in das Grund- und Oberflächenwasser.

Verschiedene Bakterien und Cyanobakterien sowie die Knöllchenbakterien der Gattung *Rhizobium* sind in der Lage, auch den molekularen Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) aus der Atmosphäre enzymatisch als  $\text{NH}_3$  oder  $\text{NH}_4^+$  zu binden und damit verwertbar zu machen (vgl. NULTSCH 1986, S. 305 ff). Die Knöllchenbakterien leben mit den Wurzeln von Leguminosen in Symbiose und können so zwischen 105 kg N/(ha\*a) und 300 kg N/(ha\*a) des in der Atmosphäre vorkommenden  $\text{N}_2$  in pflanzenverfügbarer Form im Boden fixieren (vgl. HAUG ET AL. 1992, S. 184 f.).

Beim Prozess der Denitrifikation wird über biochemische und chemische Vorgänge Nitrat und Nitrit über Stickstoffoxide ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) zu molekularem  $\text{N}_2$  reduziert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 275). Die biochemische Denitrifikation findet meist bei hoher Wassersättigung der Böden statt, da Bakterien wie *Pseudomonas* unter anaeroben Bedingungen ihren Sauerstoff durch die Reduktion von Nitrat zu Nitrit gewinnen können. Da für diesen Prozess aber auch leicht verfügbarer organischer Kohlenstoff als Elektronendonator notwendig ist, hängt das Denitrifikationspotential in Unterböden erheblich vom  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt ab (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 274). In tieferen Bodenschichten und in Grundwasserleitern bestimmt der DOC (Dissolved Organic Carbon)-Gehalt den Abbau hoher Nitratgehalte bei der Passage des Sickerwassers bzw. Grundwassers. CAMPBELL (1978; zitiert in HAUG ET AL. 1992, S. 185) schätzt die jährlichen  $\text{N}_2$ -Verluste durch Denitrifikation in Ackerböden auf  $10 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  bis ca.  $30 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ .

Gasförmige Stickstoffverluste treten auch als Ammoniakausgasungen aus applizierten organischen Düngern oder auch aus den Exkrementen von Weidetieren auf und können in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit einer hohen Viehbesatzdichte zu erheblichen Problemen führen. Auf alkalischen, calciumcarbonatreichen Böden kann die Zufuhr von Ammoniak, Ammonium-Salzen oder organischen Düngern zu gasförmigen Ammoniakverlusten ( $\text{NH}_3$ ) führen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 279). Insbesondere bei Gülledüngung wird wenige Tage nach Aufbringen des Düngers ein großer Anteil des enthaltenen Ammonium in Ammoniak umgewandelt und an die Atmosphäre abgegeben (SCHEFFER 1994, S. 26). Der freigesetzte Ammoniak wird mit den Niederschlägen wieder in den Boden eingetragen und führt somit zu einem erhöhten atmosphärischen Stickstoffeintrag (BURT, HEATHWAITE & TRUDGILL 1993; SCHEFFER 1994a).

Bei tonmineralreichen Böden kann Ammonium durch Bindung an die randlichen Schichten von Tonmineralen mit hoher Schichtladung (Vermiculite, Smectite, Illite) im Boden austauschbar festgelegt werden (vgl. SCHEFFER ET AL. 1998, S. 275). Daneben kann das Ammonium-Ion aber in den Zwischenschichten der Schichtsilikate an Stelle von Kalium so stark fixiert werden, dass es kurzfristig nicht mehr durch Ionenaustausch freigegeben werden kann und damit quasi nicht mehr pflanzenverfügbar ist. Neben dieser Fixierung von Ammonium durch Tonminerale werden die durch Mineralisierung freigesetzten anorganischen Stickstoffverbindungen als Nährstoffe für Pflanzen und Mikroorganismen über verschiedene biologische Prozesse auch in lebender Biomasse festgelegt (Immobilisierung).

### 3.1.2 Standortfaktoren und pedogene Eigenschaften der Bodenstationen

Übersichten über die wichtigsten standörtlichen Verhältnisse der in den beiden Untersuchungsgebieten Saargau und Bliesgau betriebenen Bodenstationen sowie über die Betriebs- und Bilanzzeiträume sind dem Anhang zu entnehmen (S. 283 ff). Die Kriterien zur Standortauswahl und der Aufbau der Bodenstationen wurden bereits in Kapitel 2.2 erläutert.

#### 3.1.2.1 Bodenstationen im UG Saargau

Das als Detailuntersuchungsgebiet gewählte TEZG Fischerbach Oberlauf im UG Saargau zeichnet sich durch intensive landwirtschaftliche Nutzung aus (vgl. Kapitel 2.1.2 und 3.2.5.1). Die für die Bodenstationen in Absprache mit den Landwirten gewählten Standorte unterliegen einer intensiven pflanzenbaulichen Flächennutzung. Eine Übersicht über die Lage und Ausprägung der Standorte gibt Tabelle 3-1.

*Tabelle 3-1: Übersicht über die Standortverhältnisse an den der Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau)<sup>77</sup>*

Station	Nutzung/Fruchtfolge	Relief	GK 25 <sup>78</sup>	BÜK 25 <sup>79</sup>	Neig. [°]	Exp. [°]	Bodentyp <sup>80</sup>
<b>F-Bw 1</b>	Mähweide 97-00	Mittelhang	mmo	35	3-4	261	Braunerde (BB)
<b>F-Bw 2</b>	Mähweide 97-00	Unterhang/ Tiefenlinie	,L,f	24	2	110	Gley-Kolluvisol (GG-YK)
<b>F-Bw 3</b>	Winterraps 96/97 Winterweizen 97/98 Sommergerste 99 Wintergerste 99/00	Unterhang/ Tiefenlinie	mmo	24	1	90	Kolluvisol (YK)
<b>F-Bw 4</b>	vgl. F-Bw 3	Mittelhang	mmo/ mo1	32	4	90	Kolluvisol (YK)
<b>F-Bw 5</b>	vgl. F-Bw 3	Verebnung/ Kulmination	mo2	32	0,5-1	50	Braunerde-Terra fusca (BB-CF)
<b>F-Bw 6</b>	Mähwiese 97-00	Mittelhang	mo2	32	5-6	120	Braunerde (BB)
<b>F-Bw 7</b>	Winterraps 97/98 Winterweizen 98/99 Wintergerste 99/00	Oberhang/ Verebnung/ Kulmination	mo2	25	4	50	Braunerde-Rend- zina (BB-RR)
<b>F-Bw 8</b>	vgl. F-Bw 7	Verebnung/ Kulmination	mo2	32	0,5-1	108	Rendzina-Braun- erde (RR-BB)

<sup>77</sup> Abkürzungen siehe Glossar

<sup>78</sup> Kurzzeichen nach GK 25, Blatt 6504 Perl: ,L, f = Talaue-Ablagerungen; mmo = oberer Teil des mittleren Muschelkalks; mo1 = Trochitenkalk (oberer Muschelkalk); mo2 = Ceratitenschichten (oberer Muschelkalk)

<sup>79</sup> Nummerierung der Bodeneinheiten (Bodenform) gemäß Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), vgl. Karte 7-22 im Anhang

<sup>80</sup> Kurzzeichen nach AG BODEN (1994)

## 3.1.2.1.1 Bodenstationen mit Grünlandnutzung

*F-Bw 1 (Mähweide)*

Auf den Parzellen der Stationen F-Bw 1 (Mähweide) und F-Bw 2 (Mähweide) wird eine intensive Grünlandnutzung mit zwei bis drei Schnitten sowie Beweidung in den Monaten August bis November betrieben. Die Stickstoffdüngung liegt nach Angaben des Landwirtes zwischen 157,5 kg/ha N (Volldünger) bis 217,5 kg/ha N (Volldünger und Rindergülle). Außerdem wird der Standort durch die Beweidung noch zusätzlich mit Stickstoff versorgt. Die N-Bilanzen der Standorte werden in Kapitel 3.1.3 diskutiert.

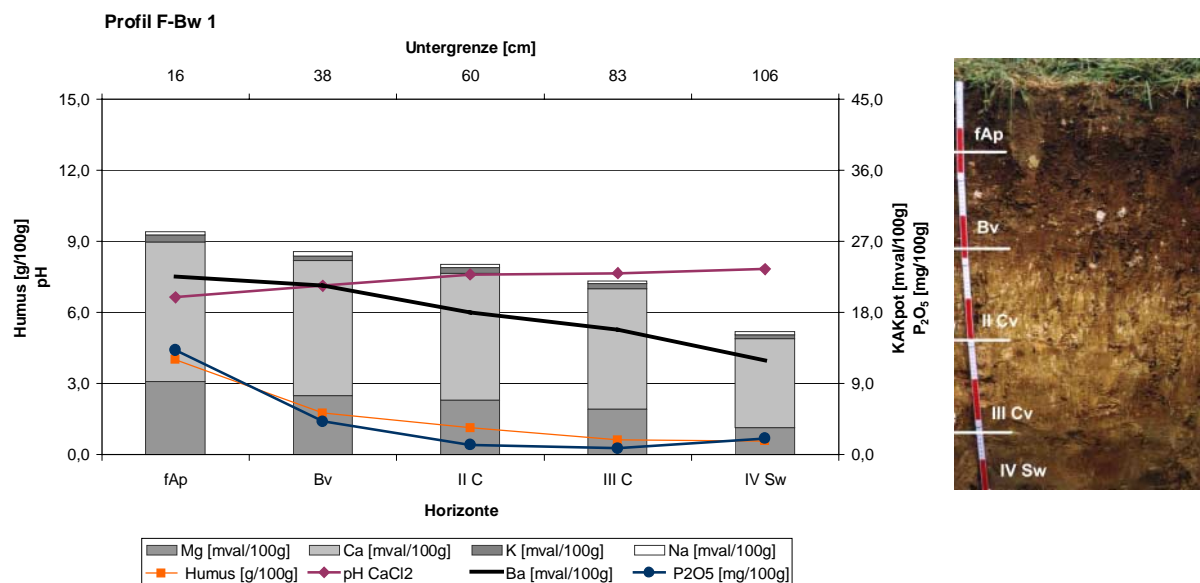


Abbildung 3-2: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 1 (Braunerde)

Die beiden Grünlandstandorte F-Bw 1 und F-Bw 2 unterscheiden sich hinsichtlich der topographischen Lage und der Bodenprofilbildung. Die Station F-Bw 1 wurde im Mittelhangbereich in einer Braunerde mittlerer Mächtigkeit angelegt, welche auf Deckschichten des mittleren Muschelkalkes (mmo) auflagert. Der A-Horizont ist aufgrund seiner Mächtigkeit und des Humusgehaltes als alter Pflughorizont (fAp) anzusprechen, der durch Bodenerosion verkürzt ist (vgl. Abbildung 3-2). Mit 13,24 mg/100 g FB Phosphat (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) im fAp liegt der Phosphatgehalt deutlich über dem des darunter liegenden Verbraunungshorizontes Bv (4,20 mg/100 g FB). Nach der Einteilung der Versorgungsstufen landwirtschaftlicher Böden ist der fAp-Horizont bezüglich des P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehaltes der Versorgungsstufe C zuzuordnen (Tabelle 3-2). Die Oberböden der übrigen Standorte, auch die der Grünlandstandorte, sind mit Ausnahme des Profils F-Bw 8 als hoch bis sehr hoch mit Phosphat versorgt einzustufen. Der Humusgehalt verläuft ähnlich wie der P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-Gehalt mit einem deutlichen Anstieg im humosen Oberboden im Vergleich zum Ausgangsgestein.

Die potentielle Kationenaustauschkapazität KAK<sub>pot</sub> (vgl. Kapitel 2.2.2.2.6) nimmt wie zu erwarten mit der Tiefe ab. Dies gilt insbesondere für die Horizonte des Ausgangssubstrates.



Die Summe der Kationen  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  ist bei allen Horizonten dieses Standortes wie auch aller anderen untersuchten Standorte größer als die über die Barium-Belegung der Austauschker beim Rücktausch der  $\text{KAK}_{\text{pot}}$  ermittelte Anzahl der Austauschplätze. Die Konzentrationen der Kationen liegen bei allen untersuchten Standorten in der Reihenfolge  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ .

Auch die pH-Werte liefern Hinweise auf die Bodenentwicklung. Dass die pH-Werte im Profil F-Bw 1 in den oberen Horizonten im Vergleich zu den C-Horizonten abnehmen, weist auf die mit der Pedogenese einhergehende Entkalkung der Profile in den Solumhorizonten hin, was auch die im Gelände bestimmten Kalkgehalte zeigen (vgl. Tabelle 7-7 im Anhang).

Tabelle 3-2: Nährstoff-Versorgungsstufen landwirtschaftlicher Böden –  $\text{P}_2\text{O}_5$  <sup>81</sup>

Gehaltsklasse / Versorgungsstufe	$\text{P}_2\text{O}_5$ [mg/100 g]
A sehr niedrig	0 – 5
B niedrig	6 – 11
C anzustreben	12 – 20
D hoch	21 – 30
E sehr hoch	> 31

#### F-Bw 2 (Mähweide)

Der Standort F-Bw 2 ist im Gegensatz zu F-Bw 1 durch ein Profil geprägt, das aus kolluvialem Material im Wechsel mit humosen Horizonten besteht und im unteren Bereich deutliche Zeichen von Vergleyung aufweist (vgl. Tabelle 7-7 im Anhang). Als Bodentyp wurde hier ein Gley-Kolluvisol angesprochen.

Die bei der Profilsprache ausgeschiedenen fAp-M- und II fAp-Horizonte werden durch die analytischen Ergebnisse der Bodenuntersuchungen belegt. So steigt im II fAp (27-37 cm Tiefe) die Kationenaustauschkapazität ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$  und  $\text{KAK}_{\text{pot}}$ , vgl. Abbildung 3-3) leicht an statt, wie im üblichen Profilverlauf, mit der Tiefe abzunehmen. Auch bei der Korngrößenverteilung ist ein deutlicher Bruch zwischen den drei Oberbodenhorizonten zu erkennen. Der Anteil an der Feinsandfraktion erreicht im II fAp nochmals das Niveau des oberen Ah-fAp-Horizontes (vgl. Abbildung 3-4). Auch die Gehalte an organischem Kohlenstoff zeichnen den aufgenommenen Profilaufbau nach. Die Kohlenstoffgehalte bzw. Humusgehalte der drei Oberbodenhorizonte liegen deutlich über den Gehalten in den grundwasserbeeinflussten Horizonten (II Go-M; vgl. auch Abbildung 3-17).

Auffällig ist der extrem hohe Phosphatgehalt im Ah-fAp-Horizont von 39,54 mg  $\text{PO}_4/100$  g FB und dass die Phosphatgehalte mit zunehmender Tiefe nicht wie üblich abnehmen. Dies bestätigt zum einen die ausgeschiedenen kolluvialen Umlagerungshorizonte. Da aber bis in

<sup>81</sup> Grundwerte der Versorgungsstufen für mittlere Verhältnisse aus LWK & MU 1997, S. 13; für Versorgungsstufe C nennen LWK & MU (1997, S. 13) Zu- oder Abschläge je nach Bodenart, Durchwurzelung, Steingehalt und Ackerzahl

1 m Tiefe noch Phosphatgehalte bis über 18 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/100 g FB gemessen wurden, muss angenommen werden, dass der Standort auch in den unter Grundwassereinfluss stehenden Horizonten aus kolluvialem Material besteht.

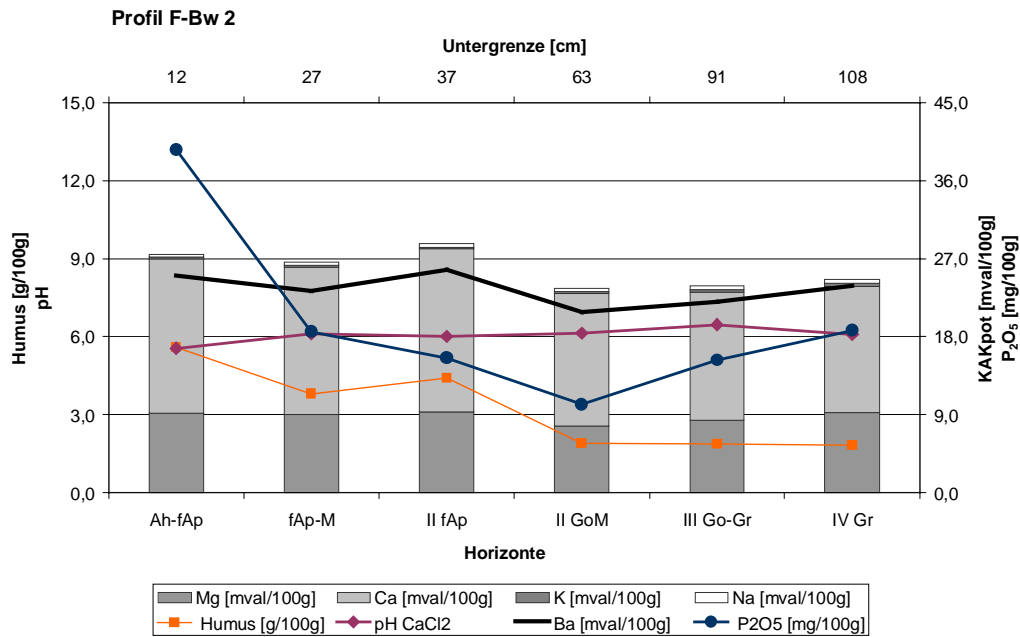


Abbildung 3-3: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 2 (Gley-Kolluvisol)

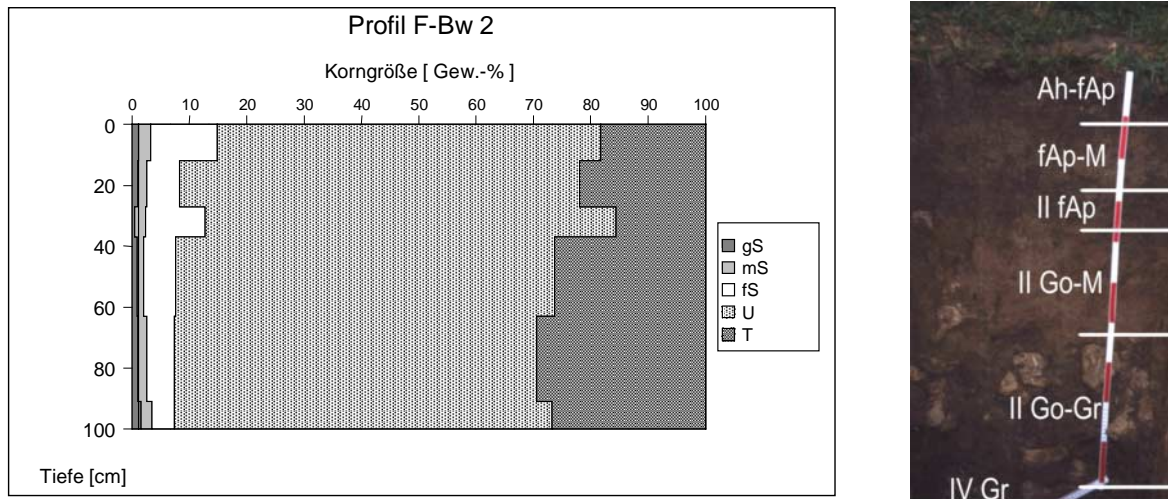


Abbildung 3-4: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 2 (Gley-Kolluvisol)

*F-Bw 6 (Mähwiese)*

Der Standort F-Bw 6 als Mähwiese genutzt und wie die Mähweiden F-Bw 1 und F-Bw 2 mit mineralischem Dünger versorgt (ca. 157,5 kg/ha N pro Jahr). Aus technischen Gründen wird hier keine Gülle ausgebracht. Je nach Witterungslage wird der Standort zwei- bis dreimal pro Jahr gemäht.

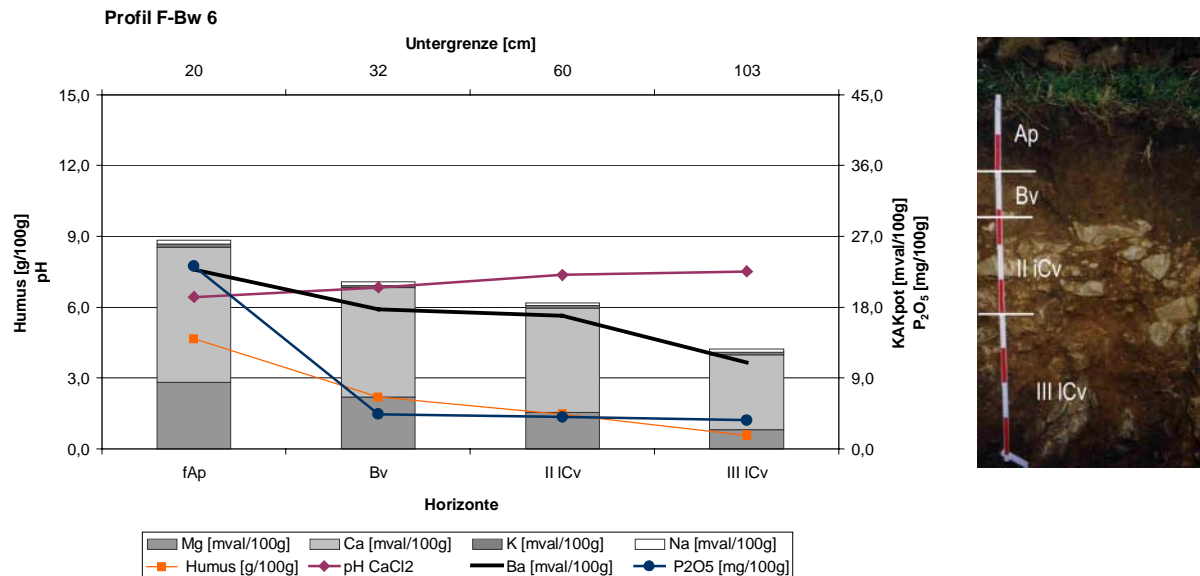


Abbildung 3-5: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 6 (Braunerde)

Hinsichtlich der Bodenausbildung handelt es sich um eine flachgründige Braunerde geringer Entwicklungstiefe im oberen Muschelkalk. Auch in diesem Profil hebt sich der humose Oberbodenhorizont (fAp) deutlich von dem verbrauchten Bv und dem darunter liegenden Ausgangssubstrat durch niedrigere pH-Werte und deutlich höhere Austauschkapazitäten ab. Hinsichtlich der Phosphatwerte ist der ehemalige Pflughorizont (fAp) als hoch versorgt einzustufen (vgl. Abbildung 3-5). Die Humusgehalte und der Gesamtstickstoff liegen im fAp wie bei allen Grünlandstandorten über den Werten der meisten Ackerstandorte.

### 3.1.2.1.2 Bodenstationen mit Ackernutzung

Im Detailuntersuchungsgebiet Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) wurden insgesamt fünf Untersuchungsflächen auf ackerbaulich genutzten Parzellen angelegt. Um unterschiedliche standörtliche Aspekte beurteilen zu können, wurden je drei Standorte (F-Bw 3, 4 und F-Bw 5) bzw. zwei Standorte (F-Bw 7, 8) auf Schlägen aufgebaut, die von demselben Landwirt in gleicher Weise bewirtschaftet werden. Die Standorte F-Bw 3 und F-Bw 4 sowie F-Bw 7 und F-Bw 8 liegen auf demselben Schlag, nur die Reliefposition wurde variiert. F-Bw 5 wurde wie F-Bw 3 und F-Bw 4 bewirtschaftet, unterscheidet sich aber hinsichtlich der natürlichen Standortfaktoren von den beiden anderen Standorten.

*F-Bw 3 und F-Bw 4 (Winterraps-Winterweizen-Sommergerste-Wintergerste)*

Die Standorte F-Bw 3 und F-Bw 4 unterscheiden sich hauptsächlich hinsichtlich ihrer Reliefposition. Station F-Bw 3 liegt am Unterhang im mittleren Muschelkalk (mmo), während F-Bw 4 am Mittelhang etwa 50 m oberhalb des Standortes F-Bw 3 an der Grenze mittlerer / oberer Muschelkalk (mmo/mo1) angelegt wurde (vgl. ). Dennoch wurden an beiden Standorten Kolluvien gefunden.

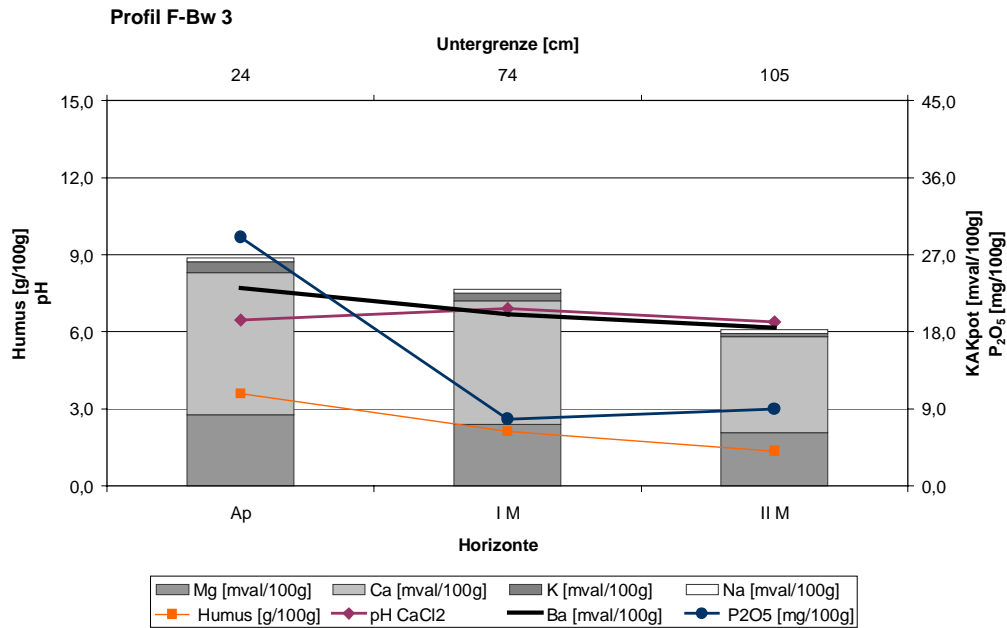


Abbildung 3-6: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 3 (Kolluvisol)

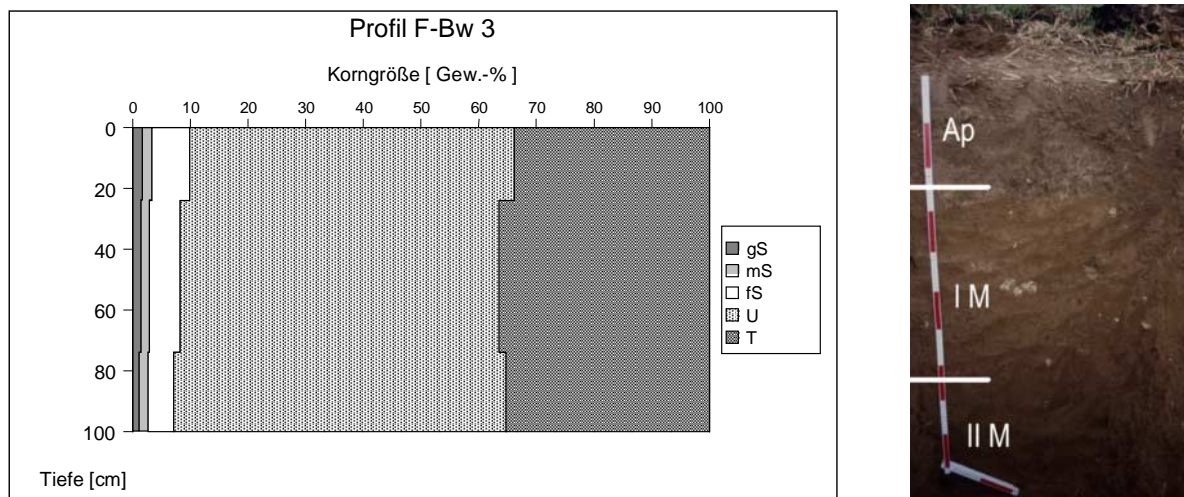


Abbildung 3-7: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 3 (Kolluvisol)

Auch die bodenchemischen und –physikalischen Ergebnisse (KAK, Phosphat, pH, Corg-Gehalt und  $N_{ges}$ ) sind vergleichbar (vgl. Abbildung 3-6, Abbildung 3-8, Abbildung 3-17 und Abbildung 3-18).

Die sich über das gesamte Profil bis in 1 m Tiefe kaum verändernde Korngrößenverteilung ist eine deutliche Bestätigung der kolluvialen Profilsprache (vgl. Abbildung 3-7 und Abbildung 3-9). Auch bei diesen Standorten ist die hohe Phosphatversorgung der Pflughorizonte (Ap) auffällig. Aber auch die Phosphatgehalte der kolluvialen M-Horizonte bestätigen die Profilsprache: Denn im Vergleich z. B. zu dem Profil F-Bw 5 liegen die  $P_2O_5$ -Gehalte in den umgelagerten Solumsedimenten der M-Horizonte mit bis zu 8,99 mg  $P_2O_5/100$  g FB doppelt so hoch wie bei nicht rezent umgelagerten B-Horizonten.

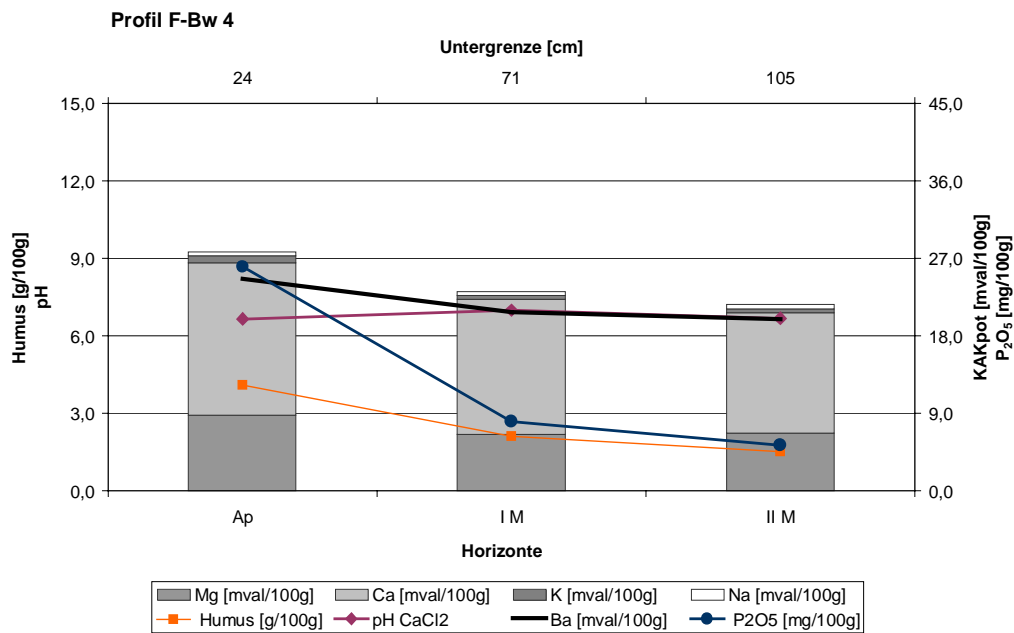


Abbildung 3-8: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 4 (Kolluvisol)

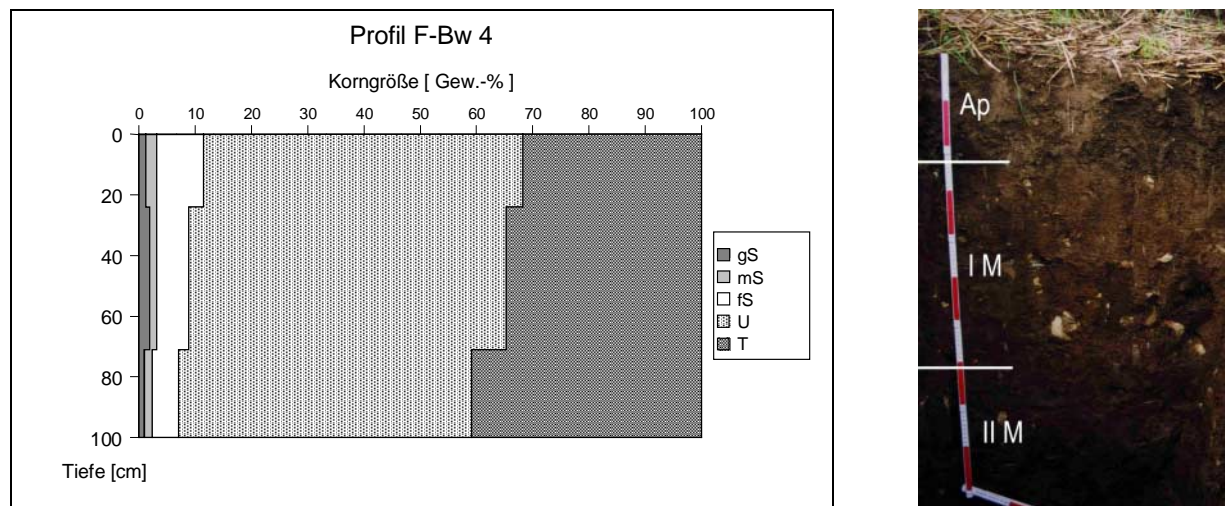


Abbildung 3-9: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 4 (Kolluvisol)

Zur Profilaufnahme und Beprobung der Bodenprofile im September 1998 waren die Felder – ebenso wie Standort F-Bw 5 – bereits geerntet (Winterweizen 1997/98) und als Stoppelfelder belassen.

#### *F-Bw 5 (Winterraps-Winterweizen-Sommergerste-Wintergerste)*

Der Standort F-Bw 5 wurde mit der gleichen Fruchtfolge bewirtschaftet und auch in gleicher Weise gedüngt wie die beiden vorangehend beschriebenen Standorte. Die andere Reliefposition auf der Verebnungsfläche im oberen Muschelkalk mo2 und der besondere pedogene Profilaufbau bedingen hier aber deutlich andere natürliche Standortfaktoren. Die Profilaufnahme der Profilgrube zeigt eine Braunerde über einer reliktschen Terra fusca. Unter dem Pflughorizont Ap folgt ein verbraunter Tonhorizont (Bv-T). In 35 cm Tiefe schließt sich ein Tonhorizont als Merkmalshorizont der Terra fusca an.

Diese Profilaufnahme wird von den Korngrößenuntersuchungen im Labor bestätigt (vgl. Abbildung 3-10): Sowohl der Bv-T-Horizont (24-35 cm Tiefe) als auch der diagnostische T-Horizont (35-43 cm Tiefe) zeigen deutlich höhere Tongehalte als die darunter liegenden Horizonte oder auch der aufliegende Ap. Der T-Horizont weist einen Tongehalt von über 70 % des Feinbodens auf und wird nach der Korngrößenanalyse als reiner Ton identifiziert (Tt). Die zeitliche Bildung von Terra fusca-Böden bzw. –Horizonten wird in der Literatur zum Teil kontrovers diskutiert (siehe dazu SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, SEMMEL 1983, KUNTZE ET AL. 1994). An dem untersuchten Standort kann die in der Profilgrube aufgenommene reliktsche Terra fusca sowohl in situ auf den gebankten Kalken des oberen Muschelkalkes aus einer Rendzina entstanden sein oder aus umgelagertem tonigen Terra-fusca-Material / -Fließerden (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 428).

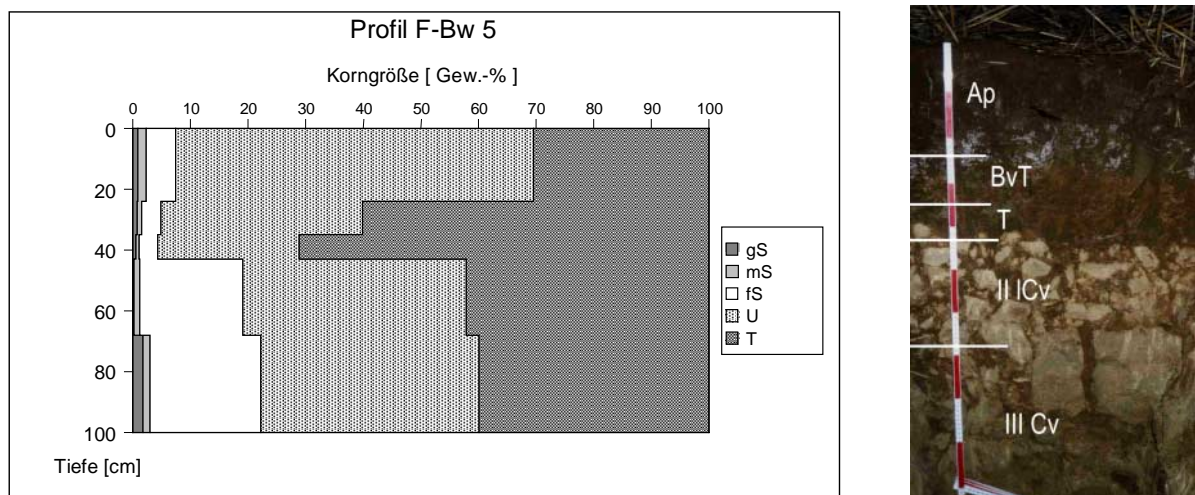


Abbildung 3-10: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 5 (Braunerde-Terra fusca)

Die tonigen Schichten unterhalb des Ap haben großen Einfluss auf die Kationenaustauschkapazität, die mit steigendem Tongehalt zunimmt. In den tonreichen Horizonten werden potentielle KAK-Werte erreicht, die mit 32,62 mval/100 g FB (Bv-T-Horizont) bzw. 34,82 mval/100 g FB (T-Horizont) deutlich über den sonst gemessenen Werten liegen.

Vergleichbar sind nur die  $KAK_{pot}$ -Werte des Standortes F-Bw 7, der in 54 - 65 cm Tiefe ebenfalls einen Tonhorizont aufweist. Entsprechend der hohen Gesamtaustauschkapazität sind auch die Gehalte an den einzelnen Kationen höher als bei den übrigen untersuchten Standorten, insbesondere wenn man beachtet, dass es sich hier nicht um den Oberboden handelt (Abbildung 3-11).

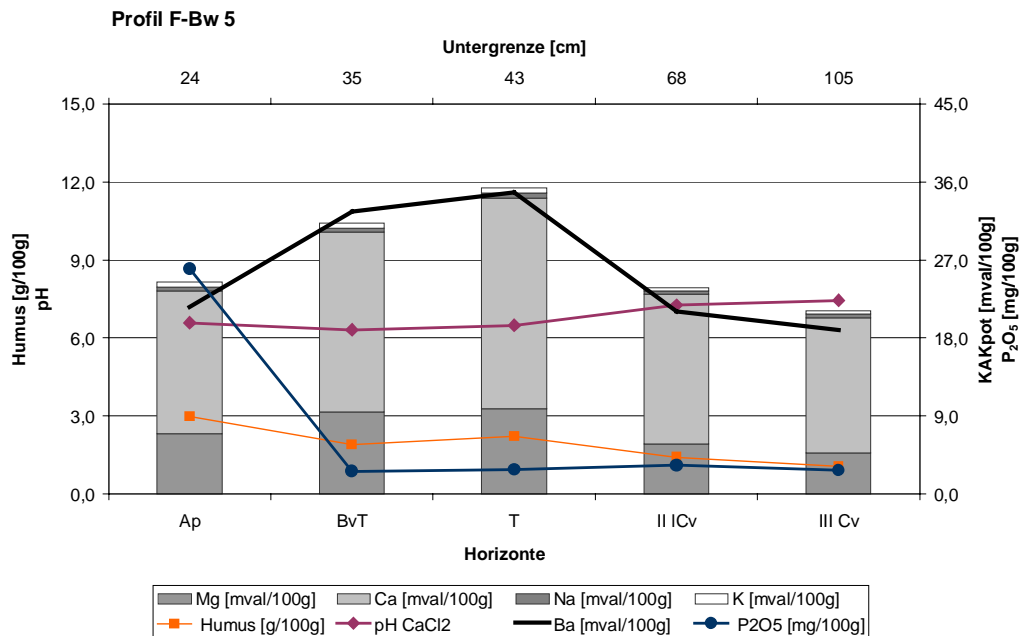


Abbildung 3-11: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 5 (Braunerde-Terra fusca)

Auch der Standort F-Bw 5 ist mit  $P_2O_5$ -Gehalten von 26 mg/100 g FB im Pflughorizont (Ap) als hoch versorgt einzustufen. In den darunter anschließenden Horizonten bzw. im Ausgangssubstrat sind dagegen nur sehr geringe Phosphatgehalte von maximal 3,32 mg  $P_2O_5$ /100 g FB zu finden.

#### F-Bw 7 (Winterraps-Winterweizen-Wintergerste)

Die Standorte F-Bw 7 und F-Bw 8 liegen auf dem gleichen Schlag, unterscheiden sich jedoch in der Reliefposition, der zugeordneten Bodeneinheit der BÜK 25 und auch hinsichtlich der Profilaufnahmen. Zum Zeitpunkt der Profilaufnahmen und Beprobungen waren beide Standorte bereits geerntet, auf den Flächen lag gehäckseltes Rapsstroh.

Das Profil des Standortes F-Bw 7 ist im oberen Bereich als Braunerde-Rendzina mit einem geringmächtigen Übergangshorizont (Bv-I Cv) anzusprechen. Darunter folgen tonige Horizonte mit hydromorphen Merkmalen, die nach der Korngrößenverteilung und der Profilaufnahme auf reliktsche Terra-fusca-Bildungen schließen lassen (Abbildung 3-12). Daher wurden hier nach dem Grad der Pseudovergleyung Übergangshorizonte ausgewiesen: III Swd-T (Bodenart: reiner Ton, Tt) und III T-Swd (Bodenart: lehmiger Ton, Tl). Die hohen Tongehalte spiegeln sich auch in der Kationenaustauschkapazität wider, die in den beiden T-Horizonten deutlich über den Werten der darüber liegenden Horizonten (Deckschichten)

liegt. Die Basensättigung der  $KAK_{pot}$  liegt beim Ap-Horizont z. B. bei 119,99 %, beim darunter folgenden Bv-Horizont sogar bei 139,17 % (siehe Abbildung 3-13). Diese „Übersättigung“ kann darauf zurückzuführen sein, dass Skelettanteile aus dem kalkhaltigen Ausgangssubstrat bei dem angewendeten Analyseverfahren gelöst und damit wie die von den Austauschplätzen verdrängten Kationen mitgemessen wurden (Verfahren siehe Kapitel 2.2.2.2.6).

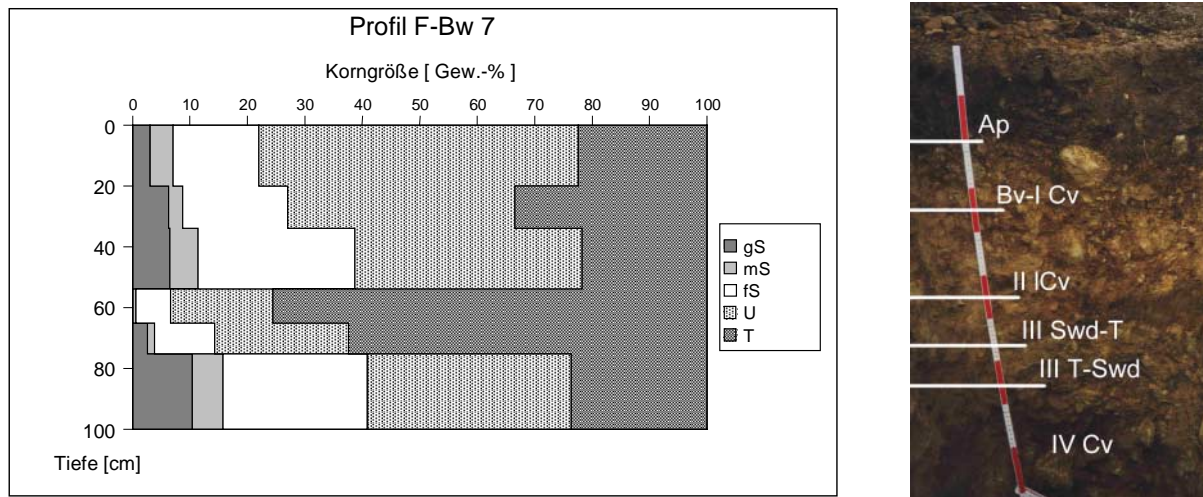


Abbildung 3-12: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 7 (Braunerde-Rendzina)

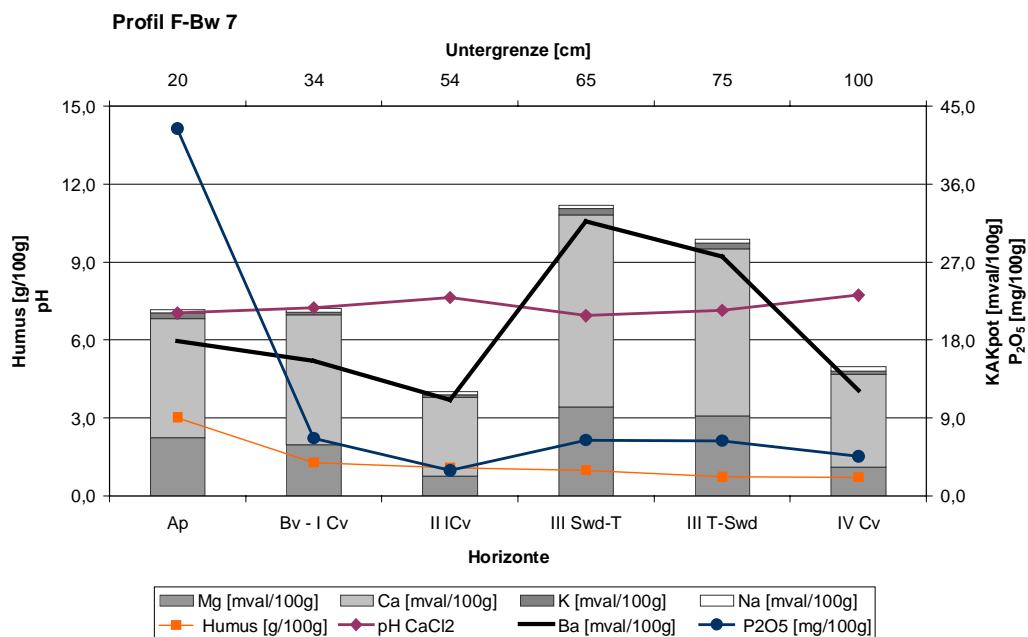


Abbildung 3-13: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 7 (Braunerde-Rendzina)

Die Phosphatgehalte ( $P_2O_5$ ) des Pflughorizontes Ap sind jedoch an diesem Standort mit über 40 mg/100 g FB sehr hoch (Versorgungsstufe E, vgl. LWK & MU 1997, S. 13) und betragen mehr als das Doppelte der Phosphatgehalte der Vergleichsstation F-Bw 8.



*F-Bw 8 (Winterraps-Winterweizen-Wintergerste)*

Als Bodentyp wurde am Standort F-Bw 8 eine Rendzina-Braunerde mittlerer Entwicklungstiefe erfasst. Im Profil treten tonige Einschaltungen, wie sie bei den Standorte F-Bw 5 oder F-Bw 7 zu finden waren, lediglich im Bv-T-Horizont auf. Die Korngrößenanalysen bestätigen den bereits bei der Geländeaufnahme identifizierten Bv-T-Horizont, der Tongehalt liegt mit ca. 50 % (Tu2) im Bereich der in der für einen T-Horizont charakteristischen 45 bis 65 Masse-% (vgl. AG BODEN 1994, S. 98; Abbildung 3-14).

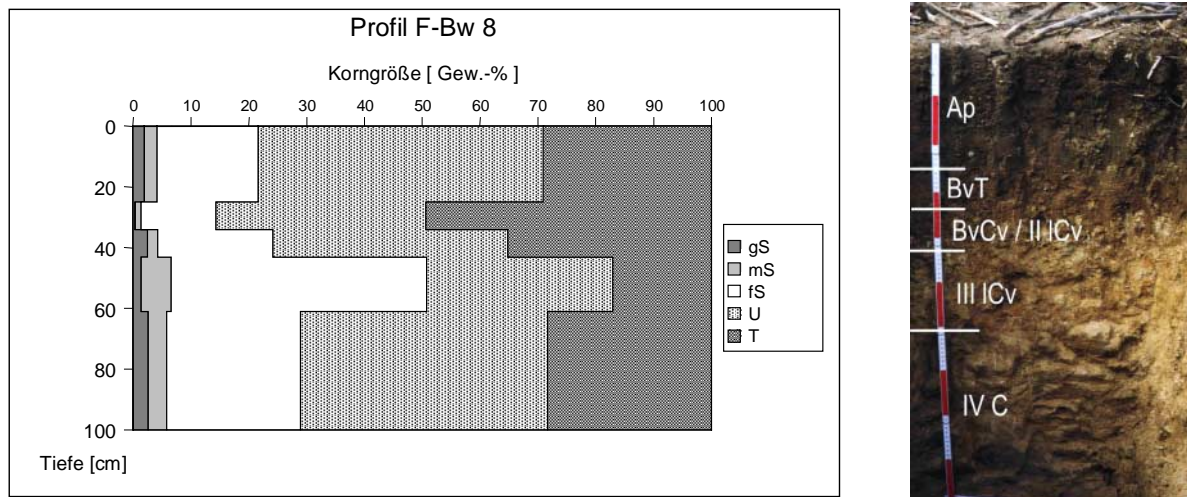


Abbildung 3-14: Korngrößenverteilung im Profil F-Bw 8 (Rendzina-Braunerde)

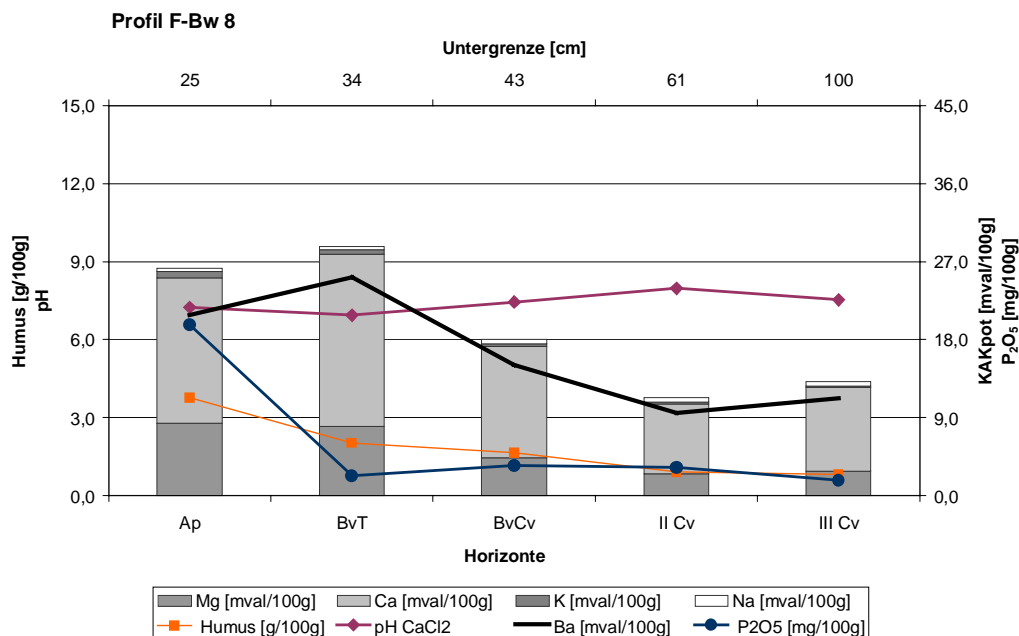


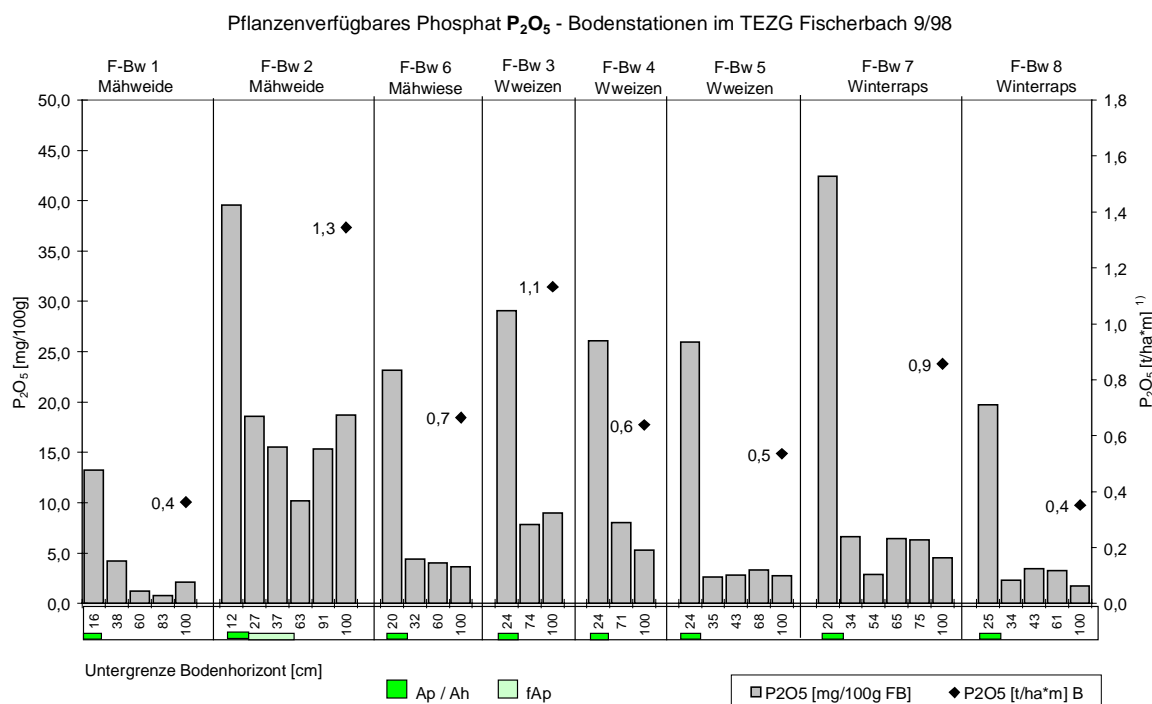
Abbildung 3-15: Bodenchemische Daten des Profils F-Bw 8 (Rendzina-Braunerde)

Die Phosphatgehalte liegen im Ap-Horizont nur halb so hoch wie bei dem auf demselben Schlag gelegenen Profil F-Bw 7 und erreichen mit 19,73 mg  $P_2O_5/100$  g FB die für landwirtschaftlich genutzte Böden angestrebte Gehaltsklasse C (vgl. Abbildung 3-15 und Tabelle 3-2).

### 3.1.2.1.3 Vergleich der pedogenen Eigenschaften der untersuchten Standorte

Die bodenchemischen und bodenphysikalischen Ausprägungen der Horizonte der untersuchten Bodenprofile sind Resultate komplexer pedogenetischer Vorgänge, oftmals aber auch der landwirtschaftlichen Bodennutzung und anderer anthropogener Überprägungen. Die auffälligen tonigen Einschaltungen der Profile F-Bw 5 und F-Bw 7 sind z. B. mit relikti-schen Bodenbildungen (Terra fusca) in Verbindung zu bringen.

Die kolluvialen Profile der Stationen F-Bw2, F-Bw 3 und F-Bw 4 verdeutlichen den Zusammenhang zwischen Korngrößenverteilung und Humusgehaltes auf der einen und Kationenaustauschkapazität auf der anderen Seite. In diesen Profilen ist durch verlagertes allochthones Solummaterial (M-, evtl. T-Horizonte) ein höherer Gehalt an sekundären Tonmineralen und Huminstoffen zu finden als in den Horizonten des Ausgangssubstrates (C-Horizonte). Damit steigt der Gehalt an Bodenaustauschern (Sorbenten) und die Versorgung der Standorte mit den Nährstoffen. Die hohen Gehalte der Kationen K, Na, Ca und Mg sind aber in erster Linie auf das karbonatische Ausgangsmaterial des mittleren und oberen Muschelkalkes zurückzuführen.



<sup>1)</sup> unter Einbeziehung des Skelettgehaltes; Lagerungsdichte 1,3 g/cm<sup>3</sup>

Abbildung 3-16: Pflanzenverfügbares Phosphat  $P_2O_5$  in den Profilen der Bodenstationen

Die Basensättigung als Summe der Kationen Na+K+Ca+Mg liegt bei fast allen untersuchten Standorten über 100 %. Dies ist darauf zurückzuführen, dass zusätzlich zu den an die Austauscherelementen angelagerten Kationen auch „freie“ Karbonate des Ausgangssubstrates der Feinbodenfraktion mit diesem Verfahren erfasst wurden (vgl. S. 93 ff). Die pH-Werte der Standorte liegen meist über pH 6, teils auch über pH 7, wobei in den Oberböden (A-Horizonte) aufgrund der Zersetzung von Karbonaten im Zuge der Bodenbildung meist deutlich geringere pH-Werte zu finden sind als in den unteren C-Horizonten.

Die Phosphatwerte zeigen bei den Ackerprofilen in den Pflughorizonten die typische Anreicherung in Folge intensiver Phosphatdüngung und Festlegung der Düngephosphate an Bodenaustauscher und in Ca-Phosphatkomplexen (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 261). Andererseits weisen die beobachteten Phosphatgehalte auch auf Umlagerungen von Solummaterial in kolluvialen Bodenhorizonten hin (vgl. Abbildung 3-16). Im Profil der Mähweide F-Bw 2 wird durch die Verteilung der Phosphatwerte deutlich, dass das Profil durch rezent umgelagertes Oberbodenmaterial über alten Pflughorizonten geprägt ist. Der für einen Kolluvialhorizont auffallend hohe Skelettgehalt im unteren Profilbereich lässt aber auch die Vermutung zu, dass der Standort durch tiefgründige Umgrabungen anthropogen verändert worden ist.

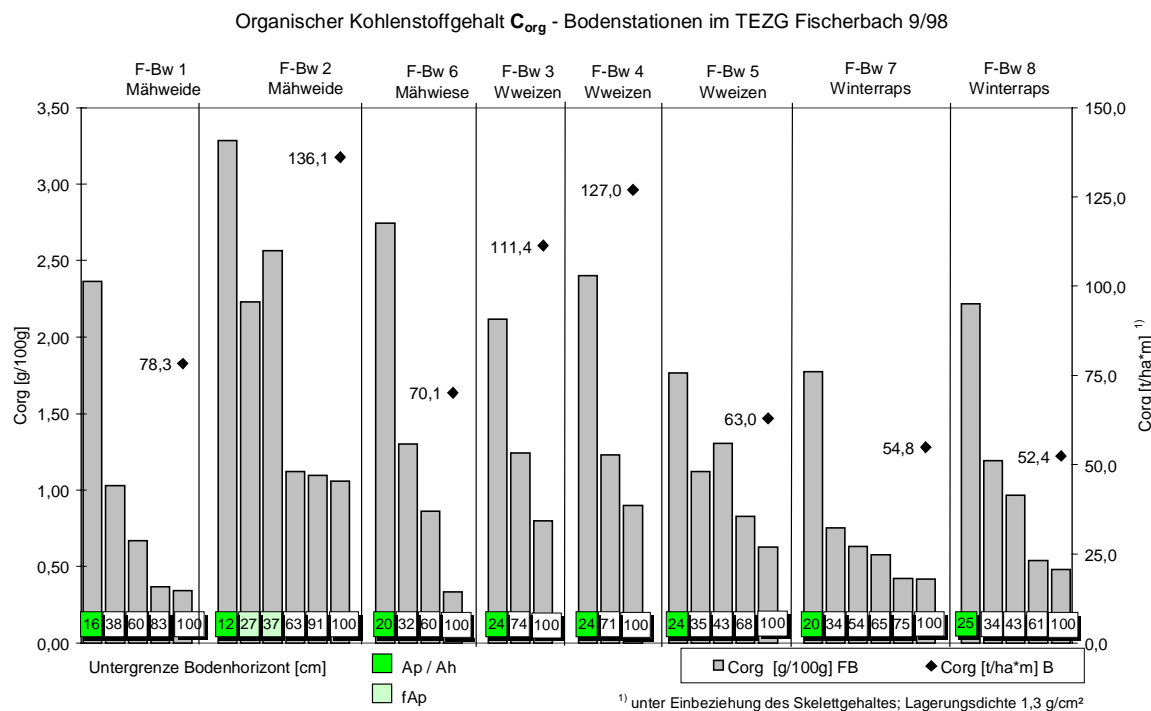


Abbildung 3-17: Organischer Kohlenstoff  $C_{org}$  in den Profilen der Bodenstationen

Ähnlich wie die Phosphatgehalte verweisen auch Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte auf Prozesse der Bodenbildung und Umlagerung. Insbesondere die humosen Oberbodenhorizonte (Ap- und fAp-Horizonte) zeichnen sich durch hohe  $C_{org}$ -Gehalte aus, aber auch in den durch Bodenbildung überformten B-Horizonten sind die Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte deutlich höher als in den C-Horizonten des Ausgangssubstrates (vgl. Abbildung

3-17). Im Profil F-Bw 2 entsprechen die Kohlenstoffgehalte und damit die Humusgehalte allerdings nicht der gemäß der Profilaufnahme angenommenen kolluvialen Herkunft der drei untersten Horizonte. Hier wird ein abrupter Bruch zwischen den Ap- bzw. fAp-Horizonten und den darunter anschließenden grundwasserbeeinflussten Horizonten deutlich. Bei den Kolluvien der Standorte F-Bw 4 und F-Bw 5 sind in den M-Horizonten noch Kohlenstoffgehalte bis 1,24 g C<sub>org</sub>/100 g FB zu beobachten, die aber nicht viel höher liegen als die Kohlenstoffgehalte der ausgeschiedenen Bv-Horizonte in den Profilen F-Bw 1 oder F-Bw 6. Erst im Vergleich zum nur wenig verwitterten Ausgangsgestein wird ein Unterschied deutlich.

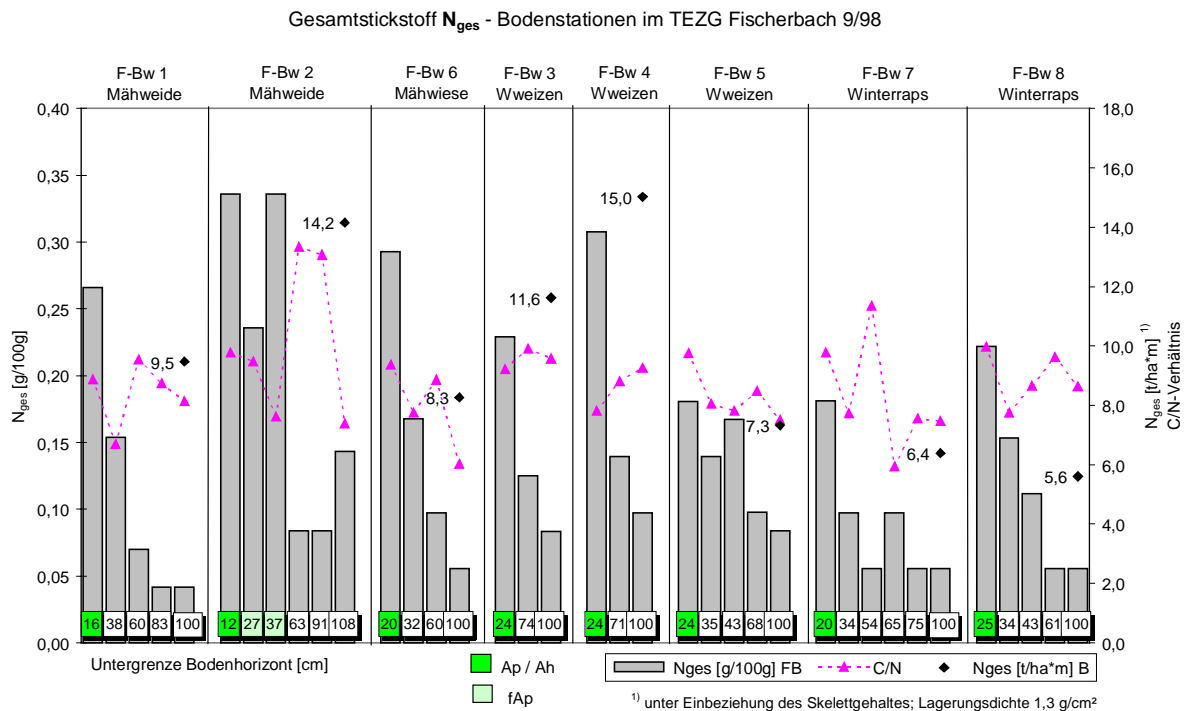


Abbildung 3-18: Gesamtstickstoff N<sub>ges</sub> in den Profilen der Bodenstationen

Die Gesamtstickstoffgehalte verhalten sich in ähnlich. Die im Vergleich zu den B-Horizonten und insbesondere zum Ausgangssubstrat (C-Horizonte) deutlich erhöhten N<sub>ges</sub>-Gehalte der A-Horizonte sind zum überwiegenden Teil auf organisch gebundenen Stickstoff zurückzuführen, welcher über organische Dünger, Erntereste und Gründüngung in die Oberböden eingebracht bzw. in der Biomasse festgelegt wurde.

Das C/N-Verhältnis aus organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff gibt Aufschluss über die Abbaubarkeit der organischen Substanz sowie die Stickstoffversorgung der Böden und wird zur Beurteilung der Zersetzbarkeit von Humusauftragshorizonte oder Pflanzenrückständen herangezogen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 384; HAUG ET AL. 1992, S. 173). Je höher die Stickstoffgehalte im Vergleich zu den Kohlenstoffgehalten sind, desto besser kann die organische Substanz abgebaut werden.

### 3.1.2.2 Bodenstationen im UG Bliesgau

Die Quelleinzugsgebiete des Schreckelbaches und des Hetschenbaches im UG Bliesgau repräsentieren überwiegend extensiv bewirtschaftete Einzugsgebiete (vgl. Kapitel 2.1.1 und 3.2.4.1). Im Vergleich zu den intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen im UG Saargau wurden hier eine extensiv bewirtschaftete Mähwiese (B-Bw 6) und zwei nur wenig gedüngte Mähwiesenstandorte (B-Bw 4, 5) untersucht, sowie eine Mähweide (B-Bw 3), die in ähnlicher Weise genutzt wurde wie die beiden Mähweidenstandorte im UG Saargau (F-Bw 1, 2). Weiterhin wurden drei Ackerstandorte angelegt, um Vergleichswerte zu den Ergebnissen der Ackerstandorte im UG Saargau zu erhalten (B-Bw 1, 2, 7).

*Tabelle 3-3: Übersicht über die Standortverhältnisse an den Bodenstationen im UG Bliesgau*

Station	Nutzung/Fruchtfolge	Relief	GK 25 <sup>82</sup>	BÜK 25 <sup>83</sup>	Neig. [°]	Exp. [°]	Bodentyp <sup>84</sup>
Quelleinzugsgebiet Schreckelbach							
<b>B-Bw 1</b>	Winterweizen 97/98 Wintergerste 98/99 Mais 00	Unterhang	mmu	35	1-2	150	Kalkbraunerde (BBc)
<b>B-Bw 2</b>	Winterweizen 97/98 Wintergerste 98/99 Mais 00	Unterhang	mmu	35	3	140	Pseudogley-Braunerde (SS-BB)
<b>B-Bw 3</b>	Mähweide 97-00	Mittelhang	mmu	35	2-3	338	Kolluvisol (YK)
<b>B-Bw 4</b>	Mähwiese 97-00	Mittelhang	mmu	35	1-2	160	Pelosol-Braunerde (PP-BB)
<b>B-Bw 5</b>	Mähwiese 97-00	Mittelhang	mmo	37	2	65	Rendzina-Braunerde (RR-BB)
<b>B-Bw 6</b>	Mähwiese 97-00	Oberhang	mo1	39	9	94	Braunerde-Rendzina (BB-RR)
Quelleinzugsgebiet Hetschenbach							
<b>B-Bw 7</b>	Hafer 97/98 Mais 99	Oberhang/ Kulmination	mo2	31	3	238	Rendzina (RR)

Eine Übersicht über die Standortdaten gibt Tabelle 3-3. Weitere Standort- und Profildaten sind Tabelle 7-9 und Tabelle 7-10 im Anhang zu entnehmen. Die Stationen B-Bw 1 bis B-Bw 6 liegen im siedlungswasserwirtschaftlich unbeeinflussten „Quellkessel“ des Schreckelbaches. Standort B-Bw 7 wurde auf einem Acker oberhalb der Hetschenbachquelle angelegt, da sich die Ackerfläche nach Absprache mit dem Landwirt als geeignet erwies, um zusätzlich

<sup>82</sup> Kurzzeichen nach GK 25, Blatt 6809 Gersheim: mmu = unterer Teil des mittleren Muschelkalk; mmo = oberer Teil des mittleren Muschelkalk; mo1 = Trochitenkalk (oberer Muschelkalk); mo2 = Ceratitenschichten (oberer Muschelkalk)

<sup>83</sup> Nummerierung der Bodeneinheiten (Bodenform) gemäß Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), vgl. Karte 7-17 im Anhang

<sup>84</sup> Kurzzeichen nach AG Boden (1994)

einen mit Schwarzbrache/Mais bestandenem Acker in das Untersuchungsprogramm aufnehmen zu können. Das Untersuchungsprogramm im UG Bliesgau wurde zwischen 11/98 und 2/99 eingerichtet und bis 4/00 betreut. Die im UG Bliesgau gewonnenen Daten sollten Aufschluss den Nitrataustrag in einem insgesamt eher extensiv genutzten Einzugsgebiet bringen.

Insgesamt lag das Hauptgewicht der bodenkundlichen Untersuchungen zum Nitrataustrag im Detailuntersuchungsgebiet Fischerbach Oberlauf im UG Saargau, weshalb wurden im UG Bliesgau keine umfassenden bodenchemischen und bodenphysikalischen Untersuchungen der Standorte durchgeführt. Lediglich für die Oberbodenhorizonte liegen Ergebnisse chemischer Analysen der Parameter pH,  $C_{org}$  und  $N_{ges}$  vor (siehe Abbildung 3-19). Sie stammen von Oberbodenproben, die im April 1999 für das TEZG Fischerbach Oberlauf und die Quell-einzugsgebiete im UG Bliesgau gesammelt und analysiert worden waren (vgl. 3.1.4).

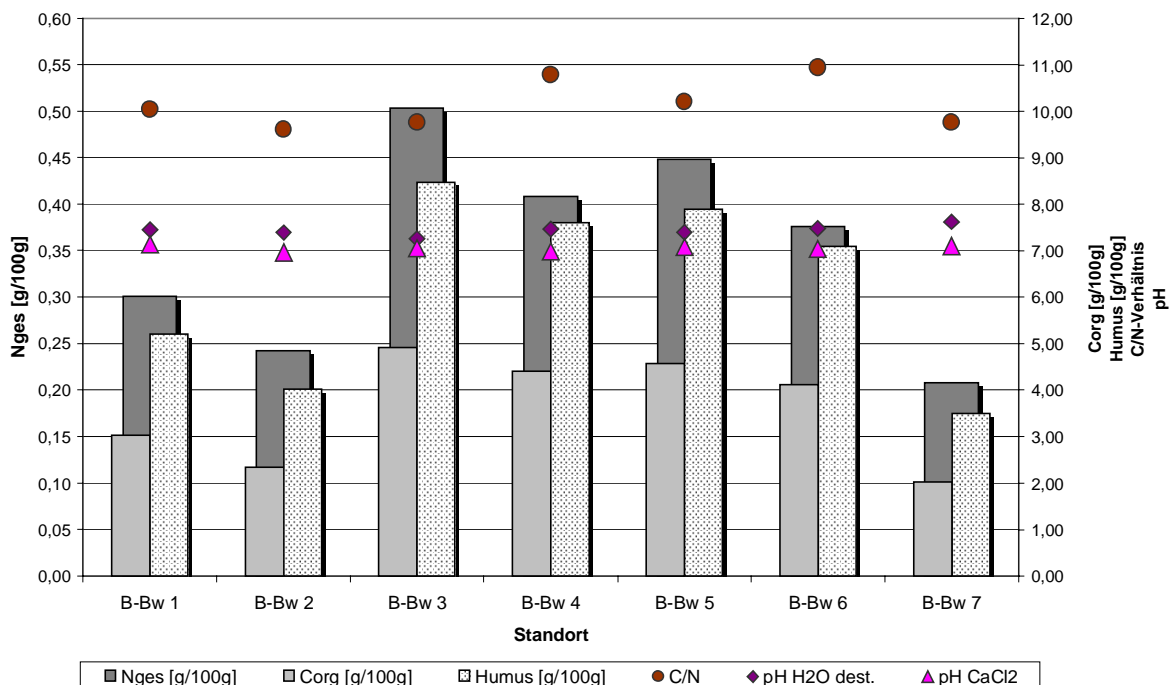


Abbildung 3-19: Chemische Standortdaten der Oberbodenhorizonte an den Bodenstationen im UG Bliesgau (4/99)

### 3.1.2.2.1 Bodenstationen mit Grünlandnutzung

#### B-Bw 3 (Mähweide)

Der Standort B-Bw 3 liegt an einer Hangverflachung am Mittelhang des kesselförmig angelegten Quellbereiches des Schreckelbaches im mittleren Muschelkalk (mmu) und wird als Mähweide genutzt. Im Frühjahr, ca. Anfang März, wird der Standort mit ca. 120 kg N/ha aus

Mineraldüngern und 30 m<sup>3</sup>/ha Jauche gedüngt. Nach meist nur einem Schnitt (ca. Mitte Mai) wird der Standort bis Oktober mit Rindern beweidet.

Als Bodentyp liegt hier gemäß der Profilsprache ein Kolluvisol vor, was für die nach der Bodenübersichtskarte des Saarlandes (BÜK 25) ausgeschiedene Bodeneinheit 35 zwar nicht der typische Leitboden ist, aber in entsprechender Relieflage wie hier am Hangfuß auftreten kann. Im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten im UG Bliesgau wies diese Mähweide im April 1999 die höchsten N<sub>ges</sub>- (0,5 g/100 g FB) und Humusgehalte (8,5 g/100 g FB) auf (vgl. Abbildung 3-19). Der Boden-pH (CaCl<sub>2</sub>) liegt mit 7,1 im neutralen bis schwach alkalischen Bereich.

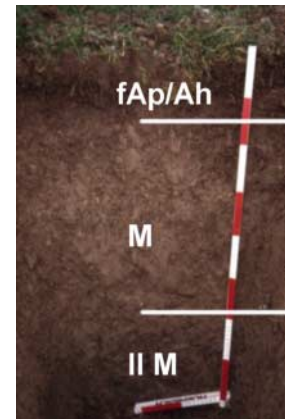


Abbildung 3-20: B-Bw 3 (Kolluvisol)

#### B-Bw 4 und B-Bw 5 (Mähwiesen)

Beide Mähweidenstandorte gehören nach der Geologischen Karte (GK 25) ebenfalls zum Bereich des mittleren Muschelkalkes: Standort B-Bw 4 ist noch dem *mmu* (Bodeneinheit 35) zuzuordnen, während B-Bw 5 bereits im *mmo* zu liegt (Bodeneinheit 37). An B-Bw 4 wurde im Profil eine Pelosol-Braunerde bestimmt, die sich durch deutlich tonige Schichten unterhalb des fossilen, verbrauchten Pflughorizontes abzeichnet. Aufgrund der wasserstauenden Eigenschaften der tonig-mergeligen Schichten des *mmo* kommt es im Bereich dieser Grünlandfläche zeitweise zu ausgeprägten Geländevernässungen, was vor allem im Herbst/Winter beobachtet werden konnte.

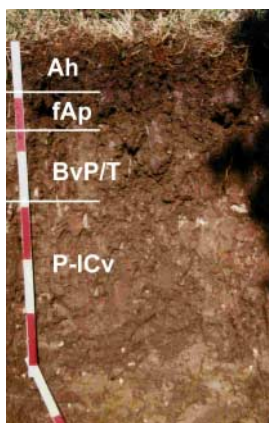


Abbildung 3-21: B-Bw 4 (Pelosol-Braunerde)

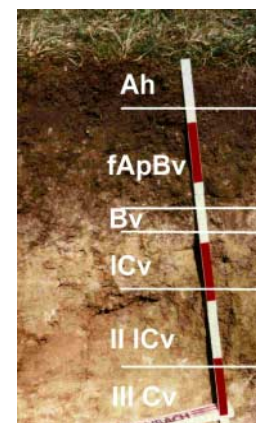


Abbildung 3-22: B-Bw 5 (Rendzina-Braunerde)

Die Station B-Bw 5 war dagegen wesentlich seltener von oberflächennahen Vernässungen betroffen. Hier wurde als Bodentyp eine Rendzina-Braunerde mit einem geringmächtigen, noch schwach karbonathaltigen Ah und fApBv (Untergrenze 24 cm) angesprochen.

Beide Standorte werden im Vergleich zu der intensiv bewirtschafteten Mähwiese im UG Saargau (F-Bw 6) bezüglich Düngung und Mahd weniger intensiv genutzt. Standort B-Bw 4 erhielt im März/April 1998 20-25 m<sup>3</sup>/ha Rinderjauche, im Frühjahr 1999 aber aufgrund von Veränderungen der Besitzverhältnisse keine Düngergaben mehr und wurde in beiden Jahren einmal geschnitten (August 98 bzw. Juni 99).

B-Bw 5 erhält im März/April 20 kg/ha N (Mehrstoffdünger) und wurde ein- bis zweimal pro Jahr geschnitten. Der Humusgehalt liegt bei beiden Standorten mit 7,6 bzw. 7,9 g/100 g FB vergleichsweise hoch. Das C/N-Verhältnis rückt aber aufgrund der geringeren N<sub>ges</sub>-Gehalte (0,41 bzw. 0,45 g/100 g FB) über 10 (vgl. Abbildung 3-19).

#### *B-Bw 6 (extensive Mähwiese)*

Der Mähwiesenstandort B-Bw 6 wurde aufgrund seiner besonders extensiven Nutzungsweise als Referenzstandort für extensive Grünlandnutzung gewählt.

In der Bodeneinheit 39 im Trochitenkalk (*mo1*) am Oberhang gelegen, fällt das Profil durch eine Braunerde-Rendzina mit tonigem Substrat auf. Der Stickstoffgehalt ist mit 0,38 g/100 g FB von allen vier Grünlandstandorten im UG Bliesgau der geringste. Allerdings liegt der Humusgehalt relativ hoch, so dass ein C/N-Verhältnis von 10,9 erreicht wird.

Der Standort B-Bw 6 erhält lediglich alle drei Jahre eine Stallunggabe von 3 t/ha und wird ebenfalls ein- bis zweimal jährlich geschnitten.

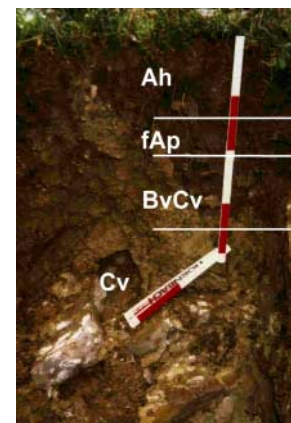


Abbildung 3-23: B-Bw 6 (Braunerde-Rendzina)

#### 3.1.2.2.2 Bodenstationen mit Ackernutzung

##### *B-Bw 1 und B-Bw 2 (Winterweizen-Wintergerste-Mais)*

Beide Stationen wurden auf derselben Parzelle ca. 140 m voneinander entfernt angelegt, um hier wie bei den Stationen F-Bw 3 und F-Bw 4 einen Vergleich der Variabilität der Werte innerhalb eines Parzellenstandortes zu erhalten. Leider erwiesen sich beide Standorte im Laufe der Untersuchungen als ungeeignet hinsichtlich der Erfassung des Nitrataustrages, da vermutlich bei beiden Standorten, auf jeden Fall aber bei B-Bw 2, im unteren Bereich des Profils starke Grund- oder Stauwasserbewegungen stattfinden, welche den Wasser- und Stoffhaushalt der Standorte erheblich beeinflussen. Auch die Ergebnisse der Bodenwasseranalysen erhärten diese Vermutungen. Die Profilaufnahme der angelegten Profilgrube ergab eine pseudovergleyte Braunerde. An Standorte B-Bw 1 wurde bei der Profilaufnahme eine Kalkbraunerde angesprochen.



Der Humusgehalt des Standortes B-Bw 1 von 5,2 g/100 g FB bei einem  $N_{\text{ges}}$ -Gehalt im A-Horizont von 0,3 g/100 g FB liegt zwar wie üblich unter den Grünlandwerten, sticht aber aus den anderen untersuchten Ackerstandorten hervor (vgl. auch Kapitel 3.1.2.1.2). Vermutlich kommt hier die Tatsache zum Tragen, dass der Standort, der vom bewirtschaftenden Landwirt erst 1997 übernommen wurde, längere Zeit brach gelegen hatte bzw. als Grünland genutzt worden war und sich so organische Substanz anreichern konnte<sup>85</sup>.

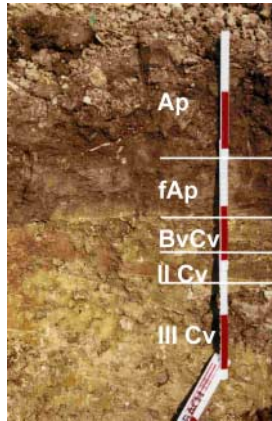


Abbildung 3-24: B-Bw 1 (Kalkbraunerde)

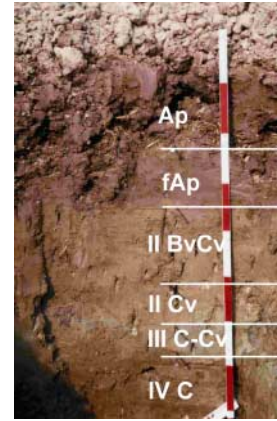


Abbildung 3-25: B-Bw 2 (Pseudogley-Braunerde)

#### B-Bw 7 (Schwarzbrache-Mais)

Der Standort B-Bw 7 oberhalb der Quelle des Hetschenbaches liegt gemäß der GK 25 bereits im *mo*2 (Ceratitenschichten), direkt an der Grenze zum *mo*1, und zeichnet sich durch eine flachgründige Rendzina mit toniger Matrix aus. Der Landwirt pflügt hier regelmäßig im Anstehenden, so dass der Oberboden einen hohen Anteil an Kalkplatten mit einem Durchmesser von 10 – 25 cm aufweist. Dieser Standort weist relativ geringe Gesamtstickstoffgehalte auf (0,21 g/100 g FB) bei einer humosen Masse von nur 2,03 g/100 g FB.

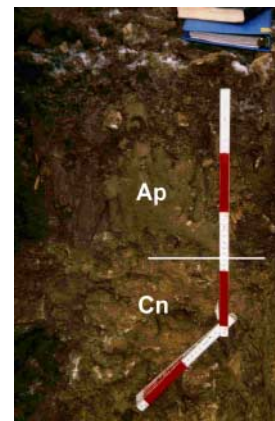


Abbildung 3-26: B-Bw 7 - Rendzina

<sup>85</sup> vgl. Orthophoto 6809 NO (Böckweiler) 1:10.000, 1996, Landesforstverwaltung des Saarlandes

### 3.1.3 N-Saldobilanzen der Bodenstationen

Üblicherweise werden N-Flächenbilanzen zur Beurteilung der N-Versorgung der Böden bei der Düngeplanung eingesetzt (vgl. KRÄMER ET AL. 1999; SCHARPF & WEHRMANN 1991). Im Vergleich dazu liegt der Schwerpunkt der im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen ermittelten N-Saldobilanzen darin, den durch Düngung, atmosphärische Deposition und Mineralisation in den Boden eingetragenen bzw. freigesetzten mineralischen und somit pflanzenverfügbaren Stickstoff-Anteil zu bestimmen, der nach Abfuhr des Erntegutes bzw. nach der Mahd der Wiesen noch im Boden verbleibt. Denn von diesem Bilanzüberschuss muss angenommen werden, dass er im Laufe des Bilanzzeitraumes, vor allem nach der Ernte im Herbst, mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten ausgetragen und von dort weiter in das Grund- und Oberflächenwasser wird.

Als N-Input wird die mineralische und organische Düngung sowie die (pflanzenverfügbare) N-Nachlieferung durch Mineralisation von organischem Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern (N orgD+minD\_pflz), die Freisetzung von pflanzenverfügbarem Stickstoff aus Ernteresten (N Ernterückstände), bei Grünland die N-Bindung durch Leguminosen (N Leguminosen\_20%) sowie der atmosphärische N-Eintrag (N Deposition) eingerechnet (vgl. auch Kapitel 2.2.5). Auf der Output-Seite stehen dagegen die Ernteentzüge bzw. bei Grünland die Nährstoffentzüge durch die Abfuhr des Grünschnittes (N Ernteentzug). Als Bilanzrest bleibt nach dieser Kalkulation ein als austragsgefährdet einzustufender, teils in mineralischer, teils (noch) in organisch gebundener Form vorliegender Stickstoffüberschuss (N min\_Rest). Bilanzzeitraum ist hier der Anbauzeitraum der jeweiligen Kulturart. Die Fruchtfolgen der Stationen und eine Zusammenfassung der N-Saldobilanzrechnungen sind Tabelle 7-11 und Tabelle 7-12 im Anhang zu entnehmen. In Abbildung 3-27 und Abbildung 3-28 sind die N-Saldobilanzen der untersuchten Standorte nach In- und Outputparametern zusammengefasst dargestellt.

#### 3.1.3.1 N-Bilanzen der Ackerstandorte

Die Ackerstationen F-Bw 3 und F-Bw4, F-Bw 7 und F-Bw 8 sowie B-Bw 1 und B-Bw 2 liegen auf jeweils demselben Schlag und unterliegen daher einer einheitlichen Bewirtschaftung. Der Schlag der Station F-Bw 5 wird nach Informationen des Landwirtes auf gleiche Art und Weise bewirtschaftet wie F-Bw 3 und F-Bw 4.

Für die Ackerstandorte F-Bw 7 und F-Bw 8 (Landwirt 1) bleibt nach den Berechnungen für den angebauten Winterraps (97/98) ein kalkulierter Bilanzüberschuss von 108,0 kg N/ha. Bei dem auf den Schlägen F-Bw 3, 4 und 5 (Landwirt 2) angebauten Winterraps (96/97) betrug der N-Bilanzüberschuss nur 73,8 kg N/ha. Der Unterschied des Bilanzüberschusses resultiert zum einen aus unterschiedlich hohen Düngergaben zum Winterraps, aber auch aus unterschiedlichen Angaben zum Ertrag. Während Landwirt 1 (F-Bw 7, 8) einen Ertrag von 32 dt/ha angab, wurde bei Landwirt 2 (F-Bw 3, 4, 5) ein Ertrag von 38 dt/ha eingerechnet.

Die Flächen unter Sommergerste (F-Bw 3, 4, 5; 99) ergeben im Vergleich dazu mit 20,2 kg N/ha den geringsten N-Überschuss der zehn untersuchten Fruchtfolgeglieder (vgl. Abbildung 3-27). Die N-Bilanzen der Wintergetreide-Standorte liegen mit 43,9 kg N/ha (Wintergerste

98/99, B-Bw 1, 2) bis 62,3 kg N/ha (Winterweizen 98/99, F-Bw 7, 8) im Mittelfeld der kalkulierten Überschüsse.

Bei dem Maisacker im UG Bliesgau (99/00, B-Bw 7), der im Mai 1999 mit 50 m<sup>3</sup>/ha Schweinegülle gedüngt worden ist, liegt der N-Bilanzüberschuss bei 64,9 kg N/ha. Dabei ist zu beachten, dass nicht der gesamte im organischen Dünger enthaltene Stickstoff eingerechnet wurde, sondern der direkt verfügbare Ammoniumgehalt und die im Anbaujahr durch Mineralisation angenommene Freisetzung von mineralischem Stickstoff aus dem organisch gebundenen N<sub>ges</sub> abzüglich Ausbringungsverlusten. Würde man bei der N-Bilanzierung den gesamten Stickstoffgehalt des organischen Düngers beachten, wie u. a. von SCHEFFER (1997) vorgeschlagen, welcher sich bei 50 m<sup>3</sup>/ha Schweinegülle mit einem angenommenen N-Gehalt von 5,35 kg/m<sup>3</sup> auf 267,5 kg N<sub>ges</sub>/ha beläuft, dann würde der Bilanzüberschuss bei 197,1 kg N/ha liegen<sup>86</sup>.

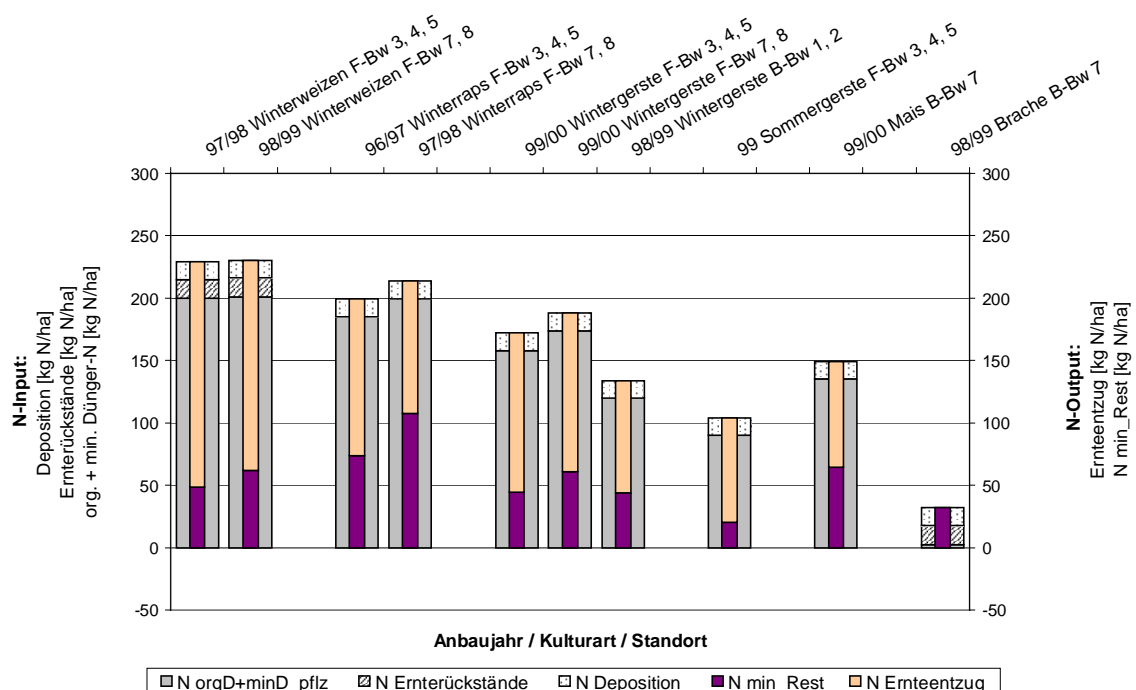


Abbildung 3-27: N-Saldbilanzen verschiedener Fruchtfolgeglieder der Ackerstandorte

SCHEFFER (1997) weist darauf hin, dass Schwankungen in den Ertragsangaben zu deutlichen Bilanzunterschieden führen können. Weiterhin ist zu bedenken, dass die für die jeweiligen Fruchtfolgeglieder berechneten Mineralisationsraten aus organischer Düngung und Ernterückständen der vorangehenden Jahre ein idealisiertes Bild darstellen, da für die durchgeführten Untersuchungen keine langjährigen Angaben zur Fruchtfolge und Düngung der einzelnen Standorte vorlagen. Hier wurde die Annahme gemacht, dass die über den Untersuchungszeitraum erfassten Angaben der Landwirte zur aktuellen Fruchtfolge über

<sup>86</sup> (267,5 kg N<sub>ges</sub> Schweinegülle) + (14,2 kg N atmosphärische Deposition) – (84,6 kg N/ha Ernteentzug bei einem Ertrag von 56,4 dt/ha und 1,5 kg N/dt N-Gehalt im Haupternteget für Körnermais); Angaben entnommen aus FREDE & DABBERT 1998, WENDLAND ET AL. 1993, GEBEL 2000 (vgl. Kapitel 2.2.5)

mehrere Jahre beibehalten wurden. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass die kalkulierten Bilanzüberschüsse zwischen 20,2 kg N/ha und 108,0 kg N/ha der untersuchten Standorte reale Größenordnungen wiedergeben.

Bei den berechneten N-Saldobilanzen wurde die Freisetzung von Stickstoff aus dem Boden durch Mineralisation nicht eingerechnet. Als mittlere Mineralisationsraten während der Vegetationsperiode auf Ackerstandorten werden je nach Bodenart z. B. für Raps Werte zwischen 10 kg N/ha (Sand) und 50 kg N/ha (Ton) angegeben, für Getreide Werte zwischen 0 kg N/ha (Sand) und 30 kg N/ha (Ton) (SML 1997, zitiert in GEBEL 2000, S. 54; vgl. auch FREDE & DABBERT 1998, S. 54). Damit würden die N-Bilanzüberschüsse noch um bis zu 50 kg N/ha steigen. Rechnet man zusätzlich die mögliche Denitrifikation im Boden nach der bei GEBEL (2000, S. 57 ff) dargestellten Abschätzung ein, so ergeben sich z. B. für die bei F-Bw 7 vorliegenden Standortverhältnisse (Rendzina mit hoher Feldkapazität, günstigeren Temperaturen aufgrund der Bodenfarbe bei einem wenig optimalen pH 7) mittelmäßige Denitrifikationsbedingungen mit einer maximalen Denitrifikationsrate von 30 kg N/(ha\*a). Nach GEBEL (2000, S. 59) sind auf terrestrischen Böden insgesamt maximale Denitrifikationsraten von 30 kg N/(ha\*a) anzunehmen. Dies bedeutet, dass bei Berücksichtigung von „positiver“ Mineralisation aus dem Boden und „negativer“ Denitrifikation im Boden die Größenordnungen der bilanzierten N-Bilanzüberschüsse sogar noch höher sein können als in den vorliegenden Berechnungen angenommen. Dies gilt insbesondere bei organischer Düngung, da beim vorliegenden Ansatz nicht der Gesamtstickstoffgehalt eingerechnet wurde, sondern der direkt pflanzenverfügbare Ammoniumgehalt (abzüglich Ausbringungsverlusten) und der durch Mineralisation erst im Laufe des Jahres freigesetzte mineralische Stickstoffanteil.

Ein besseres Bild der N-Bilanzen und der damit einhergehenden Stickstoffbefruchtung eines Standortes ergibt sich bei der Betrachtung der gesamten Fruchtfolge (vgl. Tabelle 7-11 und Tabelle 7-12 im Anhang). Da für die Bodenstationen B-Bw 1, B-Bw 2 und B-Bw 7 keine ausreichenden Informationen zur gesamten Fruchtfolge zugänglich waren, liegen für die ackerbaulich genutzten Flächen nur Fruchtfolgebilanzen für zwei Bewirtschaftungssysteme vor. Der errechnete mittlere jährliche N-Überschuss liegt für die Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Sommergerste-Wintergerste bei 46,8 kg N/(ha\*a) (F-Bw 3, 4, 5) bzw. für Winterraps-Winterweizen-Wintergerste bei 77,0 kg N/(ha\*a) (F-Bw 7, 8). Der Anbau von Sommergerste, die im Vergleich zu Winterweizen oder Wintergerste weniger stark gedüngt wird, senkt die Fruchtfolgebilanz in der viergliedrigen Fruchtfolge (F-Bw 3, 4, 5) gegenüber der dreigliedrigen (F-Bw 7 und F-Bw 8). Zudem hat der Landwirt der Flächen F-Bw 3, 4, 5 die N-Gaben enger am Bedarf kalkuliert als der Landwirt der Stationen F-Bw 7, 8.

### 3.1.3.2 N-Bilanzen der Grünlandstandorte

Bei den Grünlandflächen wird besonders deutlich, wie unterschiedlich die N-Bilanz je nach Bewirtschaftungsintensität ausfallen kann. Die intensiv mit Mineraldünger und organischem Dünger versorgten Mähweiden (F-Bw 1, 2, B-Bw 3) sowie die Mähwiese F-Bw 6 haben auf der Input-Seite zwischen 210 kg N<sub>ges</sub>/ha bis über 250 kg N<sub>ges</sub>/ha zu verzeichnen (vgl. Tabelle 7-11 und Tabelle 7-12; Abbildung 3-28).

Die errechneten N-Bilanzüberschüsse schwanken dagegen stark je nach der Anzahl der Schnitte pro Jahr (Mahd). Die Mähwiesen F-Bw 1 und F-Bw 2 können bei nur zwei Nutzungen pro Jahr bei der angegebenen Höhe der Stickstoffdüngung von 202,5 kg N/ha einen Bilanzüberschuss bis 157,7 kg N/ha erreichen. Werden die Mähweiden bei gleicher Düngergabe dreimal pro Jahr geschnitten, dann liegt der Bilanzüberschuss noch bei 91,7 kg N/ha. Bei der Mähwiese F-Bw 6 liegt die N-Bilanz bei drei Mahden nur bei 46,7 kg N/ha, da diese Fläche nicht gegüllet wird und der Dünger-Input damit geringer ausfällt.

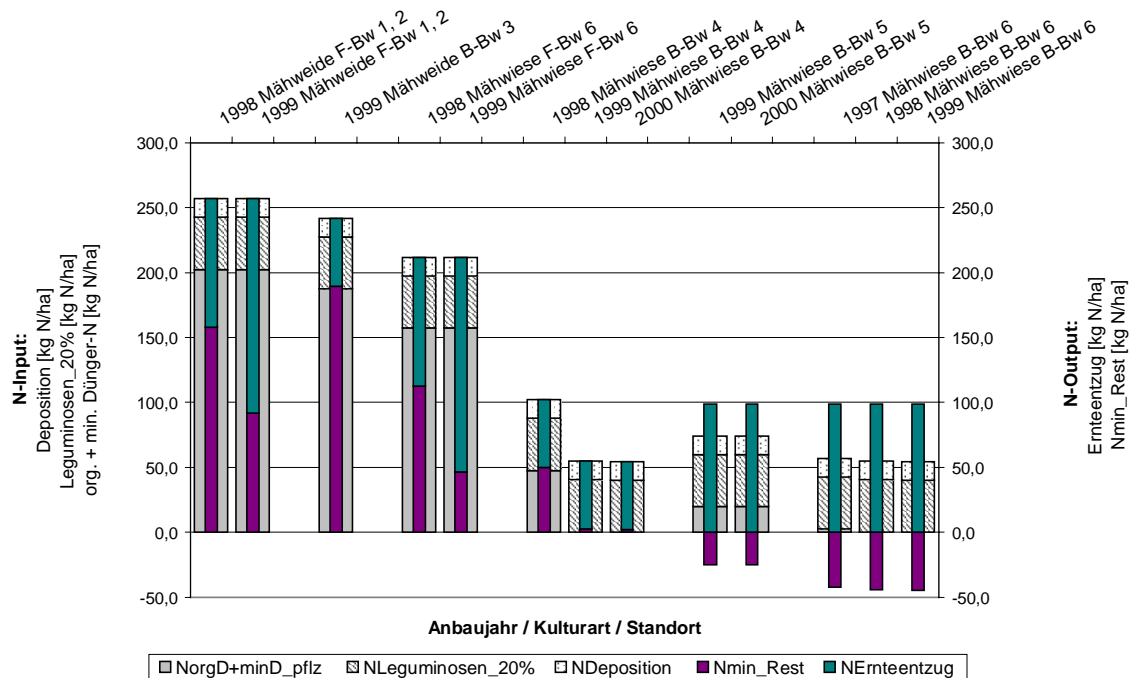


Abbildung 3-28: N-Saldbilanzen unterschiedlich intensiv genutzter Grünlandflächen

Im Vergleich dazu liegen die N-Bilanzen der Mähwiese B-Bw 4 im UG Bliesgau mit Spannen zwischen 49,9 kg N/ha (1998) und 2,3 kg N/ha (1999 und 2000) deutlich niedriger. 1999 und 2000 wurde der Standort aufgrund von Umstellungen im Zuge eines Flurbereinigungsverfahrens nicht mehr gedüngt und weist daher diese geringen N-Bilanzen auf (vgl. Tabelle 7-12). Die Nutzung lag in den Jahren vorher aber im Bereich dessen, was mit 49,9 kg N/ha für das Jahr 1998 ermittelt wurde.

Bei den Stationen B-Bw 5 und B-Bw 6 fallen die N-Bilanzen, rein rechnerisch, sogar unter Null. Dies impliziert, dass bei diesen Standorten unter den gegebenen Umständen nicht nur der eingetragene Stickstoff komplett aufgebraucht, sondern zusätzlich organischer Stickstoff aus dem Boden mineralisiert wird. In der Realität ist an Standorten, die eine rechnerische Negativbilanz aufweisen, eher davon auszugehen, dass der Ertrag sich dem Stickstoffangebot anpasst und damit die Entzüge durch den Grünschnitt geringer sind, als dies bei der Bilanzierung nach den Faustzahlen angenommen wurde. Das tatsächliche N-Defizit würde damit geringer als nach den festen Faustzahlen berechnet ausfallen.

Bei Grünland ist das Verfahren der N-Flächenbilanzierung eher ein Indikator für den Stoffhaushalt als eine reelle N-Bilanzierung, da z. B. neben der Erntemenge auch der zusätzliche Input durch Weidetiere nicht genau erfasst werden kann. Aber auch die N-Bindung durch Leguminosen, die hier bei allen Standorten pauschal mit 40 kg N/ha eingerechnet wurde, stellt eine abgeschätzte Größe dar, da keine pflanzensoziologische Aufnahmen vorliegen, die den Leguminosenanteil genau erfassen.

### 3.1.4 $C_{org}$ und $N_{ges}$ im Oberboden

Anfang April 1999 wurden im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) die Oberbodenhorizonte (A-Horizonte) der verschiedenen ausgeschiedenen Boden-Nutzungs-Einheiten, welche mittels des GIS Arc/Info® ausgeschieden wurden, beprobt (Standorte siehe Karte 7-23). Außerdem wurden an allen Bodenstationen Proben der Oberbodenhorizonte entnommen. Die Oberbodenproben der Bodenstationen im UG Bliesgau lieferten die bereits in Kapitel 3.1.2.2 diskutierten chemischen Standortdaten dieser Untersuchungsflächen.

Insgesamt wurden 46 von 48 beprobten Standorten ausgewertet, und zwar 39 Standorte im UG Saargau (TEZG Fischerbach Oberlauf) und 7 Standorte an den Bodenstationen im UG Bliesgau (siehe Abbildung 3-29).

#### 3.1.4.1 $C_{org}$ - und $N_{ges}$ -Gehalte sowie C/N-Verhältnisse im Oberboden

Die unterschiedliche Bewirtschaftung der untersuchten Bodennutzungseinheiten spiegelt sich wie zu erwarten in den Gehalten an Gesamtstickstoff und organischem Kohlenstoff im Feinboden der 48 untersuchten Standorte wider (vgl. Abbildung 3-30 und Abbildung 3-31).

Bei den Grünlandstandorten wurden im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) mittlere  $C_{org}$ -Gehalte im Feinboden von 3,5 g/100 g FB gemessen, im UG Bliesgau liegen die Gehalte der vier Grünlandstandorte zwischen 4,1 und 4,9 g  $C_{org}$ /100 g FB. Die  $C_{org}$ -Gehalte zweier Wiesen im TEZG Fischerbach (UG Saargau) sind mit 1,7 bis 2,0 g/100 g FB auffallend gering. Die Werte lassen vermuten, dass diese beiden Standorte durch vormalige intensive ackerbauliche Nutzung an organischem Material verarmt sind. Auf die ehemalige ackerbauliche Nutzung weist auch die für Pflughorizonte typische Mächtigkeit der kartierten fAp-Horizonte von 24-28 cm hin.

HAUG ET AL. (1992) beziffern den mittleren Humusgehalt in Grünlandböden mit 4 bis 5 %, während er bei Ackerböden bei 2 bis 3 % liegt. Auch in den vorliegenden Untersuchungen weisen die ackerbaulich genutzten Standorte wesentlich geringere  $C_{org}$ -Gehalte auf als die ganzjährig mit Grünland bestandenen Standorte. In den Ap-Horizonten der Ackerflächen im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau) liegen die Werte mit nur geringen Spannweiten im Mittel zwischen 1,5 g/100 g FB und 1,9 g/100 g FB  $C_{org}$  im Feinboden. Aufgrund der durch die regelmäßige Bodenbearbeitung angeregten mikrobiellen Umsetzung und dem stetigen Entzug von Biomasse bei der Ernte reichert sich auf ackerbaulich genutzten Standorten wesentlich weniger organisches Material an als auf den ganzjährig mit Grünland bestande-

nen Flächen. Die Ackerstandorte der Bodenstationen im UG Bliesgau liegen mit 2,3 bis 3,0 g  $C_{org}/100$  g FB im oberen Bereich dessen, was im UG Saargau auf den Ackerflächen ermittelt wurde.

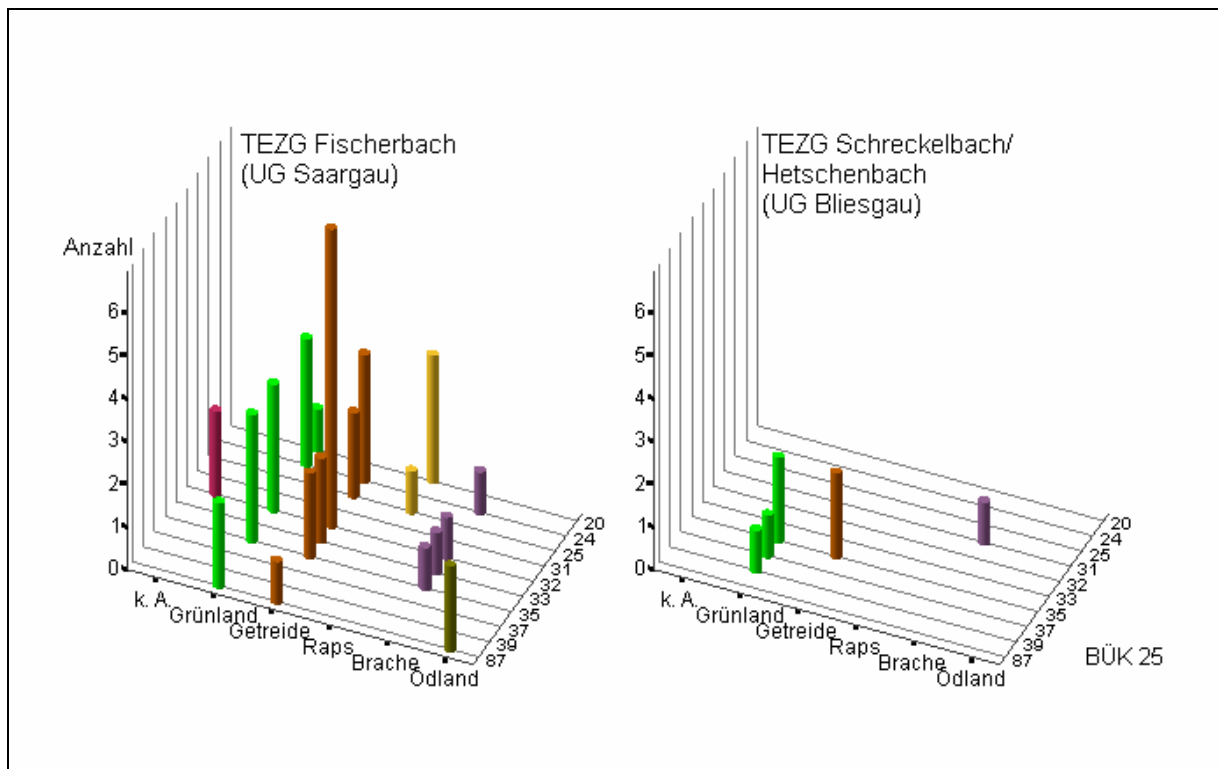


Abbildung 3-29: Bodeneinheiten (BÜK 25) und Nutzung (1998/99) der untersuchten Standorte

Besonders hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff von 5,9 bzw. 6,6 g  $C_{org}/100$  g FB sind an den beiden Ödlandstandorten (F-N 6, F-N 8) zu verzeichnen. Dies ist wohl vor allem durch die besonderen Standorteigenschaften der bei den Flächen zu erklären: Es handelt sich um teils morastige und daher humusreiche Sukzessionsflächen im Bereich der Quelle des Fischerbaches, die ehemals als Weideland genutzt wurden und erst in jüngerer Zeit als Ausgleichsfläche beim Bau der nahe gelegenen Autobahn A8 aus der Nutzung herausgenommen worden waren (mündliche Mitteilungen des Landwirtes). Außerdem liegen beide Flächen in der Bodeneinheit 87 mit vergleyten Kolluvien bzw. Gleyen aus lehmig-schluffigen Abschwemmmassen. Durch einen zeitweilig hohen Kapillarsaum, wie er z. B. bei dem zur Standorterkundung aufgenommenen Bodenprofil F 7<sup>87</sup> durch einen GoAa in 49 cm Tiefe unter einem kolluvialen M-Horizont angezeigt wird, wird der Abbau organischer Substanz gehemmt. Außerdem bringt das kolluviale Solum höhere Mengen an organischem Material in die Standorte ein.

<sup>87</sup> Kolluvisol-Anmoorgley, ca. 80 m südwestlich von F-N 8

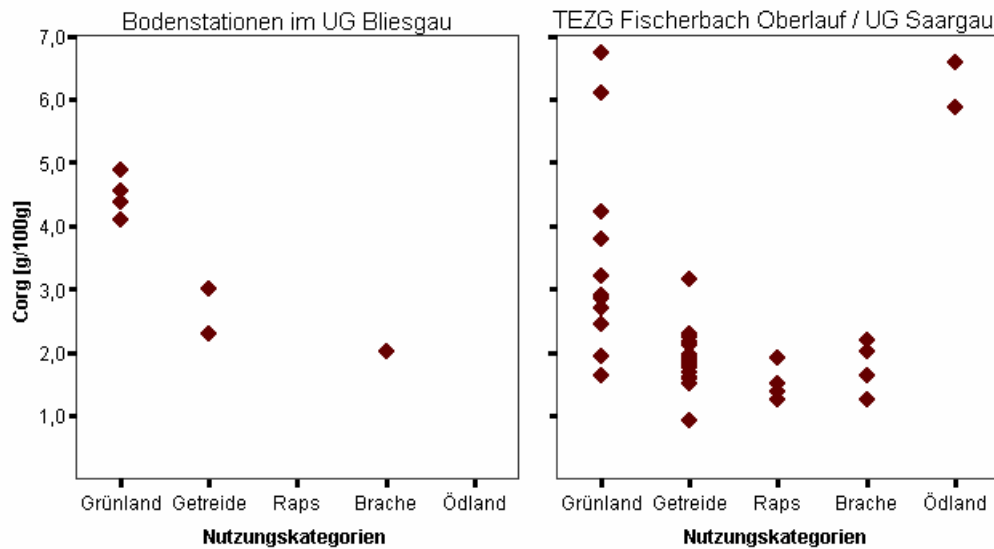


Abbildung 3-30:  $C_{org}$ -Gehalte im Oberboden

Hohe  $C_{org}$ -Gehalte von 5,9 bzw. 6,12 %  $C_{org}$  sind auch bei zwei Mähweidenstandorten (F-N 6, F-N 10) zu beobachten, die ebenfalls in der Bodeneinheit 87 liegen und die Werte-Spanne der Grünlandstandorte entsprechend vergrößern (vgl. Abbildung 3-30).

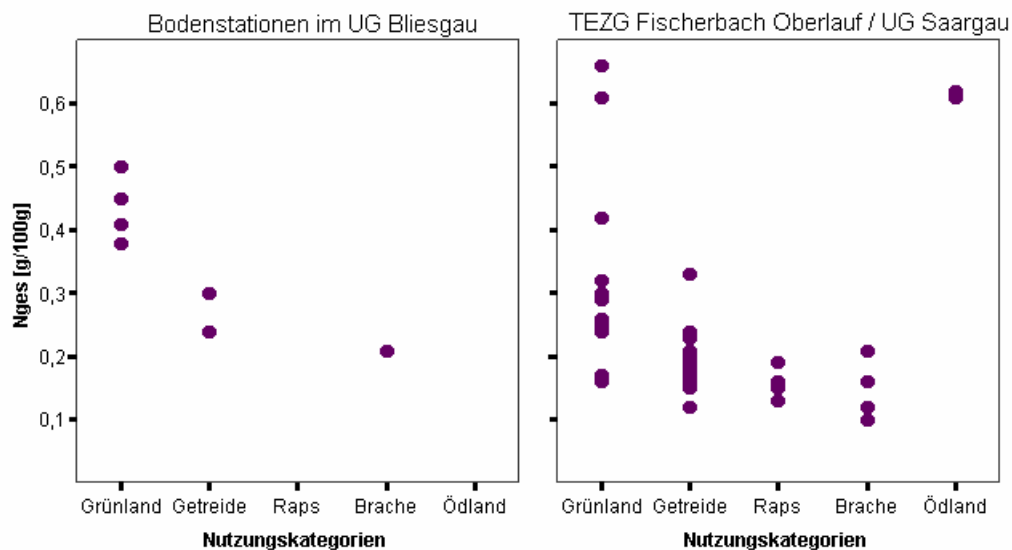


Abbildung 3-31:  $N_{ges}$ -Gehalte im Oberboden

Die Gesamtstickstoffgehalte der Oberbodenproben zeigen ähnliche standörtliche Eigenheiten wie die vorangehend beschriebenen  $C_{org}$ -Gehalte (vgl. Abbildung 3-31). Die untersuchten Mähweiden ( $n = 8$ ) zeichnen sich durch stark variierende  $N_{ges}$ -Gehalte mit Werten zwischen 0,24 und 0,66 g  $N_{ges}$ /100 g FB aus ( $C_{org}$ : 2,47 – 6,76 g/100 g FB), deren Mittelwert jedoch im



unteren Bereich bei  $0,36 \text{ g N}_{\text{ges}} / 100 \text{ g}$  liegt. Die Ackerstandorte weisen  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Gehalte auf, die zwischen  $0,10$  (Schwarzbrache) und  $0,33 \text{ g N}_{\text{ges}} / 100 \text{ g}$  FB (Getreide) liegen.

Sowohl bei den  $\text{C}_{\text{org}}$ - als auch bei den  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Gehalten der Mähweidenstandorte ist eine rechtsschiefe Verteilung der Werte mit einer Häufung im unteren Bereich zu beobachten. Die Kombinationen verschiedener Nutzungsfaktoren (Höhe der Düngung, Anzahl der Schnitte und Beweidung) bedingen hier ebenso wie pedologische Faktoren (Anreicherung humosen Solums in Kolluvisolen, vgl. Ausführungen zu  $\text{C}_{\text{org}}$ ) die hohe Schwankungsbreite der  $\text{C}_{\text{org}}$ - und  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Gehalte.

Die C/N-Verhältnisse, aus  $\text{C}_{\text{org}}$  und  $\text{N}_{\text{ges}}$  gebildet, schwanken mit Ausnahme der als Schwarzbrache kartierten Flächen bei fast allen untersuchten Standorten zwischen  $9,4$  und  $13,7$  (Getreide) (vgl. Abbildung 3-32). Die Werte bewegen sich damit um die von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S. 271) für Ap-Horizonte angegebenen Spanne von  $10$  bis  $12$ . Als Ausreißer mit einem erstaunlich geringen C/N-Verhältnis fällt der Standort F-N30 auf ( $\text{C/N} = 4,1$ ; Sommergetreide). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) weist ein C/N-Verhältnis unter  $10$  auf „hochaktive Böden mit hohem Anteil an Biomasse“ hin, ein hohes C/N-Verhältnis auf „Böden mit hohem Gehalt an unzersetzter Pflanzenmasse“.

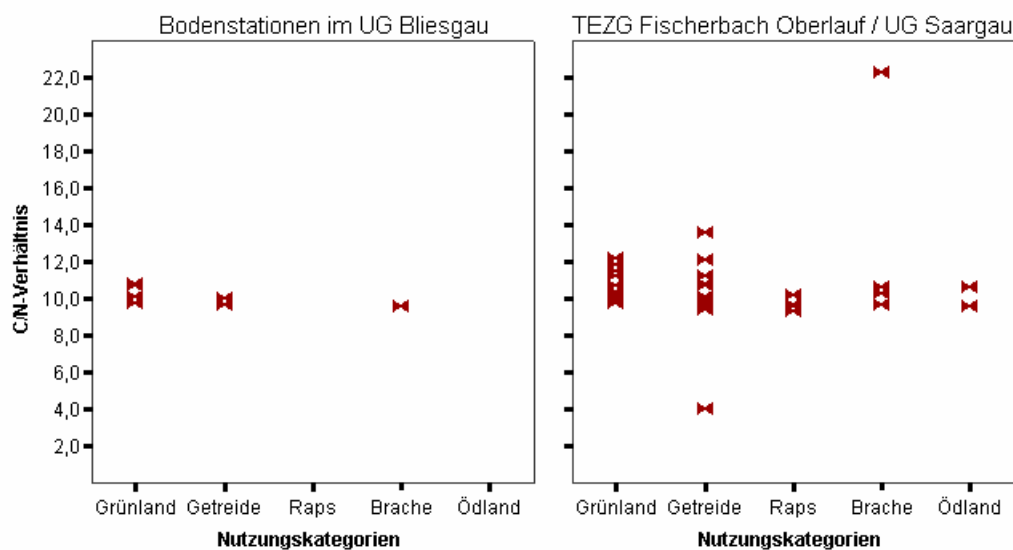


Abbildung 3-32: C/N-Verhältnisse im Oberboden

Ein besonders hohes C/N-Verhältnis von  $22,3$  wurde an dem Standort F-N 31 ermittelt, aus einem  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalt von  $2,23 \text{ g} / 100 \text{ g}$  FB und einem  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Wert von  $0,10 \text{ g} / 100 \text{ g}$  FB. Der Standort war seit 1997 in der Fruchtfolge mit Getreide (1997) und Mais (1998) bestanden gewesen und zum Probenahme-Zeitpunkt noch als Schwarzbrache belassen, er liegt in der Bodeneinheit 24 (Kolluvien). Der Abbau eingearbeiteten Strohs und das auf dem Feld verbliebene Maisstroh scheinen hier den Abbau stark zu hemmen und daher die im Vergleich zum  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Gehalt hohen  $\text{C}_{\text{org}}$ -Werte und das auffällig hohe C/N-Verhältnis zu bewirken.

Der mit den C/N-Verhältnissen angedeutete Zusammenhang zwischen Kohlenstoffgehalt und Gesamtstickstoff wird über eine lineare Regressionsanalyse deutlich. Das Bestimmtheitsmaß (R-Quadrat) der linearen Regression zwischen  $C_{org}$  und  $N_{ges}$  (abhängige Variable) bestätigt mit 0,95 den linearen Zusammenhang (vgl. Tabelle 3-4). Wie die F-Statistik der einfaktoriellen Varianzanalyse zeigt, ist der lineare Zusammenhang für die Oberbodenproben im TEZG Fischerbach Oberlauf signifikant.

Tabelle 3-4: Modellzusammenfassung mit Bestimmtheitsmaß (R-Quadrat) der linearen Regressionsanalyse  $N_{ges}$ - $C_{org}$  (erstellt mit SPSS 9.0)

Modellzusammenfassung <sup>b</sup>				
Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
1	,975 <sup>a</sup>	,950	,949	3,195E-02

a. Einflußvariablen : (Konstante),  $C_{org}$  [g/100g]

b. Abhängige Variable:  $N_{ges}$  [g/100g]

Die Gegenüberstellung von  $N_{ges}$  und  $C_{org}$  unter Berücksichtigung der Bodenart zeigen die bereits bei der Diskussion der einzelnen Variablen festgestellte rechtsschiefe Verteilung der Werte mit einer Häufung im unteren Bereich (Abbildung 3-33).

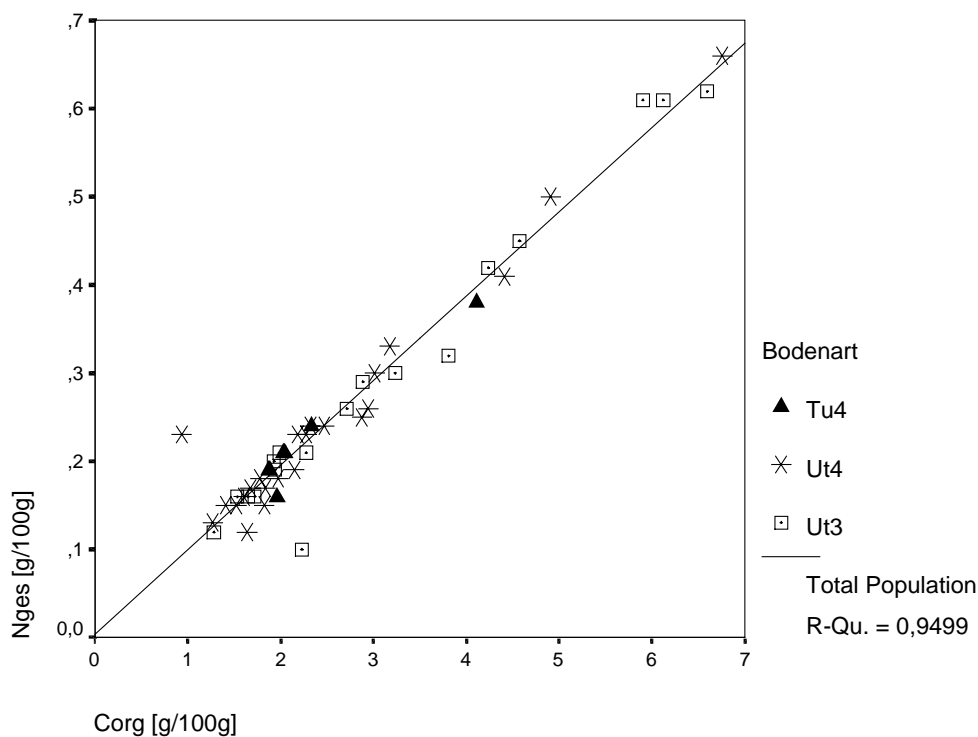


Abbildung 3-33: Streudiagramme  $N_{ges}$ - $C_{org}$ , differenziert über Bodenart

Differenziert man die Standorte hinsichtlich der Bodenart, so liegen die stark tonigen Böden vor allem im Bereich zwischen 1,2 und bis 3,0 g  $C_{org}$ /100 g FB bzw. 0,10 und 0,30 g  $N_{ges}$ /100 g FB. Einzelne Standorte streuen aber auch über die gesamte Bandbreite der Wertepaare.

Die Differenzierung der  $C_{org}$ - und  $N_{ges}$ -Wertepaare nach der Flächennutzung, wie sie in Abbildung 3-34 dargestellt wird zeigt nochmals den bereits vorangehend beschriebenen Unterschied zwischen Grünland- und Ackerlandnutzung auf. Die Ackerstandorte liegen eher in den unteren Bereichen, sowohl was  $N_{ges}$  als auch  $C_{org}$  betrifft, während die Grünlandstandorte das gesamte gemessene Spektrum der  $N_{ges}$ - und  $C_{org}$ -Gehalte abdecken.

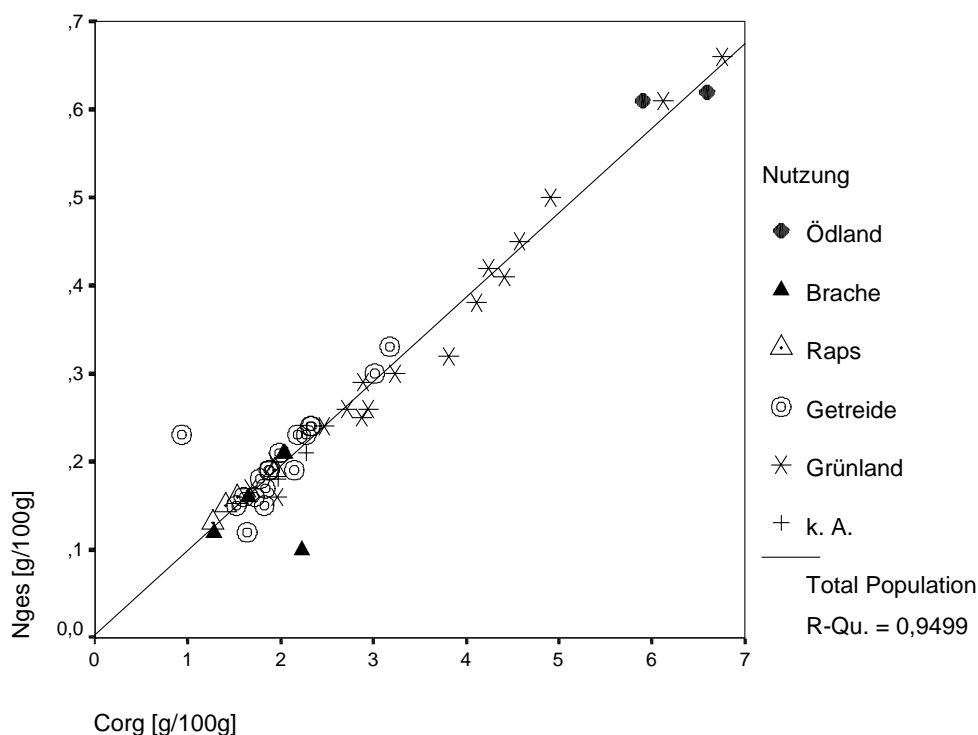


Abbildung 3-34: Streudiagramme  $N_{ges}$ - $C_{org}$ , differenziert über Flächennutzung

Um über diese Korrelationen hinaus signifikante Aussagen über die Abhängigkeit der  $C_{org}$ - und  $N_{ges}$ -Gehalte von natürlichen und nutzungsbedingten Standortfaktoren treffen zu können, ist der Stichprobenumfang der untersuchten Oberbodenproben allerdings zu gering. Die breite Streuung der Werte kann ihre Ursachen sowohl in pedogenen als auch in nutzungsge-  
schichtlichen Hintergründen haben.

#### 3.1.4.2 Veränderung der $C_{org}$ - und $N_{ges}$ -Gehalte ausgewählter Standorten zwischen 9/98 und 4/99

Ein Vergleich der  $C_{org}$ - und  $N_{ges}$ -Gehalte in den Oberböden der Bodenstationen im TEZG Fischerbach vom Herbst 1998 (Profilbeprobung, vgl. Kapitel 3.1.2) und Frühjahr 1999

(Oberbodenbeprobung, vgl. Kapitel 3.1.4.1) zeigt bei fast allen Stationen eine geringfügige Zunahme der C/N-Verhältnisse um 0,2 bis 1,7 (siehe Abbildung 3-35).

Die Zunahme der C/N-Verhältnisse im Frühjahr 99 gegenüber den Herbstwerten geht bei den Standorten F-Bw 1 und F-Bw 7 auf eine Zunahme des organischen Kohlenstoffs bzw. des Humusgehaltes um 15% bis ca. 30% zurück. Bei den Standorten F-Bw 2, 4, 5 und 6 verläuft dagegen die Abnahme des  $N_{\text{ges}}$ -Gehaltes zwischen Herbst und Frühjahr stärker als die Abnahme der  $C_{\text{org}}$ -Gehalte und bewirkt daher eine Zunahme des C/N-Verhältnisses im Frühjahr gegenüber den Herbstwerten. Abbildung 3-36 zeigt die prozentuale Veränderung der  $C_{\text{org}}$ - und  $N_{\text{ges}}$ -Werte zwischen den beiden Probenahmeterminen. Eine Ausnahme stellen die Standorte F-Bw 3 und F-Bw 8 dar, bei denen die C/N-Verhältnisse im Frühjahr 99 geringer sind als im vorangegangenen Herbst 98.

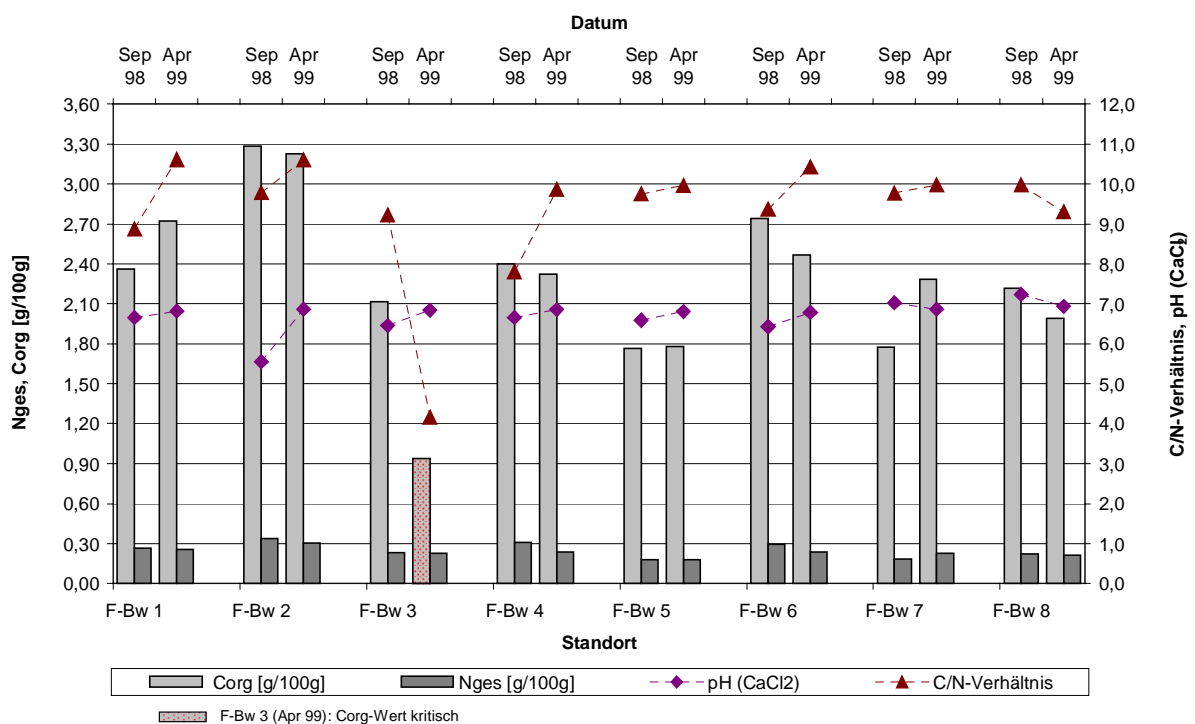


Abbildung 3-35: pH-Werte,  $C_{\text{org}}$ - und  $N_{\text{ges}}$ -Gehalte sowie C/N-Verhältnisse im Oberboden im Herbst 1998 und Frühjahr 1999 (Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf)

Ob die beschriebenen Beobachtungen statistisch signifikant sind, kann allerdings nur über eine größere Stichprobenzahl geklärt werden. Die Untersuchungen zeigen aber an, dass bedingt durch biologische Abbauprozesse und Mineralisation, auch durch Düngung oder je nach Zersetzbarkeit der Wurzelrückstände der Feldfrüchte, die  $N_{\text{ges}}$ - und  $C_{\text{org}}$ -Gehalte Standortdaten jahreszeitlichen und nutzungstypischen Schwankungen unterliegen. Andererseits weisen Standorte gleicher Nutzung z. T. trotz gleicher Bewirtschaftung unterschiedliche gerichtete Veränderungen auf, wie z. B. die Flächen F-Bw 7 und F-Bw 8. Beide Flächen lagen im Herbst 98 noch brach, während sie im Frühjahr 99 bereits mit Winterweizenaufwuchs bestanden waren und 80 kg N/ha aus Mineraldüngern erhalten hatten.

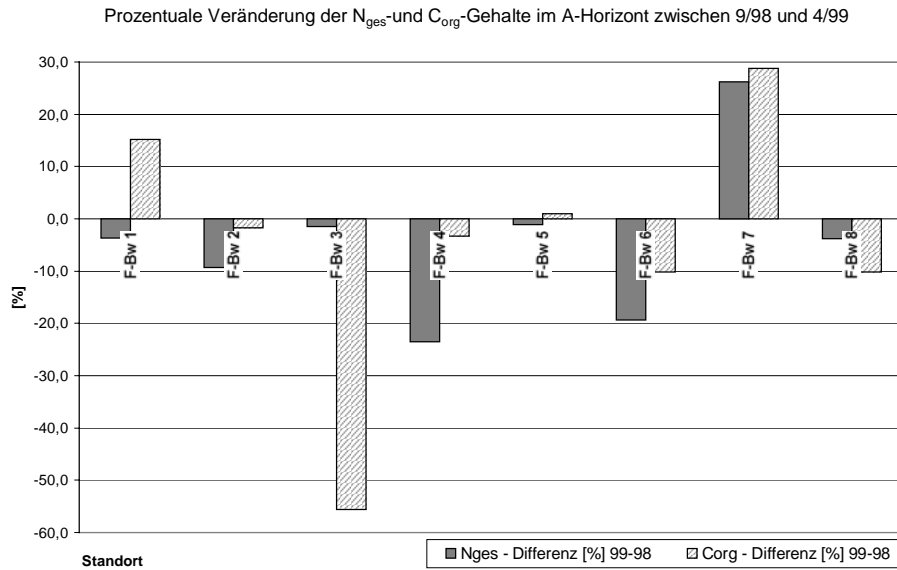


Abbildung 3-36: Prozentuale Veränderung der  $C_{org}$ - und  $N_{ges}$ -Gehalte zwischen Herbst 1998 und Frühjahr 1999

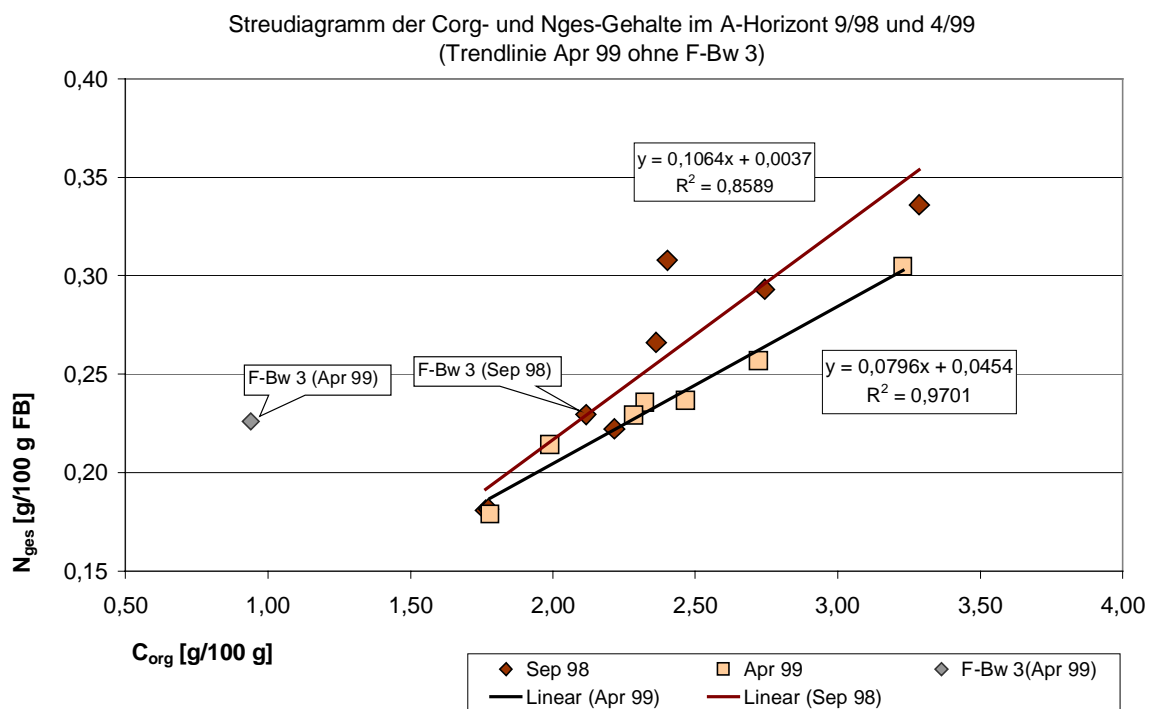


Abbildung 3-37: Verhältnis von  $C_{org}$  und  $N_{ges}$  in den A-Horizonten der Bodenstationen im UG Saargau (Regression ohne Standort F-Bw 3)

Dennoch nehmen bei F-Bw 7 sowohl die  $N_{ges}$ - als auch die  $C_{org}$ -Gehalte zu, während sie bei dem Standort F-Bw 8 abnehmen. Im Vergleich zu den deutlichen Gehaltsänderungen der meisten Standorte verhält sich der Ackerschlag F-Bw 5 auffallend indifferent. Hier sind weder

nennenswerte Zu- noch Abnahmen der Stoffgehalte zwischen Herbst und Frühjahr zu beobachten.

Die Regressionsgeraden der Herbst- und Frühjahrswerte von  $C_{org}$  und  $N_{ges}$  sind in Abbildung 3-37 dargestellt. Sowohl die herbstlichen Werte ( $r^2=0,86$ ), vor allem aber die Frühjahrgehalte ergeben einen starken linearen Zusammenhang ( $r^2=0,97$ ). Zur Ermittlung der Trendgeraden und des Regressionskoeffizienten für die Frühjahrswerte (April 99) wurde die Station F-Bw 3 aus der Stichprobe entfernt, da das Wertepaar des Standortes für April 1999 aufgrund der auffallend geringen  $C_{org}$ -Gehalte deutlich von den übrigen Wertepaaren abweicht. Der gemessene  $C_{org}$ -Gehalt und das resultierende C/N-Verhältnis des Standortes F-Bw 3 müssen als fehlerhaft gestrichen werden (Abbildung 3-37; siehe auch Abbildung 3-35).

### 3.1.5 Stoffgehalte im Bodenwasser und aktuelle Stickstoffausträge

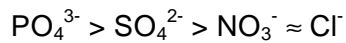
#### 3.1.5.1 Faktoren und Prozesse des Stickstoffaustrages

Stickstoff wird, wie bereits in Kapitel 3.1 beschrieben, infolge intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung in größeren Mengen sowohl in organischer als auch in anorganischer Form in Böden eingebracht, als dies z. B. in natürlichen Waldökosystemen der Fall ist. Organische Dünger enthalten je nach Art des Düngers, Herkunft und Lagerung unterschiedliche Mengen an Ammonium, Ammoniak und organisch gebundenem Stickstoff. In mineralischen Düngern liegt der Stickstoff in verschiedenen Bindungsformen als Ammonium, Nitrat oder Harnstoff, z. B. Kalkammonsalpeter, Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat oder Ammoniak-Harnstoff-Lösungen vor (vgl. HAUG ET AL. 1992, S. 230 f.; SCHWISTER 1996).

In den Böden der gemäßigten Breiten läuft bei guter Belüftung und Temperaturen über 6 °C die Nitrifikation, also die Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat, allgemein schneller ab als die Freisetzung von Ammonium aus organisch gebundenem Stickstoff (Ammonifikation). Der freigesetzte bzw. umgewandelte anorganische Stickstoff liegt daher überwiegend in Form des leicht löslichen Nitrates vor und weniger in Form des an die Bodenaustauscher stärker fixierten und weniger mobilen Ammoniums. Auch ammoniumhaltige Dünger werden entsprechend schnell zu Nitrat umgebaut, sofern das Ammonium nicht direkt von den Pflanzen aufgenommen wird.

Anionen wie das Nitrat werden über funktionelle Gruppen an der Oberfläche von Sorbenten, z. B. Aluminium und Eisen-II-Oxiden sowie Allophanen, zum Ladungsausgleich angelagert, sofern positive Ladungen durch Anlagerung eines Protons freigegeben wurden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 98). Aufgrund der pH-Abhängigkeit der positiven Ladungen steigt die Anionensorption mit sinkendem pH-Wert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 102). Positive Ladungsüberschüsse sind bei Metalloxiden erst bei pH-Werten unter 5,5 zu erwarten (KUNTZE ET AL. 1994, S. 122). Die untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden weisen aber meist pH-Werte auf, die im neutralen Bereich liegen und von daher bereits keine nennenswerten Mengen positiver Ladungen vorliegen haben (siehe dazu Kapitel 3.1.2 und Kapitel 3.1.5.2.1). Auch aufgrund seiner molekularen Eigenschaften verfügt Nitrat im Ver-

gleich zu anderen Anionen nur über eine sehr schwache Eintauschstärke und Haftfestigkeit. KUNTZE ET AL. (1994, S. 122) nennen folgende Bindungsreihe, die auf Wertigkeit und Hydratation der einzelnen Anionen beruht:



Aufgrund dieser geringen Sorption von Nitrat, die KUNTZE ET AL. (1994, S. 122) als „praktisch bedeutungslos gering“ bezeichnen, liegt Nitrat vor allem in Lösung vor, so dass mit Bewegungen der Bodenlösung auch das gelöste Nitrat verlagert wird.

Der Transport gelöster Stoffe mit der Bodenlösung erfolgt, neben Prozessen der molekularen Diffusion und der hydrodynamischen Dispersion, hauptsächlich über Verdrängung und Austausch der Bodenlösung durch perkolierendes Bodenwasser im gesamten Fließquerschnitt des Bodens, d. h. als Konvektion (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Zur Bewertung von Verlagerungsprozessen mit der Bodenlösung werden daher oftmals neben der absoluten Sickerwassermenge weitere Parameter herangezogen, welche die Speicher- und Rückhaltekapazität des Bodens bzw. umgekehrt den Fließquerschnitt der Bodenlösung beschreiben, z. B. die Feldkapazität FK oder die nutzbare Feldkapazität.

Je nach Speicherkapazität eines Bodens wird über Niederschläge zugeführtes Wasser in unterschiedlichen Mengen durch Adsorptions- und Kapillarkräfte gegen die Schwerkraft im Boden festgehalten oder als Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert. Die Wasserspannung, mit der Wasser im Boden gehalten wird, ist dabei unter anderem abhängig von der Porengrößenverteilung und dem Porenvolumen, welche wiederum von der Ausprägung der Bodenart, des Humusgehaltes, der Lagerungsdichte und des Bodengefüges bestimmt werden.

Daraus ergibt sich die besondere Bedeutung des Bodenwasserhaushaltes unter Beachtung der Bodeneigenschaften, der klimatischen Wasserbilanz und der Bodennutzung für die Bewertung der Nitratauswaschung aus der Wurzelzone. Nitrat unterliegt im Boden zwar auch Prozessen der Adsorption und Desorption, dem Ionenaustausch und biochemischen Um- und Abbauprozessen (RAMBOW & SCHINDLER 1994, 42). Bei der im folgenden vorgenommenen Abschätzung des Nitrataustrages ausgewählter Standorte über im Bodenwasser gemessene Nitratkonzentrationen und empirisch ermittelte Sickerwasserraten werden diese Vorgänge nicht weiter betrachtet. Ziel der Untersuchungen war es, Nitrataustragsfrachten unter unterschiedlich intensiver landwirtschaftlicher Bodennutzung zu ermitteln und das Austragspotential landwirtschaftlich genutzter Flächen in den gewählten Untersuchungsräumen zu charakterisieren.

### 3.1.5.2 Allgemeine chemische Parameter des Bodenwassers

Die mittels der Saugsonden an den Bodenstationen gewonnenen Bodenwasser-Monatsmischproben wurden auf verschiedene Parameter hin untersucht (zur Methodik siehe Kapitel 2.2). Tabelle 7-13 im Anhang gibt einen Überblick über die Spannweiten, Minima, Maxima, Mittelwerte und Standardabweichungen der untersuchten Bodenwasserproben aus 30 cm Tiefe und 100 cm Tiefe. Da insbesondere in den trockenen Sommermonaten die

Probemenge zu gering war, um das gesamte analytische Spektrum durchzuführen, wurden an den Proben vorzugsweise die Parameters Nitrat und  $N_{\text{ges}}$  bestimmt.  $N_{\text{ges}}$ -Gehalte liegen für 237 von insgesamt 246 ausgewerteten Bodenwasserproben vor.

Aus dem Gesamtprobenkollektiv mussten vier Datensätze eliminiert werden, die sich aufgrund überraschend hoher Nitratwerte und anderer Parameter deutlich als Ausreißer aus der gesamten Stichprobe hervorhoben (Probe-Nr. 786, 1728, 1760, 1859). Da alle vier Proben aus einem Standort stammen (F-Bw 1/30), ist eine Manipulation des Standortes bzw. der Probenahmeflasche nicht auszuschließen. Die Nitratwerte lagen in drei Fällen mit Konzentrationen zwischen 1677 und 1884 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$  weit jenseits des Mittelwertes von 49,39 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$  und jenseits des Maximums des ausgewerteten Probenkollektivs von 365,54 mg  $\text{NO}_3/\text{l}$  (vgl. Tabelle 7-13).

#### 3.1.5.2.1 pH-Werte und Leitfähigkeit

Die pH-Werte des untersuchten Bodenwassers reichen von pH 6,8 bis pH 9,0, d.h. von schwach sauer bis mäßig alkalisch (siehe Tabelle 2-11). Die Mittelwerte beider Tiefenstufen, rückgerechnet aus den gemittelten  $\text{H}^+$ -Ionenkonzentrationen, liegen bei pH 7,9. Die absolute Wertespanne liegt bei den Proben aus 100 cm Tiefe etwas höher (vgl. Tabelle 7-13). Die Leitfähigkeit liegt in 100 cm Tiefe mit im Mittel 0,69 mS/cm etwas über den Werten der 30 cm-Lysimeter, die im Mittel 0,60 mS/cm aufweisen.

#### 3.1.5.2.2 Ammonium, Nitrit, Nitrat und Gesamtstickstoff

Gemittelt über die untersuchten 15 Standorte liegen die Gesamtstickstoffgehalte der Bodenwasserproben in beiden Tiefenstufen in ähnlichen Wertebereichen (siehe auch Tabelle 7-13 im Anhang). Auch die Streuung und Spannweite der Daten ist vergleichbar, so dass sich kein ausgeprägter Unterschied zwischen Sickerwasser aus der Oberbodenzone und unterhalb bzw. im unteren Bereich der Wurzelzone ergibt. Die Proben der Tiefenstufe 30 cm liegen im Mittel bei 13,69 mg  $N_{\text{ges}}/\text{l}$ , die Proben aus 100 cm Tiefe bei 12,98 mg  $N_{\text{ges}}/\text{l}$ .

Vergleicht man die über  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_2\text{-N}$  berechneten  $N_{\text{min}}$ -Werte<sup>88</sup> mit den  $N_{\text{ges}}$ -Werten, so ergibt sich folgendes Bild der Differenzen: Im Mittel liegen die  $N_{\text{ges}}$ -Gehalte um 2,05 mg N/l (30 cm) bis 2,22 mg N/l (100 cm) über den errechneten  $N_{\text{min}}$ -Gehalten (vgl. Abbildung 3-38; zur Interpretation von Box-and-Whisker-Plots siehe S. 174 f.). Diese positive Differenz aus  $N_{\text{ges}} - N_{\text{min}}$  ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Originalproben, die zur Messung des Gesamtstickstoffs verwendet wurden, trotz der Vorfiltration durch die Saugkerzen noch geringe Gehalte an organisch gebundenem Stickstoff enthalten.

<sup>88</sup>  $N_{\text{min}} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$



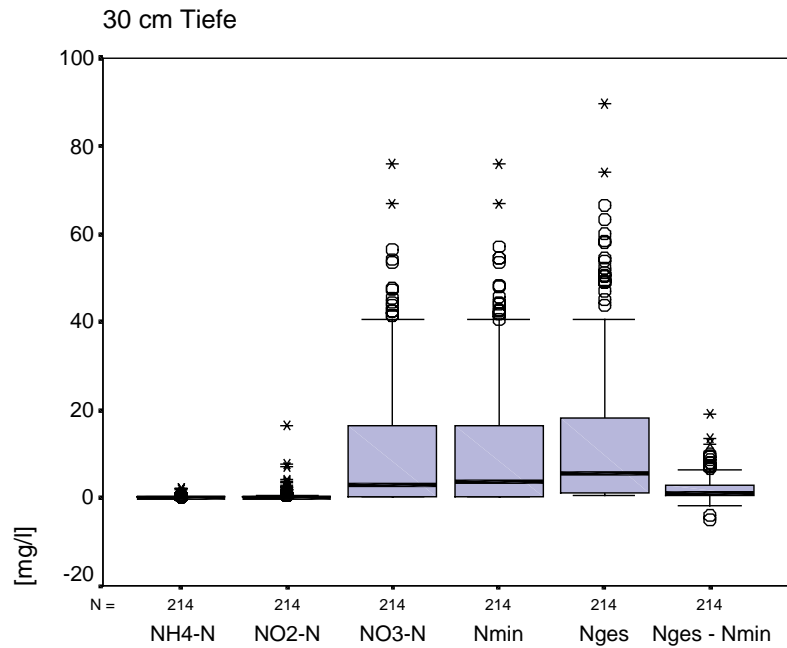


Abbildung 3-38: N-Spezies im Bodenwasser in 30 cm Tiefe<sup>89</sup>

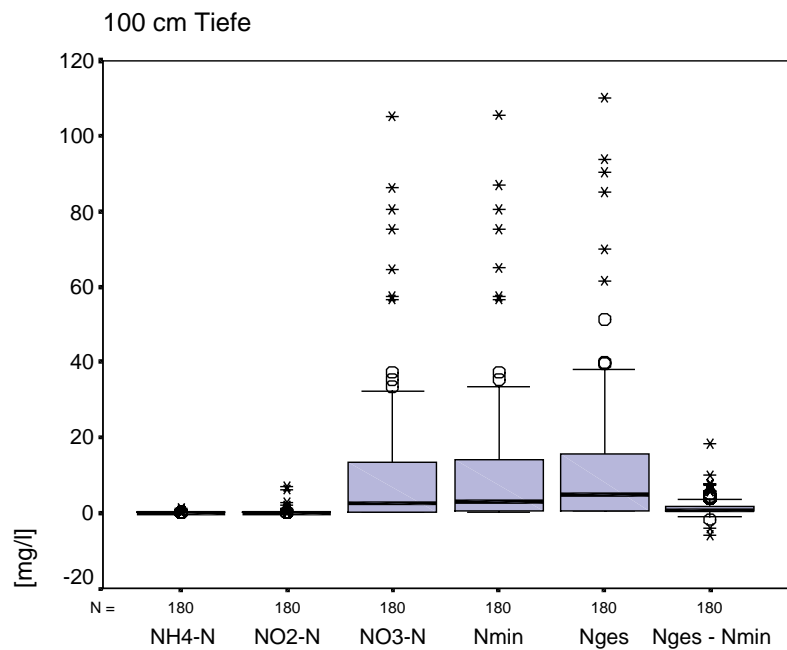


Abbildung 3-39: N-Spezies im Bodenwasser in 100 cm Tiefe<sup>90</sup>

Nitrat macht bei den untersuchten Bodenwasserproben den überwiegenden Anteil des mineralischen Stickstoffs  $N_{\min}$  aus (vgl. Abbildung 3-38 und Abbildung 3-39). Die Nitratgehalte liegen im Mittel bei den Proben aus 30 cm Tiefe bei 11,16 mg  $NO_3\text{-N/l}$ , bei den Proben

<sup>89</sup> zur Interpretation der Box-and-Whisker-Plots siehe S. 174 f.

<sup>90</sup> zur Interpretation der Box-and-Whisker-Plots siehe S. 174 f.

aus 100 cm Tiefe bei 12,01 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Die Ammoniumkonzentrationen liegen im Mittel zwischen 0,11 mg NH<sub>4</sub>-N/l (100 cm) und 0,15 mg NH<sub>4</sub>-N/l (30 cm), können aber in einzelnen Fällen Konzentrationen bis zu 2,89 mg NH<sub>4</sub>-N/l (100 cm) erreichen.

Die Nitritgehalte liegen ebenso bei den meisten Proben im erwarteten Bereich von 0,42 mg NO<sub>2</sub>-N/l (30 cm) bzw. 0,17 mg NO<sub>2</sub>-N/l (100 cm). Wie in Kapitel 3.1.5.3 noch näher beschrieben wird, wurden bei einzelnen Stationen zu mehreren Probenahmeterminen Werte gemessen, die mit bis zu 16,26 mg NO<sub>2</sub>-N/l deutlich über dem Mittelwert liegen.

### 3.1.5.2.3 Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium

Bei ausreichender Probemenge wurden die Bodenwasserproben auch mittels der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) auf die Makronährstoffe Natrium (Na), Kalium (K), Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) hin untersucht. Die ermittelten Konzentrationsunterschiede der einzelnen Kationen im Bodenwasser sind vergleichbar mit den Konzentrationsverhältnissen der Kationen, die über die Kationenaustauschkapazität in der Bodenmatrix bestimmt wurden (vgl. Abbildung 3-40 und Abbildung 3-41 sowie Kapitel 3.1.2).

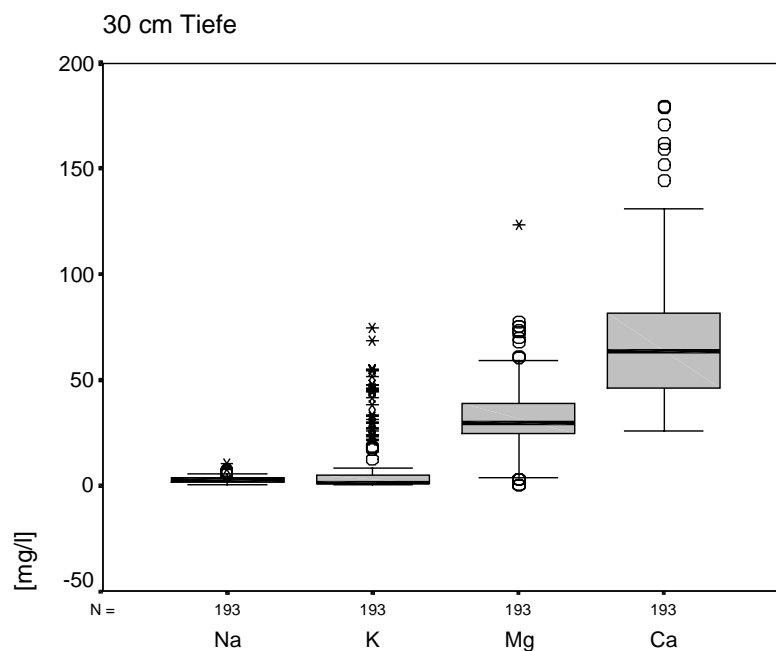


Abbildung 3-40: Makronährstoffe Na, K, Mg und Ca im Bodenwasser in 30 cm Tiefe<sup>91</sup>

Ebenso wie bei der Kationenbelegung der Bodenmatrix liegen die Konzentrationen im Bodenwasser aus 30 cm Tiefe in der Reihenfolge Na < K < Mg < Ca, wobei die Na- und K-Relationen sich in den 100 cm-Proben allerdings umkehren (K < Na; vgl. Tabelle 7-13). Bei den 30 cm-Proben wurden mittlere Na-Werte von 2,70 mg Na/l gemessen, während bei den

<sup>91</sup> zur Interpretation der Box-and-Whisker-Plots siehe S. 174 f.

Proben aus 100 cm Tiefe der Mittelwert bei 3,29 mg Na/l liegt. Bei Kalium sind in 100 cm Tiefe mit im Mittel 2,72 mg K/l geringere Konzentrationen als bei den 30 cm-Proben gemessen worden (7,82 mg K/l). Bei den Kaliumwerten liegt eine deutliche Streuung von Ausreißern bis über 70 mg K/l, was zu einer deutlichen rechtsschiefen Verteilung der Werte führt.

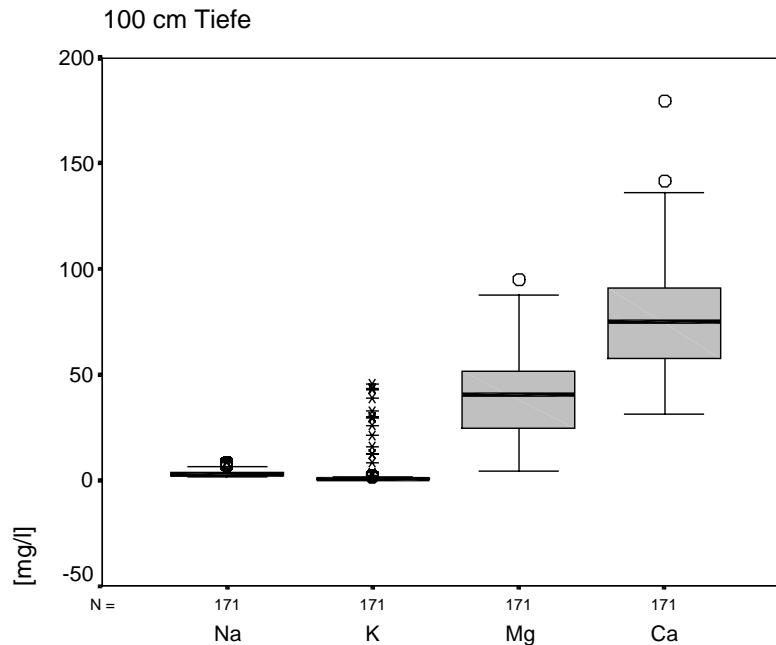


Abbildung 3-41: Makronährstoffe Na, K, Mg und Ca im Bodenwasser in 100 cm Tiefe<sup>92</sup>

### 3.1.5.3 $N_{\min}$ -Verteilung im Bodenwasser der einzelnen Bodenstationen

Da der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit auf dem diffusen, sickerwassergebundenen Austrag von Stickstoff aus landwirtschaftlich genutzten Böden liegt, konzentrieren sich die weiteren Auswertungen auf die N-Parameter aus den Lysimeter-Proben der Tiefenstufe 100 cm. Zwar stellt auch Phosphat hinsichtlich der diffusen Belastung von Gewässern einen Problemparameter dar. Phosphat liegt im Boden aber, im Gegensatz zu Nitrat, überwiegend an Bodenaustauscher gebunden vor und wird nur in sehr geringen Mengen mit dem Bodenwasser verlagert. Ein Screening zu Beginn des Projektes (9/98 und 10/98) an den Bodenstationen im UG Saargau ergab, dass die Orthophosphat-Phosphor-Gehalte in der Bodenlösung im Mittel bei 0,013 mg  $PO_4$ -P/l (9/98; n=5) bzw. 0,012 mg  $PO_4$ -P/l (10/99; n=9) liegen. Tiefenbedingte Tendenzen sind aufgrund des geringen Probenumfangs nicht zu erkennen.

Tabelle 7-13 im Anhang gibt einen Überblick über die mittleren Nitrit-N-, Nitrat-N- und Ammonium-N-Gehalte in den Bodenwasserproben aus 100 cm Tiefe (vgl. auch Kapitel 3.1.5.2.2). Wie Abbildung 3-42 und Abbildung 3-43 zeigen, stellt Nitrat bei den untersuchten

<sup>92</sup> zur Interpretation der Box-and-Whisker-Plots siehe S. 174 f.

Standorten im UG Saargau den überwiegenden Anteil der N-Spezies im Bodenwasser. Die Anteile von  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_2\text{-N}$  am  $N_{\text{min}}$  liegen bei den Ackerstandorten unter 5 %. Nitrit ist, wie zu erwarten, nur in sehr geringen Konzentrationen im Bodenwasser festgestellt worden. Die Gehalte liegen unter 0,42 mg  $\text{NO}_2\text{-N/l}$  und erreichen mit einer Ausnahme maximal 2,66 mg  $\text{NO}_2\text{-N/l}$ . Bei F-Bw 7 wurden in den Monaten 7/99, 9/99 und 10/99 in den 100 cm-Lysimetern Werte zwischen 2 mg  $\text{NO}_2\text{-N/l}$  und 7 mg  $\text{NO}_2\text{-N/l}$  erreicht. Auch in den 30 cm-Lysimetern dieser Station wurden zwischen dem 14.05.99 und dem 15.11.99  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Gehalte bis 7,6 mg/l gemessen, am 15.10.99 sogar 16,26 mg/l.

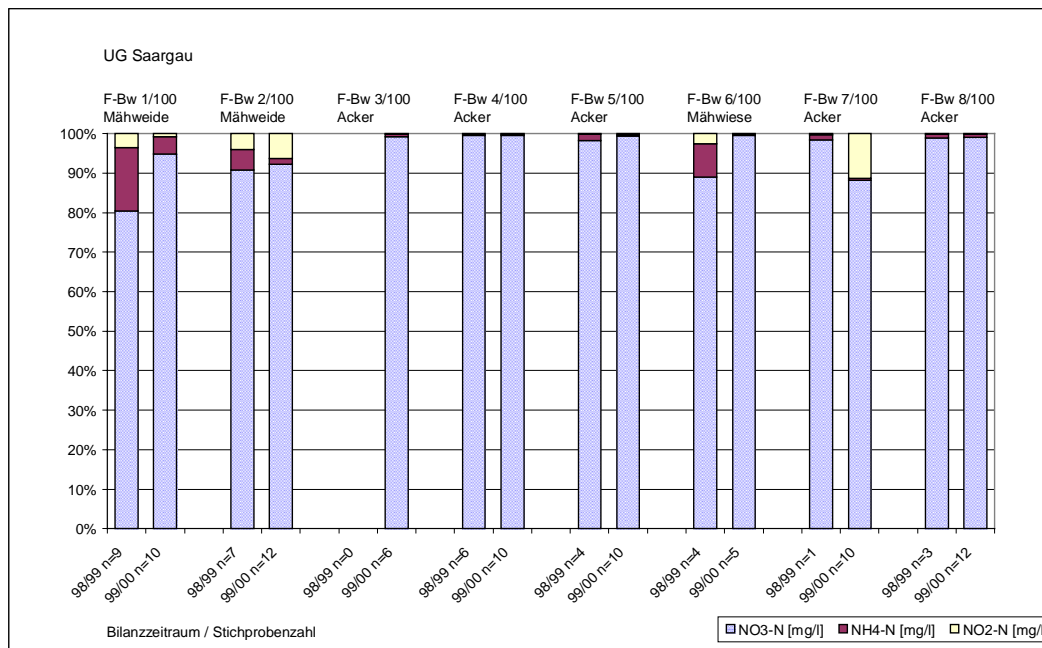


Abbildung 3-42: Mittlere prozentuale  $N_{\text{min}}$ -Gehalte im Bodenwasser im UG Saargau (100 cm Tiefe)

Den Angaben des Landwirtes zufolge wurde dieser Standort genauso bewirtschaftet wie der Parallelstandort F-Bw 8, bei dem derartig hohe Nitritwerte nicht beobachtet wurden. Organische Dünger als mögliche Nitritquelle sind im Beobachtungszeitraum ebenfalls nicht ausgebracht worden. Aufgrund der Profilaufnahme ist am Standort F-Bw 7 von keiner nennenswerten Denitrifikation durch Staunässe und einer dadurch erhöhten Nitritfreisetzung auszugehen (Profilaufnahme siehe S. 93). Hinweise auf Manipulation der Sammelgefäße hat es nicht gegeben, und auch der Einbau neuer Sammelgefäße brachte keine Veränderung. Nitrit ist im Boden als instabile Verbindung zu sehen, die sowohl bei der Nitrifikation als auch bei der Denitrifikation in der Regel nur ein Zwischenstadium darstellt (vgl. KOEHN 1998, S. 20 ff; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 271 ff).

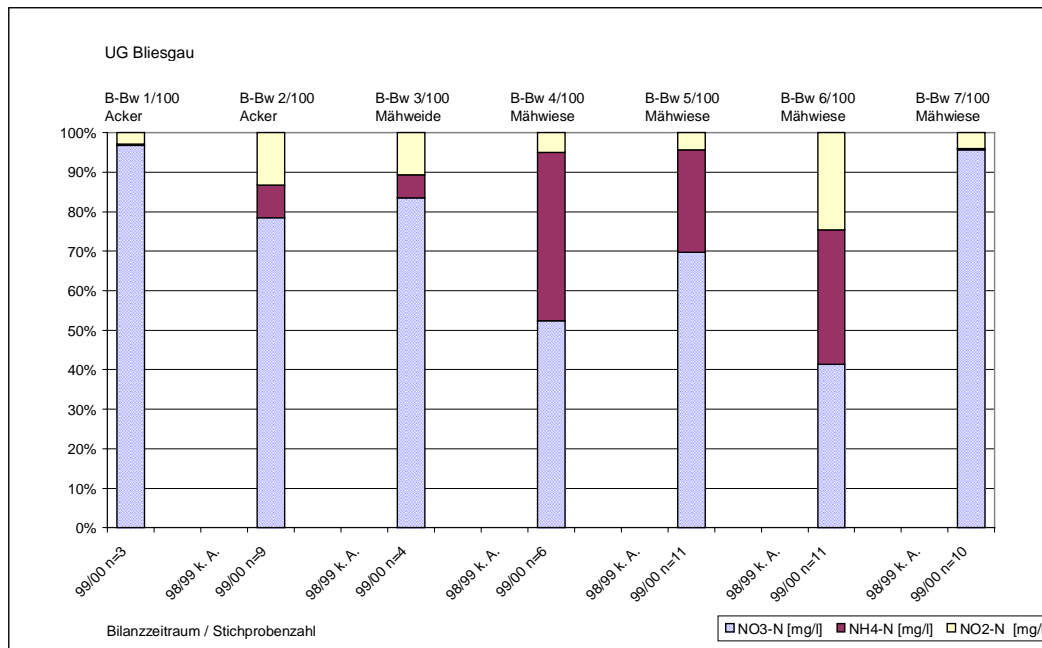


Abbildung 3-43: Mittlere prozentuale  $N_{min}$ -Gehalte im Bodenwasser im UG Bliesgau (100 cm Tiefe)

$NH_4$ -N und  $NO_2$ -N erreicht bei den Mähweiden und der Mähwiese im UG Saargau bis zu 20 % am gesamten mineralischen Stickstoff  $N_{min}$ . Die Grünlandstandorte im UG Bliesgau weisen in 100 cm Tiefe im Vergleich dazu zum Teil besonders hohe Anteile an  $NO_2$ -N und  $NH_4$ -N auf. Bei den Mähweiden B-Bw 4/100, 5/100 und 6/100 erreichen die mittleren Nitratkonzentrationen geringe Werte von 0,20 mg  $NO_3$ -N/l, 0,19 mg  $NO_3$ -N /l bzw. 0,14 mg  $NO_3$ -N /l, die aber prozentual betrachtet nur zwischen 40 % und 70 % des gesamten  $N_{min}$  ergeben (vgl. Abbildung 3-47 und Abbildung 3-43). Die N-Konzentrationen liegen hier also insgesamt sehr niedrig und insbesondere die  $NH_4$ -N-Gehalte sind im Mittel nicht höher sondern eher niedriger als bei anderen Stationen.

Bei allen diskutierten Mittelwerten ist die Stichprobenanzahl zu beachten. Denn die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser schwanken im Verlauf der Jahreszeiten, je nach Nutzung und Witterungsverhältnissen. Je größer der Stichprobenumfang ist, desto kleiner ist der Vertrauensbereich, innerhalb dessen der Mittelwert der Stichprobe um den wahren Mittelwert der Grundgesamtheit schwankt (vgl. GROSSMANN ET AL. 1990, S. 86).

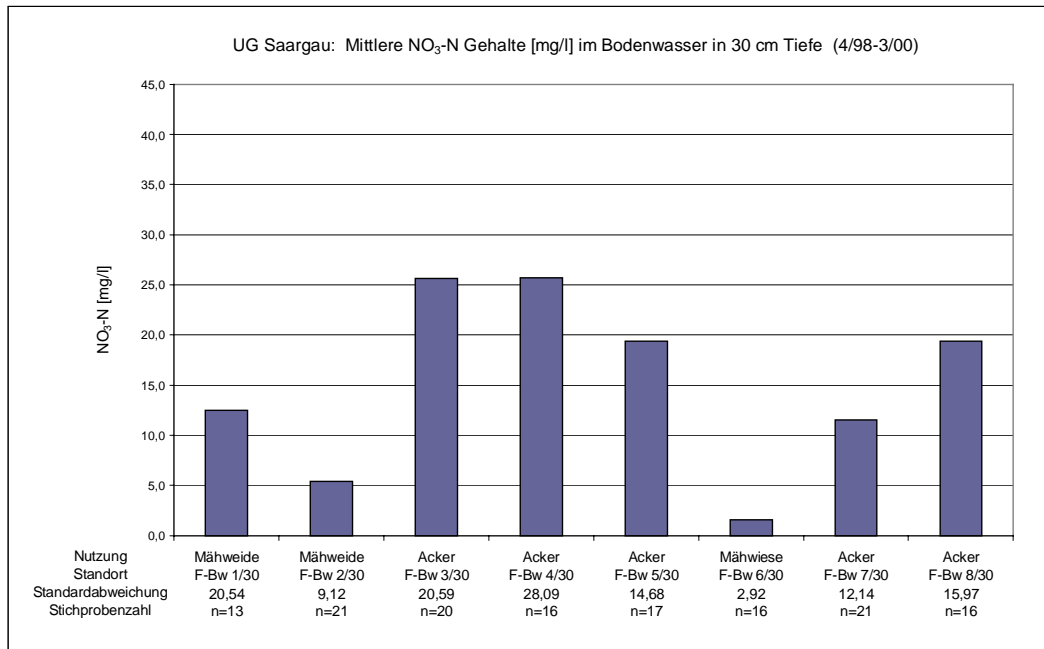


Abbildung 3-44: Mittlere NO<sub>3</sub>-N-Gehalte im Bodenwasser in 30 cm Tiefe im UG Saargau

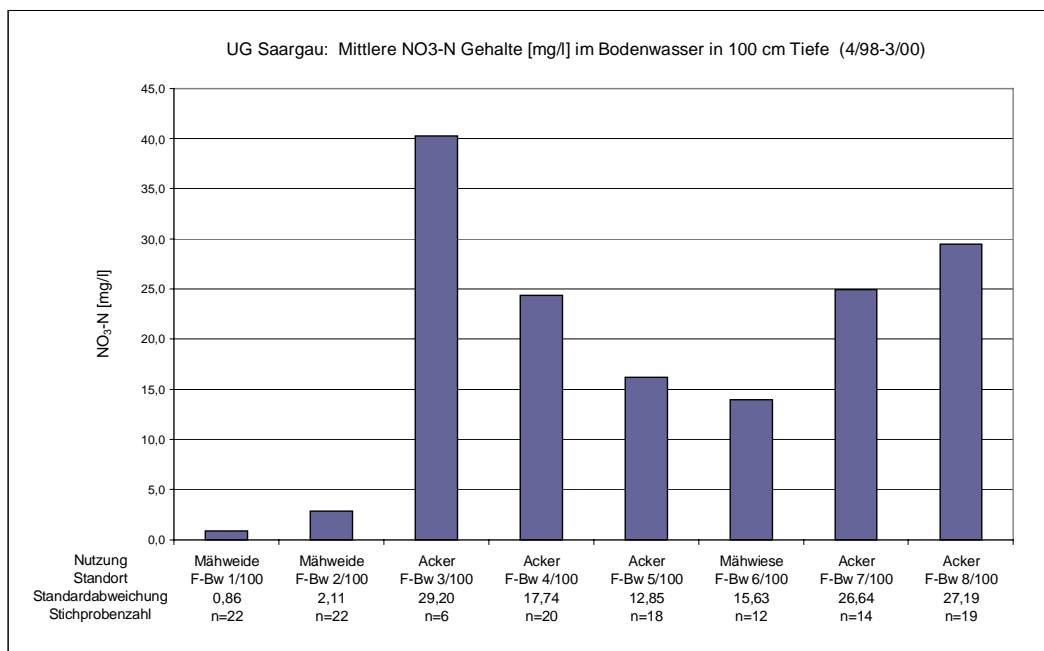


Abbildung 3-45: Mittlere NO<sub>3</sub>-N-Gehalte im Bodenwasser in 100 cm Tiefe im UG Saargau

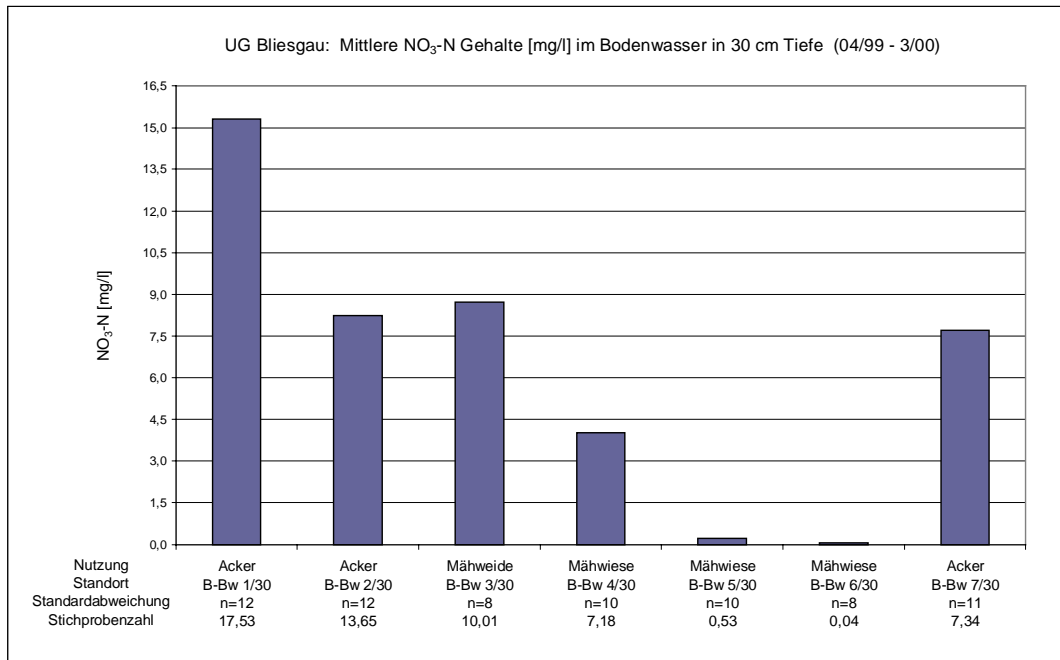


Abbildung 3-46: Mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Bodenwasser in 30 cm Tiefe im UG Bliesgau

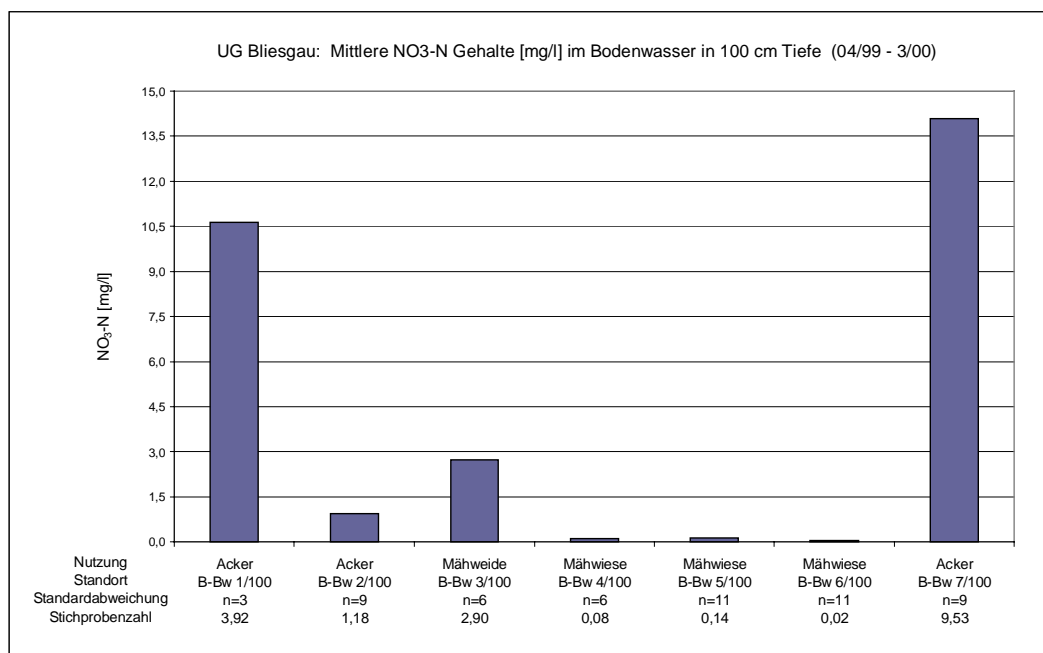


Abbildung 3-47: Mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Bodenwasser in 100 cm Tiefe im UG Bliesgau

Die mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte der Mähwiesen liegen bei beiden Tiefenstufen im Mittel deutlich unter denen der ackerbaulich genutzten Standorte. Zwar sind bei der Mähweide F-Bw 1 zu drei Terminen Werte gemessen worden, die bis 425,67 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  erreichten. Diese Werte wurden, wie bereits erläutert, als unerklärbare Extrema aus dem Datenpool entfernt, da sie weit jenseits der Wertespanssen der übrigen Standorte liegen. Ohne die Extrema liegt der

Mittelwert bei F-Bw 1/30 bei 12,52 mg NO<sub>3</sub>-N/l (n=13).

Anhand der Mittelwertberechnungen wird bereits der Zusammenhang zwischen der Art und Intensität der Nutzung und der Befruchtung des Sickerwassers mit Nitrat deutlich. Unterschiede ergeben sich zwischen intensiv ackerbaulich genutzten Standorten und Grünlandstandorten, aber auch bei Grünlandsstandorten werden die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von der Intensität der Nutzung bestimmt.

#### 3.1.5.4 Nitrat-Konzentrationen im Bodenwasser ausgewählter Stationen

Die Nutzungsintensität, die sich zum Beispiel in der N-Bilanz ausdrückt, sowie die Art und Dauer des Pflanzenbewuchses haben einen entscheidenden Einfluss auf die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser. Die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser werden aber neben der Nutzung auch durch die pedogenen Standorteigenschaften und die klimatischen Verhältnisse beeinflusst und unterliegen jahreszeitlichen Schwankungen. Im Folgenden werden die gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser an ausgewählten Beispielen einzelner Bodenstationen in ihrem jahreszeitlichen und nutzungsbedingten Kontext dargestellt.

Bei den Abbildungen S. 127 bis S. 132 ist darauf hinzuweisen, dass Werte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze (siehe Kapitel 2.2.1.4) lagen, hier trotzdem dargestellt werden, um zu zeigen, dass Bodenwasserproben entnommen und geringe Gehalte an Nitrat bestimmt wurden. Sind keine Werte dargestellt, dann war am Standort z. B. bei sommerlicher Trockenheit kein beprobbares Bodenwasser vorhanden oder es konnten aus technischen Gründen keine Proben entnommen werden (siehe Hinweise in den Abbildungen). Gehalte unter der Bestimmungsgrenze wurden wie in Kapitel 2.2.1.5 dargestellt substituiert.

##### 3.1.5.4.1 NO<sub>3</sub>-N im Bodenwasser unter Grünlandstandorten

Bei den Grünlandstandorten lagen die gemessenen Konzentrationen in der Regel unter 10 mg NO<sub>3</sub>-N/l, nur bei den Mähweiden wurden zu einigen Terminen NO<sub>3</sub>-N-Gehalte bis 31 mg NO<sub>3</sub>-N/l erreicht. Unter der extensiv bewirtschafteten Mähwiese B-Bw 6 im TEZG Schreckelbach, welche nur alle drei Jahre eine Stalldüngergabe von ca. 3 t/ha erhält und bis zu zwei Mal pro Jahr geschnitten wird, konnte Nitrat nur noch in Spuren nachgewiesen werden. Die NO<sub>3</sub>-N-Gehalte lagen in beiden Tiefenstufen immer unter 0,5 mg NO<sub>3</sub>-N/l und überwiegend auch unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,102 mg NO<sub>3</sub>-N/l (vgl. Abbildung 3-48). Bei den Mähwiesen im B-Bw 4 und B-Bw 5 UG Bliesgau liegen die Nitratstickstoff-Gehalte in beiden Tiefenstufen zwar zeitweise ebenso nahe der Bestimmungsgrenze wie bei B-Bw 6, erreichen aber auch Werte über 1 mg NO<sub>3</sub>-N/l bis über 2 mg NO<sub>3</sub>-N/l, z. B. bei B-Bw 5/100 im März und April 99 und bei B-Bw 4/30 im April 99.



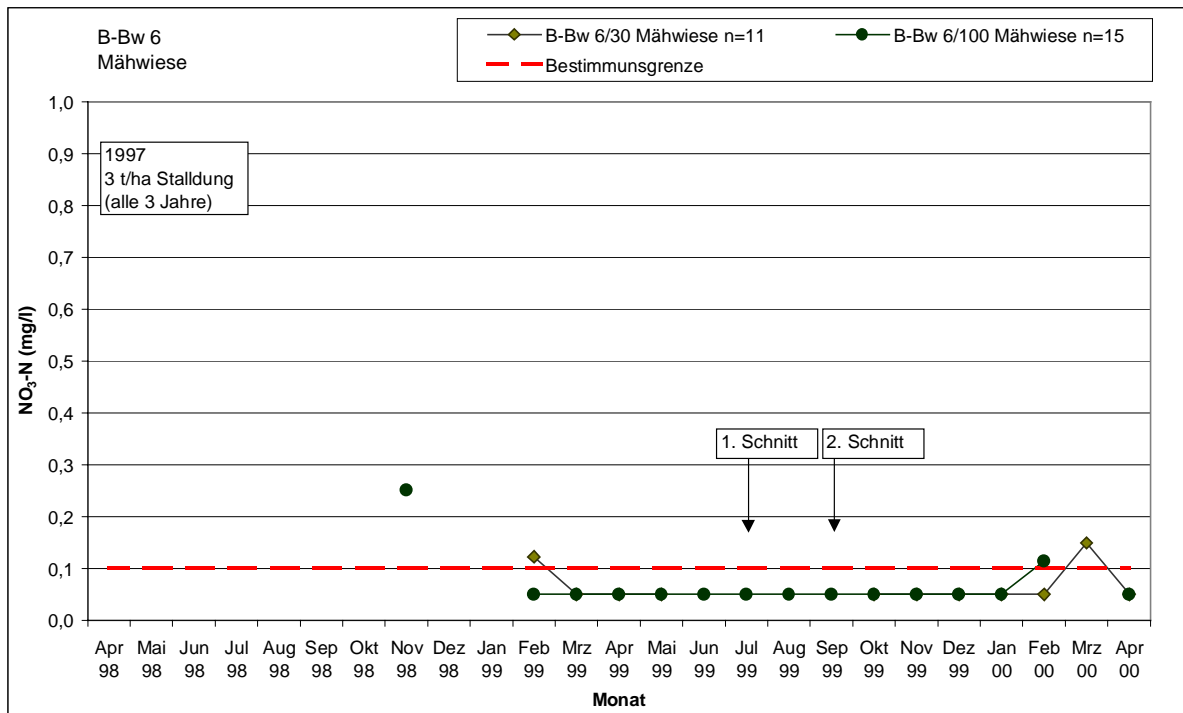


Abbildung 3-48: NO<sub>3</sub>-N im Bodenwasser - Mähwiese B-Bw 6<sup>93</sup>

Bei der Station B-Bw 4 (B-Bw 4/30) fallen ebenfalls hohe Konzentrationen von über 18 mg NO<sub>3</sub>-N/l auf, die im November und Dezember 1999 im Bodenwasser der 30 cm-Lysimeter gemessen wurde (vgl. Abbildung 3-49). Nach Angaben des Landwirtes wurde die Station nicht gedüngt. Da die Besitzverhältnisse der untersuchten Parzelle aber im Zuge eines Flurbereinigungsverfahrens gewechselt haben, ist nicht auszuschließen, dass dieser Peak auf eine nicht erfasste winterliche Gülldüngung zurückzuführen ist.

Auch bei der Mähweide F-Bw 2 (30 cm-Lysimeter) im UG Saargau wurden zwischen November 1998 und März 1999 Nitrat-N-Gehalte beobachtet, die bis über 30 mg NO<sub>3</sub>-N/l erreichten und damit aus dem sonst wesentlich flacheren Verlauf der Nitratkurve herausstachen (vgl. Abbildung 3-50). Für diesem Standort ist bekannt, dass Rinderjauche ausgefahren wird, meistens vor Beginn der Vegetationsperiode im März mit 20 m<sup>3</sup>/ha. Über die genauen Termine liegen seitens des Landwirt keine definitiven Angaben vor.

<sup>93</sup> Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,45 mg NO<sub>3</sub>/l bzw. 0,102 mg NO<sub>3</sub>-N/l wurden substituiert durch den Wert 0,5\*0,102 mg NO<sub>3</sub>-N/l

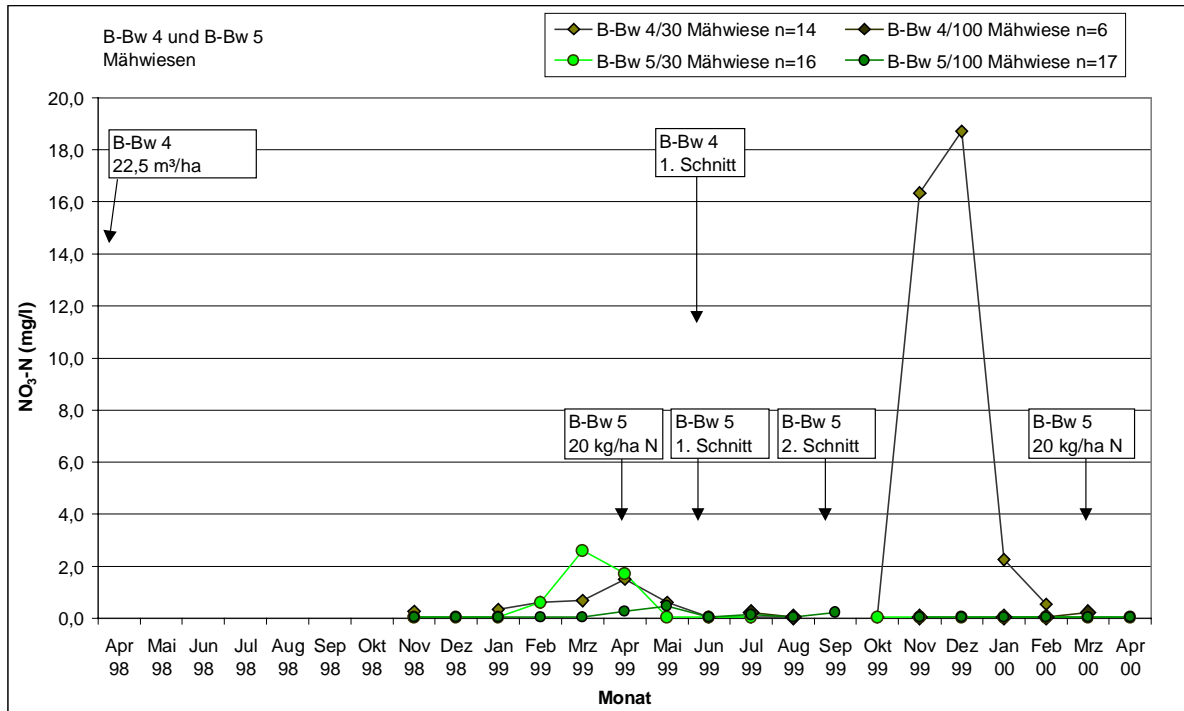


Abbildung 3-49:  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Bodenwasser - Mähwiesen B-Bw 4 und B-Bw 5

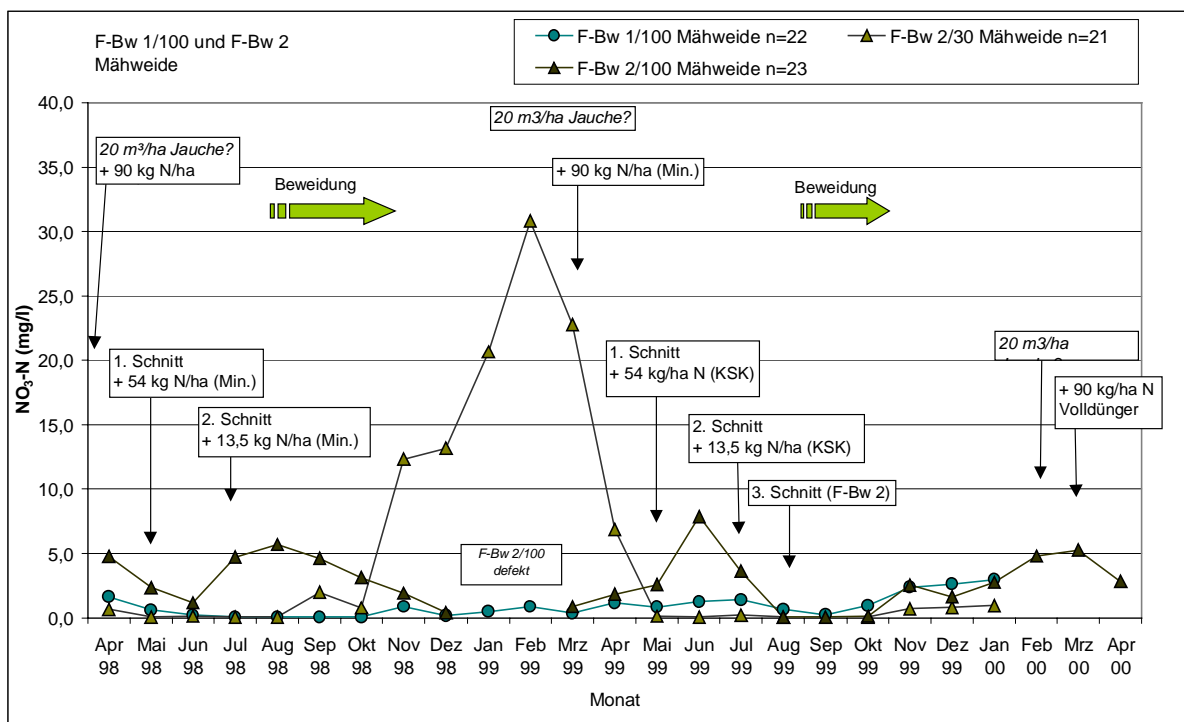


Abbildung 3-50:  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Bodenwasser - Mähweiden F-Bw 1 und F-Bw 2

Im ersten Jahr sanken am F-Bw 2 die Nitratgehalte in 100 cm Tiefe nach dem ersten Schnitt, trotz einer Düngergabe von 54 kg N/ha, auf 1,16 mg NO<sub>3</sub>-N/l und stiegen nach dem zweiten Schnitt und einer Nachdüngung von 13,5 kg N/ha, möglicherweise auch im Zusammenhang mit der Beweidung, wieder auf über 5 mg NO<sub>3</sub>-N/l an. Zum Dezember 1998 hin fallen die Werte allerdings auf 0,39 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Diese niedrigen Werte setzen sich auch im März 1999 fort, den Winter über konnten aufgrund eines Defektes an der Unterdruckanlage keine Proben gewonnen werden. Der im August des Vorjahres beobachtete Nitratanstieg ist dann aber 1999 nicht mehr zu verfolgen, hier liegt ein kurzer Nitrat-Peak zwischen dem ersten und dem zweiten Schnitt im Juni 1999 mit 7,86 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Dafür setzt sich im Frühjahr 2000 der Trend der Anfang 1998 gemessenen Werte mit zu Beginn der Vegetationsperiode leicht sinkenden Gehalten fort.

#### 3.1.5.4.2 NO<sub>3</sub>-N im Bodenwasser unter Ackerstandorten

Die untersuchten Ackerflächen weisen weniger durchgängige Zeitreihen auf als die Grünlandstandorte. Bei den Stationen F-Bw 4 und F-Bw 5 fehlen aufgrund von sommerlicher Trockenheit zwischen Juni/August und Oktober 1998 bzw. aufgrund von Defekten am Unterdrucksystem im Januar und Februar 1999 einige Werte sowohl für die 30 cm- als auch für die 100 cm-Lysimeter. Bei der Station F-Bw 7 war trotz regelmäßiger Überprüfung des Unterdrucksystems an den Sammelstationen nicht auszumachen, warum die 100 cm-Lysimeter im ersten Jahr, wie auch bei der Station F-Bw 3, kaum Proben geliefert haben. Trotz des Einbaus der Lysimeter unterhalb des Pflughorizontes mussten bei den Stationen F-Bw 8 im September 1998 und B-Bw 7 im November 1999 wieder komplett neu mit Schläuchen instand gesetzt werden, da infolge zu tiefer Bodenbearbeitung die Sammelschläuche durchtrennt, zum Teil sogar die Kerzen aus dem Boden gerissen worden waren.

Die Werte der Bodenwasserproben, die unter intensiv ackerbaulich genutzten Flächen gezogen wurden, reichen in der Tiefenstufe 30 cm von der Bestimmungsgrenze bis über 50 mg NO<sub>3</sub>-N/l, am Standort F-Bw 4/30 wurden sogar Werte über 80 mg NO<sub>3</sub>-N/l gemessen. Auch bei den Bodenwasserproben aus 100 cm Tiefe lassen sich weite Konzentrationsspannen mit Werten bis über 80 mg NO<sub>3</sub>-N/l verfolgen. Insgesamt fallen die zwischen April und August 1998 gemessenen NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen bei allen Ackerstandorten im UG Saargau durch extrem hohe Werte auf.

Bei den Ackerstationen ist in den Monaten im Juni/Juli/August, je nach Feldfrucht bzw. Art der Bewirtschaftung, ein Absinken der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der 30 cm-Lysimeter auf unter 5 bis unter 2 mg NO<sub>3</sub>-N/l zu beobachten (vgl. Abbildung 3-51 und Abbildung 3-52).

Auch in den 100 cm-Lysimetern sinken die Werte im Vergleich zu den vorangehenden Monaten, jedoch nicht so drastisch wie bei dem Sickerwasser aus dem Oberboden. Nach der Ernte steigen die Nitratkonzentrationen vor allem in den 30 cm-Lysimetern, dann aber auch in den 100 cm-Lysimetern bis Oktober/November an, wobei die Höhe der Nitratwerte im Herbst je nach Vorfrucht, N-Bilanz der Vorfrucht und winterlicher Flächennutzung unterschiedlich ausfallen. Bei den Flächen F-Bw 7 und 8 werden nach Ernte des Winterweizens, Bodenbearbeitung und Einsaat der Wintergerste im Herbst 1999 in den 100 cm-

Lysimetern zwischen 27,8 mg NO<sub>3</sub>-N/l und 33,5 mg NO<sub>3</sub>-N/l erreicht (vgl. Abbildung 3-52). Im gleichen Jahr lagen die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Bodenwasser nach Sommergerste und Einsaat Wintergerste dagegen nur bei 15,8 mg/l bis 23,1 mg/l (F-Bw 4 und F-Bw 5, vgl. Abbildung 3-51).

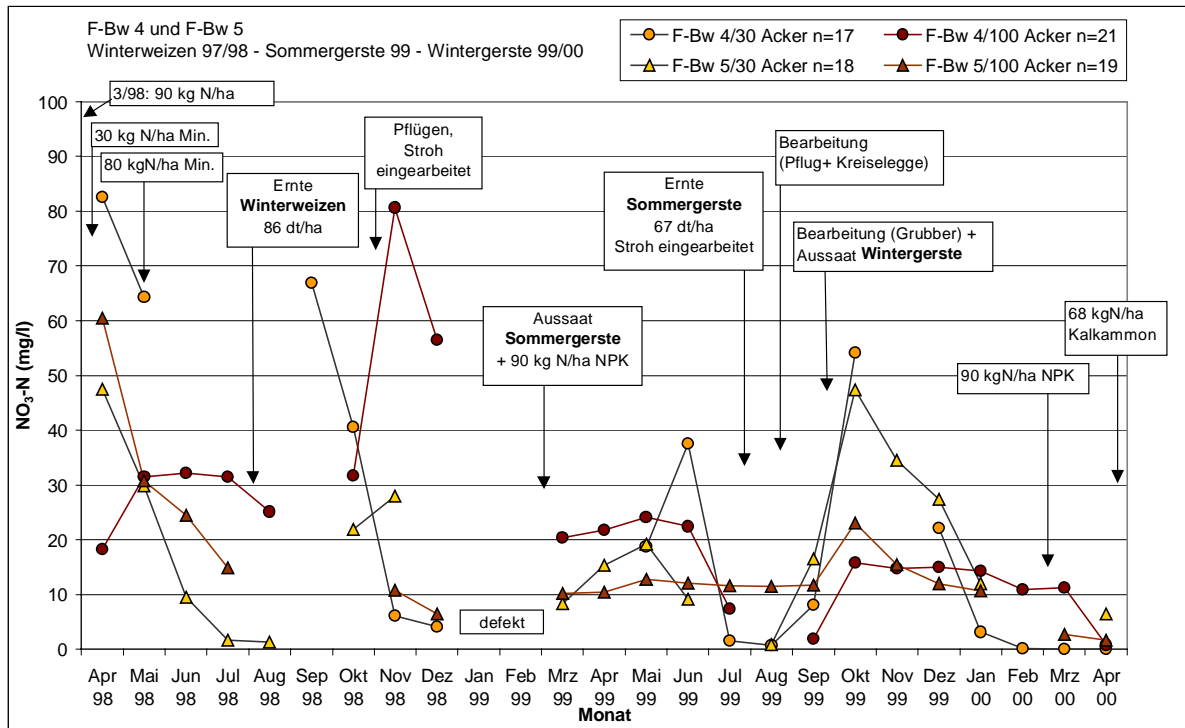


Abbildung 3-51: NO<sub>3</sub>-N im Bodenwasser – Ackerflächen F-Bw 4 und F-Bw 5

Hier spiegelt sich die unterschiedlich intensive Düngung der Flächen und die unterschiedliche N-Bilanz in den herbstillen Nitratkonzentrationen wider. Die Stationen F-Bw 7 und F-Bw 8 weisen für die Vorrucht Winterweizen mit 61,3 kg N/ha deutlich höhere N-Bilanzen auf als die nur wenig gedüngter Sommergerste-Vorrucht der Schläge F-Bw 4 und 5, bei denen die N-Bilanz bei 44,3 kg N/ha liegt (N-Bilanzen siehe Kapitel 3.1.3.1).

Die Nitratkonzentrationen in den 30 cm-Lysimetern sinken dann bis Februar/März meist wieder stark ab, um mit Beginn der neuen Anbauperiode, d. h. mit dem Einbringen von Düngern, wieder bis Mai/Juni, je nach Anbauart, auf ein höhere Niveau anzusteigen, das jedoch meist unter den herbstillen Werten liegt. Ähnliche Konzentrationsverläufe sind aus der Literatur auch von anderen Untersuchungen bekannt. Auf einem konventionell bewirtschafteten Schlag mit Weizen/Wintergetreide im nordöstlichen Saarland wurden im Frühjahr 1992 zwischen 18 mg NO<sub>3</sub>-N/l und 22 mg NO<sub>3</sub>-N/l gemessen. Im Sommer sanken die Werte dann ebenfalls auf 4 bis 8 mg/l ab, um im Herbst wieder auf über 20 mg NO<sub>3</sub>-N/l anzusteigen (KUBINIÖK & NEUMANN 1998). SIMON ET AL. (1988, S. 293) haben im Vergleich zu den hier gemessenen Werten im Bodenwasser in 90 cm Tiefe unter einer Wiese mittlere Nitratkonzentrationen von 12 mg NO<sub>3</sub>-N/l gemessen, allerdings wurden keine Angaben zu den Bewirtschaftungsverhältnissen gemacht. Unter Wintererbsen wurden mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen

von 29,6 mg/l, unter Winterweizen 40,7 mg/l, unter Sommergerste 27,3 mg/l und unter Wintergerste 17,6 mg/l gemessen (SIMON ET AL. 1988, S. 293).

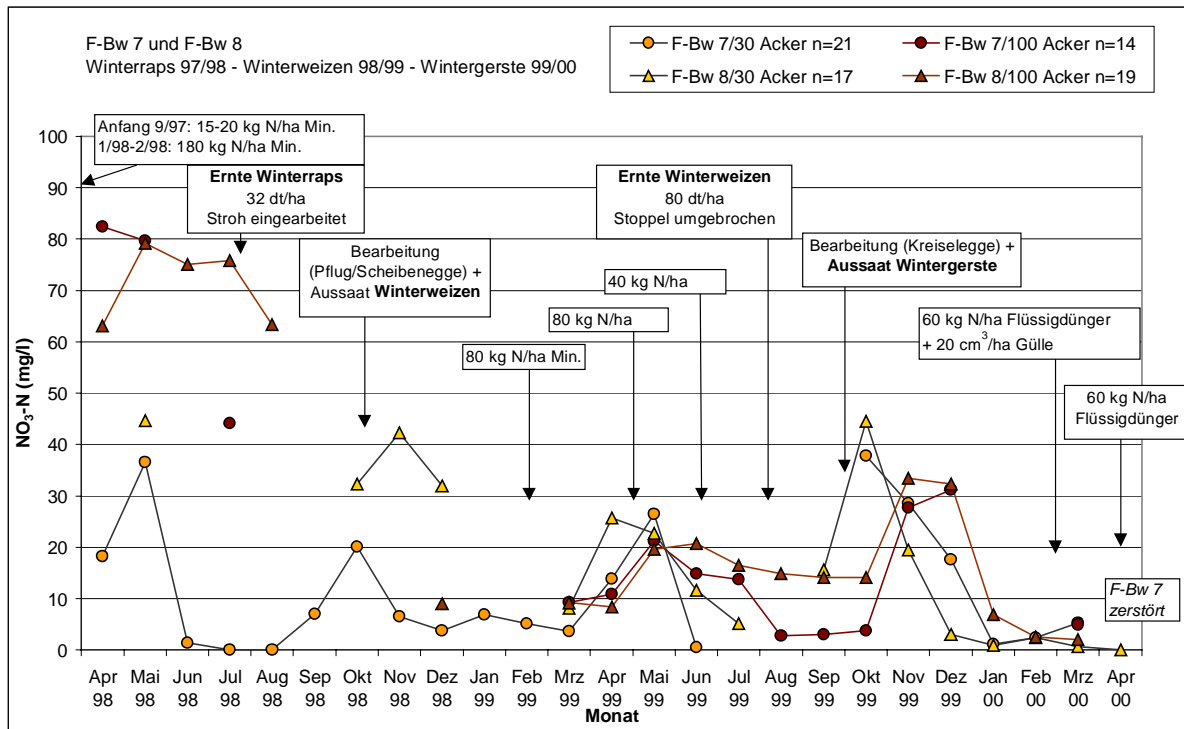


Abbildung 3-52:  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Bodenwasser – Ackerflächen F-Bw 7 und F-Bw 8

Die Ackerparzelle der Standorte B-Bw 1 und B-Bw 2 stellt eine Sondersituation dar (vgl. Abbildung 3-53). Die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser aus 1 m Tiefe liegen trotz N-Bilanzen von über 45 kg N/ha im Vergleich zu den vorangehend beschriebenen Standorten sehr niedrig. Hier ist zu vermuten, dass an beiden Standorten die über Düngung und mikrobiellen Abbau eingetragenen bzw. freigesetzten Nitrate durch starken Interflow oder ausgeprägte Grundwasserströme erheblich „verdünnt“ werden. Hinweise darauf geben verschiedene Geländebeobachtungen wie häufige Überstauung der Sammelstationen im Herbst/Winter sowie Tensiometerversuche, die den Schluss auf sehr geringe Wasserspannungen, d.h. hohe Wassersättigung im Untergrund zulassen. Für weitere Interpretationen sind hier hydrogeologische Grundwassermessungen notwendig.

Die gemessenen Nitratkonzentrationen im Bodenwasser verdeutlichen, in welchem Maße die Art und Intensität der Nutzung die auswaschungsgefährdeten Nitratkonzentrationen im Bodenwasser beeinflussen kann. Ein Zusammenspiel vieler Faktoren wie Art, Intensität und Zeitpunkt der Düngung, Art der Frucht und Anbauermine, Witterungslage, Aufnahme von Nitrat und Wasser durch Pflanzen, Ernte etc. bestimmt, wie sich die Gehalte im Bodenwasser im Jahresverlauf verhalten und wie hoch die ausgetragenen Mengen sind.

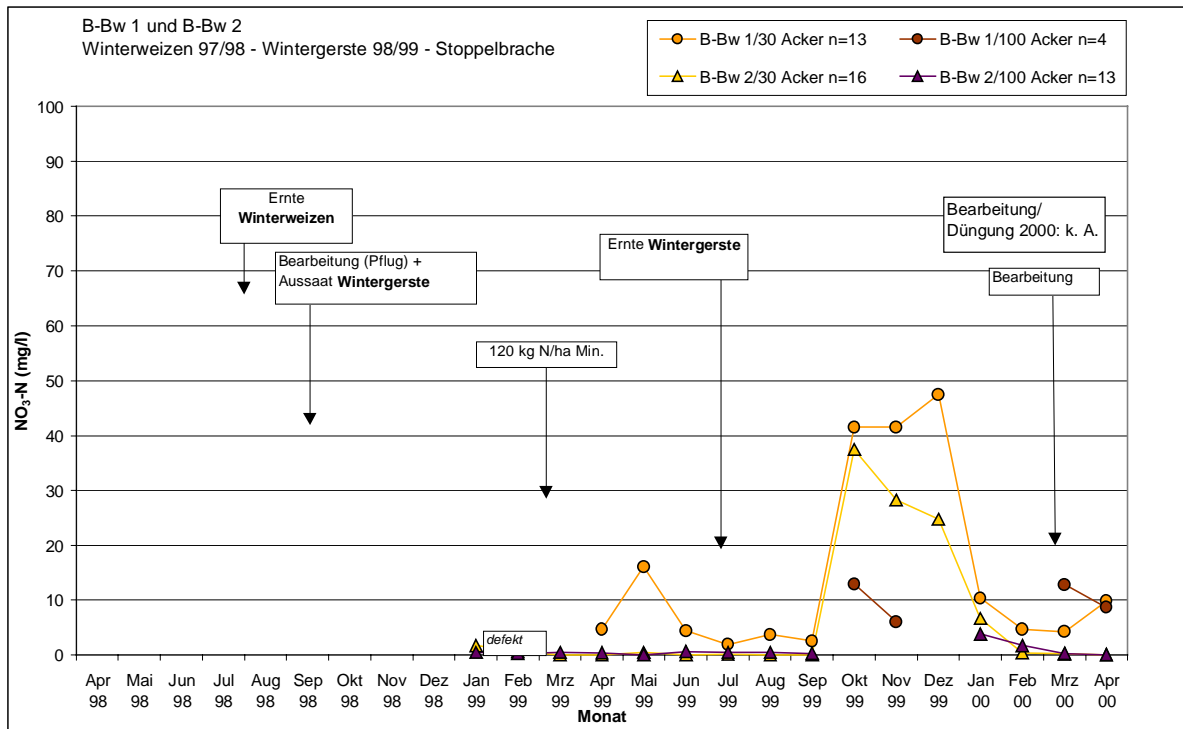


Abbildung 3-53: NO<sub>3</sub>-N im Bodenwasser – Ackerstation B-Bw 1

### 3.1.5.5 Erfassung des Bodenwasserhaushaltes zur Bilanzierung der Stickstoffausträge

Die Jahresverläufe der Nitratkonzentrationen unterscheiden sich je nach Kulturart, Vorfrucht und Nutzungsintensität der Standorte, was sich auch in der N-Bilanz widerspiegelt. Die Standortfaktoren Boden und Klima, die natürlich auch den Stickstoffhaushalt und die Freisetzung und Auswaschung des Nitrates beeinflussen, lassen sich aber am besten im Kontext mit den in Kapitel 3.1.5.6 dargestellten Sickerwasserraten interpretieren, welche ebenso ein Spiegel der jeweiligen klimatischen Verhältnisse der Untersuchungsjahre sind. Letztlich wird erst zusammen mit den standort- und klimaspezifischen Sickerwasserraten die Bedeutung der gemessenen Nitratgehalte der verschiedenen Standorte für den Stickstoffaustrag deutlich. Daher werden über die gemessenen Nitratkonzentrationen und die im Folgenden für ausgewählte Standorte ermittelten Sickerwasserraten die tatsächlich ausgetragenen Stoffmengen als Frachten berechnet und im Jahresverlauf dargestellt.

#### 3.1.5.5.1 Allgemeines zum Bodenwasserhaushalt

##### *Wasserbindung im Boden*

Der Bodenkörper ist ein komplexes System aus festen Bodenbestandteilen (Bodenmatrix), und Hohlräumen, die sich aus der Lagerung der festen Bodenbestandteile, dem Bodengefü-

ge, ergeben. Der Porenraum eines Bodens besteht aus einem Kapillarraum verschieden großer Poren, Wurzelröhren, Schrumpfungs- bzw. Quellungsrisse, Regenwurmröhren etc.. Die Ausprägung des Porenraumes hängt dabei erheblich von der Körnung der festen Bodenbestandteile (Bodenart) ab, sowie vom Bodenbildungsmaterial, den Prozessen der Bodengenese, der Bodennutzung und weiteren Parametern. Wasser gelangt in den Bodenraum vornehmlich über Niederschläge, die in den Bodenkörper einsickern und sich dort nach bestimmten physikalischen Gesetzmäßigkeiten verteilen, welche auf der Ausprägung des Porensystems beruhen. Man unterteilt das Bodenwasser in folgende Komponenten (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 183 ff.):

- Aufgrund verschiedener Bindungskräfte zwischen der festen Bodenmatrix und den Wassermolekülen sowie innerhalb des Bodenwasserkörpers wird Wasser als sogenanntes *Haftwasser* im Bodenkörper gehalten. Der Teil des Bodenwassers, der nicht in den Kapillaren und Poren gegen die Schwerkraft gehalten werden kann, wird als *Sickerwasser* vertikal in tiefere Bodenzonen verlagert oder auch hangparallel als *Zwischenabfluss* (Interflow) transportiert. Beim Versickerungsprozess wird bereits vorhandenes Wasser durch die nachrückenden Versickerungsfronten verdrängt.
- Stößt das versickernde Wasser auf stauende Bodenhorizonte, die dieses freie Wasser periodisch oder episodisch zurückhalten, so spricht man von *Stauwasser*. *Grundwasser* zeichnet sich dadurch aus, dass das im Untergrund aufgestaute Wasservorkommen das ganze Jahr über existiert, auch wenn es ebenso jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt.

Nach der Art und Weise der Bindung des Haftwassers und der daraus resultierenden Wasserbewegung unterscheidet man:

- *Adsorptionswasser*, d.h. durch Adsorptionskräfte und osmotische Kräfte an die festen Bodenbestandteile gebundenes Bodenwasser, das die Bodenteilchen umhüllt. Der Gehalt an Adsorptionswasser im Boden ist um so höher, je kleiner die Korngröße der Bodenteilchen und je größer damit die spezifische Oberfläche ist, über die die verschiedenen Bindungskräfte wirken können (Van-der-Waalsche Kräfte, H-Bindungen etc.; vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 184).
- *Kapillarwasser*, d. h. Wasserschichten, die sich an der Berührungsstelle der festen Bodenbestandteile über Menisken ausbilden und sich dann im Kapillarraum über die wirkenden Kapillarkräfte ausbreiten. Hier wirken physikalische Kräfte an den Grenzflächen zwischen Wasser und Luft, Adhäsionskräfte zwischen festen Bodenbestandteilen und Wassermolekülen sowie Kohäsionskräfte zwischen den Wassermolekülen. Die Intensität der Bindung wird u. a. von der Größe der Hohlräume bestimmt. Je kleiner der Durchmesser der Kapillaren ist, um so stärker ist die Bindung des Wassers in den Kapillaren. Bei hohem Wassergehalt überwiegen die kapillaren Bindungskräfte gegenüber den Adsorptionskräften (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 185).

Die unterschiedlichen Kräfte, die auf das Bodenwasser wirken, werden als Potentiale bezeichnet. Neben dem Matrixpotential, das die durch die feste Bodenmatrix auf das

Bodenwasser wirkenden Kräfte wie Kapillarkräfte umschreibt, wirkt vor allem die Gravitation auf das Bodenwasser ein. Aus den unterschiedlichen Potentialen ergibt sich eine gewisse Spannung, mit der das Bodenwasser im Bodenkörper gehalten wird. Die Bindungskräfte, die herrschenden Potentiale bzw. letztlich die resultierende Wasserspannung bestimmen, wie sich das Wasser, das im Boden vorhanden ist oder ihm zugeführt wird, im Weiteren verhält.

*Tabelle 3-5: Kornfraktionen des Feinbodens und Porenvolumen bzw. Porengrößenbereiche in Mineralböden<sup>94</sup>*

Äquivalent- durchmesser [mm]	Fraktion	Porenvolumen [%]	Grobporen [%]	Mittelporen [%]	Feinporen [%]
2,0 - 0,063	Sand	46 ± 10	30 ± 10	7 ± 5	5 ± 3
0,063 - 0,002	Schluff	47 ± 9	15 ± 10	15 ± 7	15 ± 5
< 0,002	Ton	50 ± 15	8 ± 5	10 ± 5	35 ± 10

Zwischen der Wasserspannung, mit der das Bodenwasser in der Matrix gehalten wird, und dem Wassergehalt besteht ein direkter Zusammenhang, der von der Porengrößenverteilung, dem Porenvolumen, dem Bodengefüge und dem Gehalt an organischer Substanz abhängt (RAMBOW & SCHINDLER 1994, 35; vgl. Abbildung 3-54). Sandböden haben einen Grobporenanteil von 30 % und mehr, in denen das Wasser nur mit einer geringen Spannung gehalten wird (< pF 1,8). Bei schluffigen Böden hingegen verteilt sich das Gesamtporenvolumen von ca. 47 – 56 % gleichmäßig auf alle Porengrößenbereiche (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, Tabelle 3-5 und Tabelle 3-6, S. 145).

Im Vergleich zum Sandboden steht das Bodenwasser in einem schluffigen Bodenkörper daher unter einer höheren Wasserspannung. Bei Tonböden überwiegen im Bodengefüge die Feinporen gegenüber den Mittel- und Grobporen, so dass hier der größte Teil des Bodenwassers bei wassergesättigtem Boden mit einer Wasserspannung von über pF 4,2 in der Matrix gehalten wird.

*Tabelle 3-6: Gliederung, Funktionen und Kennwerte des Porenraumes im Boden<sup>95</sup>*

PorenØ [µm]	Wasserspannung		Porenbereich	Funktion	Bodenkennwert
	pF	kPa			
> 50	< 1,8	< 6	weite Grobporen	schnell dränend	LK
50 - 10	1,8 – 2,5	6 - 30	enge Grobporen	langsam dränend	nFK
10 – 0,2	2,5 – 4,2	30 - 1500	Mittelporen	pflanzenverfügbar	nFK
< 0,2	> 4,2	> 1500	Feinporen	Totwasser	PWP

FK

<sup>94</sup> nach AG BODEN (1994, S. 132), SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S. 145)

<sup>95</sup> nach KUNTZE ET AL. (1994, S. 168), SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S. 145)



*Wasserbewegung im Bodenkörper, Wasserleitfähigkeit*

Durch Wasserzufuhr (Versickerung von Niederschlägen, Interflow) und Wasserentzug durch Transpiration der Pflanzen und Evaporation des Bodens (=Evapotranspiration) ist das Wasser im Boden meist in Bewegung und befindet sich nur selten in einem statischen Zustand (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 191). Das Ausmaß der Wasserbewegung und auch die Richtung werden dabei von den bereits vorangehend angesprochenen Bodeneigenschaften (Porenraum, Gefüge, Bodenart) sowie den im Bodenkörper vorherrschenden Potentialgefälle, das sich z. B. zwischen Bodenzone und Grundwasserspiegel aufbaut, bestimmt. Da der Bodenkörper ein dreidimensionaler Raum ist, findet auch die Wasserbewegung nicht nur in einer Ebene statt und die Beschreibung der Wasserleitfähigkeit über physikalische Formeln ist sehr komplex. Die Komplexität wird durch die Heterogenität eines natürlichen Standortes, was z. B. das Gefüge betrifft, noch gesteigert. Der schnellen Wasserflusses in bevorzugten Fließbahnen entlang von größeren riss- und röhrenförmigen Poren (präferentieller Fluss oder *preferential flow*) im Boden ist kaum direkt messbar. Ebenso schwierig ist die Erfassung oder Modellierung von schnellem Stoffaustrag über *preferential flow* (SCHWARZ & KAUPENJOHANN 2001). Bei Untersuchungen an tonigen Böden in Schweden konnte LARSSON (1999) feststellen, dass Makroporenfluss den Nitrataustrag um ca. 30 % reduziert. Dies sei darauf zurückzuführen, dass bei Auftreten von schnellem Wasserfluss das Sickerwasser an den Mikroporen vorbei fließt, ohne dass eine Vermischung mit dort konzentriert vorliegendem Nitrat stattfinden kann. Wie LARSSON (1999) anführt, sind Forschungen in diesem Bereich zu teils kontroversen Ergebnissen gekommen, wobei die Standortfaktoren und Bewirtschaftungsparameter sowie Niederschlagsereignisse erheblichen Einfluss auf Auftreten und Wirkung des *preferential flow* haben können.

*Kennwerte des Wasserhaushaltes im Boden: FK, nFK, PWP, nFKWe, Wpfl*

Über Bodenkennwerte (Feldkapazität bzw. nutzbare Feldkapazität, permanenter Welkepunkt) lassen sich die komplexen Kräfte der Wasserbindung und des Wassertransportes im Boden zusammenfassend und vergleichbar darstellen. Die Bodenkennwerte orientieren sich an der Wasserspannung, mit der ein bestimmter Wassergehalt in der Bodenmatrix gebunden ist. Diese Bodenkennwerte sind für jeden Horizont oder jede Bodenschicht charakteristisch und stellen sich unter bestimmten Bedingungen im Boden ein bzw. sind im Labor unter definierten Bedingungen herstellbar (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 202).

Als Feldkapazität FK, angegeben in [Vol.-%] oder [mm/dm], wird die Wassermenge bezeichnet, die ein Boden gegen die Schwerkraft halten kann. Die Wasserspannung oder Saugspannung, die dabei auf das Bodenwasser wirkt, reicht bis pF 1,8 bei Sandböden mit tiefen Grundwasserständen und bindigen Böden mit hohen Grundwasserständen bzw. bis pF 2,5 bei Lehmen, Schluffen oder Tonen mit tiefanstehendem Grundwasser (AG BODEN 1994; RAMBOW & SCHINDLER 1994). Bei einem Sandboden mit ca. 30 % schnell dränenden Grobporen wird nur wenig Wasser bei Feldkapazität in Mittelporen und Feinporen gehalten. Ein Tonboden hingegen weist bei Feldkapazität sehr hohe Wassergehalte von über 45 Vol.-% bei einem Gesamtporenvolumen von ca. 50 % auf. Je feiner die Bodenart, desto höher ist der Anteil der Mittel- und Feinporen am Porenraum, und umso höher ist auch die Menge des bei Feldkapazität gegen die Schwerkraft gehaltenen Wassers (SCHEFFER &

SCHACHTSCHABEL 1992, 178ff.). Der Wassergehalt eines Bodenkörpers bei Feldkapazität ist abhängig von verschiedenen Parametern wie dem hydraulischen Potential, Korngrößenverteilung, dem Humusgehalt, dem Bodengefüge und der Horizontabfolge und Profiltiefe (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 203).

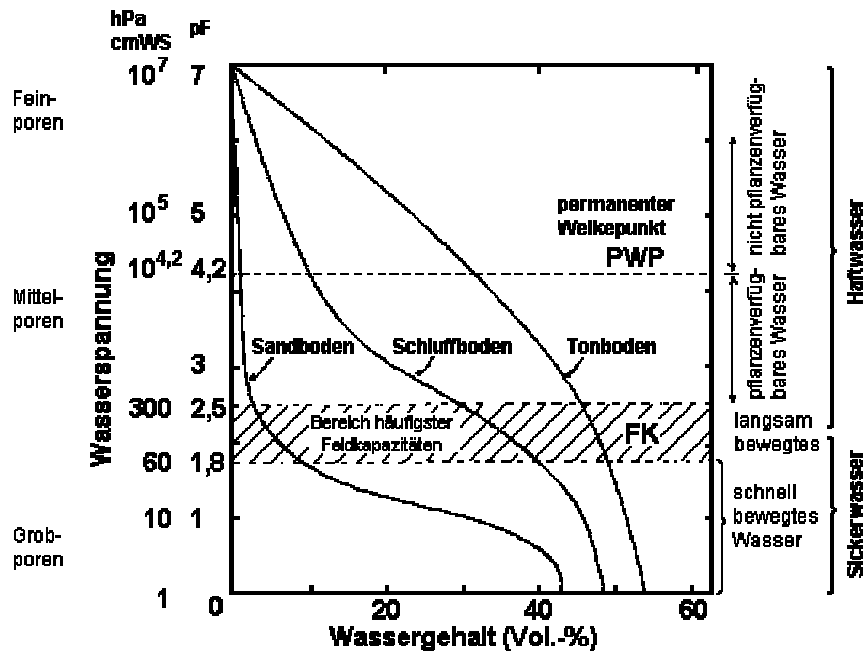


Abbildung 3-54: Wasserspannungskurve bzw. pF-Kurve des Bodenwassers - Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt in A-Horizonten bei Sandboden, tonigem Schluffboden (Lößboden) und Tonboden<sup>96</sup>

Die nutzbare Feldkapazität nFK stellt denjenigen Teil der Feldkapazität dar, der von den Pflanzenwurzeln gegen die Bindungskräfte des Bodens noch aufgenommen werden kann, also den Wassergehalt zwischen pF 1,8-2,5 und pF 4,2. Bodenwasser, das mit einer Saugspannung über pF 4,2, dem permanenten Welkepunkt (PWP), im Boden gehalten wird, ist nicht mehr pflanzenverfügbar und wird als Totwasser bezeichnet. Bei Wassergehalten unterhalb des PWP wird die Turgeszenz von Nutzpflanzen nachhaltig geschädigt, weshalb dieser Wert (pF 4,2) als allgemeiner Grenzwert der nutzbaren Feldkapazität gewählt wurde (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 204). Die nutzbare Feldkapazität wird wie die Feldkapazität in [Vol.-%] oder [mm/dm] angegeben. Schluffige Böden erreichen die höchsten nFK-Werte. Bei tonigen Böden werden im Porenraum unter 0,002 mm Äquivalentporendurchmesser bis zu 60 % des gesamten Bodenwassergehaltes mit einer Saugspannung über pF 4,2 gehalten, welches damit nicht mehr pflanzenverfügbar ist.

Eine häufig verwendete Größe ist die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe). Die nFKWe [mm] drückt den pflanzennutzbaren Wassergehalt in einem Bodenprofil bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe We aus. Die empirisch ermittelte effektive Durchwurzelungstiefe (We) gibt an, aus welcher Tiefe einjährige landwirtschaftliche Nutzpflanzen in Trockenjahren auf grundwasserunbeeinflussten Böden noch Bodenwasser aufnehmen

<sup>96</sup> aus SCHÖNIGER & DIETRICH (2001); nach SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1998)

können. Der effektive Wurzelraum ist eine Funktion sowohl der Bodenart als auch der nutzungsspezifischen Wurzelraumbildung. Er ist daher bei Grünland geringer als bei Ackerland, und dieser ist wiederum geringer als unter Wald. Bei Böden mit Grundwassereinfluss, d. h. bei einer Grundwasseroberfläche unter  $< 1,5 \text{ m} - 2,5 \text{ m}$  uGOK, muss zusätzlich zur nFKWe noch der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser berücksichtigt werden, um die Gesamtmenge an pflanzenverfügbarem Bodenwasser (Wpfl) zu ermitteln (vgl. AG BODEN 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

#### *Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung*

Die Höhe der Absickerung von Bodenwasser aus einer definierten Bodenzone wird durch folgende Faktoren beeinflusst (vgl. BACH 1987a; GÄTH & WOHLRAB 1995):

- Gebietsniederschlag sowie Intensität und Verteilung der Niederschläge
- potentielle und reelle Evapotranspiration
- Reliefverhältnisse und damit verbundener Interflow sowie oberflächlicher Abfluss
- Vorratsänderung des Bodenwassers bzw. Wasserspeicherkapazität des Bodens
- Grundwasseranschluss oder kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in die Wurzelzone
- weitere Standorteigenschaften wie Pflanzenbewuchs und Bodenbearbeitung

Zur Absickerung von Bodenwasser aus der Bodenzone kommt es dann, wenn z. B. über Niederschläge mehr Wasser angeliefert wird, als unter den gegebenen klimatischen Bedingungen verdunsten kann und als der Boden gegen die Schwerkraft, also bei Feldkapazität, halten kann. Je nach Wasserleitfähigkeit des Bodens kommt es zur Infiltration, gegebenenfalls über Verdrängung von bereits im Boden vorhandenem Wasser in tiefere Schichten und damit zur Absickerung aus der Bodenzone. Die Sickerwasserrate eines Bodenkörpers schwankt erheblich im Laufe eines Jahres, je nach Verteilung und Menge der Niederschläge und der Evapotranspiration. Die höchsten Raten der Versickerung werden im Winterhalbjahr zwischen Dezember und Mai erreicht, wenn die Evapotranspiration gering ist und hohe Niederschlagsmengen fallen. Zu Beginn der Vegetationsperiode ist der Boden meist wassergesättigt, d. h. er erreicht Feldkapazität. Die geringsten Sickerwasserraten werden aufgrund der hohen Evapotranspiration ungefähr im Juni verzeichnet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 204 ff).

Als Parameter für eine modellhafte Erfassung der Absickerung aus der Bodenzone werden häufig die vorangehend diskutierten Bodeneigenschaften und Kennwerte herangezogen, welche die komplexen Zusammenhänge zwischen Wasserspannung, Wasserleitfähigkeit und Wassergehalt zusammenfassen. Die klimatische Wasserbilanz, das heißt die Differenz aus Niederschlag und potentieller Evapotranspiration, kann zur einer ersten Abschätzung der Sickerwasserrate herangezogen werden, wobei darin allerdings die pedogenen und nutzungsbedingten Faktoren der Sickerwasserrate wie Relief, Bodenhorizonte etc. keine Berücksichtigung finden (vgl. AG BODEN 1994).

Die potentielle Evapotranspiration (ETP) gibt die unter gegebenen meteorologischen Bedingungen maximal mögliche Verdunstung einer (Boden-) Oberfläche an. Die ETP kann nach HAUDE (1954) für grasbewachsenen Boden über Niederschlag, Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit berechnet werden (vgl. Kapitel 2.2.6.1.3 ff). Die aktuelle Evapotranspiration ist in der Regel geringer als die potentielle Evapotranspiration und wird von der Vegetation über das Transpirationsverhalten, den Wurzelraum etc. bestimmt (ROHMANN & SONTHEIMER 1985). Daher muss auch die Nutzung bei der Betrachtung des Sickerwasserverhaltens als wichtiger Faktor einbezogen werden. Die aktuelle Evapotranspiration ETP nimmt in Abhängigkeit verschiedener Nutzungsformen mit folgender Reihe zu (ROHMANN & SONTHEIMER 1985):

versiegelte Flächen < nackter Boden < Acker < Grünland < Wald < Wasserflächen

Dagegen nimmt die Sickerwasserrate, bei steigender reeller Evapotranspiration, in gegenläufiger Reihenfolge ab (ROHMANN & SONTHEIMER 1985; GÄTH & WOHLRAB 1995):

Acker > Grünland > Laubwald > Nadelwald

Die Sickerwassermenge, die durch „Tiefenversickerung bis zum Grundwasser vordringt“, wird dann auch als Grundwasserneubildungsrate bezeichnet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, S. 206).

#### 3.1.5.5.2 Tägliche Sickerwasserrate GWnt

Zur Ermittlung der aus den untersuchten Standorten mit dem Sickerwasser aus 1 m Tiefe ausgetragenen Stickstofffrachten wurde zunächst die tägliche Sickerwasserrate (GWnt) für jeden einzelnen Standort berechnet (vgl. Kapitel 2.2.6). Als Eingangsparameter werden dabei die nutzbare Feldkapazität bis 1 m Profiltiefe  $nFK_{10dm}$  [mm], der Tagesniederschlag  $Nt$  [mm], die potentielle Evapotranspiration ETP nach HAUDE ( $ETP_{DWD}$ ), die daraus abgeleitete kulturspezifische Evapotranspiration  $ETP_k$  sowie die Tageswerte der realen Evapotranspiration  $ET_{real}$  miteinander verrechnet. Über die tagesbezogene klimatische Wasserbilanz  $KWBt$  wird der aktuelle Bodenwassergehalt [%  $nFK_{10dm}$ ] bestimmt. Grundlage für die Berechnungen der Bodenkennwerte sind die an den einzelnen Standorten vorgenommenen Bodenprofilnahmen (vgl. Kapitel 2.2.6.1).

Die nutzbare Feldkapazität bis 1 m Profiltiefe  $nFK_{10dm}$  wird bei der Berechnung der täglichen Sickerwasserraten als Kennwert des aktuellen Bodenwassergehaltes verwendet. Da bei dem Verfahren angenommen wird, dass zu Beginn des Berechnungszeitraumes (1. April) der Bodenkörper bis zur Feldkapazität gesättigt ist, könnte auch die Feldkapazität bis 1 m Bodentiefe statt der nutzbaren Feldkapazität verwendet werden. Mit der nutzbaren Feldkapazität wird aber ein Kennwert verwendet, der bei sommerlicher Austrocknung den Bodenwasseranteil bis zum permanenten Welkepunkt (PWP) darstellt. Müsste aufgrund einer negativen klimatischen Wasserbilanz zu Terminen, an denen die  $nFK_{10dm}$  bereits gleich Null ist, noch weiteres Bodenwasser über Evapotranspiration an die Atmosphäre abgegeben werden, so wird bei diesem Verfahren angenommen, dass die Evapotranspiration dann ebenfalls gleich Null ist. Damit wird weiterhin angenommen, dass Bodenwasser aus dem

Totwasserbereich bei negativer klimatischer Wasserbilanz und einer  $nFK_{10dm}$  von 0 mm nicht zur Evapotranspiration an die Atmosphäre abgegeben wird. Die Höhe der  $nFK_{10dm}$  wird hauptsächlich von der Bodenart und Lagerungsdichte sowie dem Humusgehalt bestimmt, was in den empirisch ermittelten Tabellen berücksichtigt wird, die zur Ableitung der  $nFK$  eines Horizontes herangezogen werden (vgl. AG BODEN 1994, MÜLLER 1997, HENNINGS 1994).

Die kulturspezifische Evapotranspiration  $ETP_k$  wurde nach der jeweils aktuellen Nutzung (Pflanzenbewuchs) berechnet. Die  $ETP_k$  nimmt bei den untersuchten Standorten in folgender Reihenfolge ab:

Mähweiden > Acker > Mähwiesen

Dies ist dadurch zu erklären, dass für Weidestandorte im Sommer eine höhere Evapotranspiration als über Grasflächen angenommen wird (vgl. Tabelle 2-19). Die Getreidestandorte erhalten im Sommer ebenfalls  $ETP_k$ -Werte, die über den Grasflächen liegen. Über den Wiesen verdunstet im Winterhalbjahr mehr als über abgeernteten Feldern ohne Bewuchs bzw. über jungem Wintergetreide.

Da bei Unterschreitung eines gewissen Bodenwassergehaltes die rechnerisch ermittelte kulturspezifische (potentielle) Evapotranspiration nicht erreicht wird, wurde ab 70 % Feldkapazität die  $ETP_k$  über die in Kapitel 2.2.6.1.5 angegebene Formel entsprechend des Wassergehaltes (%  $nFK_{10dm}$ ) reduziert. Die so ermittelte reale Evapotranspiration  $ET_{real}$  ist in der Jahressumme je nach Verlauf des Bodenwassergehaltes bzw. der klimatischen Wasserbilanz geringer als die  $ETP_k$ . Je mehr die  $nFK_{10dm}$  im Sommer bei negativen klimatischen Wasserbilanzen gegen Null geht, um so geringer ist die  $ET_{real}$  gegenüber der  $ETP_k$ .

Wie bereits in Kapitel 2.2.6.1.5 dargelegt, müsste nach den bei den vorliegenden Berechnungen gemachten Erfahrungen statt der Grenze 70 %  $nFK_{10dm}$  eigentlich 65 %  $nFK_{10dm}$  herangezogen werden.

Die täglichen Sickerwasserraten (GWNt), die für die Standorte der Bodenstationen ermittelt wurden, werden zu Monatssummen bzw. Jahressummen addiert. Eine Übersicht über die Jahreswerte der einzelnen Parameter und Kennwerte sowie die täglich berechneten Sickerwasserraten für die Untersuchungsjahre 97/98, 98/99 und 99/00 geben Tabelle 7-15 bis Tabelle 7-18 im Anhang. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass das angewendete Berechnungsverfahren den seitlichen Zu- und Abfluss nicht einrechnet und daher nur absolute Gültigkeit für ebene Flächen unter 1 % Hangneigung hat (HENNINGS 1994, S. 64).

Weiterhin wird ein potentieller kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser, wie er bei der jährlichen Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) in dem Kennwert des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (Wpfl) eingerechnet wird (siehe dazu Kapitel 2.3.1.2.3), hier nicht berücksichtigt. Dadurch kann die Sickerwasserrate im Vergleich zu den tatsächlichen Verhältnissen entweder über- oder auch unterschätzt werden.

Im gewählten Ansatz bestimmen die klimatischen Faktoren über Niederschlag, Evapotranspiration und daraus abgeleitete klimatische Wasserbilanz neben den eingehenden Profil-

daten und Bodenkennwerten in erheblichem Maß die Höhe der Sickerwasserrate. Dies wird deutlich in dem starken Zusammenhang zwischen hohen Jahresniederschlägen, relativ geringerer Evapotranspiration in den niederschlagsreichen Monaten und daraus folgender hoher klimatische Wasserbilanz im Bilanzjahr 1998/99 (vgl. Tabelle 7-15 und Tabelle 7-17). Die Jahresniederschläge sind in diesem Jahr von allen drei untersuchten Jahren am höchsten, die Evapotranspiration insgesamt am geringsten. Daraus ergeben sich für das Bilanzjahr 1998/99, unter Beachtung der oben gemachten Einschränkungen hinsichtlich der Vernachlässigung von seitlichem Zu- und Abfluss sowie kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser, im Vergleich zu den beiden anderen Jahren die höchsten Sickerwasserraten (GWNt):

$$N_J 98/99 > N_J 97/98 > N_J 99/00$$

$$ET_{\text{real}} 98/99 < ET_{\text{real}} 99/00 < ET_{\text{real}} 97/98$$

$$\Rightarrow \text{KWBt } 98/99 > \text{KWBt } 99/00 > \text{KWBt } 97/98$$

$$\Rightarrow \text{GWNt } 98/99 > \text{GWNt } 99/00 > \text{GWNt } 97/98$$

Dass die täglich berechnete, aufsummierte Sickerwasserrate GWNt höher ist als die reine klimatische Wasserbilanz KWBt hängt damit zusammen, dass die  $nFK_{10dm}$  zum Ende des Bilanzzeitraumes oftmals nicht wieder zu 100 % aufgefüllt ist. Die Differenz zwischen GWNt und KWBt liegt in diesem fehlenden Wassergehalt. Bei einer negativen klimatischen Wasserbilanz wird dem Boden Wasser durch Evapotranspiration entzogen und der Wassergehalt, in % der  $nFK_{10dm}$  oder als absoluter Wert gemessen, nimmt ab. Bei positiven klimatischen Wasserbilanzen wird zunächst das Bodenwasser bis zu 100 %  $nFK_{10dm}$  aufgefüllt. Bei Überschreitung der Feldkapazität erfolgt dann Sickerung. Aus dieser Gegenrechnung ergeben sich die oben beschriebenen Betragsunterschiede.

Betrachtet man die nach der vorliegenden Methodik ermittelten täglichen Sickerwasserraten GWNt der einzelnen Standorte, so wird deutlich, wie die klimatischen Faktoren, die Nutzung und die Bodeneigenschaften die Absickerung aus dem Bodenwasser steuern. Hohe Feldkapazitäten führen zu einem vergleichsweise höheren Wasserrückhalt in einem Profil im Vergleich zu Standorten mit geringer Feldkapazität. Die Evapotranspiration hat ebenfalls je nach Pflanzenbewuchs und Klimafaktoren ihren Einfluss auf die Sickerwasserrate. Entscheidend ist die Kombination aus Niederschlag, Verdunstung und Wasserrückhaltevermögen. Bei den GWNt-Werten der untersuchten Standorte ist keine klare parameterabhängige Reihenfolge auszumachen. Dies liegt möglicherweise an der starken Betonung des Wasserrückhaltevermögens im Bodenprofil im Vergleich zu der bei der Berechnung der jährlichen Sickerwasserrate GWNa angewendeten Methodik (vgl. Kapitel 2.3.1 und Kapitel 3.2).

### 3.1.5.6 Bilanzierung des aktuellen Nitrataustrages für ausgewählte Standorte

Wie bereits erläutert wurde, stellt Nitrat einen kritischen Parameter des diffusen Stoffeintrages in Oberflächen- und Grundwasser dar. Man kann davon ausgehen, dass das mit dem Sickerwasser verlagerte und ausgetragene Nitrat, unter Beachtung möglicher Denitrifikations- und Immobilisationsprozesse im Untergrund und im Grundwasserleiter, nach entsprechenden Zeiträumen über das Grundwasser und den Interflow auch in die Vorfluter gelangt. Der Nitrataustrag aus der (durchwurzelt) Bodenzone landwirtschaftlicher Böden kann daher als Hinweis auf die potentielle Belastung des Grund- und Oberflächenwassers gewertet werden. BRUCH (2002) hat für das Teileinzugsgebiet der Leuk (hydrologische Jahre 98/99 und 99/00) einen diffusen Nitratanteil im Oberflächenwasser von 80 % bis über 95 % ermittelt.

Die Frachten des Nitrataustrages ergeben sich aus der Multiplikation der monatlichen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (100 cm Tiefe) mit der für den Zeitraum der Beprobung rechnerisch ermittelten Sickerwasserrate (GWnt). Einer Monatsmischprobe wurde die berechnete Sickerwassermenge vom Tag der letzten Probenahme bzw. der Inbetriebnahme/Reparatur der Station bis zum Tag vor der Probenahme zugeordnet. Die sich daraus ergebenden monatlichen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austragsfrachten wurden dann entsprechend der Bilanz-Zeiträume zu Jahresfrachten aufsummiert (vgl. Kapitel 2.2.6.2).

Fehlende Monatsproben wurden durch zwei einfache Interpolationsverfahren kompensiert. Für die weiteren Auswertungen werden nur Frachten von Standorten herangezogen, für die pro Halbjahr mindestens drei Bodenwasserproben vorlagen, um bei der Interpolation nicht zu stark von der tatsächlichen Grundgesamtheit abweichende Werte zu erhalten. Die Interpolation fehlender Daten war insbesondere für die Probenahmeterminale von Bedeutung, bei denen die Berechnungen theoretisch eine Versickerung von Bodenwasser ergaben, aber aus verschiedenen klimatischen oder auch technischen Gründen keine Bodenwasserproben vorlagen (vgl. Kapitel 2.2.6.2 und Kapitel 3.1.5). Beim ersten Verfahren wurde für das Fehldatum das  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationsmittel aus dem vorangehenden und dem folgenden Monat bestimmt. Lag auch für den Folgemonat zum Beispiel keine Probe vor, so wurde der nächste vorhandene Wert verwendet. Als zweites Verfahren wurde das  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationsmittel aller gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte des Bilanzjahres verwendet. Da beide Verfahren je nach Zahl der Datenausfälle eines Bilanzjahres mehr oder weniger voneinander abweichende Ergebnisse lieferten, wurden die nach beiden Verfahren berechneten Jahresfrachten (Min und Max) gemittelt.

Aufbauend auf die in Kapitel 3.1.5.4 dargestellten Abbildungen zu den Nitratkonzentrationen werden in diesem Kapitel die monatlichen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die berechneten monatlichen Sickerwasserraten und die darüber kalkulierten Nitratausträge dargestellt. In den folgenden Grafiken sind nur Werte der Termine dargestellt, zu denen Bodenwasserproben gezogen worden waren und damit real gemessene Nitratkonzentrationen vorlagen. In die Berechnung der Jahresausträge gingen jedoch auch die über Interpolation ermittelten Nitratkonzentrationen und Nitratausträge von den Probenahmeterminen ein, zu denen keine Bodenwasserproben vorlagen.

Wie aus den Abbildungen ersichtlich wird, treten durchaus Nitrat-Peaks oder erhöhte Konzentrationen in Monaten auf, zu denen zumindest rein rechnerisch keine Sickerung aus dem Boden ermittelt werden konnte, z. B. in den Monaten Juli und September 1998 sowie im Juni und Juli 1999 an der Station F-Bw 2 (vgl. Abbildung 3-55).

Ogleich bei den untersuchten Flächen nach der Ernte bzw. im Herbst zwar hohe Konzentrationen aber keine ausgeprägten Nitratpeaks festzustellen waren, ergeben sich doch allein aus der Tatsache, dass die hohen Sickerwasserraten in den Herbst und Winter fallen, für diese Monate teils beachtliche Nitratausträge. Während an den Grünlandstationen in den Herbst- und Wintermonaten nur monatliche Austräge bis 5 kg NO<sub>3</sub>-N/ha ermittelt wurden, können die Nitratausträge unter Ackerflächen bis über 30 kg NO<sub>3</sub>-N/(ha\*Monat) erreichen (vgl. Abbildung 3-57, Abbildung 3-58 und Abbildung 3-59).

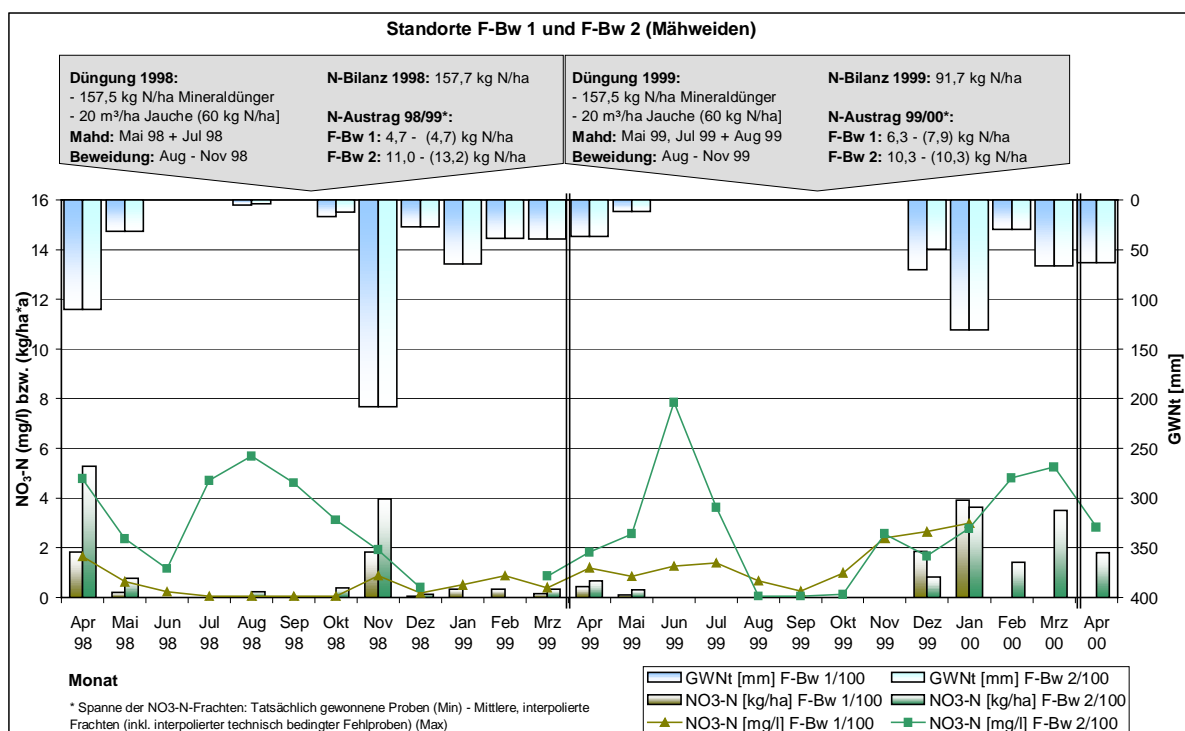


Abbildung 3-55: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte F-Bw 1 und F-Bw 2

Zu Beginn der Messperiode im UG Saargau wurden an den Stationen F-Bw 7 und F-Bw 8 unter Winterraps sehr hohe Nitratkonzentrationen gemessen (Abbildung 3-58). Zusammen mit den ebenfalls für diesen Zeitraum hohen Sickerwasserraten (ca. 100 mm im April 1998) ergeben sich für beide Standorte für den April 1998 NO<sub>3</sub>-N-Frachten von 63,4 kg/ha bis über 80 kg/ha. Im folgenden Mai 1998 sinkt die Sickerwasserrate auf ca. 28 l/m<sup>2</sup> ab, so dass die NO<sub>3</sub>-N-Frachten im Mai nur noch bei 9 bis 22 kg/ha liegen. Hier zeigt sich, wie sehr die einzelnen betrachteten Faktoren die rechnerisch ermittelten Austragsfrachten beeinflussen können. Denn die Nitratkonzentration, die im Mai 1998 an den Stationen F-Bw 7 und F-Bw 8 in 100 cm Tiefe gemessen wurde, lag nicht niedriger als im Vormonat.



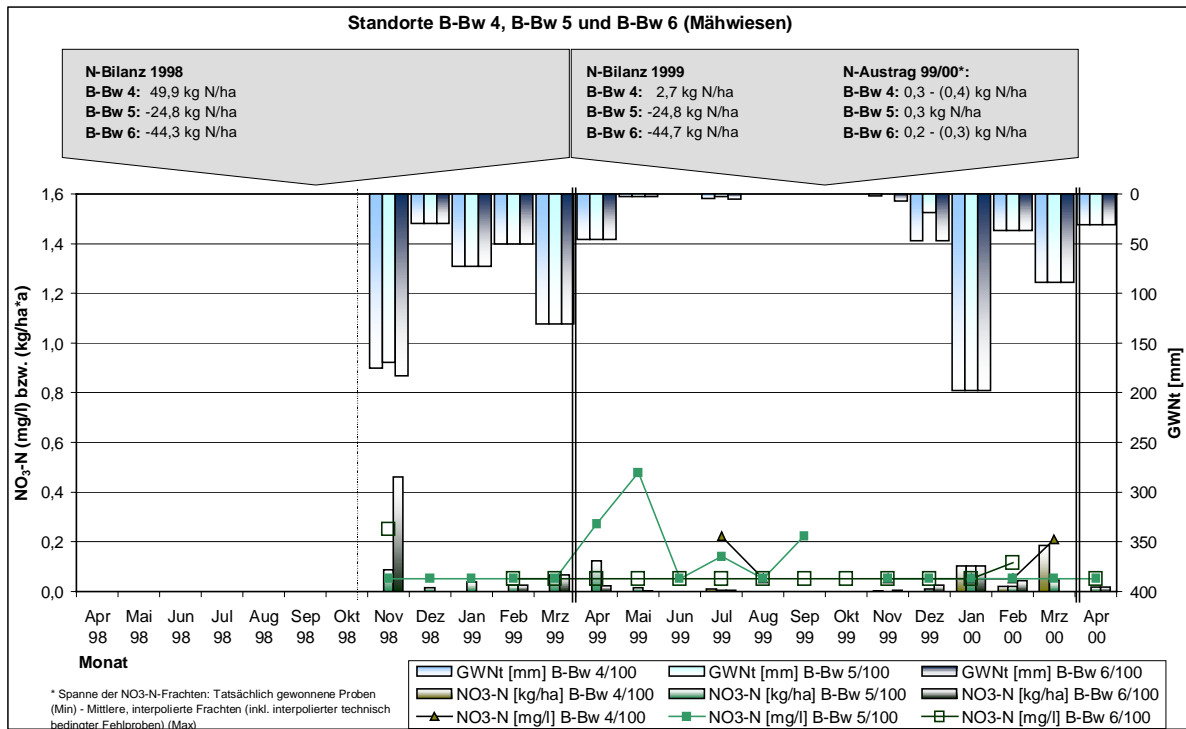


Abbildung 3-56: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte B-Bw 4, B-Bw 5 und B-Bw 6

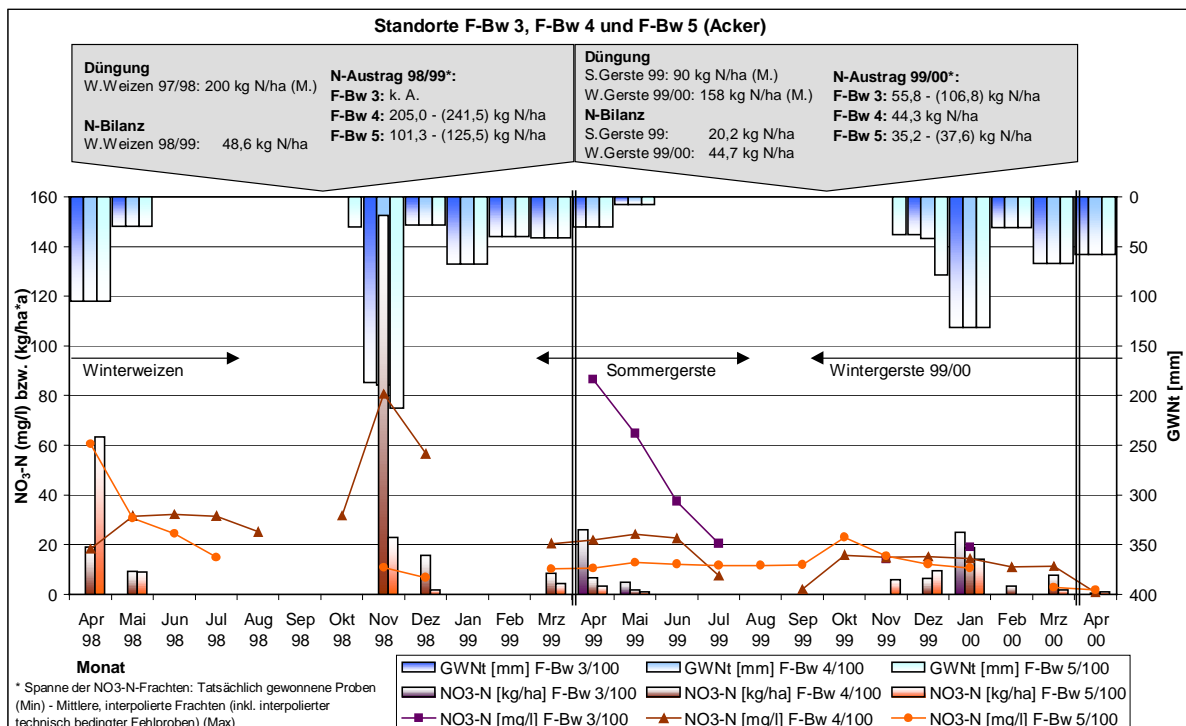


Abbildung 3-57: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte F-Bw 3, F-Bw 4 und F-Bw 5

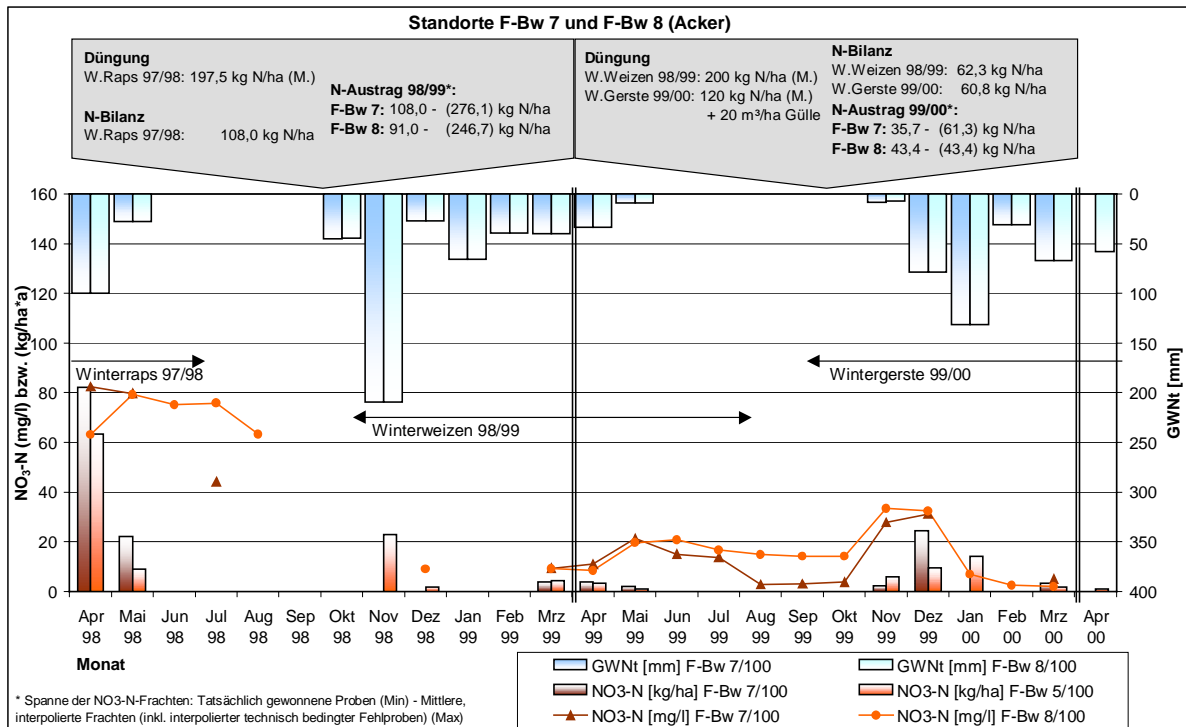


Abbildung 3-58: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standorte F-Bw 7 und F-Bw 8

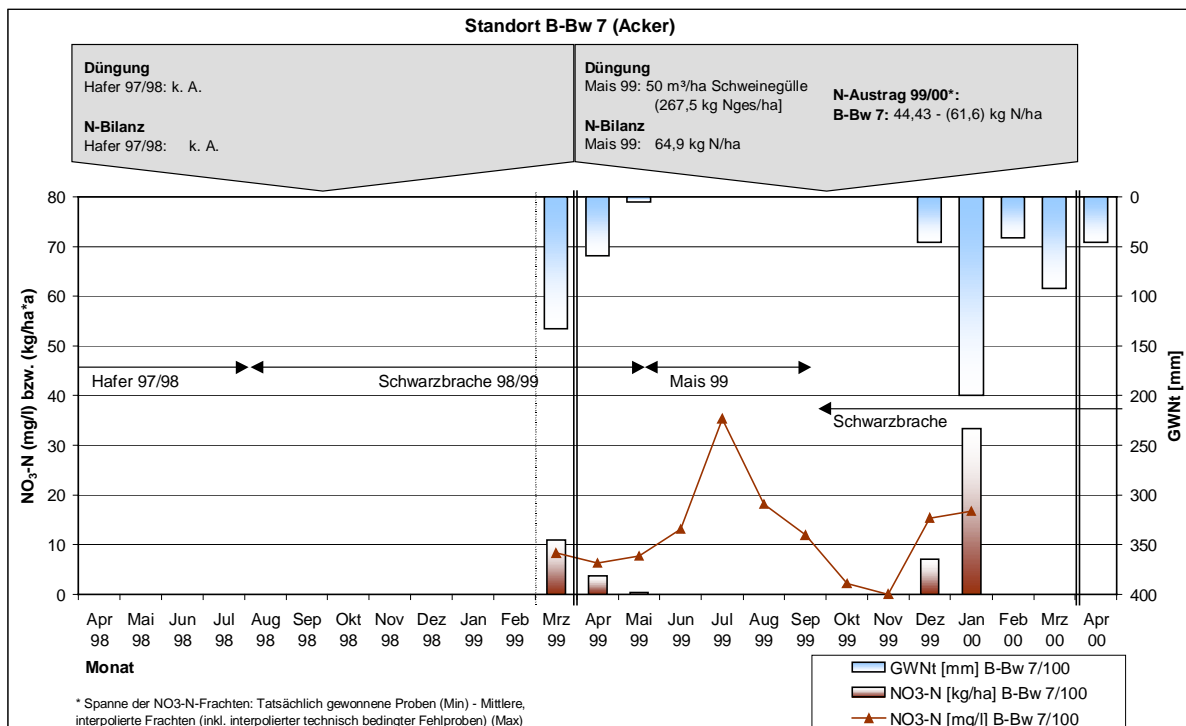


Abbildung 3-59: Sickerwasserrate, Nitratkonzentrationen und Nitrataustrag mit dem Sickerwasser – Standort B-Bw 7

Insbesondere die Verteilung der Niederschläge über das Jahr bestimmt den ermittelten Austrag mit dem Sickerwasser. Dies zeigt sich auch am Beispiel des November 1998. In diesem Monat sind extreme Sickerwasserraten ( $189 \text{ l/m}^2$ ) zu verzeichnen gewesen, die auf hohe Niederschläge weit über dem langjährigen Mittel zurückgehen (vgl. Kapitel 2.1.4.3). Dadurch wurde für die Station F-Bw 4 alleine für diesen Monat eine Fracht von  $152,5 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$  ermittelt. Dieser Wert ist extrem hoch und kann nur mit Vorbehalten als tatsächlicher Austragswert angenommen werden. Durch diesen berechneten Extremaustrag erklärt sich auch die für das Bilanzjahr 98/99 ermittelte hohe Fracht von mindestens  $205 \text{ kg NO}_3\text{-N/ha}$ , interpoliert bis möglicherweise  $241,5 \text{ kg NO}_3\text{-N/ha}$ , bei einer N-Bilanz des 97/98 angebauten Winterweizens von „nur“  $48,6 \text{ kg NO}_3\text{-N/ha}$  (vgl. Abbildung 3-57, Tabelle 3-7).

Es zeigt sich, dass der klimatische Einfluss auf die Ergebnisse bei der angewendeten Methodik erheblich sein kann. In wiefern die Nitratkonzentrationen im Boden im Zusammenhang mit dem Bodenwasserhaushalt stehen, ist über die vorgenommenen Untersuchungen nur schwer zu differenzieren (siehe Kapitel 3.3.3). Insgesamt müssen die hohen Austragswerte, wie sie bei den Stationen F-Bw 4, 5, 7, und 8 für das Bilanzjahr 98/99 ermittelt wurden, als mögliche Extremwerte niederschlagsreicher und verdunstungsschwacher Jahre betrachtet werden.

In Tabelle 3-7 sind die jährlichen diffusen Nitratausträge zusammengefasst, die als gesicherte Werte angenommen werden können, d. h. mit einer Mindestprobenzahl von 6 Terminen pro Bilanzjahr, bei denen die Fehltermine möglichst in die trockenen Sommermonate fallen. Für die Mähweiden wurden Austräge zwischen  $4,7$  und  $13,2 \text{ kg N/(ha*a)}$  kalkuliert. Bedenkt man die hohen Bilanzüberschüsse der beiden Grünlandstandorte, für die diese Werte ermittelt wurden (F-Bw 1 und F-Bw 2), so erstaunt der geringe Nitrataustrag, insbesondere im Vergleich mit den Werten der Ackerstandorte. Für die Ackerflächen im Bilanzjahr 99/00 wurden bei fruchtartenbezogenen N-Bilanzen zwischen  $20,2 \text{ kg N/ha}$  und  $64,9 \text{ kg N/ha}$  jährliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge zwischen  $37,6 \text{ kg N/ha}$  und  $61,6 \text{ kg NO}_3\text{-N/ha}$  ermittelt. Das bedeutet, dass hier Nitratstickstoff mit dem Sickerwasser in Größenordnungen ausgetragen wurde, die sich im Stickstoffüberschuss der N-Bilanzen der Fruchtfolgeglieder wiederfinden. Dies erlaubt die Schlussfolgerung, dass Stickstoff, der auf Ackerflächen im Herbst durch Mineralisierung auf den dann unbewachsenen Ackerflächen freigesetzt wird, direkt ausgetragen wird. Im Gegensatz dazu stellt sich das Problem der herbstlichen Mineralisierung bei Grünlandflächen weniger, außerdem ist ganzjährig Aufwuchs vorhanden, der freiwerdenden Stickstoff aufnehmen kann.

Die ermittelten Nitratausträge der verschiedenen Flächen entsprechen den Angaben anderer Untersuchungen. Von Simon ET AL. (1988, S. 293) auf ähnliche Weise ermittelte Nitratausträge schwanken zwischen  $102 \text{ kg N/ha}$  (Winterweizen) und  $44 \text{ kg N/ha}$  (Wintergerste). Allerdings ist zu beachten, dass die Niederschläge ( $692 \text{ mm/a}$  für 1984) und die Sickerwasserraten ( $251 \text{ mm}$  und  $306 \text{ mm}$ ) deutlich unter den Verhältnissen liegen, die in den hier untersuchten Gebieten herrschen. Die für das Jahr 98/99 berechneten extremen monatlichen Austragswerte der Stationen F-Bw 4, F-Bw 5, F-Bw 7 und F-Bw 8 sind zwar überwiegend als eine Funktion der hohen berechneten Sickerwasserraten zu bewerten. Da aber auch die in diesem Zeitraum gemessenen Konzentrationen erheblich über denen des Folgejahres lagen, können diese hohen Frachten durchaus als realistische Werte eines extremen klimati-

schen Jahre, evtl. in Verbindung mit der zu diesem Zeitpunkt an den betroffenen Stationen besonders hohen Stickstoffdüngung (F-Bw 7 und F-Bw 8), gesehen werden.

*Tabelle 3-7: N-Bilanzen und NO<sub>3</sub>-N-Austrag mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten*

1998/1999			
Nutzung (Standort)	N-Bilanz	NO <sub>3</sub> -N[kg/ha]	
		[kg N/ha]	Min
<b>UG Saargau</b>			
Mähweide (F-Bw 1, F-Bw 2)	157,7	4,7	13,2
Winterweizen/Schwarzbrache (F-Bw 4)	48,6	205,0 <sup>97</sup>	241,5
1999/2000			
Nutzung (Standort)	N-Bilanz	NO <sub>3</sub> -N[kg/ha]	
		[kg N/ha]	Min
<b>UG Saargau</b>			
Mähweide (F-Bw 1, 2)	91,7	7,9	10,3
Mähwiese (F-Bw 6)	46,7	k. A.	k. A.
Sommergerste/Wintergerste (F-Bw 4, F-Bw 5)	20,2	37,6	44,3
Winterweizen/Wintergerste (F-Bw 7, F-Bw 8)	62,3	43,4	61,3
<b>UG Bliesgau</b>			
Wintergerste/Schwarzbrache (B-Bw 2) <sup>98</sup>	43,9	8,8 <sup>99</sup>	9,6
Mais/Schwarzbrache (B-Bw 7)	64,9	44,4 <sup>100</sup>	61,6
Mähwiese (B-Bw 5)	-24,8	0,3	
Mähwiese (B-Bw 6)	-44,7	0,3	

<sup>97</sup> über Sickerwasserproben tatsächlich ermittelte NO<sub>3</sub>-N-Mindestfracht (Stichprobenzahl n=9 von 12 Terminen)

<sup>98</sup> besondere hydrologische Situation vermutet

<sup>99</sup> über Sickerwasserproben tatsächlich ermittelte NO<sub>3</sub>-N-Mindestfracht (Stichprobenzahl n=9 von 12 Terminen)

<sup>100</sup> über Sickerwasserproben tatsächlich ermittelte NO<sub>3</sub>-N-Mindestfracht (Stichprobenzahl n=10 von 12 Terminen)

## 3.2 GIS-GESTÜTZTE MODELLIERUNG DER NITRATAUSTRAGSGEFAHR

### 3.2.1 Modellierung und Darstellung der Nitratauswaschungsgefährdung NAW

Das umgesetzte Verfahren zur Modellierung der potentiellen Nitratauswaschungsgefahr basiert auf den in Kapitel 3.1.5.5 dargelegten Zusammenhängen zwischen den Sorptionseigenschaften des Nitrates und dem Bodenwasserhaushalt, der im wesentlichen den Austrag gelöst vorliegender Stoffe wie den des Nitrates steuert. Grundlage der Modellrechnungen nach RENGER ET AL. (1990) und MÜLLER (1997) sind Bodenkennwerte, die den Bodenwasserhaushalt charakterisieren, sowie klimatische und nutzungsbezogene Eingangsdaten.

Die Berechnungen zum Bodenwasserhaushalt und zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW wurden, wie in Kapitel 2.3 beschrieben, über eine für die jeweiligen Untersuchungsgebiete zusammengestellte Bodendatenbank in Verbindung mit der digital vorliegenden Bodenübersichtskarte des Saarlandes (BÜK 25) und mit Hilfe des GIS ArcView® erstellten Flächennutzungskarten durchgeführt. Auf Grundlage der Bodenübersichtskarte des Saarlandes (BÜK 25) wurden den Untersuchungsgebieten Saargau, Niedgau und Bliesgau die in der Bodendatenbank zusammengestellten Profildaten zugeordnet. Die Berechnung der Jährlichen Sickerwasserrate GWNa wurde darüber hinaus weiter nach Klima-Einzugsgebieten differenziert durchgeführt (vgl. Tabelle 3-8). Für alle bodenkundlich- und -klimatisch abgegrenzten Untersuchungsgebiete wurden die Berechnungen zunächst für potentielle Ackernutzung als auch Grünlandnutzung jeder Einheit getrennt vorgenommen (siehe auch Kapitel 2.3.1.2.7).

*Tabelle 3-8: Differenzierung der Untersuchungsgebiete und berechnete Parameter der Bodendatenbank zur Ermittlung der Nitratauswaschungsgefährdung NAW*

Untersuchungsgebiet Klima-Einzugsgebiet	Anzahl Bodeneinheiten/ Profile	Potentielle Nutzung	Bodenkennwerte / Parameter
<b>UG Saargau</b>	24 / 131	{ - Acker - Grünland	{ - Effektive Durchwurzelungstiefe $We$ - Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum $nFKWe$ - Mittlerer kapillarer Aufstieg $Ka$ - Pflanzenverfügbares Bodenwasser $Wpfl$
- EZG Gliederbach - TEZG Leuk o.Gl. - EZG Maibach			
<b>UG Niedgau</b>	10 / 54		- Feldkapazität im effektiven Wurzelraum $FKWe$
- EZG Dorfbach			- Jährliche Sickerwasserrate $GWNa$ für die hydrologischen Jahre 97/98, 98/99 und 99/00
<b>UG Bliesgau</b>	13 / 67		
- EZG Schreckelbach - TEZG Hetschenbach			

Die Übertragung auf die reellen Nutzungsmuster erfolgte im Anschluss an die Datenbankberechnungen, indem mittels des GIS ArcView® die arithmetischen Mittelwerte der berechneten Bodenkennwerte und Parameter über dBase-Tabellen mit den digitalen Boden-

Nutzungs-Karten verknüpft wurden. Die Berechnung der Nitratauswaschungsgefährdung NAW für die einzelnen Boden-Nutzungs-Einheiten wurde dann innerhalb der Datenbanken des GIS ArcView<sup>®</sup> vorgenommen (siehe Kapitel 2.3.5). Zusätzlich wurden die Berechnungen zum Bodenwasserhaushalt und zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW für den Ausschnitt des Detailuntersuchungsgebietes Fischerbach Oberlauf durchgeführt.

Die Klassen der Nitratauswaschungsgefährdung NAW nach Tabelle 2-23 (S. 70) beschreiben die Gefahr des Austrages von Nitrat mit dem Sickerwasser aus dem Wurzelraum in tiefere Bodenschichten. Bei geringer bzw. sehr geringer Nitratauswaschungsgefährdung NAW wird das Bodenwasser, das innerhalb des Wurzelraumes eines Standortes gegen die Schwerkraft gespeichert werden kann (FKWe), im Laufe des Bilanzzeitraumes (hydrologisches Jahr) nicht komplett ausgetauscht. Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers ist kleiner als 100 % und die Gefahr der Verlagerung von leichtlöslichem Nitrat in tiefere Bodenschichten und damit in das Grundwasser und den Vorfluter ist somit gering. Eine hohe Nitratauswaschungsgefährdung bedeutet, dass das Bodenwasser im Verlauf des Jahres mehrfach ausgetauscht wird (Austauschhäufigkeit > 150 %). Damit steigt die Gefahr, dass Nitrat mit dem Sickerwasser aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten und letztlich in die Vorfluter und das Grundwasser ausgetragen wird, wenn es in entsprechenden Konzentrationen im Sickerwasser vorliegt.

Die Ergebnisse der Datenbankberechnungen zu den Bodenkennwerten und der jährlichen Sickerwasserrate GWN<sub>a</sub> (Mittelwert, Median sowie Minimum und Maximum des Grubbs-Ausreißertests) sind in Anhang S. 301 ff. einzusehen. Die räumliche und inhaltliche Differenzierung der Datenbank bzw. der Eingabeparameter wird in Tabelle 3-8 nochmals zusammenfassend dargestellt.

Die erstellten Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW für die drei Bilanzjahre 97/98, 98/99 und 99/00 werden in den folgenden Kapiteln dargestellt und erläutert. Für jedes Untersuchungsgebiet sowie für das Detailuntersuchungsgebiet Fischerbach Oberlauf wurde ein eigenes ArcView<sup>®</sup>-Projekt angelegt, welches die erarbeiteten digitalen Karten enthält (Beispiel ArcView<sup>®</sup>-Maske siehe Abbildung 3-60):

- Geologische Karte
- Bodenübersichtskarte
- Hangneigungsklassen
- Flächennutzungskarte
- Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW, Bilanzierungszeiträume sind die hydrologischen Jahre 97/98, 98/99 und 99/00

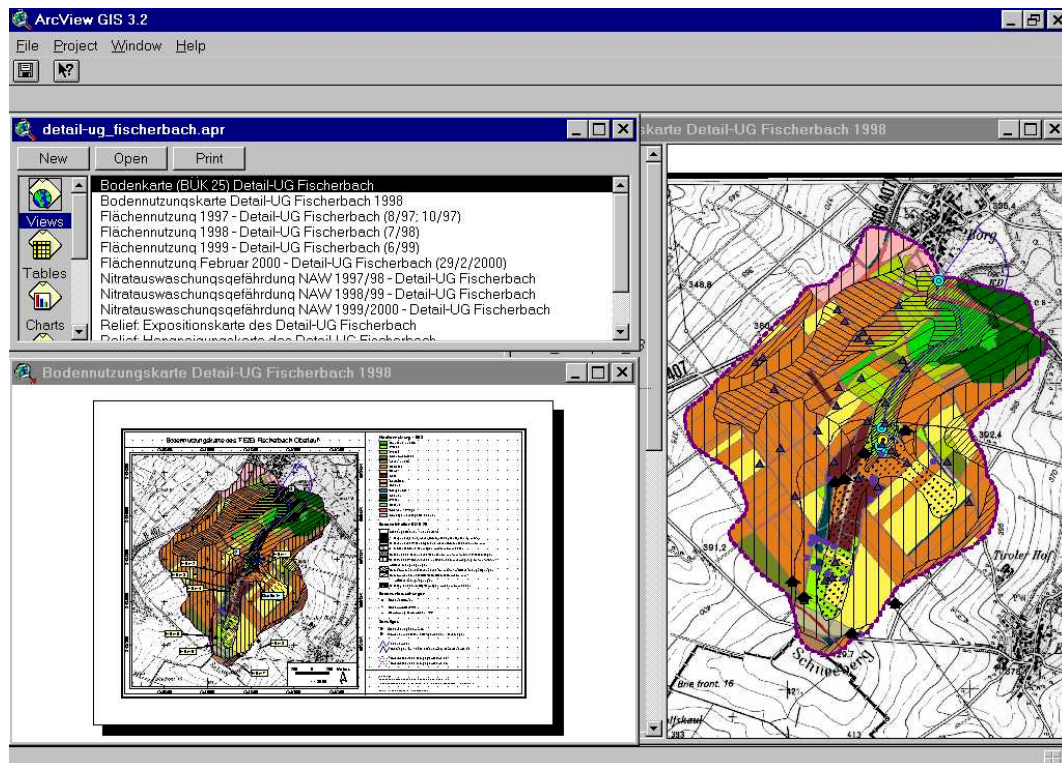


Abbildung 3-60: Screen-Dump des ArcView®-Projektes für das Detailuntersuchungsgebiet Fischerbach Oberlauf

Mit den klimatischen Parametern eines betrachteten hydrologischen verändert sich der Bodenwasserhaushalt (siehe Tabelle 7-21 ff) und damit die Empfindlichkeit des Bodens gegenüber dem Stoffaustrag mit dem Sickerwasser. In Jahren mit einer hohen klimatischen Wasserbilanz (KWBa), d. h. bei hohen Niederschlägen und geringer Verdunstung, liegt die Versickerung höher als in Jahren mit geringerer klimatischer Wasserbilanz. Entsprechend wird in Jahren mit hoher KWBa bzw. Sickerwasserrate das im Bodenkörper bis zur effektiven Wurzelzone speicherbare Wasser häufiger ausgetauscht als in Jahren mit geringerer KWBa bzw. Sickerwasserrate. Damit steigt die Gefahr, das gelöst vorliegende Nitrat mit dem Sickerwasser verlagert wird. Diese Zusammenhänge wurden bereits in Kapitel 3.2.1 erläutert, sollen hier aber zur Interpretation der Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung, die das standörtliche Verlagerungsrisiko bewerten, nochmals hervorgehoben werden.

### 3.2.2 Nitrat- auswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau

#### 3.2.2.1 Bodennutzung im UG Saargau

Das TEZG Leuk setzt sich zu 23 % aus Grünlandflächen zusammen, welche überwiegend in den flachen Auenbereichen von Leuk, Fischerbach und Gliederbach und damit in der Bodeneinheit 87, die sich bodentypologisch durch Gleye auszeichnet, zu finden sind (vgl. Tabelle 7-19; Karte 7-5 und Karte 7-6). Es handelt sich hierbei vielfach um Flächen, die bei Hochwasser überflutet werden. Große Teile des Grünlandes werden als Weiden genutzt, meist handelt es sich um intensive Formen der Grünlandwirtschaft. Mit 46 % der Fläche wird fast die Hälfte des Einzugsgebiets der Leuk ackerbaulich genutzt. Diese Flächen liegen größtenteils im Bereich des oberen Muschelkalks auf schwach und mittel geneigten Flächen. Als Bodentypen sind hier gemäß der Bodenübersichtskarte des Saarlandes vor allem mittel- bis tiefgründige Rendzinen, Braunerden und Übergangsformen zwischen beiden Bodentypen zu beobachten (siehe dazu auch Kapitel 2.1.5).

Insgesamt handelt es sich um eine ausgeräumte Landschaft, die kaum noch Biotopstrukturen wie Hecken und Gehölzinseln aufweist. Flächen, die zur Vergleyung neigen oder, wie im Schwarzbruch, auch deutlich Staunässe anzeigen, sind mit Wald bestanden oder ebenfalls als Grünland genutzt. Der Waldanteil von 24 % ergibt sich vor allem aus der zusammenhängenden Waldfläche des Schwarzbruchs<sup>101</sup>.

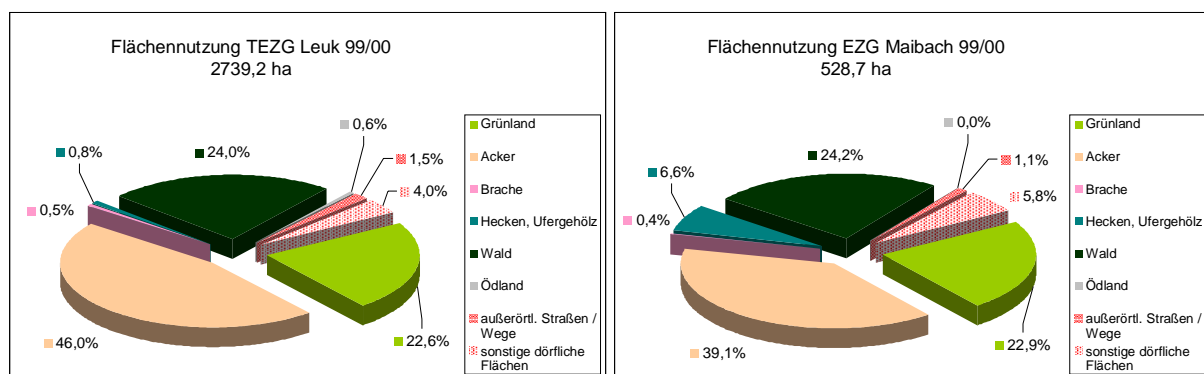


Abbildung 3-61: Flächennutzungsanteile im TEZG Leuk und EZG Maibach (UG Saargau)

Im Einzugsgebiets des Maibach liegen die intensiv landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen zu einem überwiegenden Teil oberhalb der Quellen des Maibaches, ebenfalls auf den schwach und mittel geneigten Lagen im oberen Muschelkalk. Damit sind auch im EZG Maibach ca. 40 % der Fläche ackerbaulich genutzt. Unterhalb des Ackerlandes der Borger Hochfläche schließt sich auf stark geneigten Lagen Grünland mit einer reichen Gehölzstruk-

<sup>101</sup> Von der Waldfläche sind 78940m<sup>2</sup> versiegelte Flächen abzugreifen, die im Bereich des Munitionsdepots Eft-Hellendorf der Bundeswehr im Schwarzbruch liegen (BRUCH 2002). Diese Flächen konnten nicht kartiert werden.



tur an. Hier sind die ursprünglichen Hecken und Gehölze zwischen einer flickenteppichartig angeordneten Wiesennutzung noch erhalten. Als Bodentypen sind hier flach bis mittelgründige Rendzinen, Braunerden und Übergangsformen zu finden (vgl. Karte 7-5 und Karte 7-6).

Die geeigneten Flächen der Moselterrassen werden im Bereich der Talzone als Grünland genutzt, auf den Riedeln steht Wald an. Der Grünlandanteil erreicht auch hier fast 23 %, die Waldflächen 24 % der 528,7 ha des Einzugsgebietes Maibach. Die Böden weisen oft Merkmale von Staunässe auf.

### 3.2.2.2 Auswertungskarten: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau

Analysiert man die Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung für das UG Saargau der drei Jahre 97/98, 98/99 und 99/00 mit Hilfe des GIS ArcView<sup>®</sup>, so ergibt sich folgendes Bild (siehe dazu Abbildung 3-62; Karte 7-7, Karte 7-8 und Karte 7-9):

#### 3.2.2.2.1 TEZG Leuk

Für das Jahr 97/98, das ähnliche Klimaparameter aufweist wie das hydrologische Jahr 99/00, sind 9,9 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche mit einer „sehr geringen“ Nitratauswaschungsgefährdung (NAW) belegt. Hierbei handelt es sich um Grünland- und Ödlandflächen der Bodeneinheiten 24 (Kolluvien) und 87 (Gleye der Talauen), die pedogenetisch bedingt tiefgründig aus schluffig-lehmigem Solum und Auensedimenten aufgebaut sind. Dieser Profilaufbau bewirkt eine hohe Rückhaltekapazität des Bodens, unter anderem begründet durch die Korngrößenverteilung, Skelettarmut und relativ hohe Durchwurzelungstiefen, welche lediglich im Bereich staunasser Böden durch die Grundwasserhorizonte reduziert werden. Für das hydrologische Jahr 98/99 steigt aufgrund der höheren Sickerwasserraten für diese Standorte das Austragsrisiko um eine Stufe auf „gering“, um dann 99/00 ähnlich wie 97/98 mit „sehr gering“ bis „gering“ bewertet zu werden.

Bei den Werten im Jahr 99/00 zeigen sich die Unterschiede hinsichtlich der klimatischen Einzugsgebiete, die bei den Berechnungen betrachtet wurden: Für das EZG Gliederbach liegen die Bewertungen der Nitratauswaschungsgefährdung oftmals eine Stufe höher als für das TEZG der Leuk ohne das EZG Gliederbach. Für die beiden vorangehenden Jahre lag die klimatische Wasserbilanz für das TEZG Leuk ohne EZG Gliederbach immer unter der KWBa des EZG Gliederbach. Nur für 99/00 liegen die klimatischen Verhältnisse umgekehrt, was sich direkt in der Nitratauswaschungsgefährdung NAW niederschlägt.

Im Vergleich zu den Grünland- und Ödlandstandorten werden die Ackerstandorte der Bodeneinheiten 24 und 87 für 97/98 bereits mit einer „geringen“ Auswaschungsgefährdung bewertet, die 98/99 dann auf „mittel“ steigt“ und 99/00 zumindest für das EZG Gliederbach wie vorangehend beschrieben wieder auf geringe Werte absinkt.

Mit einer „geringen“ Auswaschungsgefährdung sind 97/98 fast 25 % der bewerteten landwirtschaftlichen Nutzfläche belegt. Dabei handelt es sich um Grünlandflächen der Bodeneinheiten 9, 12, 19, 20 und 26, d. h. um Böden, die sich auf quartären Ablagerungen wie Terrassensanden und –schottern, Fließerden oder parautochthonen Deckschichten entwi-

ckelt haben. Bei den Böden der Einheiten 33 und 35, d. h. Kalkbraunerden und Rendzina-Braunerden der schwach- und mittel geneigten Lagen im oberen und mittleren Muschelkalk, werden sowohl die Acker- als auch die Grünlandstandorte mit einer „geringen“ Austragsgefährdung bewertet. Außerdem zählen zu dieser Gefährdungsklasse (97/98) die Ackerstandorte der Kolluvien (24) und semiterrestrischen Böden (87). Für das hydrologische Jahr 98/99 werden diese Standorte mit mittlerer Austragsgefährdung bewertet.

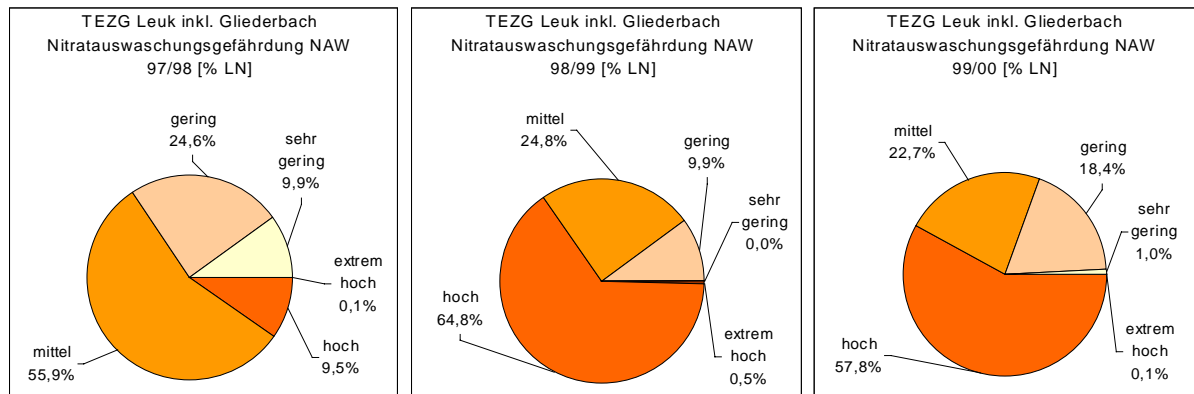


Abbildung 3-62: Flächenanteile der Nitrat- auswaschungsgefährdung NAW an der LN im TEZG Leuk (UG Saargau)

„Mittlere“ Auswaschungsgefahren gehen 97/98 von fast 56 % der LN aus, d.h. der Bodenkörper wird bei diesen Standorten zu 100 % bis 150 % ausgetauscht. Hierunter fallen die Ackerstandorte der Bodeneinheiten 9, 12, 19 und 20, die bei Grünlandnutzung mit „geringer“ Austragsgefahr bewertet wurden. Außerdem sind hier Grünlandstandorte der Bodeneinheiten 25 und 29 zu finden, d. h. Standorte im Bereich von Plateaulagen und Verebnungen, die nur flach bis mittelgründig ausgebildet sind (25) bzw. aufgrund des hohen Tongehaltes im den effektiven Wurzelraum des Grünlandes ein geringes Wasserrückhaltevermögen aufweisen. Sowohl Acker- als auch Grünland/Ödlandflächen der Bodeneinheiten 23 (sandige Kolluvien), 27 (Braunerden mit sandigen Bodenarten), 28 (pseudovergleyte Braunerden), die nur am nordöstlichen Einzugsgebietsausgang im Bereich des mm und so zu finden sind, werden ebenfalls mit „mittleren“ Werten angezeigt. Letztlich gehören in diese Kategorie auch die Acker- und Grünlandstandorte der Rendzinen und Braunerden in Übergangsformen im Bereich des oberen Muschelkalkes (32), die Braunerden der Einheit 34 im unteren Muschelkalk (*mu*) und die flachgründigeren Böden im Bereich der stark geneigten Lagen der Einheit 36.

Im Folgejahr 98/99 verschieben sich die Werte der Klasse „mittel“ (97/98) in die Klasse „hoch“, d. h. das Bodenwasser wurde in diesem Zeitraum vermutlich zwischen 1,5 mal und 2,5 mal ausgetauscht. Ausnahme ist hier nur die Bodeneinheit 9 auf lehmigen Fließerden, die über alle drei Jahre hinweg trotz der unterschiedlichen klimatischen Faktoren eine mittlere Auswaschungsgefährdung behält und sich quasi unempfindlich gegenüber den vorliegenden Klimadifferenzen verhält. 99/00 sinken die Werte der meisten Standorte dann wieder in den mittleren Bereich.

„Hoch“ austragsgefährdet bleiben auch 99/00 die Einheiten 23 (Acker), 25 (Grünland), 27 und 28 (Acker und Grünland), 29 (Grünland) sowie 32, 34 und 36 (Acker und Grünland). D. h., diese Standorte liegen innerhalb der vorgefundenen klimatischen Schwankungsbreite an der Grenze zwischen mittlerer und hoher Austragsgefährdung mit einem Austausch den Bodenwassers von bis zu 2,5 mal pro Jahr.

Bereits 97/98 mit einer „hohen“ Nitrataustragsgefahr ermittelte Flächen sind die Ackerstandorte der Einheiten 25 und 27, die aufgrund der höheren Sickerwasserraten 97/98 eine Gefährdungsstufe über der Grünlandnutzung derselben Bodeneinheit liegen. Für die beiden Folgejahre werden alle landwirtschaftlichen Nutzflächen der Einheiten 25 und 27 als „hoch“ austragsgefährdet bewertet, d. h. auch bei diesen Standorten handelt es sich hinsichtlich der Empfindlichkeit des Bodens gegenüber Nitrataustrag unter den gegebenen klimatischen Verhältnissen des Einzugsgebietes um generell eher hoch gefährdete Standorte. Ähnlich verhält es sich mit den Böden der Einheit 27, aber auch mit den Acker- und Grünlandflächen der Einheit 29, die sich durch pseudovergleyte Braunerden und Pelosol-Braunerden auszeichnet, also durch sehr toniges Substrat mit geringeren Wasserrückhalteeigenschaften als z. B. bei schluffigen Standorten. Allerdings nehmen die Areale der Bodeneinheiten 69, 70 und 72, die randlich am Waldgebiet des Schwarzbruchs gelegen sind, nur kleine Flächen ein: 2,334 ha bei Einheit 69 (Grünland), 7,035 ha bei Einheit 70 (Grünland) und 0,190 ha bei Einheit 72 (Ackerparzelle).

Standorte, die bereits für das Jahr 97/98 trotz der geringeren klimatischen Wasserbilanzen mit einer „extremen“ Auswaschungsgefährdung belegt wurden, sind die Ackerflächen der Bodeneinheit 69, die bis auf kleine Areale am Schwarzbruch nicht landwirtschaftlich genutzt werden. Es handelt sich lediglich um ca. 1 ha Acker- und Bracheflächen.

#### 3.2.2.2.2 EZG Maibach

Die Nitratauswaschungsgefährdung der Böden des Maibachs unterscheidet sich vom TEZG Leuk zum einen, weil hier auf den Moselterrassen Böden auftreten, die im TEZG Leuk nicht vertreten sind. Zum anderen aber spielt hier das Klima eine entscheidende Rolle, was die Einstufung der Böden hinsichtlich des potentiellen Nitrataustrages angeht. Für das EZG Maibach wurde angenommen, dass das Klima eher von der Talzone des Moseltals geprägt wird. Es wurden die Klimadaten der Station Perl-Besch des DWD verwendet (siehe Tabelle 7-2). Die Niederschläge sind hier geringer, als sie für die Niederschlagsstationen auf den Hochflächen der oberen Muschelkalkes, Hellendorf und Weiten, ermittelt wurden. Die Evapotranspirationswerte liegen dagegen aufgrund der höheren Temperaturen des Moseltals höher als bei der Klimastation Mettlach, von der die ETP-Daten für das TEZG Leuk gewählt wurden. Daraus ergeben sich für das Einzugsgebiet des Maibach klimatische Wasserbilanzen, die ca. die Hälfte bis Zweidrittel unter den Werten des TEZG Leuk liegen, und entsprechend auch geringere Sickerwasserraten (siehe Tabelle 7-21 bis Tabelle 7-32). Dies wird z. B. deutlich bei den Ackerflächen der Einheit 25, die für das TEZG Leuk (97/98) mit einer „hohen“ Austragsgefährdung eingestuft werden, jenseits der Einzugsgebietsgrenze im EZG Maibach aber „mittlere“ Werte erhalten. Für die beiden Folgejahre 98/99 und 99/00 liegen die Werte dann aber doch so ähnlich, dass die Einheit 25 (Acker) im EZG Maibach wie im TEZG

Leuk mit einer hohen Austragsgefährdung veranschlagt wird.

Im EZG Maibach erhalten 97/98 mit 27,8 % über ein Viertel der landwirtschaftlich genutzten Böden die Klasse „sehr geringe“ Nitrataustragsgefährdung. Es handelt sich um Grünlandflächen im unteren Talbereich des Maibachs, die den Bodeneinheiten 3 (Braunerden auf Terrassenschottern und –sandem im unteren Bereich des EZG) und 6 (z. T. pseudovergleyte Parabraunerden auf Lößlehmdeckschichten, Talzone des Maibachs) zuzurechnen sind. Diese Böden erhalten bei Sickerwasserraten, die 98/99 fast doppelt so hoch waren wie 97/98, immerhin „mittlere“ Gefährdungsstufen. Die Grünland- und Ackerflächen auf Braunerde-Pseudogleyen und Pseudogleyen, die als Substrat Lößlehmfließerden aufweisen (Einheiten 18 und 14) liegen 97/98 ebenfalls im Bereich „sehr geringer“ Auswaschungsgefährdung, die 98/99 dann auf mittel bzw. gering steigt. Die tiefgründigen, schluffig-lehmigen Böden der Kolluvien (Acker und Grünland, Einheit 24) und der Auengleye (Grünland, Einheit 87) werden auch im EZG Maibach hinsichtlich des Nitrataustrages als gering bzw. hier „sehr gering“ eingestuft, ebenso die Grünlandflächen im Bereich der Bodeneinheit 33 auf Rendzinen und Braunerden.

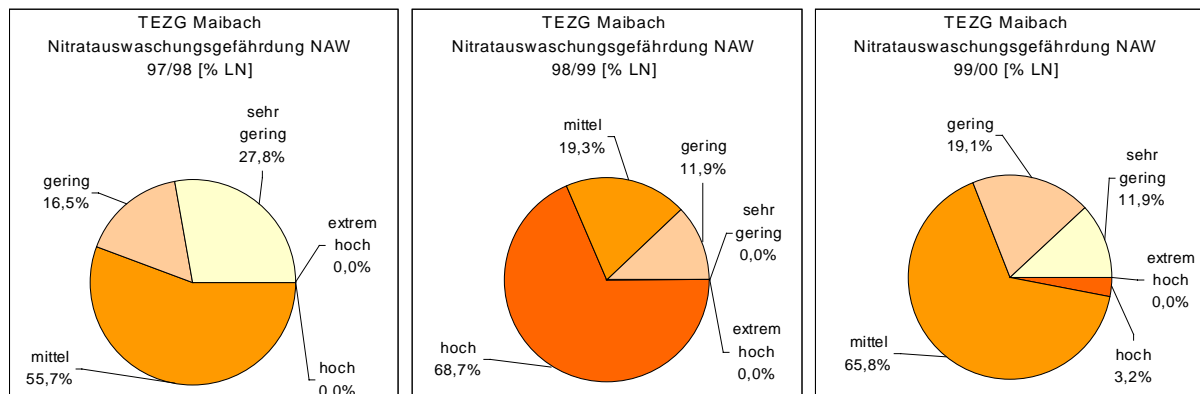


Abbildung 3-63: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im EZG Maibach (UG Saargau)

Auch hier zeigt sich die unterschiedliche Einstufung der Böden hinsichtlich des potentiellen Nitrataustrages aufgrund der höheren Sickerwasserraten von Ackerstandorten im Vergleich zu Grünlandflächen. Die Ackerflächen der Einheiten 3 und 33 werden, anders als unter Grünland, bereits als „gering“ austragsgefährdet eingestuft, d. h. das Bodenwasser wird innerhalb eines Jahres zumindest zu 70 % bis 100 % ausgetauscht (97/98). Insgesamt werden 97/98 16,5 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) mit „geringem“ Austrag bewertet, wobei diese Flächen im Folgejahr 98/99 auf „mittlere“ bis „hohe“ Austragsgefährdungsstufen rutschen. Hierzu gehören neben den eben genannten Einheiten auch die Grünlandflächen der Rendzinen und Braunerde-Rendzinen der Bodeneinheit 32 (schwach bis mittel geneigte Lagen) und 36 (stark geneigte Lagen), sowie die Ackerflächen der etwas tiefgründigeren Bodenentwicklungen der Einheit 33.

Für das hydrologische Jahr 97/98 wurden, wie auch im TEZG Leuk, für das EZG Maibach über 55 % der untersuchten LN mit einer „mittleren“ Auswaschungsgefährdung ermittelt.

Diese Flächen, nämlich Acker- und Grünlandflächen der Einheiten 25 und 29 auf den Kuppen und Plateaulagen, zeichnen sich durch flachgründigere Bodenprofile (25) bzw. stark tonige Horizonte schlechter Wasserrückhaltekapazität (29) aus. Die Ackerflächen der Einheiten 32 und 36 werden wie im benachbarten TEZG Leuk mit „mittlerer“ Austragsgefährdung bewertet.

„Hohe“ Nitrataustragsgefährdungsstufen erreichen die Standorte im EZG Maibach nur 98/99 bei den auch hier kritischen Einheiten 25, 29, 32 und 36. Da diese Bodeneinheiten einen Großteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche aufbauen, fallen 98/99 68,7 % der Flächen in diese Austragskategorie. Im Folgejahr verschieben sich die Klassen wieder jeweils ca. eine Stufe nach unten.

### 3.2.3 Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau

#### 3.2.3.1 Bodennutzung im UG Niedgau

Für das Einzugsgebiet des Dorfbaches lässt sich die Flächennutzungsverteilung kaum an geologischen, pedologischen oder reliefbedingten Strukturen festmachen. Dies liegt daran, dass das Einzugsgebiet hinsichtlich des geologischen Untergrundes wenig differenziert ist und die Böden insgesamt mit Ackerzahlen von über 50 eine sehr gute Eignung für landwirtschaftliche Nutzung aufweisen (vgl. SCHNEIDER 1972, S. 39 f.). Staunässe und Pseudovergleyung sind hier kaum zu finden. Nur im Bereich der Scholle mittleren Muschelkalks nördlich von Kerlingen, auf der gemäß der BÜK 25 unter anderem Pseudogley-Braunerden zu erwarten sind (Bodeneinheit 35), und den Gleyen im Auenbereich des Dorfbaches (Bodeneinheit 87), beeinflusst örtlich Staunässe die Flächennutzungsverteilung (vgl. Tabelle 7-19; Karte 7-11 und Karte 7-12).

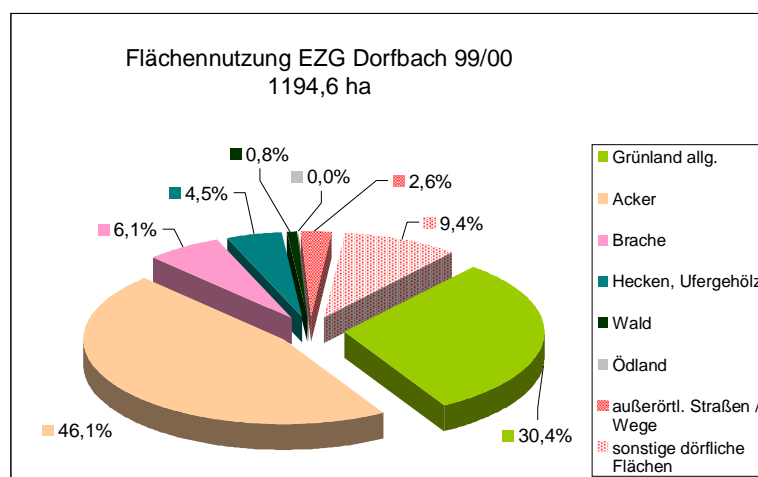


Abbildung 3-64: Flächennutzungsanteile im EZG Dorfbach (UG Niedgau)

Das Einzugsgebiet des Dorfbaches zeichnet sich zwar nicht durch eine reiche Biotopstruktur an Hecken und Feldgehölzen aus (4,5 Flächen-%), dafür aber ergibt sich ein wesentlich

heterogeneres Nutzungsmuster in der Verteilung von Acker- und Grünlandflächen als im UG Saargau auf der Muschelkalkhochfläche (vgl. Karte 7-12). Der Grünlandanteil erreicht hier 30 % der Einzugsgebietsfläche, Ackerbau findet auf 52 % der Fläche statt. Davon lagen zum Zeitpunkt der Nutzungskartierung zwischen Dezember 1999 und Februar 2000 6,1 % brach (Grünbrache).

Mit 206 Einwohnern pro m<sup>2</sup> ist dieses Untersuchungsgebiet das am dichtesten besiedelte, die Flächen der Ortslagen und Straßen machen 12 % der Einzugsgebietsfläche aus. Im Einzugsgebiet ist nur noch ein kleines Waldareal nördlich von Kerlingen zu finden (0,8 % der Fläche).

### 3.2.3.2 Auswertungskarten: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau

Im Vergleich zum UG Saargau weist das Einzugsgebiet des Dorfbaches im UG Niedgau eine wesentlich geringere Differenzierung der Böden auf. Die dominierenden Bodeneinheiten sind die Einheit 32 mit 70,8 % der Einzugsgebietsfläche von insgesamt 1187 ha, sowie die Einheiten 25 (10,3 Flächen-%), 34 (3,9 Flächen-%) und 24 (3,3 Flächen-%). Die übrigen, nach der BÜK 25 ausgegliederten Einheiten 7, 27, 33, 35, 36 und 87 nehmen mit insgesamt 56,7 ha lediglich 4,8 % der EZG-Fläche ein (vgl. auch Kapitel 2.1.6; Karte 7-11). Sowohl aufgrund der flächenmäßig geringen Differenzierung der Böden, als auch aufgrund der Tatsache, dass die klimatischen Bedingungen im UG Niedgau ähnlich dem EZG Maibach geringere klimatische Wasserbilanzen aufweisen als z. B. im TEZG Leuk, ist die Spanne der ausgewiesenen Klassen der Nitratauswaschungsgefährdung wesentlich geringer, als das im TEZG Leuk der Fall ist (vgl. Abbildung 3-65; Karte 7-13, Karte 7-14 und Karte 7-15).

Für das hydrologische Jahr 97/98 wurden insgesamt 8,3 % (81,21 ha) der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) als „sehr gering“ austragsgefährdet eingestuft. Hierzu gehört u. a. die nur randlich angeschnittene Einheit 7 mit pseudovergleyten Böden auf Lösslehmdeckschichten und –fließerden (Grünland). Ebenfalls in die Klasse „sehr geringer“ Nitrataustragsgefährdung fallen die Acker- und Grünlandstandorte der Kolluvien (Einheit 24) und der Auengleye (Einheit 87), sowie die Ackerstandorte auf Braunerden, Pelosol-Braunerden und Rendzina-Braunerden der Einheiten 33, 34 und 35. Für das Jahr 98/99 fallen die meisten dieser Standorte in die Klasse „mittlerer“ Austragsgefährdung, nur die Grünlandstandorte der Einheiten 33 und 87 steigen um nur eine Klasse und werden 98/99 mit „geringer“ Gefährdung eingestuft.

Mit 90,8 % übernimmt der übermäßige Teil der Flächen für das Jahr 97/98 die Nitrataustragsgefährdungsstufe „gering“, was immer noch nur zwischen 70 % und 100 % Austausch des Bodenwassers im betrachteten Zeitraum bedeutet. Hierzu zählen die Ackerstandorte der Bodeneinheiten 7, 34 und 35 sowie die Acker- und Grünlandflächen der Einheiten 25, 27 und 32. Diese Flächen verschieben sich 98/99 in die Klassen „mittlerer“ und „hoher“ Austragsgefährdung. 98/99 liegt die klimatische Wasserbilanz (KWBa), die für das EZG Dorfbach mit 383,8 mm veranschlagt wurde, mehr als das Dreifache der Jahre 97/98 und 99/00. 99/00 liegen die selben Flächen im Bereich „mittlerer Austragsgefährdung und ergeben die 90,8 Flächenprozent dieser Klasse (siehe Abbildung 3-65).

Die einzigen Flächen, die „mittlere“ (97/98) bis „hohe“ (97/99 und 99/00) Nitratstragsgefährdungen aufweisen, sind die Acker- und Grünlandstandorte der stark geneigten Lagen der Einheit 36, die sich durch flach bis mittelgründige Rendzinen und Braunerden auszeichnet, welche auf schutthaltigem Solifluktionsschutt älterer Deckschichten im Bereich des oberen Muschelkalkes liegen.

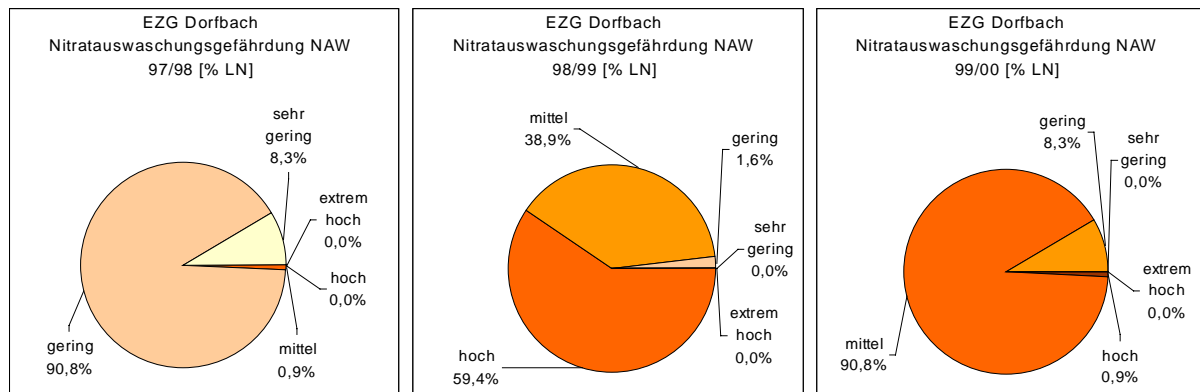


Abbildung 3-65: Flächenanteile der Nitratstragsgefährdung NAW an der LN im EZG Dorfbach (UG Niedgau)

Bei der Auswertungskarte zur Nitratstragsgefährdung für das Jahr 98/99 (Karte 7-14) fällt auf, dass die Flächen der Einheiten 25, 27 und 32 hier nur aufgrund des nutzungsbedingt unterschiedlichen Wasserrückhaltevermögens in unterschiedliche Gefährdungsklassen eingeteilt werden: Während die Grünlandstandorte einer „mittleren“ Gefährdungsstufe zugeordnet werden, wird für die Ackerstandorte derselben Bodeneinheiten bei geringerem Wasserrückhaltevermögen bzw. höheren Sickerwasserraten bereits eine hohe Nitratstragsgefährdung angenommen, bei der das Bodenwasser 1,5 bis zu 2,5 mal ausgetauscht wird.

### 3.2.4 Nitratstragsgefährdung NAW im UG Bliesgau

#### 3.2.4.1 Bodennutzung im UG Bliesgau

Die beiden im Naturraum des Saar-Bliesgau untersuchten Einzugsgebiete des Schreckelbaches und des Hetschenbaches (bis Walsheim) unterscheiden sich besonders deutlich durch die Flächennutzungsmuster (Karte 7-18). Hinsichtlich des geologischen Untergrundes, der Reliefausprägung und der vorkommenden Bodentypen sind die beiden Einzugsgebiete zwar generell ähnlich aufgebaut, im Speziellen dann aber doch sehr unterschiedlich geprägt (vgl. Karte 7-16 und Karte 7-17; Kapitel 2.1.6). Während im EZG Schreckelbach der Ackerflächenanteil bei gut 39 % liegt, wurden für das von Grünland und Gehölzstrukturen sowie Waldflächen dominierte Teileinzugsgebiet des Hetschenbaches lediglich 16 % Ackerflächen (Acker und Grünbrache) kartiert. Andererseits weist das TEZG Hetschenbach den höchsten Waldanteil aller untersuchten Einzugsgebiete auf (41 %). Gründe hierfür sind vor allem in den geologischen und pedologischen Verhältnissen zu suchen.

Das Einzugsgebiet am Oberlauf des Schreckelbaches, in dem 6 der 7 im UG Bliesgau betriebenen Bodenstationen standen, ist bis auf kleine Ackerflächen (38,5 Flächen-%) durch Grünlandwirtschaft (32,2 Flächen-%) geprägt (siehe Tabelle 7-19). Das Grünland zieht sich von den flach- bis mittelgründigen Böden der Einheit 32 (Rendzinen, Braunerden und Kalkbraunerden) auf dem Ceratitenschichten des oberen Muschelkalks (*mo2u*) über die Geländevertiefung des Trochitenkalks (*mo1*) hinunter zu den teils staunassen Böden der Einheiten 37 und 35 im mittleren Muschelkalk. Grünland findet sich auch entlang der Bachaue auf den Gleyen und allochthonen Auenböden der Talaue-Ablagerungen. Im Bereich der Verebnungen (*mu2*) und auch der zwischen 9% und 27 % geneigten Hänge des unteren Muschelkalkes (*mu1*) liegen die Ackerflächen des EZG Schreckelbach. Die Waldflächen wurden auch hier zurückgedrängt auf Standorte, die sich aufgrund der pedogenetischen und reliefbedingten Strukturen nicht für landwirtschaftliche Nutzung eignen, wie auf den Verwitterungslehmen des oberen Muschelkalkes und den quarzkornführenden Lehmen im Bereich des *mu2*.

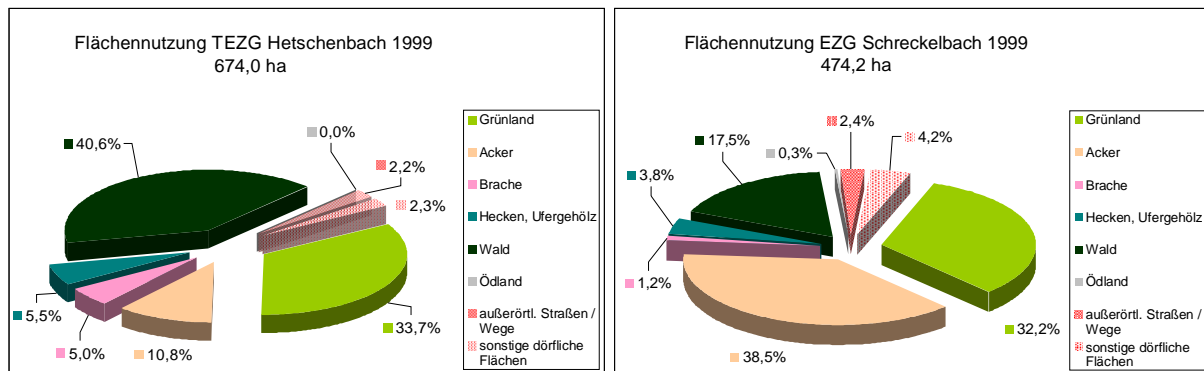


Abbildung 3-66: Flächennutzungsanteile im TEZG Hetschenbach und EZG Schreckelbach (UG Saargau)

Im Quellbereich des Schreckelbaches wird im Vergleich zu den Grünlandstandorten im Quellbereich des Fischerbaches eine deutlich extensivere Grünlandnutzung betrieben, was u. a. auf die Initiative des örtlich ansässigen Kreisnaturschutzbeauftragten zurückgeht<sup>102</sup>. Die Wiesen werden ca. zweimal pro Jahr gemäht. Die Düngung erfolgt je nach Landwirt und Standort unterschiedlich. Bei den untersuchten Standorten der Bodenstationen lagen die Mengen zwischen Stallungsgaben von 3 t/ha alle drei Jahre bis zu 20 kg N/(ha\*a) aus Mineraldünger und ca. 25 m<sup>3</sup> Rinderjauche pro Jahr<sup>103</sup> für die Mähwiesen. Mähweidennutzung ist nur auf wenigen Flächen zu finden. Genauere Untersuchungen zur Ausprägung der Vegetationsgesellschaften als Spiegel der Nutzungsintensität sind bei KERCHNER (1999) nachzulesen. BRUCH (2002) hat für die Quellen des Schreckelbaches eine Gewässergüte von I nachgewiesen, die Nitratkonzentrationen lagen im Mittel der untersuchten bei 0,40 mg NO<sub>3</sub>-N/l (siehe dazu Abbildung 1-1; Kapitel 3.3.2.2).

<sup>102</sup> mdl. Auskunft Hr. Eschenbaum (1998)

<sup>103</sup> Auf der untersuchten Fläche B-Bw 4 nur einmal innerhalb von 3 untersuchten Jahren ausgebracht. Dies ging aber auf Änderungen der Besitzverhältnisse zurück.



Die bewaldeten Bereiche des Teileinzugsgebietes Hetschenbach bis Walsheim sind oftmals kongruent mit den Flächen der Bodeneinheit 31 auf den Ceratitenschichten und Verwitterungslehmen des Oberen Muschelkalkes, die in diesem Raum verbreitet starke Staunässebildungen aufweisen (vgl. Kapitel **2.1.7.3**). Auf den waldfreien Flächen überwiegen die Grünlandstandorte (33,7 Flächen-%), Ackerbau wird hier auf diesen mittel bis stark geneigten Flächen mit Hangneigungen zwischen 9 % und 58 % nur untergeordnet betrieben. Meist handelt es sich um Standorte mit Braunerde-Rendzinen, Rendzina-Braunerden und Kalkbraunerden, örtlich mit Pseudovergleyung. An den Hangversteilungen sind auch hier noch reichlich Gehölzstrukturen zu beobachten.

### **3.2.4.2 Auswertungskarten: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau**

#### 3.2.4.2.1 TEZG Hetschenbach

Die landwirtschaftlich genutzten Böden im Teileinzugsgebiet des Hetschenbaches bis Walsheim machen mit 332,3 ha 49,34 % der Einzugsgebietsfläche (673,5 ha) aus. Betrachtet man die Flächenanteile der Gefährdungsklassen, so sind die landwirtschaftlich genutzten Böden im UG Bliesgau überwiegend mit „mittlerer“ und „hoher“ Nitratauswaschungsgefährdung belegt (siehe dazu Karte 7-19, Karte 7-20 und Karte 7-21; Abbildung 3-67). Die klimatischen Wasserbilanzen liegen in diesem Gebiet für das hydrologische Jahr 97/98 zwischen denen des UG Niedgau und des UG Saargau, für 98/99 und 99/00 jedoch im Bereich des UG Saargau (siehe Tabelle 7-2). Dementsprechend werden die Flächen für 97/98 auch mit geringeren Austragsgefährdungen bewertet als für die beiden Folgejahre:

In die Klasse „geringer“ Austragsgefährdung fallen 97/98 die Grünlandflächen der Bodeneinheiten 32 und 35, für die auch hier als Leitböden Rendzinen, Braunerde-Rendzinen und Rendzina-Braunerden anzutreffen sind. Im Falle der Einheit 35 im mittleren Muschelkalk sind stellenweise Pelosol-Braunerden mit stark tonigen P-Horizonten anzutreffen. „Geringe“ Nitrataustragsgefährdung wird auch den Acker- und den Grünlandstandorten der Gleye aus schluffig-lehmigen Abschwemmassen und Flusssedimenten in den Talbereichen (Einheit 87) zugeordnet. Die grundwasserbeeinflussten Grünlandflächen der Einheit 86 (Braunerde-Gleye in den Quellbereichen) erhalten 97/98 ebenfalls Werte „geringer“ Austragsgefahr. Für das Jahr 98/99, in dem die klimatische Wasserbilanz mit 573,5 mm ähnlich hoch ist wie im gleichen Jahr im TEZG Gliederbach, erreichen diese Standorte „hohe“ Austragsgefährdungsstufen. 99/00 werden sie dann immer noch als „mittel“ austragsgefährdet eingestuft. Nur die Grünlandstandorte der Gleye (87) verhalten sich aufgrund der höheren nutzbaren Feldkapazitäten der schluffig-lehmigen Sedimente im Vergleich zu der Einheit 87 und den anderen Böden moderater und steigen trotz höherer klimatischer Wasserbilanz und höherer Sickerwasserraten lediglich auf „mittlere“ Austragswerte an (98/99). Einzig zwei Parzellen im Bereich der Einheit 86 wurden zum Zeitpunkt der Nutzungskartierung als Grünbrache aufgenommen und dementsprechend hinsichtlich des potentiellen Nitrataustrages mit „mittleren“ (97/98 und 99/00) bis „hohen“ (98/99) Werten belegt. Insgesamt werden die als gering (97/98) bis mittel (99/00) austragsgefährdeten Standorte des TEZG Hetschenbach überwiegend als Grünland genutzt (31,05 ha), lediglich 1,57 ha sind Ackerland und 2,01 ha lagen zum Zeitpunkt der Nutzungskartierung brach (Grünbrache).

Standorte „mittlerer“ Nitratauswaschungsgefährdung waren 97/98 zum einen die Ackerflächen der Bodeneinheiten 32 im oberen Bereich des Einzugsgebiets und der Einheit 35 am Ausfluss des Einzugsgebietes, die unter Grünland eine Stufe geringer bewertet wurden. Außerdem finden sich hier Acker- und Grünlandstandorte auf den stark geneigten Lagen der Einheiten 37 und 39, die sich durch flachgründigere Profile aus Braunerden und Rendzinen sowie Übergangsformen dieser beiden Bodentypen zusammensetzen. Diese Flächen werden im Folgejahr mit einer hohen Nitratauswaschungsgefährdung belegt.

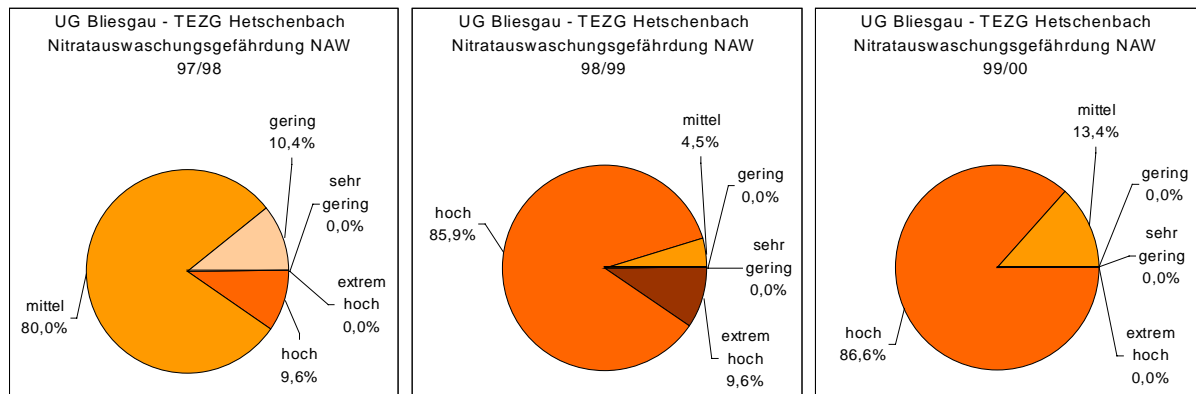


Abbildung 3-67: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im TEZG Hetschenbach (UG Bliesgau)

Insgesamt fallen in dem Niederschlagsreichen und evapotranspirationsarmen hydrologischen Jahr 98/99 insgesamt 85,9 % der landwirtschaftlich genutzten Böden in die Klasse „hoher“ Nitrataustragsgefährdung, d. h. in diesem Jahr wird der Bodenwasserkörper an fast 86 % der Flächen zwischen 1,5 und 2,5 mal ausgetauscht. In diese hohe Austragsklasse fallen sowohl Standorte, die im vorangehenden Jahr (97/98) mit „mittleren“ Werten eingestuft wurden, als auch die Hälfte der Standorte der „geringen“ Austragsstufe (vgl. Abbildung 3-67).

Die einzigen Flächen, die im UG Bliesgau innerhalb der drei untersuchten Jahre die Austragsklasse „extrem hoch“ erreichten, sind die ackerbaulich genutzten Standorte auf den Verwitterungslehmen der Ceratitenschichten im oberen Muschelkalk (Einheit 31). Diese stark austragsgefährdete Bodeneinheit ist größtenteils bewaldet oder mit Hecken bestanden (231,83 ha), weitere 9,22 ha liegen unter Siedlungsflächen oder Straßen und Wegen. Von der landwirtschaftlich genutzten Fläche (65,70 ha), die nur 21,4 % dieser Bodeneinheit ausmacht, wird die Hälfte (32,03 ha) als Ackerland genutzt, die andere Hälfte (33,67 ha) als Grünland und damit hinsichtlich des potentiellen Nitrataustrages schonender bewirtschaftet.

Die aus der Horizont- und Profildatenbank des Saar-BIS zugeordneten Bodenprofile, die repräsentativ für die Bodeneinheit 31 bewertet wurden (Rendzinen, Rendzina-Braunerden, Braunerden, Terrafusca-Braunerden), weisen im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten im UG Bliesgau im Mittel die geringste effektive Durchwurzelungstiefe auf, woraus sich u. a. geringe (nutzbare) Feldkapazitäten und damit hohe Sickerwasserraten ergeben. Zwar liegt die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers AH, die aus dem Quotienten  $\text{GWN}_{\text{Na}}/\text{FKW}_{\text{e}}$  ermittelt wird, für die Einheit 31 unter Acker mit 250,1 % gerade über der

Klassengrenze der NAW „extrem hoch“.

Andererseits stellt diese Einheit tatsächlich die höchsten erreichten Austragsgefährdungen im UG Bliesgau dar. Als nächstes folgen erst die Einheiten 37 (AH 98/99 = 238,1 %) und 39 (AH 98/99 = 237,9 %) sowie 38 (AH 98/99 = 224,0 %). Gemäß der Bodenübersichtskarte (BÜK 25) repräsentiert die Bodeneinheit 31 eine Komplexeinheit aus tiefgründigen (Para-) Rendzinen, pseudovergleyten Kalkbraunerden und Pseudogleyen mit großer Entwicklungstiefe, sowie in denudationsfernen Lagen auch vereinzelt aus Braunerde-Terrafuscen. Nach der BÜK 25 soll, gemäß den Angaben zur Entwicklungstiefe, das Solum ca. 6 dm bis 10 dm mächtig sein. Die Solummächtigkeiten der untersuchten Profile (Saar-BIS, B-Bw 7) liegen jedoch zwischen 28 cm und 60 cm, also deutlich niedriger im Bereich mittlerer Entwicklungstiefen. Dies zeigt die Schwierigkeiten auf, die in den zugrundeliegenden Bodendaten stecken: Aufgrund der Konzeption ist die Bodenübersichtskarte des Saarlandes, auch wenn sie im Maßstab 1:25.000 vorliegt, bei weitem keine standortgetreue Bodenkarte im Maßstab 1:25.000.

#### 3.2.4.2.2 EZG Schreckelbach

Die Bewertung der Bodeneinheiten hinsichtlich des Nitrataustrages ist für die im Einzugsgebiet des Schreckelbaches auftretenden Böden im Grunde vergleichbar mit dem TEZG Hetschenbach. Durch die Variation von Nutzungsverteilungen und den Aufbau des Einzugsgebietes bietet sich für dieses Einzugsgebiet aber ein spezielles Bild des potentiellen Nitrataustrages (siehe Karte 7-19, Karte 7-20 und Karte 7-21; Abbildung 3-68). Da die hinsichtlich der Austragsgefährdung „sehr hoch“ bewertete Bodeneinheit 31 hier nur randlich am Waldrand des Kahlenberges zum Quellbereich hin auf einer Ackerparzelle auftritt (1442 m<sup>2</sup>), liegen die Nitrataustragsgefährdungsklassen der landwirtschaftlich genutzten Flächen des EZG Schreckelbach 97/98 zu ca. 70 % im mittleren Bereich, 98/99 allerdings zu fast 90% im hohen Bereich. Damit sind die landwirtschaftlich genutzten Flächen des EZG Schreckelbach insgesamt etwas besser bewertet als die Flächen im TEZG Hetschenbach. Von den insgesamt 474,19 ha Einzugsgebietsfläche werden mit 332,27 ha ca. 70 % landwirtschaftlich genutzt, was ungefähr der Landwirtschaftsfläche des TEZG Hetschenbach entspricht.

Nur ein Polygon aus der Verschneidung zwischen Flächennutzungskartierung und Bodenkarte der Bodeneinheit 19 wird 97/98 als „sehr gering“ nitrataustragsgefährdet eingestuft. Es handelt sich um eine schmale Grünlandfläche (803,5 m<sup>2</sup>), umgeben von Äckern, die zu <sup>2</sup>/<sub>3</sub> der Einheit 32 zuzuordnen ist.

Zu den 70 % der LN, für die für das hydrologische Jahr 97/98 der potentielle Nitrataustrag mit dem Sickerwasser mit einer „mittleren“ Gefahr bewertet wurde, zählen die Ackerflächen jener Bodeneinheit 19, unter der pseudovergleyte Braunerden auf den quarzkornführenden Lehmen der Verebnungsflächen im unteren Muschelkalk zusammengefasst sind, sowie Grünland auf den flach bis mittelgründigen Rendzinen und Braunerde-Rendzinen auf älteren Deckschichten im *mu* und *mm*. In diese „geringe“ Kategorie fallen ebenso die lehmig-tonigen Böden im *mmu* (Einheit 35), die sich im Quellbereich halbkreisförmig um den Schreckelbach ziehen (35). Die wenigen Ackerstandorte, die im EZG Schreckelbach in die Bodeneinheit 35 fallen, werden aufgrund der höheren Sickerwasserraten 97/98 als „mittel“ austragsge-

fährdet bewertet. Vereinzelt Grünlandflächen, die im Bereich der Rendzinen und Braunerden der Einheit 32 liegen, welche hier sowohl Böden im Bereich des unteren Muschelkalkes (*mu2*) als auch des oberen Muschelkalkes (*mo2u*) umfasst, erhalten 97/98 ein „geringes“ Austragsrisiko, 98/99 dann aber bereits die Kategorie „hoch“ austragsgefährdet.

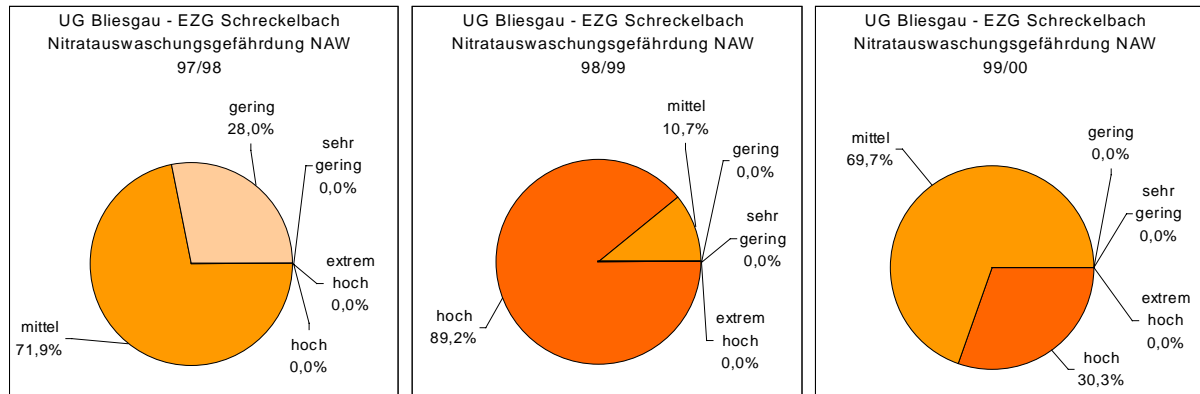


Abbildung 3-68: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im EZG Schreckelbach (UG Bliesgau)

Eine neue Bodennutzungskomponente für das UG Bliesgau sind die Braunerden im Voltziensandstein des oberen Buntsandstein (*so2*), die am Unterlauf des Schreckelbaches angeschnitten werden. Diese lehmig-sandigen Standorte sind unter Grünland ebenfalls „gering“ austragsgefährdet, 98/99 dann aber ebenso als „hoch“ gefährdet eingestuft. Die grundwassernahen Böden der Einheiten 86 und 87 werden genauso eingeschätzt wie im TEZG Hetschenbach bereits beschrieben, hier kommen allerdings noch die allochthonen braunen Auenböden (Gley-Vega) der Einheit 100 hinzu, die 98/99, wie auch die Einheit 87, mit mittleren Werten moderat auf das klimatisch bedingt höhere Wasserangebot reagiert.

Die 97/98 mit „mittleren“ Nitratauswaschungsgefährdungen belegten Standorte sind im EZG Schreckelbach, ebenso wie im TEZG Hetschenbach, die Ackerflächen der Einheiten 32, 35, 37, 38 und 39 bzw. die Grünlandflächen der Einheiten 31, 37, 38 und 39. Die Ackerflächen liegen vor allem im Bereich der Verebnung des *mu2* (Orbicularisschichten) und der sich unterhalb anschließenden Geländevertiefung des *mu1*, die Grünlandflächen dieser Bodeneinheiten hauptsächlich im Bereich des halbkreisförmigen Hangbereiches oberhalb der Quellen und dem Übergang der Trochitenkalkstufe auf die Verebnung des oberen Muschelkalkes. Ackerflächen auf den Lehmen der Einheit 25 und den sandigen Böden der Einheit 45 werden ebenfalls mit dieser Kategorie belegt. Insgesamt fallen alle Bodennutzungsstandorte, die 97/98 mit „mittleren“ Austragskategorien beschrieben wurden, 98/99 in die Klasse „hoher“ Nitrataustragsgefährdung und 99/00 wieder zurück in den Bereich mittlerer Werte.

### 3.2.5 Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach Oberlauf

#### 3.2.5.1 Bodennutzung im TEZG Fischerbach Oberlauf

Das TEZG Fischerbach Oberlauf repräsentiert einen besonders intensiv landwirtschaftlich genutzten Quellbereich (261,80 ha Fläche). Der Grünlandanteil liegt bei 16,7 %, wobei diese Flächen überwiegend intensiv als Mähweiden mit mehrfacher Mahd pro Jahr genutzt werden. Das Grünland zieht sich wie im gesamten Einzugsgebiet des Fischerbaches und der Leuk entlang der Bachauen (Bodeneinheit 87), weitere Grünlandflächen liegen im Bereich der Braunerde-Pseudogleye der Bodeneinheit 20 im mittleren Muschelkalk (Karte 7-23). Die ackerbaulich genutzten Flächen nehmen 65 % der Einzugsgebietsfläche bis zur Ortschaft Borg ein. Als Bodentypen finden sich hier die für die Borger Hochfläche typischen Kalkbraunerden, Rendzina-Braunerden und Rendzinen mit einer mittleren bis tiefen Gründigkeit (siehe auch Kapitel 2.1.5). Bei Bodenkartierungen und auch gut sichtbar in den Gräben, die 1999/2000 im Zuge des Baus einer Pipeline quer durch das Untersuchungsgebiet gezogen wurden, konnten vereinzelt reliktsche Terra fusca-Horizonte aufgenommen werden. Insgesamt handelt es sich um eine ausgeräumte Landschaft, Hecken und Gehölzstrukturen sind nur noch stellenweise zu finden (1,6 %). Wald wird in dem abgegrenzten Einzugsgebiet nur im Nordosten mit dem Meeswald angeschnitten, der auf staunassen Schichten des mittleren Muschelkalkes auflagert (5,9 %).

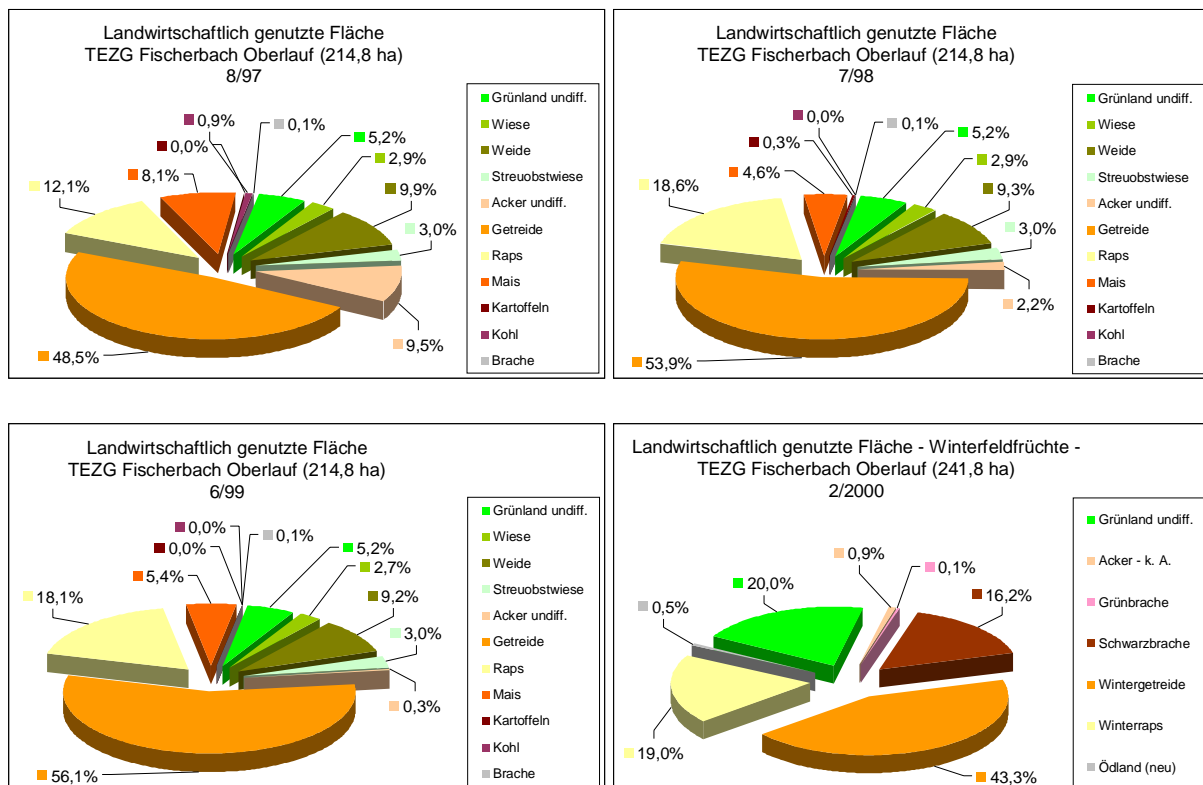


Abbildung 3-69: Anteile der Feldfrüchte im TEZG Fischerbach Oberlauf zwischen 1997 und 1999 sowie Anteil der Winterfeldfrüchte 2/2000

Bei den detaillierten Nutzungskartierungen, die im TEZG Fischerbach Oberlauf durchgeführt worden waren, war nach Getreide, Raps, Mais, Kartoffeln, Kohl und Brache unterschieden worden, wobei Kartoffeln und Kohl nur untergeordnete Rollen spielten. Vergleicht man die Verteilung der Feldfrüchte der kartierten Zeiträume 8/97, 7/98 und 6/99 miteinander, so wird deutlich, dass trotz unterschiedlicher Fruchtfolgen der einzelnen Landwirte die Größenordnungen ungefähr gleich bleiben (vgl. Tabelle 7-20, Abbildung 3-69). Im August 1997 waren 48,5 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN; 214,8 ha) als Getreideflächen kartiert worden. Allerdings konnten 9,5 % der LN zu diesem Zeitpunkt nicht mehr in eine der Feldfruchtkategorien zugeordnet werden, so dass der Anteil an Getreide wie in den Folgejahren auch deutlich über 50 % gelegen haben könnte. Raps wurde auf ca. 18 % der LN angebaut, Mais nahm mit Anteilen zwischen 4,6 % und 8,1 % oder mehr keine nennenswerten Fläche ein.

Interessant ist im Zusammenhang mit der Nitratauswaschungsproblematik, welche Flächenanteile im Winterhalbjahr mit entsprechenden Zwischenfrüchten bzw. Winterfrüchten bestanden sind. Im Herbst/Winter sind aufgrund der hohen Sickerwasserraten im Zusammenhang mit einer Freisetzung von Nitrat aus organischen Ernteresten oder hohen Restnitratgehalten im Boden hohe Nitratausträge zu erwarten. Insbesondere wenn eine Ackerfläche ohne Wintergetreide oder Zwischenfruchtanbau brach liegen bleibt, kann das gelöst vorliegende Nitrat nicht aufgenommen werden und wird verstärkt ausgetragen. Dies zeigte sich bereits bei den Untersuchungen des Bodenwassers an den Bodenstationen, die in Kapitel 3.1.5.6 vorgestellt wurden: Nach der Ernte im Herbst/Winter steigen die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser, und aufgrund der zunehmenden Sickerwasserraten steigt somit der Nitrataustrag deutlich an.

Eine Kartierung im Februar 2000 hat folgendes Bild ergeben: Von den 170 ha Ackerflächen waren im Frühjahr 2000 immerhin 78,5 % der Fläche mit Wintergetreide oder Winterraps bewachsen, das sind 62 % der LN-Fläche. Nur 20,4 % der Ackerflächen bzw. 16,2 % der LN-Fläche lagen als Schwarzbrache offen. Eigentlich ist dies als günstiger Zustand hinsichtlich der herbstlichen/winterlichen Nitrataustragsgefährdungen zu beurteilen. Andererseits haben die Untersuchungen des Bodenwassers in Kapitel 3.1.5.6 gezeigt, dass auch bei Wintergetreide als problematische einzuschätzende Nitratausträge beobachtet werden können. Der Bewuchs ist im Herbst, je nach Zeitpunkt der Aussaat und Witterung, teilweise noch nicht in der Lage, die freigesetzten Nitratgehalte aufzunehmen oder die Sickerwasserrate zu reduzieren, um den Austrag messbar herabzusetzen. Dies hängt einerseits von der Zeitspanne ohne Pflanzenbestand ab, andererseits aber auch von der Fruchtfolgegestaltung und der Höhe der  $N_{\min}$ -Werte im Boden. FREDE & DABBERT (1998, S. 61) schlagen zur Konservierung des Stickstoffs verschiedene Maßnahmen wie Anbau von Untersaaten, frühe Bodenbearbeitung und Anbau von winterharten und stickstoffzehrenden Zwischenfrüchten bzw. bei später Bodenbearbeitung eine geringe Intensität der Bodenbearbeitung vor, um die Stickstoffumsetzungen im Boden so gering wie möglich zu halten.

Versuche haben gezeigt, dass durch den Anbau von Zwischenfrüchten auch bei hoher sommerlicher Gülledüngung der winterliche Nitrataustrag, je nach verabreichter Düngungsmenge, um Werte zwischen 40 kg N/ha und 70 kg N/ha reduziert werden kann (VETTER &

STEFFENS 1983, in FREDE & DABBERT 1998, S. 107).

Als Winterzwischenfrucht nennen FREDE & DABBERT (1998, S. 63) u. a. Winterraps. Allerdings wurden an den Standorten der Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf, die mit Winterraps bestanden waren (F-Bw 7 und F-Bw 8, 97/98), sehr hohe Nitratgehalte im Boden festgestellt. Da die Messperiode erst im April 1998 begonnen wurde, können über den winterlichen Austrag an diesem Standort keine Angaben gemacht werden. Aber die hohen N-Bilanzen der untersuchten Parzelle von 108 kg N/ha bei Winterrapsanbau lassen vermuten, dass hier tatsächlich hohe Austräge vorlagen, wie sich das Bild noch für den April 1998 darstellt. Soll Zwischenfruchtanbau zur Reduzierung der Nitratausträge herangezogen werden, muss die Düngung trotzdem pflanzenbedarfsgerecht, standortangepasst und mit möglichst geringen kalkulierten Überschüssen durchgeführt werden.

Das bedeutet, dass alleine der Winterbedeckungsgrad der Ackerflächen keine Aussagen über eine mögliche Reduktion der Nitratausträge zulässt, auch wenn auf den ersten Blick der Eindruck entsteht, dass bei einem Winterfruchtanteil von  $\frac{2}{3}$  der Fläche das Einzugsgebiet des Fischerbaches stickstoffkonservierend bewirtschaftet wird.

### 3.2.5.2 Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach Oberlauf

Die Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW für das TEZG Fischerbach Oberlauf basieren im Wesentlichen auf den Gefährdungsklassen, die auch für das TEZG Leuk ermittelt wurden (vgl. Kapitel 3.2.2.1). Im Unterschied zu den Auswertungskarten für das UG Saargau wurde hier jedoch die Nutzung jeweils für die drei hydrologischen Jahre 97/98, 98/99 und 99/00 getrennt betrachtet, da für das TEZG Fischerbach Oberlauf detaillierte jährliche Nutzungskartierungen vorlagen (vgl. Tabelle 7-20, Karte 7-25). Allerdings hat sich die Flächenverteilung der übergeordneten Kategorien Acker und Grünland, die für die Berechnung der NAW ausschlaggebend sind, zwischen 1997 und 1999 durch Grünlandumbruch lediglich um 2 ha (0,76 %) verschoben.

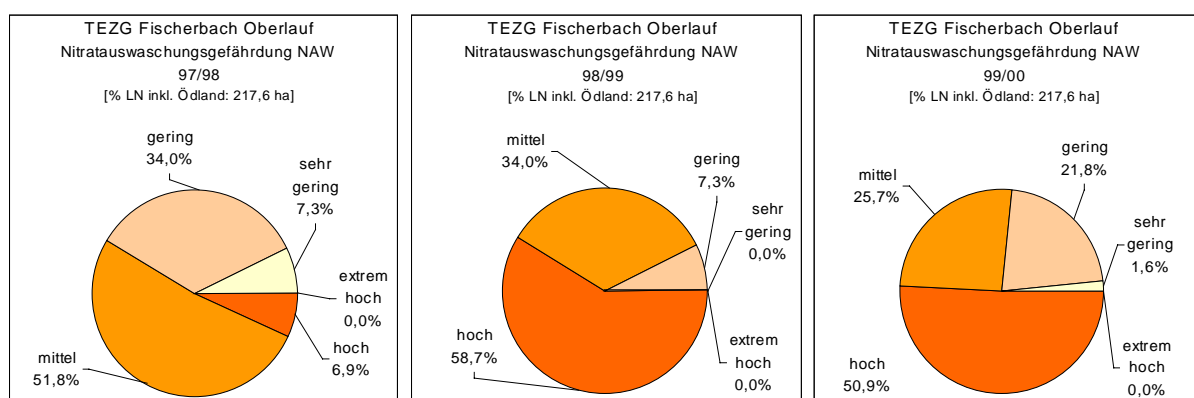


Abbildung 3-70: Flächenanteile der Nitratauswaschungsgefährdung NAW an der LN im TEZG Fischerbach Oberlauf (F3)

Die (sehr) gering austragsgefährdeten Flächen sind auch hier Grünlandstandorte auf Kolluvien (24) und Talsedimenten (87, Gleye), die 97/98 mit „sehr gering“ und 98/99 mit „gering“

bewertet wurden. Die „gering“ (97/98) bis „mittel“ (97/99) austragsgefährdeten Flächen liegen im Bereich der Talzone (Ackerflächen der Kolluvien und Gleye) und im nördlichen Teil des Teileinzugsgebietes. Hierzu zählen das Grünland im Bereich der Einheit 35, 33 und 20, sowie Ackerflächen der Einheiten 35 und 33. Der südliche Teil des Teileinzugsgebietes außerhalb der Talzonen wird nach der NAW-Klassifikation als „mittel“ bis „hoch“ austragsgefährdet eingestuft. Die Böden hier mit werden überwiegend ackerbaulich genutzt (Bodeneinheiten 20, 25 und 32), aber auch Grünlandflächen der Einheiten 25 und 32 erhalten noch „mittlere“ bis „hohe“ Austragsgefährdungen.



### 3.3 BEWERTUNG DES NITRATAUSTRAGSPOTENTIALS

In den vorangehenden Kapiteln wurden verschiedene Strategien und Parameter vorgestellt, mit deren Hilfe zum einen der nutzungsbedingte Nitrataustrag, zum anderen aber auch das standörtliche Nitratverlagerungsrisiko ausgewählter Standorte und kleinerer Einzugsgebiete erfasst werden sollte. An dieser Stelle sollen nun die verschiedenen Parameter und Kennwerte, die in Kapitel 3.1 ( $\text{NO}_3\text{-N}$  im Bodenwasser, Bodenwasserhaushalt, N-Bilanzen,  $N_{\text{ges}}$  im Oberboden) und Kapitel 3.2 (potentielle Nitratauswaschungsgefährdung NAW) erarbeitet wurden, zur Bewertung der tatsächlichen bzw. zu erwartenden diffusen Austräge herangezogen und hinsichtlich ihrer Aussage diskutiert werden (Kapitel 3.3.1 und Kapitel 3.3.2). Abschließend werden in Kapitel die gewonnenen Erkenntnisse zum diffusen Nitrataustrag landwirtschaftlich genutzter Böden und zum standörtlichen Nitrataustragsrisiko über das GIS ArcView<sup>®</sup> beispielhaft für das TEZG Fischerbach Oberlauf zusammengeführt. Neben einer Quantifizierung der Austräge für das Teileinzugsgebiet werden Szenarien zur Änderung der zu erwartenden diffusen Nitratausträge bei Änderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung dargestellt.

#### 3.3.1 Erfassung und Bewertung des nutzungsbedingten Nitrataustrages

##### 3.3.1.1 Bewertung des diffusen Nitrataustrages: aktuelle und tolerierbare Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

In Tabelle 3-9 werden die mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Bodenwasser, die über die monatlichen Mischproben der 100 cm-Lysimeter erfasst wurden, den mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen gegenübergestellt, die über die ermittelten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austragsfrachten [ $\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ ] dieser Standorte und die jährliche Sickerwassermenge der Probezeiträume  $\text{GWnt(P)}$  [ $\text{l}/\text{m}^2$ ] rückgerechnet wurden. Die Mittelwerte der Monatsmischproben liegen um so dichter am Mittelwert der Frachtberechnungen, je höher die Stichprobenzahl bzw. je geringer die interpolierten Fehlwerte der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten (vgl. Tabelle 7-14). Ein Ausnahme stellt der Standort F-Bw 8/100 (99/00) dar. Trotz einer Stichprobenzahl von 12 liegt hier das Monatsprobenmittel (15,44 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{l}$ ) über dem aus den Frachten rückgerechneten Mittelwert (12,1 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{l}$ ). Dies liegt darin begründet, dass in Monaten ohne berechnete Sickerung trotz hoher Nitratkonzentrationen in der gezogenen Monatsproben rechnerisch keine  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten ermittelt werden konnten.

Für das Bilanzjahr 98/99 konnten nur für die Bodenstation F-Bw 4 gesicherte Werte erarbeitet werden. Wie sich aber auch bei den hier nicht aufgeführten Werten der übrigen Stationen für das hydrologische Jahr 98/99 zeigt, liegen die mittleren Nitratkonzentrationen tendenziell um das Doppelte über denen des Folgejahres. Für das Jahr 98/99 wurde an F-BW 4 eine Sickerwasserrate von 549 mm ermittelt, die damit deutlich über der für 99/00 berechneten Sickerwasserraten von 330 mm liegt (vgl. Tabelle 3-9). Die N-Bilanz der Fruchtfolge Winterweizen/Schwarzbrache (98/99) der Station F-Bw 4 liegt mit 48,6 kg N/ha doppelt so hoch wie die N-Bilanz der Fruchtfolge Sommergerste/Wintergerste für das Folgejahr von 20,2 kg N/ha (vgl. Tabelle 3-9). Die hohen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen des Bilanzjahres 98/99 sind daher

sowohl auf die Art der Flächenbewirtschaftung (vergleichsweise hohe N-Bilanz, Schwarzbrache im Herbst) als auch auf die hohen Sickerwasserraten zurückzuführen.

Tabelle 3-9: Mittlere NO<sub>3</sub>-N-Gehalte im Bodenwasser ausgewählter Standorte

Nutzung (Standort)	GWNt [mm]	AH [%]	NAW [Klasse]	N-Bilanz [kg N/ha]	NO <sub>3</sub> -N- Austrag [kg N/(ha*a)]	mittlere NO <sub>3</sub> -N-Konzentration im Bodenwasser [mg/l]	
						NO <sub>3</sub> -N <sub>Monat</sub> <sup>104</sup>	NO <sub>3</sub> -N <sub>Fracht</sub> <sup>105</sup>
UG SAARGAU 98/99							
Mähweide (F-Bw 1)	586,8	124,1	mittel	157,7	4,8	0,35 (n=9)	0,9
Mähweide (F-Bw 2)	581,1	122,1	mittel	157,7	13,2	2,53 (n=7)	2,5
Winterweizen/Schwarzbrache (F-Bw 4)	549,1	124,4	mittel	48,6	241,5	<b>39,72</b> (n=6)	<b>48,3</b>
UG SAARGAU 99/00							
Mähweide (F-Bw 1)	367,7	91,5	gering	91,7	7,9	1,45 (n=10)	2,3
Mähweide (F-Bw 2)	347,0	111,3	mittel	91,7	10,3	2,76 (n=12)	3,2
Sommergerste/Wintergerste (F-Bw 4)	330,1	93,6	gering	20,2	44,3	<b>14,51</b> (n=10)	<b>14,4</b>
Sommergerste/Wintergerste (F-Bw 5)	404,2	122,3	mittel	20,2	37,6	<b>12,19</b> (n=10)	9,8
Winterweizen/Wintergerste (F-Bw 7)	380,8	124,5	mittel	62,3	61,3	<b>13,40</b> (n=10)	<b>17,1</b>
Winterweizen/Wintergerste (F-Bw 8)	379,2	127,9	mittel	62,3	43,4	<b>15,44</b> (n=12)	<b>12,1</b>
UG BLIESGAU 99/00							
Mähwiese (B-Bw 5)	378,6	143,8	mittel	-24,8	0,3	0,13 (n=11)	0,1
Mähwiese (B-Bw 6)	416,9	150,6	hoch	-44,7	0,3	0,06 (n=11)	0,1
Wintergerste/Schwarzbrache (B-Bw 2) <sup>106</sup>	422,9	178,4	hoch	43,9	9,6	0,94 (n=9)	2,3
Mais/Schwarzbrache (B-Bw 7)	429,3	280,2	extrem hoch	64,9	61,6	<b>13,49</b> (n=10)	<b>13,9</b>

STICKSEL ET AL. (1996) schlagen vor, auf auswaschungsgefährdeten Standorten die kritischen Kulturen mit wenig auswaschungsanfälligen Kulturen zu kombinieren, so dass die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser im Mittel 11,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l nicht überschreiten. Dieser Bewertungsansatz stützt sich auf den Grenzwert der Trinkwasserverordnung, bezogen auf die mittleren Nitratkonzentrationen im Bodenwasser. Wie Tabelle 3-9 zeigt, bringen nach diesem Bewertungsansatz alle untersuchten ackerbaulichen Kulturen einen zu hohen Nitrataustrag mit dem Sickerwasser mit sich. Die mittleren NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen der

<sup>104</sup> NO<sub>3</sub>-N<sub>Monat</sub>: mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen der monatlichen Proben (100 cm-Lysimeter)

<sup>105</sup> rückgerechnete mittlere jährliche NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen über NO<sub>3</sub>-N-Austrag und Jahressickerwasserrate des Probenahme-Zeitraumes GWNt(P): NO<sub>3</sub>-N<sub>pot</sub> = NO<sub>3</sub>-N-Austrag [kg N/(ha\*a)] / GWNt(P) [mm] \* 100

<sup>106</sup> Sondersituation vermutet

ausgewählten Standorte<sup>107</sup> liegen für die Ackerflächen über dem von STICKSEL ET AL. (1996) vorgeschlagenen Grenzwert von 11,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Lediglich am Standort F-Bw 5 schwankt die mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentration, je nach Ansatz, um den Grenzwert. Die Grünlandstandorte liegen im Gegensatz dazu trotz hoher N-Bilanzen deutlich unter dem geforderten Grenzwert (vgl. auch Abbildung 3-71).

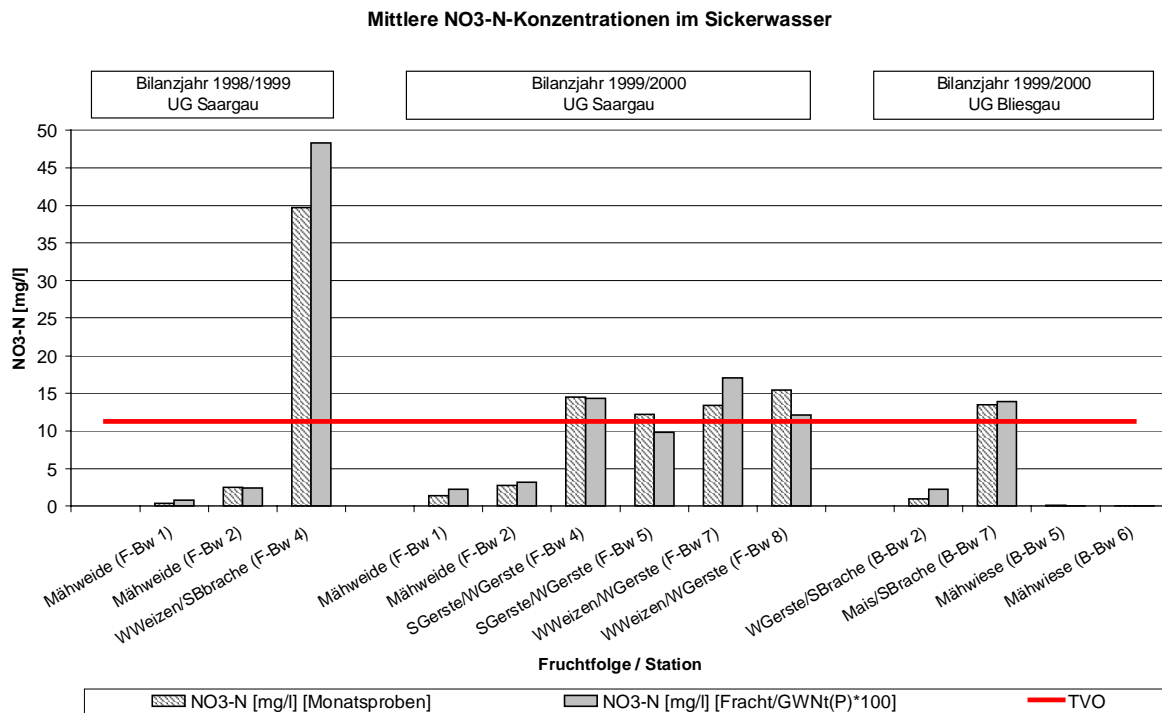


Abbildung 3-71: Mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Sickerwasser ausgewählter Stationen

SCHEFFER (1997) sowie HENNINGS & SCHEFFER (2000) schlagen zur Bewertung des standörtlichen Nitrataustragsrisikos eine Abschätzung der potentiellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser über N-Bilanzen vor. Tolerierbare N-Konzentrationen im Bodenwasser ergeben sich nach dem Ansatz der beiden Autoren, wenn die über N-Bilanz und Sickerwasserrate berechnete potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, wie bereits von STICKSEL ET AL. (1996) zur Bewertung verwendet, unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 11,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l bleiben. Die potentielle Nitratkonzentration im Bodenwasser wird über den mittleren N-Bilanzüberschuss der gesamten Fruchtfolge und die Sickerwasserrate (GWNT, vgl. Kapitel 2.2.6.1) eines ausgewählten hydrologischen Jahres nach folgender Gleichung berechnet:

<sup>107</sup> Mindeststichprobenumfang: 3 Proben je Halbjahr

$$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{pot}} \text{ Sickerwasser [mg/l]} = 100 \cdot \text{N-Bilanz [kg N/ha]} / \text{GWnt [l/m}^2\text{]}$$

Gleichung 3-1

Wendet diese auf dem Ansatz von HENNINGS & SCHEFFER (2000) beruhenden Umrechnungen für die untersuchten Standorte an, so ergeben die in Tabelle 3-10 aufgelisteten Werte. Für die Grünlandstandorte mit einer berechneten negativen N-Bilanz können die oben dargestellten Berechnungen nicht durchgeführt werden.

Tabelle 3-10: Potentielle  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser und tolerierbare N-Bilanzen bei ausgewählten Fruchtfolgen (Bilanzjahr 99/00)

Fruchtfolge	Standort	N-Bilanz Fruchtfolge [kg N/ha]	GWnt 99/00 <sup>108</sup> [mm]	$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{pot}}$ über N-Bilanz [mg/l]	tolerierbare N- Bilanz 99/00 <sup>109</sup> [kg N/ha]
<b>Acker</b>					
Winterraps-Winterweizen- Sommergerste-Wintergerste	F-Bw 3	46,8	326,2	14,4	36,9
	F-Bw 4	46,8	330,1	14,2	37,3
	F-Bw 5	46,8	404,2	11,6	45,7
Winterraps-Winterweizen- Wintergerste	F-Bw 7	77,0	380,8	20,2	43,0
	F-Bw 8	77,0	379,2	20,3	42,8
<b>Grünland</b>					
Mähweide (intensiv)	F-Bw 1	124,7	367,7	33,9	41,6
	F-Bw 2	124,7	347,0	35,9	39,2
Mähwiese (intensiv)	F-Bw 6	79,7	366,6	21,7	41,4
Mähwiese	B-Bw 4	18,3	411,0	4,5	46,4

Bei den Ackerfruchtfolgen liegen auch die aus den N-Bilanzüberschüssen der jeweiligen Fruchtfolgen berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für das Bilanzjahr 99/00 bei allen untersuchten Standorten über dem als Orientierungswert gewählten Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 11,3 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ . Die potentiellen Nitrat-N-Konzentrationen entsprechen bei den Ackerstandorten zum Teil recht gut den über die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten rückgerechneten Mittelwerten der Bodenwasserproben, z. B. bei Standort F-Bw 4 und F-Bw 5 (vgl. auch Tabelle 3-10 und Tabelle 3-9).

Bei den Grünlandstandorten liegt jedoch keine Übereinstimmung zwischen den potentiellen, über die N-Bilanzen ermittelten und den über die Bodenwasserproben ermittelten mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen vor. Die potentiellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der

<sup>108</sup> jährliche Sickerwasserraten GWnt: Jahressummen täglicher Sickerwasserraten aus 1 m Tiefe der jeweiligen Standorte, vgl. Kapitel 3.1.5.5

<sup>109</sup> bei Einhaltung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 11,3 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  (50 mg  $\text{NO}_3\text{/l}$ ) im Sickerwasser

Grünlandstandorte liegen über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung, zum Teil sogar weit über den für die Ackerstandorte berechneten potentiellen Konzentrationen, reell gemessen aber deutlich niedriger mit Werten von maximal 3,2 mg NO<sub>3</sub>-N/l.

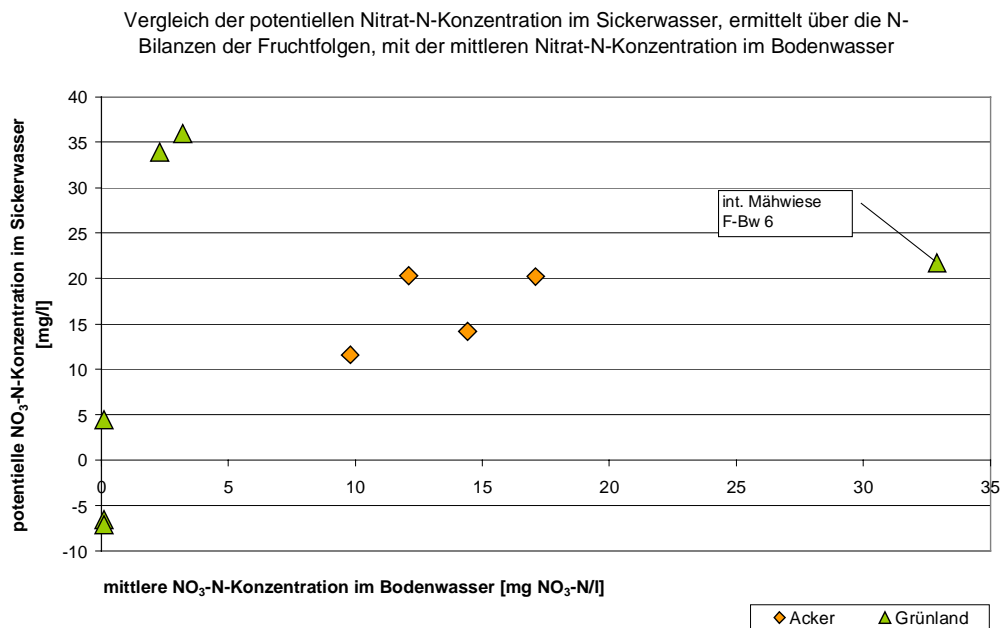


Abbildung 3-72: Vergleich der potentiellen Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser mit den Mittelwerten der Bodenwasseruntersuchungen

Die intensiv genutzten Mähweiden F-Bw 1 und F-Bw 2 müssten nach den N-Bilanzüberschüssen hohe mittlere Konzentrationen von ca. 35 mg NO<sub>3</sub>-N/l aufweisen. Reell wurden aber nur zwischen 2,3 und 3,2 mg NO<sub>3</sub>-N/l gemessen (vgl. auch Tabelle 7-14). Bei den extensiven Mähwiesen im UG Bliesgau ist die Einschätzung der potentiellen Nitratkonzentration über die N-Bilanzen ebenso schwierig, da die Bilanzen nach den Berechnungen negativ ausfallen, real aber Gehalte immer noch Nitrat nachgewiesen werden konnte, auch wenn die Werte zum Teil unter der Bestimmungsgrenze lagen. Daraus ist zu schließen, dass für Grünlandstandorte, wie bereits in Kapitel 3.1.3.2 angesprochen, eine korrekte N-Bilanzierung schwierig ist bzw. der Stickstoffumsatz des Grünlandes, z. B. in der Wurzelzone, mit diesen N-Bilanzen im Gegensatz zu den Ackerstandorten nicht erfasst werden kann.

Bei diesen Bewertungsansätzen ist zu beachten, dass immer mit einem gewissen Modellfehler bei der Berechnung der Sickerwasserrate (GW<sub>Nt</sub>), aber auch bei der Erstellung der N-Bilanzen gerechnet werden muss, z. B. hinsichtlich der weiteren Vorgänge im Boden wie Mineralisation, Immobilisation, Denitrifikation (siehe dazu auch Kapitel 2.2.5 und 3.1.3). HENNINGS & SCHEFFER 2000 rechnen beispielsweise zusätzlich eine mittlere Denitrifikation von 20 kg N/ha mit ein, schlagen jedoch auch vor, die Veränderungen des Stickstoffvorrates im Boden nicht weiter zu beachten. GEBEL (2000, S. 59) nennt als maximale Denitrifikationsraten in terrestrischen Böden 30 kg N/ha. Bei Einrechnung einer Denitrifikation von 20 kg N/ha würden die potentiellen mittlere Nitratkonzentrationen bei der viergliedrigen Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Sommergerste-Wintergerste unter dem Grenzwert der Trinkwas-

serverordnung liegen, die Bewirtschaftung könnte dann als tolerabel eingestuft werden. Bei den N-Bilanzen der dreigliedrigen Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste bleiben aber auch mit der Einrechnung einer möglichen Denitrifikation im Boden Werte bestehen, die mit ca. 15 mg NO<sub>3</sub>-N/l über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegen. Andererseits würde sich die N-Bilanz wie bereits in Kapitel 3.1.3 wieder deutlich in den Überschussbereich verschieben, rechnet man die Freisetzung aus dem Boden ebenso mit ein.

Um konkrete Anweisungen zur Reduzierung der Stickstoffbelastungen ackerbaulich genutzter Standorte zu geben, muss daher zum einen geklärt werden, auf welcher Basis N-Bilanzen erstellt werden sollen bzw. welcher Teil des eingetragenen Stickstoffs zur Beurteilung des Nitrataustrages einer Kulturart oder Fruchtfolge herangezogen wird. Es ist durchaus denkbar, rein nach der Bewirtschaftung bilanzierte Stickstoffflüsse zu bewerten und die Stickstoffeinträge insgesamt so gering wie möglich zu halten, insbesondere da die Denitrifikation sowie die Netto-Immobilisation im Boden nur äußerst schwierig abzuschätzende Größe darstellen. Die Abschätzung der Nitratkonzentration im Sickerwasser über N-Bilanzen scheint nach den vorliegenden Ergebnissen für Grünlandstandorte kritisch. Für Ackerstandorte liegen die Werte aber durchaus im Bereich der realen Verhältnisse, obgleich bei den vorliegenden N-Bilanzen die weiteren Umsetzungsvorgänge im Boden wie Denitrifikation und Netto-Immobilisation nicht eingerechnet wurden und der Ansatz vergleichsweise einfach gehalten ist, betrachtet man z. B. die wesentlich komplexeren Modellierungen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes, die GEBEL (2000) in dem Modell N-BILANZ umgesetzt hat.

### 3.3.1.2 Tolerierbare N-Bilanzen als Kriterium der umweltverträglicher Landwirtschaft

Bei der Betrachtung der N-Bilanzen wurde deutlich, dass N-Bilanzen eine Abschätzung der realen Verhältnisse unter Verwendung empirisch ermittelter Rechnungsgrößen darstellen und bei ausreichend detaillierter und sicherer Datengrundlage einen Überblick über die tatsächlichen Stoffflüsse landwirtschaftlich genutzter Flächen geben können (vgl. Kapitel 3.1.3). Der N-Bilanzüberschuss oder das N-Defizit wird durch die vom Landwirt festgelegte Art der Düngung/Bewirtschaftung maßgeblich bestimmt. Daher bieten sich N-Bilanzen trotz aller Unsicherheiten als Indikator einer pflanzen- und bedarfsgerecht ausgerichteten Düngung, aber auch zur Ableitung der möglichen nutzungsbedingten Stickstoffbelastung der landwirtschaftlich genutzten Flächen an. Um der über Jahre hinweg nachwirkenden Stickstofffreisetzung aus organischen Düngern und Ernterückständen bei einer N-Bilanzierung gerecht zu werden, sollten aber sowohl bei einer N-Bilanzierung als auch bei der Düngeplanung langfristige Bilanzen aufgestellt werden, die mindestens zwei Fruchtfolgen beinhalten (vgl. DVWK 1996, S. 34). SCHEFFER (1997, S. 73) fordert die langfristige Beobachtung von Bilanzsalden über 2 bis 3 Fruchtfolgen hinweg, mindestens aber über drei Jahre.

Nach dem Ansatz von HENNINGS & SCHEFFER (2001) kann umgekehrt auch der für einen Standort aus ökologischer Sicht tolerierbare mittlere N-Bilanzüberschuss errechnet werden, und zwar über die Sickerwasserrate und die nach HENNINGS & SCHEFFER (2000) angenommene maximal verträglichen Nitratkonzentration von 11,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l (50 mg NO<sub>3</sub>/l) nach dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung:

$$\text{Tolerierbare N-Bilanz [kg N/ha]} = 11,3 \text{ [mg N/l]} \cdot \text{GWnt [l/m}^2\text{]} / 100$$

*Gleichung 3-2*

Berechnet man die tolerierbaren N-Bilanzüberschüsse für jeden der angegebenen Standorte über die jährlichen Sickerwasserraten (GWnt) für das Bilanzjahr 99/00, so wird deutlich, dass die tolerierbaren Bilanzüberschüsse für die Ackerstandorte nur in einem augenscheinlich kleinen Bereich zwischen 36,9 und 45,7 kg N/ha schwanken (vgl. Tabelle 3-10). Die viergliedrige Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Sommergerste-Wintergerste liegt mit der berechneten N-Bilanz von 46,8 kg N/ha zwischen 1,1 kg N/ha (F-Bw 5) und 9,9 kg N/ha (F-Bw 3) über den für diese Standorte tolerierbaren N-Bilanzüberschüssen. Die Standorte der dreigliedrigen Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen- Wintergerste liegen dagegen bereits 34,2 kg N/ha über den tolerierbaren Bilanzüberschüssen, gerechnet für die standörtlichen Sickerwasserraten des Bilanzjahres 99/00.

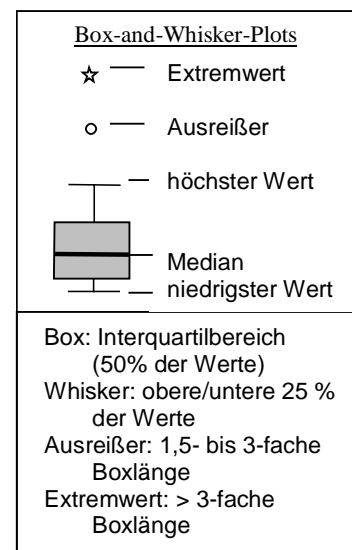
Mit Hilfe der „tolerierbaren N-Bilanzen“ können N-Bilanzüberschüsse im Ackerbau angezeigt und die Bewirtschaftungsintensitäten an die standörtlichen Verhältnisse angepasst werden. Allerdings bleibt zu hinterfragen, woran sich ein Toleranzwert sowohl ökologisch als auch ökonomisch vertretbarer, oder auch pflanzenbaulich notwendiger Nitratkonzentrationen im Sickerwasser orientieren soll. Orientiert an dem von HENNINGS & SCHEFFER (2000), aber auch schon von DVWK (1996, S. 35) vorgeschlagenen Bewertungsansatz sind bei fast allen untersuchten ackerbaulichen Fruchtfolgen zu hohe Stickstoffüberschüsse festzustellen. Andererseits lässt der Ansatz, der auf einer maximal tolerierbaren Nitratkonzentration im Sickerwasser in Höhe des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (TVO) zulässt, immer noch Spielraum für „tolerierbare“ mittlere Bilanzüberschüsse zwischen 37 kg N/ha und 47 kg N/ha, bezogen auf die untersuchten Standorte. Die VDLUFA (1998, S: 2 ff.) gibt in einem Standpunkt als Kriterien zur umweltverträglichen Landbewirtschaftung zwar einen Toleranzbereich der N-Salden bis + 50 kg N/(ha\*a) an, gibt aber bei einem Beispielsstandort mit einer Sickerwasserrate über 300 mm als anzustrebendes Ziel eine N-Bilanz von 20 kg N/ha vor. Zwar beziehen sich die Angaben der VDLUFA (1998) auf eine gesamtbetriebliche Bilanzierung und nicht wie hier vollzogen auf N-Flächenbilanzen. Aber mit diesem beispielhaft angegebenen Zielwert, der Nachhaltigkeitsüberlegungen folgend den „Ersatz des durch Ernteprodukte und durch unvermeidbare Verluste entzogenen Stickstoffs“ anstrebt, wird ein Richtwert genannt, der umgerechnet eine maximale Stickstoffkonzentration von 6,7 mg N/l im Bodenwasser bedeuten würde und damit ungefähr dem Trinkwasser-Richtwert der EU von 25 mg NO<sub>3</sub>/l bzw. 5,65 mg NO<sub>3</sub>-N/l entspricht. DVWK (1996, S. 36) führt ebenso an, dass aus Sicht der Wasserwirtschaft langfristig N-Bilanzen angestrebt werden sollten, die sich an Nitratkonzentration von maximal 25 mg NO<sub>3</sub>/l bzw. 5,65 mg NO<sub>3</sub>-N/l orientieren. Langfristiges Ziel sei die Vermeidung jeglicher Bilanzüberschüsse.

### 3.3.1.3 Erfassung des nutzungsbedingten Nitratverlagerungsrisikos über den $N_{ges}$ -Gehalt im Oberboden

Mit der stichprobenartigen Untersuchung der Oberböden im Quelleinzugsgebiet des Fischerbaches (UG Saargau) und an den Standorten der Bodenstationen sollte die Frage erörtert werden, ob die  $N_{ges}$ -Gehalte als einfach zu ermittelnde Parameter ebenso Aufschluss über eine nutzungsbedingte N-Übersorgung der Standorte und damit eine potentielle Nitrataustragsgefährdung geben können.

SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S. 270) geben an, dass zwischen 90% und 95% des Stickstoffs im Oberboden in organischer Bindung vorliegen. Dieser Sachverhalt wird durch die starke Korrelation der  $N_{ges}$ -Werte mit den  $C_{org}$ -Gehalten gestützt (vgl. Kapitel 3.1.4). Daraus muss gefolgert werden, dass bei den untersuchten Standorten, zumindest zum Untersuchungszeitpunkt, ein ebenso hoher Anteil an  $N_{ges}$  in der organischen Masse gebunden und somit nicht direkt auswaschungsgefährdet war. Aus dieser Sicht lässt die Verwendung des Parameters  $N_{ges}$  allein keine direkten Schlüsse auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser zu. Da aber aus diesem organischen Stickstoffpool im Laufe der Zeit Stickstoff mineralisiert und damit sowohl in pflanzenverfügbare als auch in auswaschungsgefährdete Form überführt wird, kann über die Mineralisierungsrate die Freisetzung von austragsgefährdetem mineralischen Stickstoff erfasst werden.

Zur Darstellung der berechneten Mineralisierungsraten wurden Box-and-Whisker-Plots gewählt (SPSS® 9.0). Obwohl für eine sinnvolle Darstellung mindestens 5 Werte vorhanden sein müssen (Quartilwerte plus Median), wurde diese Darstellungsweise hier trotz des z. T. geringeren Stichprobenumfangs gewählt, da sie einen guten Überblick über die Werteverteilung gibt. Mit der Box wird der Interquartilbereich dargestellt, d. h. die mittleren 50 % der Werte um den Median. Die Whisker grenzen die oberen und unteren 25 % der Werte ab. Als Ausreißer werden Werte dargestellt, die zwischen dem 1,5- bis 3-fachen der Boxlänge liegen, als Extremwerte solche, die über das 3-fache der Boxlänge hinausgreifen.



Nimmt man für die untersuchten Böden mittlere jährliche Mineralisierungsraten von 2 % an (FUEST 2000, S. 40; FREDE & DABBERT 1998, S. 70), dann ergeben sich aus den  $N_{ges}$ -Gehalten<sup>110</sup> der untersuchten Oberböden bei einer mittleren Lagerungsdichte<sup>111</sup> von 1,29 g/cm<sup>3</sup> für die Mächtigkeit der jeweiligen A-Horizonte Stickstoff-Freisetzungen aus, die zwischen 37 kg N/(ha\*a) und 287 kg N/(ha\*a) liegen (vgl. Abbildung 3-73). Die untersuchten Ackerflächen würden demnach im Laufe des Jahres durch Mineralisierung des organisch gebundenen Stickstoffs zwischen 58 kg N/ha und ca. 150 kg N/ha aus den A-Horizonten freisetzen. Die Probe F-N9 mit einer kalkulierten Mineralisierung von 194 kg N/ha wird in der

<sup>110</sup> Annahme:  $N_{org} = 95 \% N_{ges}$

<sup>111</sup> Mittelwerte der Lagerungsdichte der A-Horizonte an den Bodenstationen F-Bw 2, 4, 5 und 8, über Stechzylinder in dreifacher Wiederholung ermittelt (vgl. Kapitel 2.2.2.9)



Boxplotdarstellung als Ausreißer gewertet. Die N-Freisetzung der beprobten Grünlandstandorte liegt zwischen 37 und 120 kg N/(ha\*a), mit einzelnen Ausreißern von 200 und 250 kg N/(ha\*a) (F-N 7 und F-N 10).

Für die beiden Ödlandstandorte wurden N-Freisetzungen von 151 bzw. 287 kg N/(ha\*a) berechnet. Die breite Spannweite der beiden Ödlandstandorte ergibt sich aus der unterschiedlichen Mächtigkeit der kartierten A-Horizonte: Während auf Standort F-N6 ein fAp-Ah von 20 cm ausgeschieden wurde, sind für den Ah von Standort F-N8 lediglich 10 cm aufgenommen worden.

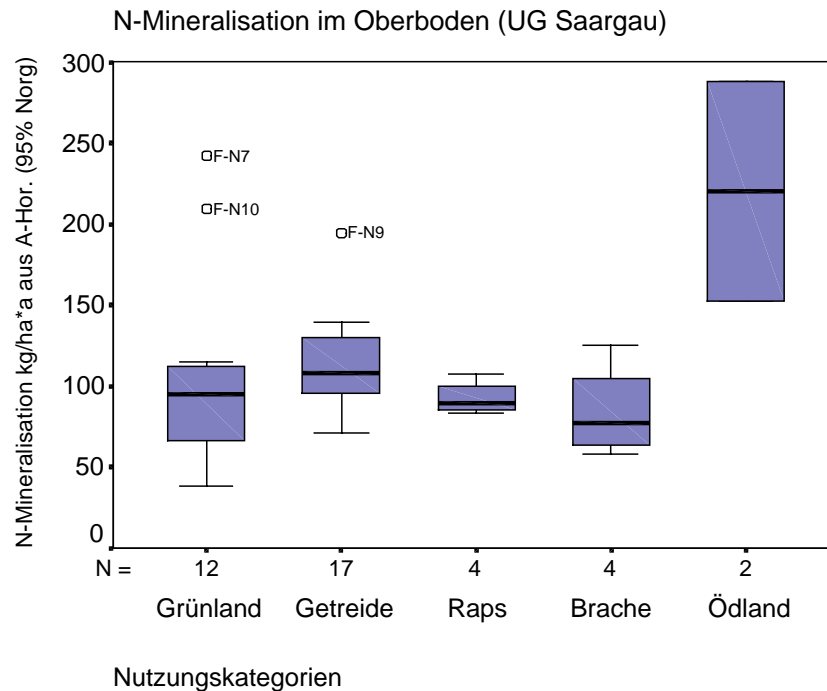


Abbildung 3-73: N-Freisetzung aus dem A-Horizont [kg N/(ha\*a)]<sup>112</sup>

Einen besseren Vergleich der N-Mineralisierung aus  $N_{org}$  bietet daher Abbildung 3-74 durch die Vereinheitlichung der zur Berechnung herangezogenen A-Horizontmächtigkeit auf 10 cm. Die Mineralisierungsraten der Ackerstandorte liegen für 10 cm Oberbodenschicht unter 60 kg N/ha. Die potentiellen Mineralisierungsraten der untersuchten Grünlandstandorte dagegen liegen im Median bei ca. 65 kg N/(ha\*10 cm\*a), mit Wertespanssen zwischen ca. 40 und 100 kg N/(ha\*10 cm\*a). Die Ausreißer F-N 10 und F-N7 stellen Standorte dar, die über besonders hohe  $N_{ges}$ -Gehalte verfügen und daher rechnerisch hohe Mineralisierungsraten erhalten (vgl. Abbildung 3-75).

<sup>112</sup> N = Anzahl

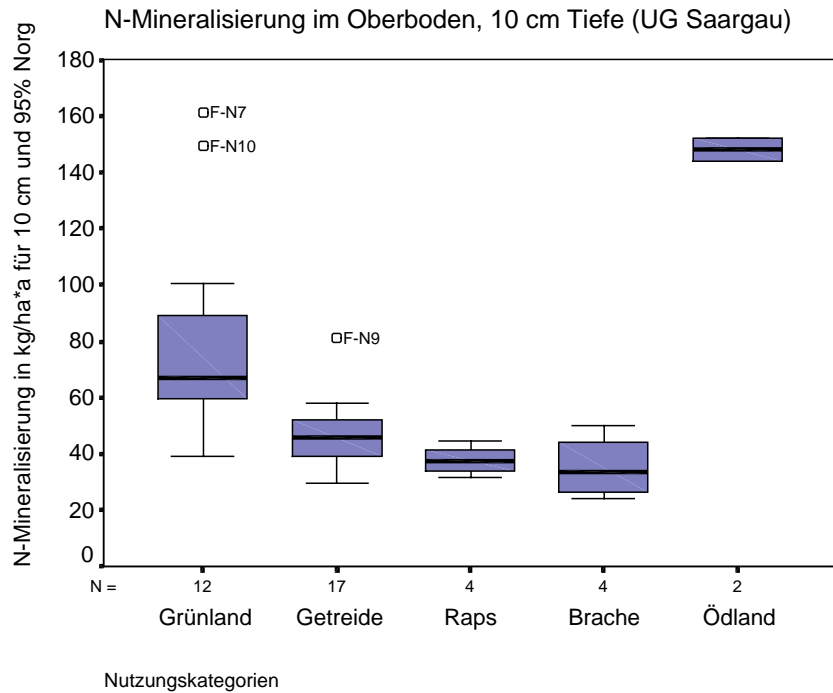


Abbildung 3-74: N-Mineralisierung A-Horizont (kg N/(ha\*a)) für eine 10 cm mächtige Oberbodenschicht<sup>113</sup>

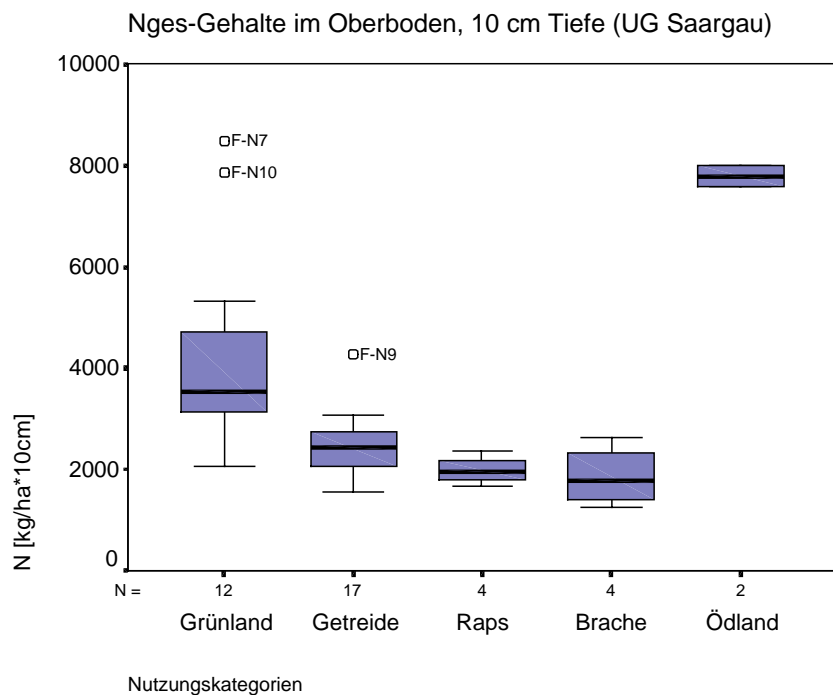


Abbildung 3-75:  $N_{ges}$ -Gehalte (kg/(ha\*10cm)) im A-Horizont für eine 10 cm mächtige Oberbodenschicht<sup>114</sup>

FUEST (2000, S. 40) errechnete für einen Bodenstandort mit 3 %  $C_{org}$  und einem C/N-Verhältnis von 10 eine „jährliche mineralisierte Stickstoffmenge von 162 kg/ha“. Je nach der Mineralisierbarkeit der organischen Substanz ist aber auch mit wesentlich höheren Mineralisierungsraten von 3 bis 5 % zu rechnen (DÖHLER 1996, zitiert in FUEST 2000, S. 40:). Diese Werte liegen ebenso wie die in den vorliegenden Untersuchungen errechneten Werte über dem, was in der Literatur zur Erstellung von N-Bilanzen üblicherweise als Mineralisierung aus dem organischen Stickstoffpool des Bodens gerechnet wird (vgl. Kapitel 2.2.5 und 3.1.3). Allerdings wird bei den angesprochenen N-Bilanzen auch die Mineralisierung aus Ernterückständen und organischen Düngern eingerechnet. Die hier gemessenen  $N_{ges}$ -Gehalte der Oberböden setzen sich natürlich ebenso aus organischer Substanz des Bodens wie aus Ernterückständen und organischen Düngern zusammen, je nach Standort und Bewirtschaftungsmuster. Gemäß den in Kapitel 3.1.3 durchgeführten N-Bilanzierungen können, je nach Nutzung und Standort, aus Ernterückständen bis zu 50 kg N/(ha\*a) und aus Wirtschaftsdüngern nach langjähriger Ausbringung bis zu 120 kg N/(ha\*a) freigesetzt werden. Die N-Nachlieferung des Bodens während der Vegetationsperiode wird je nach Standort und Nutzung mit 5 kg N/ha bis 50 kg N/ha angesetzt (vgl. GEBEL 2000, FREDE & DABBERT 1998). Bei Grünlandstandorten wird zur N-Bilanzierung die Nachlieferung aus Leguminosen eingerechnet (siehe Kapitel 3.1.3.2).

Unter diesen Aspekten betrachtet sind die für die Oberbodenproben der UG Saargau berechneten jährlichen potentiellen Mineralisierungsraten durchaus als reelle Werte zu betrachten. Wird die Freisetzung von mineralischem Stickstoff aus dem organischen Stickstoffpool eines Standortes nicht mit in die Düngeplanung eingerechnet, so sind Überdüngung der Standorte und erhöhter Austrag von Nitratstickstoff mit dem Sickerwasser die Folge. Den Grünlandstandorten kommt zugute, dass der ganzjährige Bewuchs über einen wesentlich längeren Zeitraum dem Boden Stickstoff entziehen und in Biomasse, vor allem im Wurzelraum, festlegen kann als auf einem Ackerstandort und daher geringere potentiellen Austräge zu erwarten sind.

#### 3.3.1.4 Quantifizierung des diffusen Nitrataustrages auf Einzugsgebietsebene

Für eine beispielhafte Einzugsgebietsbilanzierung wurden die für das Jahr 99/00 ermittelten  $NO_3$ -N-Frachten (vgl. Kapitel 3.1.5.6) verwendet und als eine Funktion der Fläche nach Nutzungsintensität auf das Quelleinzugsgebiet des Fischerbaches (TEZG Fischerbach Oberlauf bis F2, vgl. Karte 7-3 und Karte 7-23) im UG Saargau und das Teileinzugsgebiet des Hetschenbaches im UG Bliesgau (Karte 7-18) hochgerechnet. Um die an den einzelnen Standorten ermittelten Stickstoffausträge auf Einzugsgebietsebene übertragen zu können, wurde angenommen, dass die für verschiedene Nutzungsarten und Nutzungsintensitäten ermittelten Daten zum Stickstoffaustrag das Spektrum der Bewirtschaftung in den Einzugsgebieten repräsentieren.

Für Flächen extensiver Grünlandbewirtschaftung, wie sie auf den Wiesenflächen im UG Bliesgau vorzufinden sind, wurden Austragsfrachten von 0,3 kg N/ha angenommen, ebenso

---

<sup>113</sup> N = Anzahl

<sup>114</sup> N = Anzahl

unter den meist ebenfalls extensiv bewirtschafteten Streuobstwiesen. Intensive Grünlandnutzung, wie sie an den beiden Mähweiden-Standorten am Fischerbach erfasst wurde, kann dagegen mit Frachten zwischen 7,9 und 10,3 kg N/ha eingestuft werden. Für ackerbaulich genutzte Flächen werden Frachten zwischen 37,6 und 61,3 kg N/ha bei den N-Austragsberechnungen auf Einzugsgebietsebene eingesetzt (vgl. Tabelle 3-7). Da insbesondere bei Ackerstandorten der genaue N-Austrag sehr stark mit der Art und Intensität der Bewirtschaftung zusammenhängt, welche aber für die einzelnen Parzellen des Teileinzugsgebietes nicht in dem notwendigen Detail erfasst werden konnte, wurde die Spannweite der an den untersuchten Stationen erfassten Austräge verwendet. Bei den Ödland- und Gehölzflächen wird angenommen, dass der Austrag ähnlich einer extensiven Mähwiese minimale Werte von 0,3 kg N/ha beträgt. Als mittlerer Austrag unter Wald werden die über die Depositionsmessstellen des Saarlandes ermittelten mittleren langjährigen Nitratausträge von 1,3 kg N/ha angenommen (vgl. Kapitel 2.2.5).

Beim Vergleich der modellhaft für die Einzugsgebietsfläche hochgerechneten Sickerwasser- $\text{NO}_3\text{-N}$ -Eintrag mit dem im Vorfluter gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Eintrag (vgl. BRUCH 2002) ist zu beachten, dass:

- Sickerwasser und Interflow einen durch die pedologischen und hydrogeologischen Verhältnisse bestimmten Zeitraum zur Passage des Bodenkörpers und des Grundwasserkörpers benötigen, bevor das Wasser an der Quelle austritt. Nutzungsänderungen machen sich daher nur langsam in Konzentrationsänderungen im Grund- und Oberflächenwasser bemerkbar.
- sowohl im Boden als auch im geologischen Untergrund die Nitratgehalte durch Denitrifikation reduziert werden können.
- der tatsächliche Austrag mit dem Sickerwasser erheblich von den klimatischen Bedingungen eines Jahres abhängt und in niederschlagsreichen und verdunstungsschwachen Jahren sehr hoch sein kann.
- die ermittelten Nitratausträge in erster Linie für den jeweiligen Untersuchungsstandort und den Untersuchungszeitraum gelten. Die standörtlichen Bedingungen, insbesondere der Bodenaufbau, die den Stoffaustrag beeinflussen, werden bei der Hochrechnung der an den Untersuchungsstandorten erfassten Austräge auf ganze Einzugsgebiete nicht beachtet.

#### 3.3.1.4.1 TEZG Fischerbach Oberlauf (F2)

Im TEZG Fischerbach Oberlauf (F2) lagen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge mit dem Sickerwasser aus 1 m Bodentiefe im Bilanzjahr 1999/2000 zwischen 2,89 und 4,70 t (vgl. Tabelle 3-11). Der über N-Bilanzen kalkulierte diffuse Stickstoffeintrag lag in dem 96,61 ha großen Teileinzugsgebiet zwischen 2,06 und 5,59 t N. BRUCH (2002) hat im Vergleich dazu über Abflussmessungen und Schöpfproben im Quellbereich des Fischerbaches (F2) für das hydrologische Jahr 1999/2000 (Mai 1999 bis April 2000)  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge zwischen 3,74 und 3,98 t N

ermittelt.

Die bilanzierten NO<sub>3</sub>-N-Austräge über das Sickerwasser liegen also sowohl in der Spanne der anzunehmenden diffusen N-Einträge, ermittelt über N-Bilanzen, als auch im Bereich der für das Bilanzjahr 99/00 von BRUCH (2002) erfassten NO<sub>3</sub>-N-Einträge in den Vorfluter. Rechnet man die Austräge auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) um, so ergibt dies einen Austrag von 33,82 – 55,12 kg N/ha LN im Vergleich zu 29,91 – 51,30 kg N/ha für das gesamte Einzugsgebiet.

*Tabelle 3-11: NO<sub>3</sub>-N-Austräge mit dem Sickerwasser und im Vorfluter sowie diffuse N-Einträge im TEZG Fischerbach F2 (99/00)<sup>115</sup>*

Jahr / Bilanzzeitraum	1999		99/00		
	ha	%	Nutzungsart (bzgl. N-Austrag)	NO <sub>3</sub> -N-Austrag [kg / (ha*a)]	NO <sub>3</sub> -N-Austrag TEZG [kg N]
Weide	3,97	4,11	Grünland intensiv	7,9 - 10,3	31,36 - 40,89
Wiese	5,01	5,19	Grünland intensiv	7,9 - 10,3	39,58 - 51,60
Streubstwiese	1,32	1,37	Grünland extensiv	0,3	0,40
<i>Summe Grünland</i>	<i>10,30</i>	<i>10,67</i>			<i>71,34 – 92,89</i>
Acker (undiff.)	0,52	0,54			
Getreide	68,67	71,08			
Raps	5,61	5,81			
<i>Summe Acker</i>	<i>74,80</i>	<i>77,43</i>	<i>Acker</i>	<i>37,6 - 61,6</i>	<i>2812,48 - 4607,68</i>
<i>Brache</i>	<i>0,22</i>	<i>0,23</i>	<i>Grünland intensiv</i>	<i>7,9 - 10,3</i>	<i>1,74 - 2,27</i>
Ödland	3,59	3,72	Grünland extensiv	0,3	1,08
Gehölz	3,41	3,53	Grünland extensiv	0,3	1,02
Straßen/Wege	4,29	4,44	k. A.	k. A.	k. A.
<i>Summe LN<sup>116</sup></i>	<i>85,32</i>	<i>88,33</i>			
<b>Summe TEZG</b>	<b>96,61</b>	<b>100,02</b>	<b>NO<sub>3</sub>-N-Austrag Sickerwasser [t N]</b>		<b>2,89 – 4,70</b>
<b>NO<sub>3</sub>-N-Frachten im Vorfluter [t N] (BRUCH 2002)</b>					<b>3,74 – 3,98</b>
<b>Eintrag über Deposition und landwirtschaftliche Nutzung (N-Bilanzen) [t N]<sup>117</sup></b>					<b>2,06 – 5,59</b>

Ogleich sich die N-Frachten des Sickerwassers und im Vorfluter innerhalb der jeweilig ermittelten Wertespannen überschneiden, lassen hydrologische und klimatologische Hinweise vermuten, dass im Einzugsgebiet des Fischerbachs hydrogeologische Phänomene sowohl die Abflusspende als auch die Nitratkonzentrationen im Vorfluter beeinflussen. Denn wie BRUCH (2002) erläutert, erreicht die Abflusspende nur 234 mm (bzw. l/m<sup>2</sup>) für das hydrologische Jahr 1999/2000. Die klimatischen Wasserbilanzen bzw. die tageweise berechneten Sickerwasserraten (GWNt) der untersuchten Standorte liegen aber zwischen 326

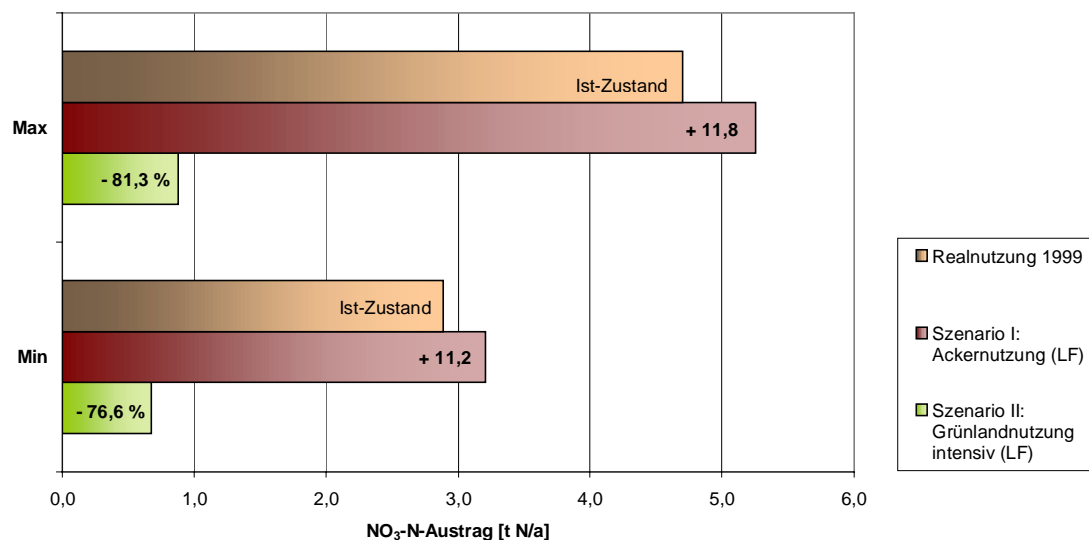
<sup>115</sup> Kartierungen 8/97+10/97, 7/98, 6/99

<sup>116</sup> Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN): Grünland, Acker, Brache

<sup>117</sup> diffuse N-Einträge über Deposition und N-Bilanzen der LF (Acker, Grünland; ohne Brache und Ödland)

mm und 404 mm, die jährliche Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) je nach Standort und Nutzung zwischen 293 mm und 422 mm (vgl. Tabelle 7-17). Die klimatische Wasserbilanz aus potentieller Evapotranspiration und Niederschlag für das hydrologische Jahr 05/99 bis 04/00 beträgt 304,7 mm, also ca. 70 mm mehr als die über Abflussmessungen erfasste Abfluss-spende. Aufgrund der negativen Differenz zwischen Abflussspende und klimatischer Wasserbilanz ist zu vermuten, dass Sickerwasser bzw. Grundwasser aus dem anhand des Reliefs abgegrenzten Einzugsgebietes abfließt und daher nicht als Abflussspende im Vorfluter Fischerbach erfasst wird. Der anstehende obere Muschelkalk ist hier wahrscheinlich als Karstwasserleiter ausgeprägt, so dass Grund- und Sickerwasser auf anderem Wege als über den Vorfluter Fischerbach aus dem Einzugsgebiet abgeführt wird. Wie BRUCH (2002) darstellt, weisen sowohl die Quelle des Fischerbaches als auch die Quelle der östlich des Fischerbaches in ähnlicher geologischer und morphologischer Situation entspringenden Leuk ungewöhnlich gleichförmige und im Vergleich zu anderen Quellstandorten sehr hohe Nitratkonzentrationen im Jahresverlauf auf. Inwieweit sich das allerdings auf die Nitratausträge mit dem Vorfluter auswirkt, kann über die vorliegenden Untersuchungen nicht geklärt werden.

**Veränderung der diffusen NO<sub>3</sub>-N-Austräge aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche (1)**  
unter Einbeziehung der ermittelten NO<sub>3</sub>-N-Frachten (Sickerwasser) und der Flächennutzungsverteilung  
- Szenarien für das TEZG Fischerbach Oberlauf (F2) für 1999/2000 -



*Abbildung 3-76: Szenario zur potentiellen Veränderung der diffusen NO<sub>3</sub>-N-Austräge aus der landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Nutzungsänderungen*

Würde das Teileinzugsgebiet des Fischerbaches bis F2 in der Nutzung komplett auf intensives Grünland statt Ackernutzung umgestellt, könnte theoretisch eine Reduktion der sickerwasserbürtigen Stickstoffausträge um bis zu 81 % gegenüber dem Ist-Zustand erreicht werden (vgl. Abbildung 3-76). Allerdings ist zu beachten, dass dieses rein auf der Änderung der Flächennutzungsanteile basierende Szenario weder standörtliche Nitrataustragspara-

meter beachtet noch die vorangehend durchgeführten Einzugsgebietsbilanzen der diffusen Ein- und Austräge mit einbezieht.

Die Austrags- und Bilanzhochrechnung liefert Anhaltspunkte der Belastungshöhen, lässt das standörtliche Verlagerungsrisiko aber außen vor. Daher ist für ein sinnvolles Flächenmanagement unabdingbar, die Flächen zu identifizieren, die hinsichtlich der Nitratauswaschung besonders gefährdet sind und dort dann Wirtschaftsweisen mit geringem Austragsrisiko zu fördern.

#### 3.3.1.4.2 TEZG Hetschenbach

Im TEZG Hetschenbach, das bis auf punktuelle Einleitungen aus 288 EW von einem Campingplatz und Freibad im unteren Bereich ebenfalls hauptsächlich über diffusen Eintrag belastet wird, liegen die für den Sickerwasseraustrag ermittelten Frachten (4,0 – 5,9 t N/a) im unteren Bereich der von BRUCH (2002) ermittelten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten im Vorfluter (5,1 bis 6,4 t N/a).

BRUCH (2002) hat für dieses Gebiet für 1999/2000 eine Abflussspende von 464 mm erfasst. Die geologische Situation lässt hier den Schluss zu, dass aufgrund der schwach synklinalen Lagerung der Gesteinsschichten, in deren tektonischer Senke das Tal des Hetschenbaches liegt, Sickerwasser und Interflow aus Bereichen dem Vorfluter Hetschenbach zugeführt wird, die außerhalb des anhand der Höhenlinien abgegrenzten Einzugsgebietes liegen (vgl. Geologische Karte GK 25, 6809 Gersheim). Am Hetschenbach streichen die wasserstauenden Schichten des mittleren Muschelkalkes aus, die wie vielerorts im Bliesgau zu Schichtquellen führen. Somit liegt die Vermutung nahe, dass dem TEZG Hetschenbach aus angrenzenden Flächen, die nach der relieforientierten Abgrenzung dem oberirdischen Einzugsgebiet nicht mehr zugerechnet werden, mit Nitrat befrachtetes Sickerwasser zufließt, so dass die am Vorfluter gemessenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten höher liegen als die berechneten Austräge mit dem Sickerwasser und insgesamt höhere Abflusswerte ermittelt werden.

Eine mögliche Fehlerquelle kann auch die Einschätzung der Nutzungsintensität und der Nitratausträge mit dem Sickerwasser für das TEZG Hetschenbach sein. Die Differenzierung in intensives und extensives Grünland im TEZG Hetschenbach wurde BRUCH ET AL. (2001) entnommen und basiert auf Vegetationsaufnahmen von KERCHNER (1999). Nimmt man z. B. hinsichtlich der Ackerflächen an, dass die Nitratausträge mit dem Sickerwasser unter Ackerflächen bis 102 kg N/(ha\*a) und unter Grünlandflächen bis 15 kg N/ha betragen können, wie DVWK (1985, Tafel 21 S. 95) angeben, so kann der sickerwasserbürtige Nitrataustrag 6,24 bis 9,18 t N erreichen.

**Tabelle 3-12: NO<sub>3</sub>-N-Austräge mit dem Sickerwasser und im Vorfluter sowie diffuse und punktuelle N-Einträge im TEZG Hetschenbach (H5, Walsheim) 99/00<sup>118</sup>**

Jahr / Bilanzzeitraum	1999		99/00		
	ha	%	Nutzungsart (bzgl. N-Austrag)	NO <sub>3</sub> -N-Austrag [kg / (ha*a)]	NO <sub>3</sub> -N-Austrag TEZG [kg N]
Grünland intensiv <sup>119</sup>	67,90		Grünland intensiv	7,9 - 10,3	536,41 – 699,37
Grünland extensiv	159,26		Grünland extensiv	0,3	47,78
<i>Summe Grünland</i>	<i>227,16</i>	<i>33,70</i>			
<i>Summe Acker</i>	<i>72,50</i>	<i>10,76</i>	<i>Acker</i>	<i>37,6 - 61,6</i>	<i>2726,00 – 4466,00</i>
<i>Brache</i>	<i>33,78</i>	<i>5,01</i>	<i>Grünland intensiv</i>	<i>7,9 - 10,3</i>	<i>266,86 – 347,93</i>
Ödland	0,05	0,01	Grünland extensiv	0,3	0,02
Gehölz	33,29	4,94	Grünland extensiv	0,3	9,99
Wald	277,13	41,12	Wald <sup>120</sup>	1,3	360,27
Straßen/Wege	14,62	2,17	k. A.	k. A.	
Ortslage	15,45	2,29	k. A.	k. A.	
<i>Summe LN<sup>121</sup></i>	<i>333,44</i>	<i>49,47</i>			
<b>Summe TEZG</b>	<b>673,98</b>	<b>100,00</b>	<i>NO<sub>3</sub>-N-Austrag Sickerwasser [t N]</i>		<b>3,95 - 5,93</b>
<b>NO<sub>3</sub>-N-Frachten im Vorfluter [t N] (BRUCH 2002)</b>					<b>5,10 – 6,44</b>
<b>diffuser und punktueller Eintrag [t N]<sup>122</sup></b>					<b>6,92 – 10,04</b>

Die äußerst hohe Einschätzung der diffusen N-Belastung über die N-Bilanzen ist darauf zurückzuführen, dass in diesen beiden Einzugsgebieten aufgrund der hohen Grünlandanteile insbesondere für die intensiven Grünlandflächen die Einträge deutlich überschätzt werden. Wie bereits vorangehend erläutert, wurden für die untersuchten Grünlandstandorte zwar hohe N-Bilanzen aber nur geringe, nicht mit den Bilanzen korrelierende Nitratausträge ermittelt.

### 3.3.1.5 Gegenüberstellung der diffusen und der punktuellen Stickstoffbelastung ausgewählter Einzugsgebiete

Um einen Überblick über die Belastungsquellen eines Einzugsgebietes und damit der Vorfluter mit Nährstoffen zu erhalten, wurden im Folgenden die Stickstoffeinträge, berechnet über die N-Bilanzen, den punktuellen Stickstoffeinträgen über Abwässer, ermittelt über die Einwohnergleichwerte (BRUCH ET AL. 2001) gegenübergestellt (Abbildung 3-77).

<sup>118</sup> Kartierungen 8/97+10/97, 7/98, 6/99

<sup>119</sup> Differenzierung der Nutzungsintensität nach BRUCH (2002)

<sup>120</sup> Austräge Saarländischer Waldökosysteme. Ergebnisse der Depositionsmessstellen der Saar Forst AG 1990-1997, mdl. Mitteilung Dr. C. Gerber, AG Forst, Universität des Saarlandes (2000)

<sup>121</sup> Landwirtschaftliche Nutzfläche LN: Grünland, Acker, Brache

<sup>122</sup> diffuse N-Einträge über Deposition und N-Bilanzen der LF (Acker, Grünland), allerdings ohne Brache- und Ödlandflächen; punktuelle N-Einträge über Einwohnergleichwerte (vgl. BRUCH ET AL. 2001)



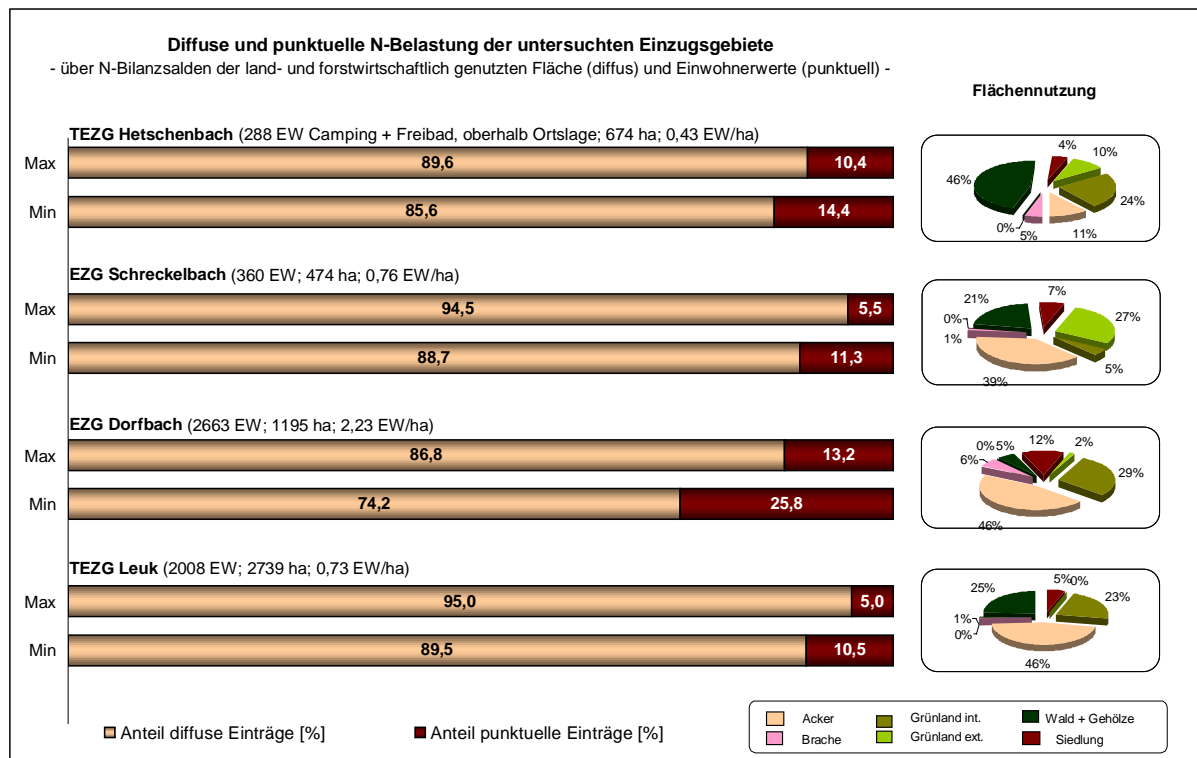


Abbildung 3-77: Vergleich der diffusen und der punktuellen Belastung verschiedener Einzugsgebiete

Für die Acker- und Grünlandflächen wurde der diffuse Stickstoffinput über die N-Bilanzen als Spannbreiten der untersuchten Standorte kalkuliert. Da für die Bracheflächen ebenso wie für die als Ödland oder Wald und Gehölze ausgeschiedenen Flächen keine Angaben zum Stickstoffentzug zu machen sind, werden für diese Flächen keine N-Bilanzen berechnet, sondern lediglich die Deposition mit dem Niederschlag als diffuser N-Eintrag über diese Flächen in die Kalkulation einbezogen. Hier wird auch der atmosphärische Stickstoffeintrag über versiegelte und teilversiegelte Flächen wie Straßen und Ortslagen eingerechnet.

Natürlich haben die punktuellen Einträge von fäkalem Stickstoff über Haushaltsabwässer, Campingplatz und Freibad je nach Größe der Einzugsgebiete einen unterschiedlichen Anteil an der betrachteten Gesamtbelastung. Ebenso werden die diffusen Einträge bzw. Austräge mit dem Sickerwasser von der Flächennutzungsverteilung in den einzelnen Einzugsgebieten bestimmt. Dennoch zeigt Abbildung 3-77, dass der Reststickstoffgehalt im Boden (N-Bilanzen), der letztlich über das Sickerwasser in das Grund- und Oberflächenwasser gelangt, den wesentlich höheren Anteil an der gesamten N-Belastung der untersuchten Einzugsgebiete ausmacht. Über die landwirtschaftliche Nutzung und die atmosphärische Deposition werden zwischen 74,2 und 95,0 % der gesamten Stickstoffeinträge in die Einzugsgebiete eingebracht. Bei Einzugsgebieten wie dem EZG Dorfbach, das umgerechnet 2,23 EW/ha aufweist, liegt der Anteil der punktuellen Einträge zwischen 13,2 und 25,8 %. In dem Teileinzugsgebiet des Hetschenbaches bis Walsheim, das bis zu dieser Stelle im Vorfluter nur mit 288 EW aus saisonalem Camping- und Freibadbetrieb belastet wird, liegen die punktuellen Anteile am Gesamteintrag zwischen 10,2 und 14,4 %. Obgleich die Einzugsgebiete der Leuk

und des Schreckelbaches sehr unterschiedliche Größen aufweisen, liegt die Kalkulation der anteiligen Belastung aufgrund ähnlicher Flächennutzungsverteilung und EW-Dichte im gleichen Bereich zwischen 5,0 und 11,3 % (vgl. Abbildung 3-77).

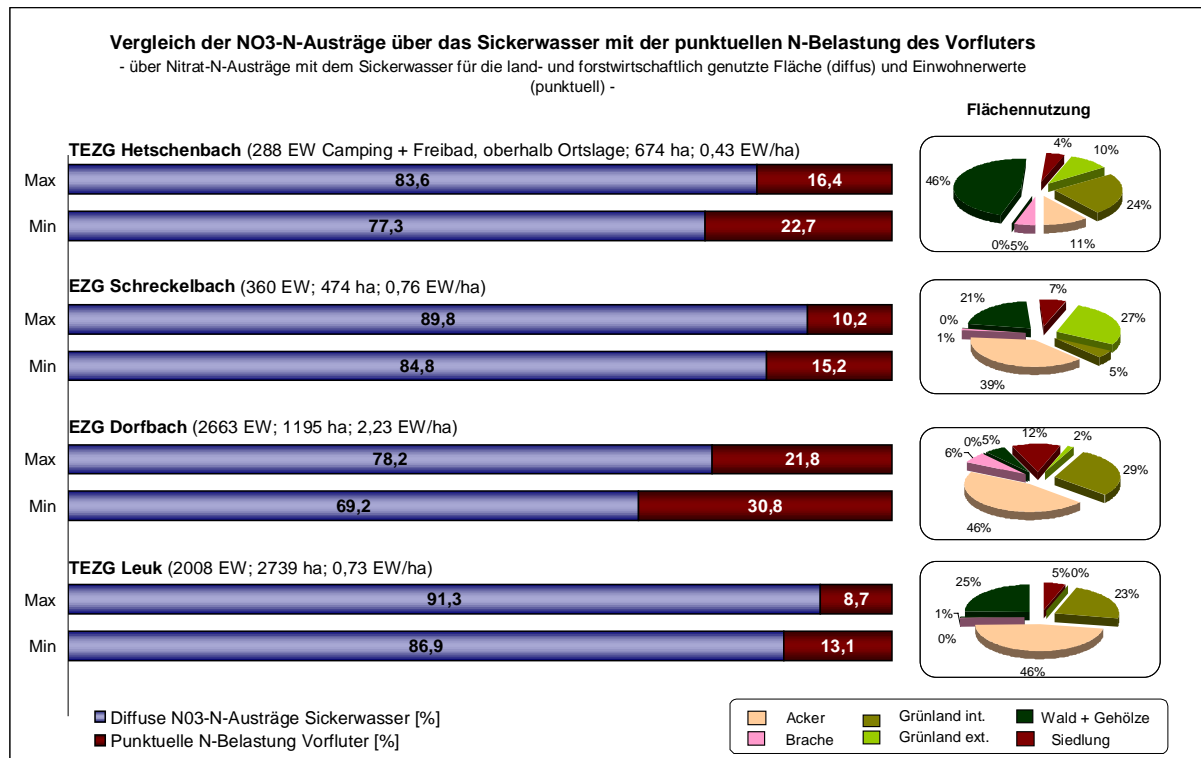


Abbildung 3-78: Vergleich des bilanzierten NO<sub>3</sub>-N-Austrages über das Sickerwasser mit der punktuellen Belastung des Vorfluters verschiedener Einzugsgebiete

Die beschriebenen Verhältnisse zwischen punktuellen und diffusen Einträgen sind vergleichbar mit den Verhältnissen zwischen den punktuellen Einträgen und den für die Einzugsgebiete hochgerechneten Nitratausträgen über das Sickerwasser, die in Abbildung 3-78 einander gegenübergestellt sind. Da allerdings die kalkulierten Sickerwasserausträge in der einzugsgebietsbezogenen Betrachtung geringer sind als die bilanzierten Stickstoffeinträge, steigt die punktuelle Belastung anteilig auf bis zu 30,8 % im TEZG Dorfbach an. Die diffusen Austräge über das Sickerwasser erreichen aber auch bei dieser Kalkulation je nach Einzugsgebietsaufbau bis über 90 % der N-Belastung.

Dieser einfache Vergleich der diffusen und punktuellen Stickstoffeintragsquellen zeigt, dass in diesen ländlichen Räumen die hauptsächliche Stickstoffbelastung der Einzugsgebiete nicht von den punktuellen ausgeht, sondern vielmehr auf die landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen ist. BRUCH (2002) legt dar, dass z. B. für das TEZG Fischerbach bis Oberleuken die auf diffuse Quellen zurückzuführenden Nitratgehalte im Gewässer zwischen 88 % (98/99) und 75 % (99/00) an der Gesamtstickstofffracht betragen. Damit ergeben sich erhebliche Konsequenzen für die Gewässersanierung.

### 3.3.2 Erfassung und Bewertung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos

#### 3.3.2.1 Diskussion der Auswertungskarten zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW der Einzugsgebiete

Die klimatischen Unterschiede der drei Bilanzjahre 97/98, 98/99 und 99/00, die bereits im Kapitel 2.1.4.3 angesprochen wurden, spiegeln sich auch in der vorgenommenen Bewertung des potentiellen Nitrataustrages über den Bodenwasserhaushalt, das Klima und die Nutzung wider. Das Nitratauswaschungspotential liegt bei allen Untersuchungsgebieten für das Jahr 97/98 (April 97 – März 98) im Mittel bei geringen bis mittleren Werten. Für dieses Bilanzjahr sind, mit Ausnahme der Berechnungen für das Klima-Einzugsgebiet „TEZG Leuk ohne Gliederbach“, von allen drei Jahren die geringsten klimatischen Wasserbilanzen zu beobachten (vgl. Tabelle 7-2).

Das besonders niederschlagsreiche Jahr 98/99, das aufgrund vergleichsweise geringer Evapotranspirationsraten durch hohe klimatische Wasserbilanzen gekennzeichnet ist, bewirkt dagegen erheblich höhere potentielle Nitratausträge als die gemäßigten Jahre 97/98 und 99/00. Meist liegen die Bewertungen des potentiellen Nitrataustrages für das Jahr 98/99 um eine Stufe über dem vorangegangenen Jahr 97/98, wie auch die Flächenauswertungen verdeutlichen (vgl. Abbildung 3-62, Abbildung 3-63, Abbildung 3-65, Abbildung 3-67 und Abbildung 3-68). Die Berechnungen für das hydrologische Jahr 99/00 liegen in den Bewertungen oftmals zwischen den beiden anderen Jahren, meist aber dicht am hydrologischen 97/98 als an dem „Extremjahr“ 98/99.

Aber auch die einzelnen Einzugsgebiete weisen untereinander deutliche Unterschiede hinsichtlich der potentiellen Auswaschung von Nitrat auf. Diese Unterschiede werden bestimmt von den klimatischen, pedogenen und nutzungsbedingten Gegebenheiten der Einzugsgebiete. Die beiden (Teil-) Einzugsgebiete Hetschenbach und Schreckelbach im Bliessgau weisen im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsgebieten die austragsempfindlicheren Böden auf. Die Gefährdungsspanne liegt hier überwiegend im mittleren (97/98) und hohen (98/99) Bereich und erreicht mit den ackerbaulich genutzten Flächen der Bodeneinheit 31 im TEZG Hetschenbach 98/99 sogar auf 9,6 % der LN extrem hohe Nitrataustragsgefährdungen. Die Bodennutzungseinheiten im Einzugsgebiet des Dorfbaches weisen 97/98 flächenanteilig die geringsten Gefährdungsstufen mit 90,8 % der LN im „geringen“ und 8,3 % im „sehr geringen“ Bereich. 98/99 fallen dagegen über 98 % der LN in den mittleren bis hohen Bereich. Im Teileinzugsgebiet der Leuk sind 97/98 fast ein Drittel der Flächen mit sehr geringen Nitrataustragsgefährdungen zu finden, und auch 99/00 liegen viele Flächen im gering gefährdeten Bereich, was auf die weitläufigen Grünlandflächen im Bereich der Kolluvien, vor allem aber auf die physikalischen Bodeneigenschaften der schluffig-lehmigen Talsedimente und Abschwemmassen der Einheit 87 zurückzuführen ist. Trotzdem ist bei hohen klimatischen Wasserbilanzen auch im TEZG Leuk die Austragsgefährdung für gelöste Stoffe insgesamt eher hoch einzuschätzen, zumal in der Verschneidung mit der realen Nutzung deutlich wird, dass die austragsgefährdeten Flächen überwiegend ackerbaulich genutzt werden.

Der Einfluss der Nutzung auf die Bewertung der Nitrataustragsgefahr wird in den Auswer-

tungskarten ebenso deutlich: Flächen innerhalb eines Klima-Einzugsgebietes (vgl. S. 63), die als Grünland genutzt werden, werden hinsichtlich des potentiellen Nitrataustrages eines Bilanzjahres zumeist eine Stufe geringer bewertet als ackerbaulich genutzte Standorte der gleichen Bodeneinheit.

Dieser Unterschied in der Austragsgefährdung von Acker- und Grünlandstandorten ergibt sich aufgrund der unterschiedlichen Einschätzung der Versickerung, welche den angewendeten Modellen zugrunde liegt: Für Grünlandstandorte wird, da die Standorte ganzjährig mit Vegetation bestanden sind, eine höhere potentielle Evapotranspiration angenommen als für Ackerstandorte. Das pflanzenverfügbare Wasser (Wpfl), das als Bodenkenngröße in die Regressionsgleichungen zur Berechnung der Sickerwasserrate (GWNa) eingeht, setzt sich aus den Parametern „nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes“ (nFKWe) und dem „kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser“ (KA) zusammen, welche beide je nach der effektiven Durchwurzelungstiefe (We) des Standortes verändert werden.

Da für Grünlandstandorte im Vergleich zu Ackerstandorten angenommen wird, dass die We um 10 %<sup>123</sup> unter der nach den angegebenen Kriterien für Ackerstandorte ermittelten We liegt, ist auch die nFKWe geringer, die in die Berechnungen für Grünlandstandorte eingeht (zur Methodik siehe Kapitel 2.3). Ebenso wird der kapillare Aufstieg KA durch die We beeinflusst: Je größer der Abstand zwischen der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes und der Grundwasseroberfläche, desto geringer ist die Rate des kapillaren Aufstiegs an Standorten mit Grundwasseranschluss.

Die Regressionsgleichungen nach RINGER ET AL. (1990) sind so konzipiert, dass die Sickerwasserrate GWNa um so geringer ausfällt, je höher die nFKWe bzw. das Wpfl liegt, weil eine hohe nutzbare Feldkapazität nFKWe bedeutet, dass der Bodenkörper mehr Wasser vor dem Versickern zurückhalten kann und mehr Wasser der Vegetation und dem Boden zur Evapotranspiration zur Verfügung steht (siehe Tabelle 2-22). Vergleicht man jedoch die Regressionsgleichungen der beiden Nutzungen Acker und Grünland miteinander, so sieht man, dass für Ackerstandorte bei gleichen Eingabeparametern (Niederschlag, Verdunstung, Wpfl) die berechneten Sickerwasserraten erheblich höher ausfallen als für Grünlandstandorte. Dies geht u. a. auf den angesprochenen Effekt des ganzjährig transpirierenden Grünlandes zurück (vgl. dazu Tabelle 3-13).

Die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum FKWe liegt um so mehr über der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe, je höher der Tonanteil im Feinboden und damit der Feinporenanteil im Porenraum ist. Der Standort B-Bw 1 z. B. weist mit 265,6 mm die höchste Differenz zwischen FKWe und nFKWe auf (siehe dazu Tabelle 7-15, Tabelle 7-16, Tabelle 7-17 und Tabelle 7-18 im Anhang). Für diesen Standort wurde durchgehend ein hoher Tonanteil im Profil bei geringem Skelettgehalt bestimmt (Tu3 bis Tu4, 1 % bis 5 % Skelett). Bei dem Profil B-Bw 5 hingegen liegt die Differenz zwischen FKWe und nFKWe bei

---

<sup>123</sup> Wenn die für den Standort berechnete We\_Acker unter 11 dm liegt, dann wird als We\_Grünland  $0,9 \cdot \text{We\_Acker}$  gesetzt. Wenn die We\_Acker bei der maximal möglichen We von 11 dm lag, wurde auch für We\_Grünland 11 dm angenommen. Daher ergeben sich Abweichungen der We-Mittelwerte Acker – Grünland in Tabelle 7-21 ff, die unter den veranschlagten 10% liegen.

nur 78,8 mm. Hier wurden vorherrschend schluffige Horizonte mit Bodenarten zwischen Ut4 im Oberboden (5% bis 10% Skelett) und Uu mit 30 % bis 50 % Skelettanteil in 1 m Tiefe.

Die Höhe der Bodenkenwerte, die sich auf die  $We$  beziehen, ist natürlich von der Tiefe der rechnerisch ermittelten  $We$  abhängig. Je größer die ermittelte effektive Durchwurzelungstiefe, um so größer sind auch die FKWe bzw. die nFKWe eines Standortes im Vergleich zu Standorten, bei denen z. B. aufgrund eines flachgründigen Profils das wenig verwitterte Anstehende in geringer Tiefe liegt, wie es bei Station B-Bw 7 der Fall ist. Das Profil B-Bw 7 (Rendzina) hat mit 70,2 mm eine sehr geringe nFKWe, die insbesondere darauf zurückgeht, dass die  $We$  mit nur 4,0 dm bestimmt wurde. Im Vergleich dazu hat der Standort F-Bw 3/100, an dem ein Kolluvium aufgenommen wurde, eine nFKWe von 275,4 mm bei einer  $We$  von 11 dm.

*Tabelle 3-13: Beispielhafte Berechnung der Sickerwasserrate GWNa für einen Acker- und Grünlandstandort der Bodeneinheit 32 im EZG Maibach (97/98)<sup>124</sup>*

Nutzung	We [dm]	nFKWe [mm]	GWNa [mm]	FKWe [mm]	AH [%]	NAW-Klasse
Acker	8,5	127,4	316,6	180,1	175,8	hoch
Grünland	7,6	114,9	232,8	164,9	141,2	mittel

Die angewendete Methodik zur Bestimmung der jährlichen Sickerwasserrate nach RINGER ET AL. (1990) und MÜLLER (1997), die der Nitratauswaschungsgefährdung NAW zugrunde liegt, kann und muss auch kritisch betrachtet werden. Über derartige Simulationsrechnungen wird versucht, die komplexen realen Verhältnisse über möglichst einfach zu erfassende Kennwerten und Parameter wiederzugeben. Ein dreidimensionales Fließmodell mit ausreichender Berücksichtigung des geologischen Unterbaus und der hydrogeologischen Fließwege sowie einer parzellenscharfen Nutzungserhebung mit termingenauen Daten zum Pflanzenbewuchs wäre auf der gewählten Maßstabsebene mit den zur Verfügung stehenden Datengrundlagen nicht durchführbar.

So kann man beispielsweise die Frage stellen, ob die nutzungsbedingte Variabilität der Böden hinsichtlich ihres tatsächlichen Profilaufbaus mit der gewählten Vorgehensweise ausreichend erfasst wird. Denn für die Berechnungen der Bodenkenwerte und der Sickerwasserrate wurden zunächst alle ausgewählten Profile verwendet, egal ob das Profil real als Acker oder Grünland genutzt wird. Verschiedene Standorteigenschaften wie Hangneigung, langzeitliche Flächennutzung und Bearbeitungsmethoden haben aber Einfluss auf den Profilaufbau eines Bodens. So sind z. B. Ackerprofile am Oberhang oftmals durch Bodenerosion verkürzt, während ein langjähriger Grünlandbewuchs eher konservierend wirkt. Verkürzte Bodenprofile bedeutend im Gegenzug einen veränderten Wasserhaushalt dieser Standorte (siehe dazu Kapitel 3.1.1.1). Eine Verwendung von Ackerprofilen für die Ackerberechnungen und von Grünlandprofilen für die Grünlandberechnungen würde zwar die nutzungsbedingte Verkürzung der Bodenhorizonte beachten, andererseits die Variabilität der

<sup>124</sup> Profil des Saar-BIS, Archiv-Nr. 4644 (Braunerde-Rendzina) der Bodeneinheit 32, ohne kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser, d. h. Wpfl = nFKWe; Klimadaten für das EZG Maibach 97/98:  $N_{Wi}$  = 335,8 mm,  $N_{So}$  = 504,3 mm,  $ETP_H$  = 723,7 mm; Regressionsgleichungen zur Berechnung der GWNa siehe Tabelle 2-22.

beiden Datenpools gegeneinander erheblich erhöhen. Aus diesem Grund, und auch weil nicht genügend verwendbare Profile vorlagen um eine Differenzierung nach der Nutzung durchzuführen, wurden die Profile rein nach Profileigenschaften und Zuordnung zu den Bodeneinheiten zusammengestellt und nicht zusätzlich nach der Nutzung zum Zeitpunkt der Profilaufnahme getrennt bewertet.

Ein weiterer kritischer Punkt ist, dass klimatische Wasserbilanzen und Bodenwasserhaushaltsdaten nicht ohne Einbeziehung des oberflächlichen und lateralen Abflusses zur Beschreibung des potentiellen Nitrataustrages herangezogen werden sollten. Die von MÜLLER (1997) ausgeführte Methodik nach RENGER ET AL. (1990) bezieht sich auf Flächen mit Hangneigungen unter 3,5 %, da für alle stärker geneigten Flächen mit Oberflächenabfluss gerechnet werden muss. Nach den für die Untersuchungsgebiete angefertigten Hangneigungskarten liegen große Flächenanteile in Bereichen mit höherer Hangneigung. Eine Einrechnung des oberflächlichen Abflusses war aufgrund mangelnder Daten zu diesem Problemfeld nicht möglich. Da die Berechnungen für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche ungeachtet der Hangneigung durchgeführt wurden, gelten die Modellierungen für Flächen über 3,5 % Hangneigung daher nur eingeschränkt. Allerdings können mit der gewählten Vorgehensweise trotz allem klassifizierende Aussagen getroffen werden.

Außerdem ergeben sich Veränderungen im standortbezogenen Wasserhaushalt je nach Exposition und Hangneigung, die auf Veränderungen der Evapotranspiration zurückgehen. MÜLLER (1997) hat diesbezüglich Zu- und Abschläge zur Sickerwasserrate formuliert, die nach Prozent Hangneigung und Exposition vergeben werden. Diese Berechnungen wurden für Flächen bis 3,5 % Hangneigung erstellt (siehe dazu Kapitel 2.3.1.1). Der maximal mögliche Zuschlag liegt z. B. zwischen 6,9 % und 1,8 % der für das UG Saargau berechneten Sickerwasserraten. Nach RENGER & STREBEL (1980) liegt die Genauigkeit der Regressionsrechnungen selbst bei 10 bis 20 %.

Trotz der Vorbehalte, unter denen die erstellten Auswertungskarten zu betrachten sind, stellt die Modellierung der Nitratauswaschungsgefährdung nach RENGER ET AL. (1990) die für die gewählte Einzugsgebietsgröße und für die verfügbaren Datengrundlagen derzeit bestmögliche Methodik dar. Ein genaueres, detaillierteres Modell würde vor allem an der sehr groben und nicht profilbezogenen Bodenübersichtskarte scheitern, die hier als Arbeitsgrundlage verwendet wurde, d. h. die Bodenübersichtskarte müsste durch detaillierte Bodenkartierungen verfeinert und der Pool an verwendbaren Profildaten vergrößert werden. Um geländeklimatologische Besonderheiten zu erfassen, wäre der Aufbau von Messstationen zur Erfassung des Geländeniederschlages und der nutzungsspezifischen Evapotranspiration notwendig.

### 3.3.2.2 Potentielle Nitrataustragsgefährdung und reelle Stickstoffbelastung der Oberflächengewässer in den Detailuntersuchungsgebieten

Die Quelle des Fischerbaches stellt von allen Quellen, die BRUCH ET AL. (2001) in den hier vorgestellten Einzugsgebieten untersucht haben, die am stärksten mit Nitrat belastete Quelle dar. Nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) muss die Fischerbachquelle bezüglich der Nitratwerte mit der Gewässergüte IV bewertet werden, der Mittelwert lag für 34 Messungen (11/97 bis 4/00) bei 20,09 mg NO<sub>3</sub>-N/l (vgl. auch Abbildung 1-1). Die Gewässergüte IV (sehr hohe Belastung) stellt Belastungen dar, die größer sind als das achtfache der Zielvorgabe, die nach LAWA<sup>125</sup> (1998) bei Gewässergüte II liegt. Betrachtet man die Auswertungskarten nun vor diesem Hintergrund, so ist ein Zusammenhang zwischen der Intensität der ackerbaulichen Nutzung und der Nitratbelastung des Oberflächenwassers nicht mehr von der Hand zu weisen. Die mittel bis hoch austragsgefährdeten Flächen (127,71 ha, Einheiten 20, 25, 32) im TEZG Fischerbach Oberlauf werden zu 88,7 % (113,27 ha) ackerbaulich genutzt. Wie die Untersuchungen zum nutzungsbedingten Stoffaustrags zeigen, ist bei der an Einzelbeispielen untersuchten, derzeitigen landwirtschaftlichen Bodennutzung in diesem Einzugsgebiet mit deutlichen Stickstoff-Bilanzüberschüssen zu rechnen. Werden diese mittel bis hoch austragsgefährdeten Standorte wie bisher derart ackerbaulich genutzt, so ist die reelle Gefahr des Austrages von im Überschuss in der Bodenzone vorhandenen Nitraten vorhanden und selbst im Gewässer deutlich feststellbar.

Betrachtet man dagegen die Einzugsgebiete des Schreckelbaches und des Hetschenbaches, so werden folgende Unterschiede zum dem TEZ Fischerbach Oberlauf klar: Die landwirtschaftlich genutzten Flächen des Quelleinzugsgebiet des Schreckelbaches (47,02 ha)<sup>126</sup> werden zu 40 % (19,47 ha) aus Bodennutzungseinheiten aufgebaut, die 97/98 mit einer mittleren bis hohen Nitrataustragsgefährdung bewertet wurden, 98/99 sogar mit hoher bis extrem hoher Austragsgefährdung. Diese Standorte werden aber überwiegend als Grünland genutzt und zudem extensiv bewirtschaftet mit nur geringen Stickstoff-Bilanzüberschüssen. Nur 2,05 ha, also 10,6 % dieser Flächen, stehen davon unter ackerbaulicher Nutzung. BRUCH ET AL. (2001) haben für die Quelle des Schreckelbaches eine Gewässergüte von I (anthropogen unbelastet) festgestellt, die Nitratwerte liegen im Mittel bei 0,40 mg NO<sub>3</sub>-N/l (S1, n=24; vgl. Abbildung 1-1). Weiter unterhalb werden an einem seitlichen Zufluss aus den hoch austragsgefährdeten (98/99 und 99/00) und intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen der Einheiten 37 und 38 bereits mittlere Nitratgehalte von 7,8 mg NO<sub>3</sub>-N/l gemessen (S5a, n=6), was eine chemische Gewässergüte von III (erhöhte Belastung) ergibt. Zielvorgabe nach LAWA (1998) ist die Gewässergüte II, was für Nitrat eine tolerierbare Konzentration von  $\leq 2,5$  mg NO<sub>3</sub>-N/l bedeutet.

<sup>125</sup> Zielvorgabe nach LAWA (1998) chemische Gewässergüteklasse II (mäßige Belastung) :  $\leq 2,5$  mg NO<sub>3</sub>-N/l)

<sup>126</sup> Quelleinzugsgebiet des Schreckelbaches bis zum Fließgewässerprobenahmepunkt S2: 48,65 ha

### 3.3.3 Faktoren des Nitrataustrages: N-Bilanzen, $\text{NO}_3\text{-N}$ im Bodenwasser und Bodenwasserhaushalt

Bei den angestellten Betrachtungen steht die Frage im Raum, welches der ausschlaggebende Parameter des Nitrataustrages ist: Die Nutzungsintensität als Steuerelement des Stickstoffeintrages in die Fläche oder aber das über den Bodenwasserhaushalt ableitbare standörtliche Verlagerungsrisiko für wasserlösliche Stoffe wie Nitrat.

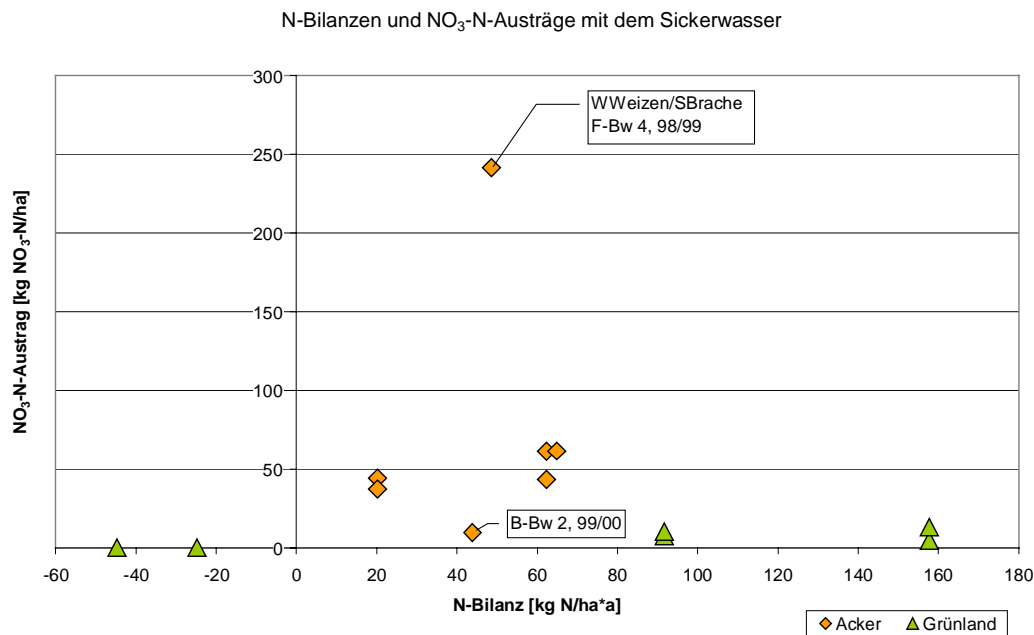


Abbildung 3-79: N-Bilanzen einzelner Fruchtfolgeglieder und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten

Die Auswertungen der N-Bilanzen haben gezeigt, dass auf Grünlandstandorten eine düngungsintensive Nutzung und hohe N-Bilanzüberschüsse keine hohen Nitratausträge mit sich bringen (vgl. Kapitel 3.1.3, 3.1.5.6 und 3.3.1). Auch bei hohen N-Bilanzüberschüssen steigen die mittleren Nitratkonzentrationen im Bodenwasser auf maximal 3,2 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  (siehe Abbildung 3-80) und die Nitratausträge nehmen nicht nennenswert zu (siehe Abbildung 3-79), was unter anderem auf die unter Grünland vergleichsweise geringeren Sickerwasser-raten zurückzuführen ist. Auf ackerbaulich genutzten Standorten ergeben hohe Bilanzüberschüsse dagegen deutlich hohe Nitratkonzentrationen im Bodenwasser, die in den meisten Fällen den Grenzwert der Trinkwasserverordnung überschreiten können (siehe auch Kapitel 3.3.1). Allerdings lassen die Auswertungen der untersuchten Standorte keinen (linear) ansteigenden Zusammenhang zwischen der N-Bilanz und der Nitratkonzentration im Sickerwasser oder dem Nitrataustrag erkennen, lediglich ein eindeutig höheres Level in den Nitratkonzentrationen und den –austragsfrachten ist bei den Ackerstandorten zu erkennen.



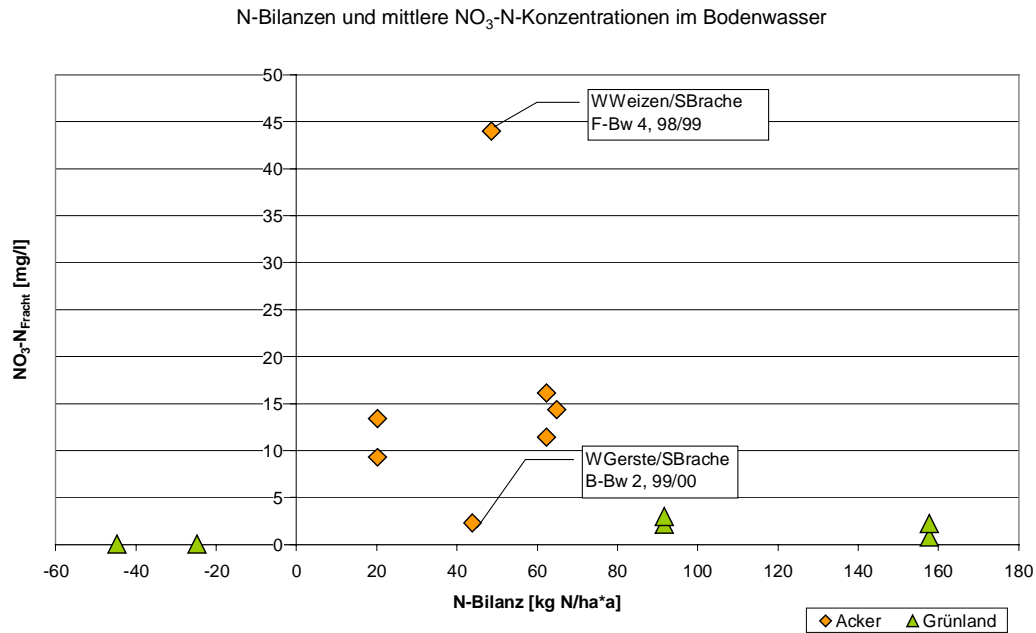


Abbildung 3-80: N-Bilanzen einzelner Fruchtfolgeglieder und mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Bodenwasser an ausgewählten Standorten

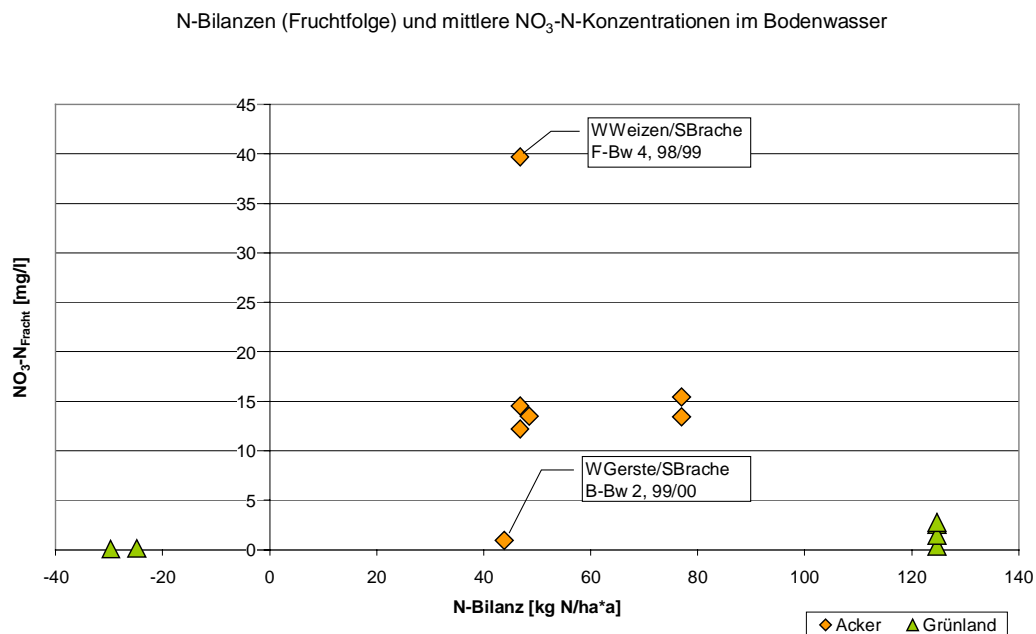


Abbildung 3-81: N-Bilanzen der gesamten Fruchtfolge und mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Bodenwasser an ausgewählten Standorten

Der dargestellte Zusammenhang zwischen N-Bilanzen und Nitrat im Bodenwasser verändert sich auch nicht nennenswert, wenn man statt der N-Bilanz der dem Bilanzjahr zugeordneten Kulturarten die über die gesamte Fruchtfolge kalkulierte mittlere jährliche N-Bilanz verwendet, wie Abbildung 3-81 zeigt. Das Problem der Gegenüberstellung von N-Bilanzen und

Nitratwerten im Bodenwasser liegt darin, dass die Zuordnung der Bilanzierungszeiträume sehr schwierig ist. Bei Wintergetreide findet die Aussaat im Herbst statt, die Düngung kann auch bereits im Herbst erfolgen, meist wird jedoch erst im Frühjahr gedüngt. Die hier vorgenommene Bilanzierung der Nitratausträge über das Sickerwasser wurde aber nach dem hydrologischen Jahr April – Mai vorgenommen, d. h. die Zeiträume der Fruchtfolgeglieder überschneiden sich nur teilweise mit den hydrologischen Bilanzierungszeiträumen. Außerdem ist zu hinterfragen, wann der kalkulierte N-Bilanzüberschuss denn überhaupt in mineralischer Form als Nitrat vorliegt oder freigesetzt wird.

Neben den nutzungsbedingten Stickstoffeinträgen in ackerbaulich genutzte Böden stellt sich nun die Frage, wie sich die standörtlichen Parameter des Bodenwasserhaushaltes auf den Nitrataustrag auswirken. Vergleicht man die Sickerwasserraten der Standorte mit den mittleren Nitratkonzentrationen, so ergibt sich ein ähnliches Bild wie bereits bei den vorangehend dargestellten Sachverhalten.

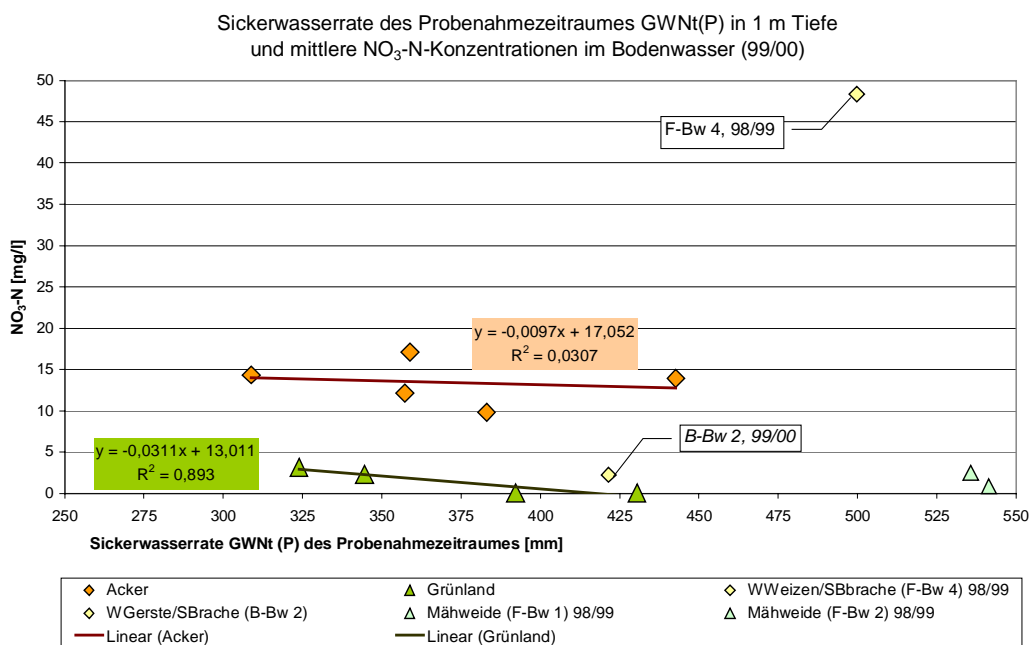


Abbildung 3-82: Sickerwasserraten und mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen des Bodenwassers an ausgewählten Standorten

Generell ist anzunehmen, dass bei steigenden Sickerwasserraten die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser aufgrund des Verdünnungseffektes abnehmen. Lässt man die Standorte F-Bw 4 (98/99) und F-Bw 2 (99/00) aufgrund der im Folgenden noch erläuterten besonderen Verhältnisse außen vor, so zeigt sich bei den Ackerstandorten tendenziell eine Abnahme der mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei zunehmender Sickerwasserrate (Abbildung 3-82) bzw. eine Zunahme der Austräge (Abbildung 3-83). Bei den vier Grünlandstandorten, für die 99/00 gesicherte Aussagen zum Nitrataustrag gemacht werden konnten, zeichnet sich zwar mit zunehmender Sickerwasserrate eine Abnahme der Konzentrationen ab, aber auch die Frachten nehmen mit zunehmender Sickerwasserrate ab. Die Nitrat-N-Konzentrationen der beiden Mähwiesen B-Bw 5 und B-Bw 6 (siehe Tabelle 3-9)

liegen mit Werten nahe der Bestimmungsgrenze so niedrig, dass trotz vergleichsweise höherer Sickerwasserraten die Nitratausträge nicht höher werden als bei den intensiv genutzten Mähweide F-Bw 1 und F-Bw 2.

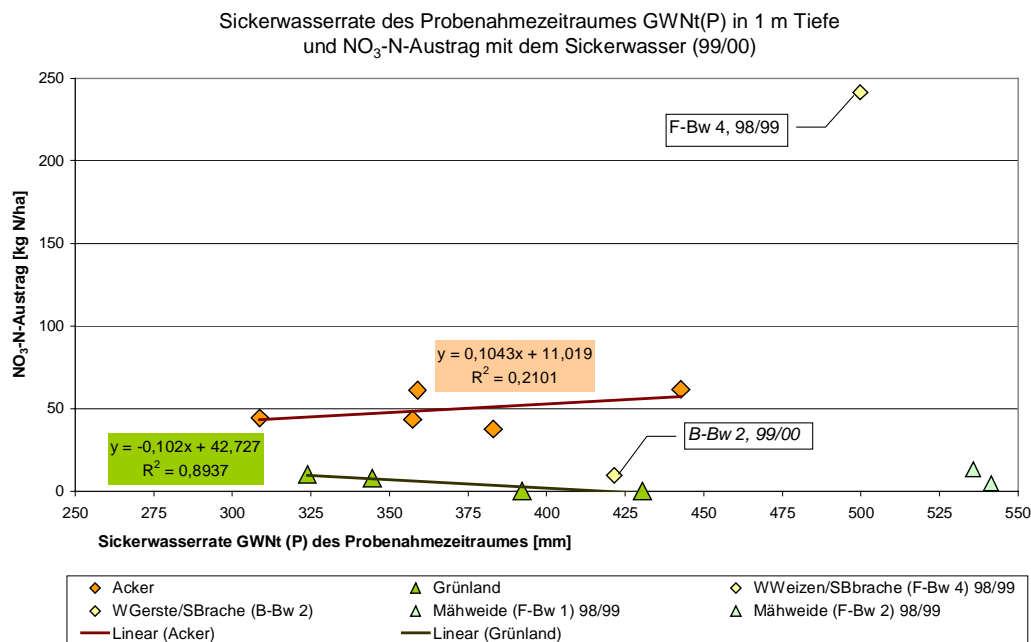


Abbildung 3-83: Sickerwasserraten und NO<sub>3</sub>-N-Austrag mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten

Abschließend sollen die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (AH), als Kennwert des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos, dem Nitrataustrag sowie den Bodenwasserhaushaltsparametern gegenübergestellt werden (vgl. Abbildung 3-84 und Abbildung 3-84). Bei steigender Austauschhäufigkeit ist ein geringfügiger Anstieg der Nitratausträge mit dem Sickerwasser an den untersuchten Ackerstandorten zu erkennen. Allerdings konnten an Standort F-Bw 7, der durch eine hohe Austauschhäufigkeit von 280 % (99/00) auffällt, trotz Schwarzbrache nach Maisernte im Winter 99/00, keine besonders hohen Nitrataustragsfrachten ermittelt werden (vgl. Tabelle 3-9). Die NO<sub>3</sub>-N-Austräge liegen mit über 61 kg NO<sub>3</sub>-N/ha bei ebenfalls vergleichbarer N-Bilanz ebenso hoch wie bei der Winterweizen/Wintergerste-Fruchtfolge des Standortes F-Bw 7 im U Saargau. Die hohe Austauschhäufigkeit, die zu einer Nitratauswaschungsgefährdung der Klasse „Extrem hoch“ führt, liegt in dem flachen Rendzina-Profil des Standortes begründet (siehe Kapitel 3.1.2.2.2).

Vielmehr deutet Abbildung 3-84 darauf hin, dass die Art der landwirtschaftlichen Nutzung wesentlich einflussreicher ist und der Bodenwasserhaushalt als Transportfaktor vor allem den Austrag des löslichen Nitrates an sich bedingt. So liegen die niedrigen Konzentrationen ungeachtet der Austauschhäufigkeit bei den Grünlandstandorten, und die extensiven Mähwiesen B-Bw 5 und B-Bw 6 zeigen mehr aufgrund der negativen N-Bilanzen geringe bis mittlere Nitratkonzentrationen denn aufgrund der Austauschhäufigkeit. Dies bekräftigt auch die Gegenüberstellung der N-Bilanzen und der mittleren Nitratkonzentrationen im Bodenwasser in Abbildung 3-80.

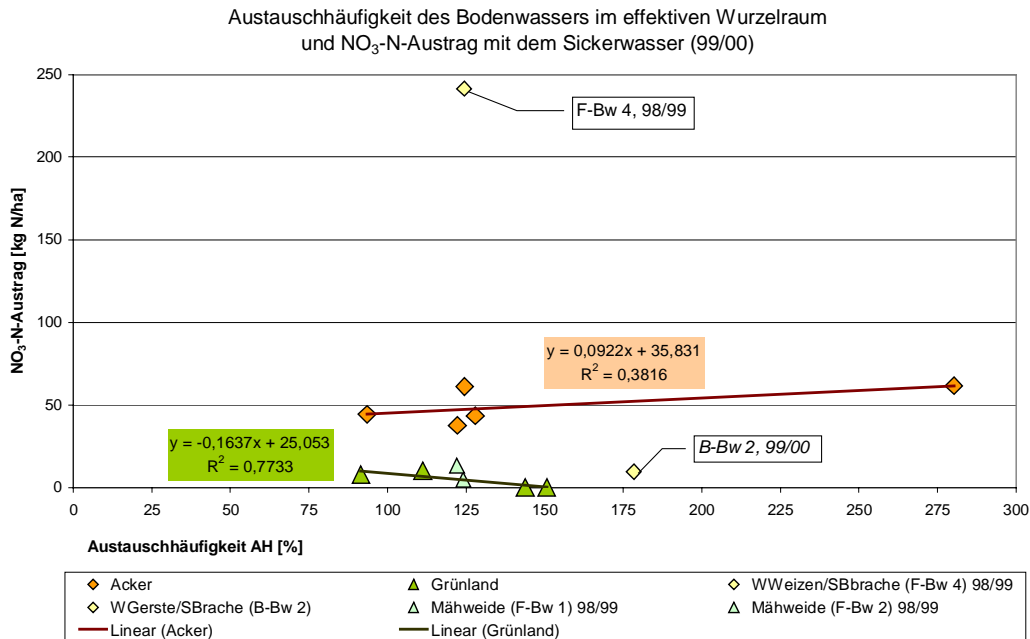


Abbildung 3-84: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und NO<sub>3</sub>-N-Austrag mit dem Sickerwasser an ausgewählten Standorten

Bei diesen Gegenüberstellungen fallen zwei Standorte immer wieder auf, und zwar handelt es sich um die Nitratwerte im Bodenwasser der Station F-Bw 4 (Bilanzjahr 98/99) und der Station B-Bw 2 (Bilanzjahr 99/00). Die Werte des Standortes Standort F-Bw 4 für das Jahr 98/99, die hier in die Darstellungen mit aufgenommen wurden, zeigen im Vergleich zu den übrigen Ackerstandorten äußerst hohe mittlere Nitratgehalte im Bodenwasser (48,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l für 98/99, Winterweizen/Schwarzbrache) sowie hohe errechnete Austragsfrachten von über 200 kg N/(ha\*a) (siehe dazu auch Tabelle 3-9; Abbildung 3-81, Abbildung 3-82 und Abbildung 3-83). Hohen monatliche Nitratkonzentrationen wurden zwar auch bei anderen Standorte festgestellt, aber derart hohe mittlere Nitrat-N-Konzentrationen wurden bei keiner der übrigen Ackerstandorte im TEZG Fischerbach Oberlauf gemessen. Dies liegt vor allem daran, dass es in diesem klimatisch sehr interessanten Jahr 98/99 zu viele Datenausfälle an den Bodenstationen gab, um hierzu gesicherte Aussagen machen zu können. Andererseits muss bedacht werden, dass auch für F-Bw 4 nur Werte für 6 von 12 Probenahmeterminen vorlagen. Dennoch deutet sich an, dass dieses Jahr der hohen Niederschläge und Sickerwasserraten (vgl. Kapitel 2.1.4.3 und 3.1.5.6) auch aufgrund tendenziell höherer Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zu insgesamt hohen Austrägen führte. Denn die Bewirtschaftungsparameter lagen in diesem Jahr für die Parzelle F-Bw 4 wie auch für die anderen untersuchten Parzellen nicht über den mittleren N-Bilanzen.

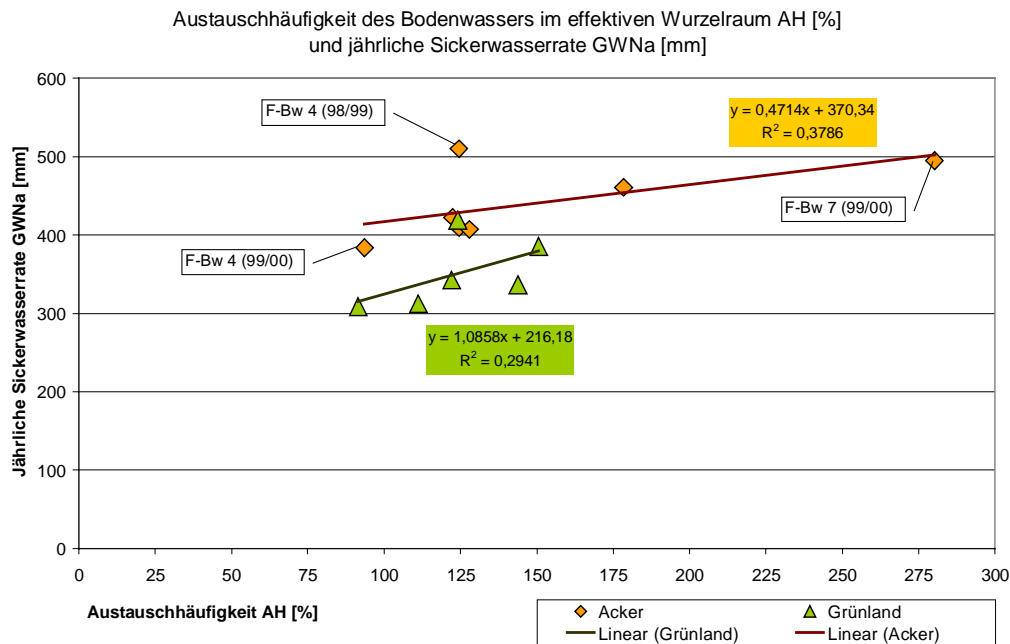


Abbildung 3-85: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und jährliche Sickerwasserrate GWNa an ausgewählten Standorten

Auch die jährliche Sickerwasserrate GWNa, die für das Jahr 98/99 an F-Bw 4 errechnet wurde, liegt mit über 500 mm deutlich über den Werten der übrigen Standorte (siehe dazu auch Tabelle 7-15 und Tabelle 7-16). Wie bereits in Kapitel 2.1.4.3 und Kapitel 3.1.5.6 erläutert, handelt es sich bei dem hydrologischen Jahr 98/99 um ein sehr niederschlagsreiches Jahr mit generell hohen errechneten Sickerwasserraten. Da der Standort jedoch aufgrund des tiefgründigen Kolluviums über hohe Wasserrückhaltekapazitäten, ausgedrückt in der FKWe (409,8 mm), verfügt, ist die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers mit 124 % nicht wesentlich höher als beim gleichen Standort im Bilanzjahr 99/00 (AH = 94 %, GWNa = 383,6 mm). Bei den dargestellten Gegenüberstellungen ist also zu beachten, dass für eine Auswertung nur Standorte bzw. Werte des gleichen Bilanzierungszeitraumes direkt miteinander verglichen werden können, da die klimatischen Faktoren erheblichen Einfluss auf den Wasserhaushalt und damit die Nitratausträge haben. Im Gegensatz zu dem Ackerstandort F-Bw 4 fallen jedoch die beiden Mähweiden F-Bw 1 und F-Bw 2, die ebenfalls in die angestellten Betrachtungen aufgenommen wurden, nicht durch herausragend hohe Werte des Jahres 98/99 auf (vgl. Tabelle 3-9).

Die Abbildungen Abbildung 3-79, Abbildung 3-80 und Abbildung 3-81 unterstützen die bereits in den vorangehenden Kapiteln gemachten Annahmen zu Standort B-Bw 2, welcher trotz ähnlicher Bewirtschaftung und N-Bilanzen im Vergleich zu den anderen Ackerstandorten nur sehr geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aufweist. Auch die Nitrataustragsfrachten liegen sehr viel niedriger als bei den übrigen Ackerstandorten und bereits im Bereich der Grünlandstandorte. Dies ist auf besondere hydrogeologische Verhältnisse im Bodenprofil zurückzuführen, die zu einer starken Verdünnung der Nitratkonzentrationen führen, was aber über die anhand der Profilaufnahmen gemachten Annahmen zu den

Bodenparametern und die daraus abgeleiteten Bodenwasserhaushalts-Kenngrößen nicht zu erfassen ist.

Die vorliegende Datenlage lässt aufgrund eines zu geringen Stichprobenumfangs über die einfachen Gegenüberstellungen hinaus keine statistischen Korrelationen zu, um den multivariaten Zusammenhang zwischen standörtlichem Nitratverlagerungsrisiko und dem aktuellen Nitrataustrag gesichert herzustellen. Die häufig gemachte Annahme, dass Grünland gegenüber hohen Stickstoffeinträgen auch bei hohem standörtlichem Verlagerungsrisiko im Vergleich zu intensiv genutztem Ackerland die Nitratausträge puffert, kann mit den vorgestellten Untersuchungen bestätigt werden. Weiterhin kann aus den Untersuchungen geschlossen werden, dass insbesondere die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung die Höhe der Austräge maßgeblich bestimmt.

### **3.3.4 Beispielhafte Umsetzung eines nutzungs- und standortbezogenen Flächenmanagements für das TEZG Fischerbach Oberlauf**

Im Folgenden wird aufbauend auf den für das TEZG Fischerbach Oberlauf bis zur Ortschaft Borg erstellten Auswertungskarten zum potentiellen Nitrataustrag (Kapitel 3.2.5) vorgestellt, wie über die Verknüpfung der empirisch über die Bodenwasseruntersuchungen ermittelten mittleren Nitratausträge und die Erkenntnisse zum Bodenwasserhaushalt die potentiellen Einträge quantifiziert werden können. Darüber hinaus wird der Einfluss von Nutzungsänderungen auf die Veränderung der Nitrataustragsgefahr und die potentiellen Nitratausträge mit dem Sickerwasser mit Hilfe des GIS ArcView<sup>®</sup> in Szenarien umgesetzt und ausgewertet.

Wie Karte 7-26 zeigt, kann durch Umnutzung der bislang ackerbaulich genutzten Standorte als Grünland die Nitrataustragsgefährdung NAW gegenüber dem Ist-Zustand (1999) um je eine Klasse reduziert werden (Szenario II: Grünlandnutzung) (vgl. auch Abbildung 3-86). Dies bedeutet eine Veränderung des Wasserhaushaltes der Standorte dahingehend, dass das Bodenwasser auf Flächen der Bodeneinheiten 20, 25 und 32 statt 1,5 bis 2,5 mal unter Grünland nur noch 1,0 bis 1,5 mal pro Jahr ausgetauscht wird, gerechnet nach den klimatischen Gegebenheiten des hydrologischen Jahres 99/00.

Die Ausdehnung der Grünlandflächen im Bereich der Kolluvien und der Gleye (Einheiten 24 und 87) würde sogar die Reduzierung des potentiellen Nitrataustrages auf „sehr geringe“ Austragsgefährdungen bedeuten, d. h. auf einen Bodenwasseraustausch unter 70% pro Jahr. Zu diesem Effekt kommt noch hinzu, dass bei entsprechender Anpassung der Grünlandbewirtschaftung die Stickstoffüberschüsse gering gehalten und damit auch der reelle Nitrataustrag durch einen doppelten Effekt reduziert werden kann. Modelliert man dagegen das andere Extrem, eine Ausdehnung der ackerbaulichen Nutzung auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche, dann ändert sich im Vergleich zu den bisherigen Gegebenheiten relativ wenig an der Nitrataustragsgefährdung der landwirtschaftlichen Nutzfläche, was aber vor allem darauf zurückzuführen ist, dass die austragsgefährdeten Flächen zum Zeitpunkt des Ist-Zustandes 1999 bereits überwiegend ackerbaulich genutzt wurden.

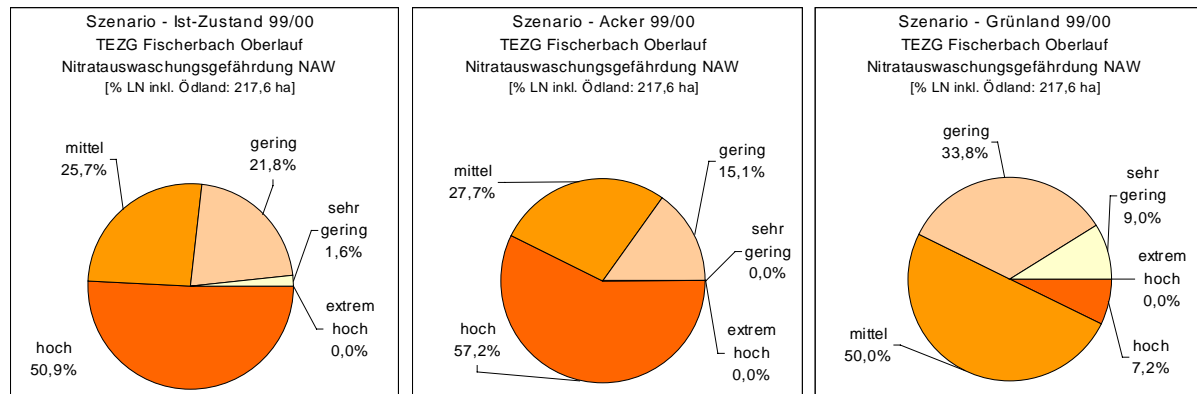


Abbildung 3-86: Veränderung der Nitratauswaschungsgefährdung NAW bei Nutzungswandel – Szenarien für das TEZG Fischerbach Oberlauf (F3)

Über das GIS ArcView<sup>®</sup> wurden in einem weiteren Schritt für das TEZG Fischerbach Oberlauf der Nitrataustrag über das Sickerwasser aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche ermittelt, ähnlich den flächenbezogenen Quantifizierung des diffusen Nitrataustrages in Kapitel 3.3.1.4. Die Modellierungen erfolgten innerhalb der Datenbank der Bodennutzungskarte des TEZG Fischerbach (F\_naw\_szenario\_nutz.shp), mit der bereits die Nitratauswaschungsgefährdung NAW für das TEZG Fischerbach (Karte 7-25) errechnet und für die dargestellten Szenarien Ackernutzung/Grünlandnutzung (Karte 7-26) modelliert wurde. Als rechnerischer Ansatz wurde eine von FREDE & DABBERT (1998, S. 52) vorgeschlagene Gleichung zur Berechnung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser aus der N-Bilanz umgestellt zur Berechnung der Nitrataustragsfrachten über die Nitratkonzentration im Sickerwasser und die Sickerwasserrate. Der Ansatz ist im Grunde vergleichbar mit der in Kapitel 3.3.1 verwendeten Gleichung zur Ermittlung der tolerierbaren N-Bilanz nach HENNINGS & SCHEFFER (2000). FREDE & DABBERT (1998) beziehen zusätzlich die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers als Faktor mit in ihren Ansatz ein. Bei Austauschhäufigkeiten unter 100 % wird der Relativwert der Austauschhäufigkeit AH als Faktor verwendet, d. h. hier liegt die Annahme zu Grunde, dass relativ weniger Nitrat ausgewaschen wird, wenn das Bodenwasser weniger als ein Mal pro Jahr ausgetauscht wird. Bei Austauschhäufigkeiten über 100 % wird angenommen, dass das ausgetauschte Bodenwasser alles gelöste Nitrat verlagert und der Faktor wird gleich 1 gesetzt (FREDE & DABBERT 1998, S: 50 ff.):

$$\text{NO}_3\text{-N-Austrag [kg N/(ha*a)]} = \text{NO}_3\text{-N-Konz. [mg NO}_3\text{-N/l]} \cdot \text{GWNa [l/m}^2\text{]} / \text{AF} \cdot 100$$

Gleichung 3-3

Als mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration wird die über die bilanzierten Nitrataustragsfrachten und die Sickerwasserrate des Probenahme-Zeitraumes  $\text{GWNa(P)}$  rückgerechnete mittlere Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser verwendet. Als Sickerwasserrate gehen hier die in die Datenbank bereits eingelesenen jährlichen Sickerwasserraten  $\text{GWNa}$  der einzelnen Bodennutzungseinheiten ein. Der Austauschfaktor  $\text{AF}$  wird wie oben dargestellt über die Austauschhäufigkeit  $\text{AH}$  ermittelt, die ebenfalls bereits innerhalb der Datenbank für jede einzelne Fläche der landwirtschaftlichen Nutzfläche ermittelt worden ist. Auf diese Weise können für

das TEZG Fischerbach die potentielle Nitrataustragsgefährdung NAW (Kapitel 2.3.2 bzw. Kapitel 3.2.5.2) und die über Bodenwasseruntersuchungen und Sickerwasserraten ermittelten mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Kapitel 2.2.6.2, 3.1.5.6 und 3.3.1) miteinander verknüpft und ebenfalls für die Nutzungsszenarien Ackernutzung/Grünlandnutzung die potentiellen Nitratausträge mengenmäßig berechnet werden.

Die Auswertung über das GIS ArcView<sup>®</sup> ergab für das TEZG Fischerbach Oberlauf bis zur Ortschaft Borg (F3) für die Flächennutzungs- und Klimaparameter des Jahres 99/00 (Ist-Zustand) einen potentiellen Nitrataustrag von 10,1 t N/a. Für das kleinere Quelleinzugsgebiet des Fischerbaches bis F2 ergibt sich nach diesen Modellierungen für 99/00 ein diffuser Stickstoffaustrag von 4,4 t N/a. Dieser Wert liegt im oberen Bereich der Wertespanne, die in Kapitel 3.3.1.4.1 für das TEZG Fischerbach Oberlauf (F2) auf Basis der Nitrataustragsfrachten der Bodenstationen ermittelt wurde. Nach den Berechnungen in Kapitel 3.3.1.4.1 war ein diffuser Nitrataustrag von 2,89 bis 4,7 t N/a für das Jahr 99/00 ermittelt worden, BRUCH (2002) hatte im Vorfluter an der Messstelle F2 diffuse Stickstofffrachten von 2,06 bis 5,59 t N/a bestimmt.

Dies bedeutet, dass auch die Übertragung der als reelle Wertespannen angenommenen Nitratwerte im Bodenwasser auf das Einzugsgebiet über die Bodenwasserhaushaltsdaten der Auswertungskarten Ergebnisse liefert, die innerhalb der im Vorfluter gemessenen Wertespannen liegen. Dabei ist zu beachten, dass für das TEZG Fischerbach Oberlauf die GIS-gestützte Modellierung der diffusen Austräge nur für die landwirtschaftliche Nutzfläche vorgenommen wurde, während die von Bruch (2002) ermittelten diffusen Stickstofffrachten natürlich auch Austräge aus der Restfläche beinhalten. Dabei ist zu sehen, dass im TEZG Fischerbach Oberlauf 82 % der Einzugsgebietsfläche von insgesamt 281 ha landwirtschaftliche Nutzfläche sind (siehe Tabelle 7-20), je ca. 5 % sind auf Wald- und Straßenflächen und anderweitig genutzte Flächen, von denen keine hohen Nitratausträge zu erwarten sind. Unter Wald wird z. B., wie bereits in Kapitel 3.3.1.4.1 dargestellt, ein Austrag von 1,3 kg N/ha angenommen.

In Verknüpfung mit den Nutzungsszenarien ergibt sich für die kalkulierten Nitratausträge folgendes Bild: Würde im TEZG Fischerbach Oberlauf (F3) die landwirtschaftliche Nutzung komplett auf intensives Grünland umgestellt, wie sie an den Stationen F-Bw 1 und F-Bw 2 untersucht worden ist, d. h. mit noch relativ hohem Düngemittel Einsatz und mehrfacher Mahd sowie Beweidung, so würden sich die Nitratausträge gegenüber dem Ist-Zustand von 1999 um 78,5 % auf 2,2 t N/a reduzieren (siehe Abbildung 3-87).

Für das Quelleinzugsgebiet bis F2 würde dies eine Reduktion um fast 80 % auf nur noch 0,9 t N/a an diffusen Stickstoffausträgen bedeuten. Dies ist zum einen auf die oben angesprochene Veränderung des Bodenwasserhaushaltes, zum anderen auf die für Grünland ermittelten geringen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zurückzuführen. Allerdings ist zu beachten, dass die Referenzstationen F-Bw 1 und F-Bw 2, die trotz hoher N-Bilanzen nur geringe Nitratausträge von maximal 13 kg N/(ha\*a) aufwiesen, auf gering bis mittel austragsgefährdeten Standorten lagen. Eine derart intensive Grünlandnutzung kann auf Standorten mit einem höheren Austausch des Bodenwassers zu höheren als den hier erfassten Austrägen führen. Daher ist zu raten, dass auf Standorten mit hoher Austragsgefährdung eine



eher extensive Grünlandnutzung ohne Stickstoffbilanzüberschüsse angestrebt wird. Modelliert man hier das Extrem der Ackernutzung für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche, so steigern sich die potentiellen Nitratausträge unter den klimatischen Parametern des Jahres 99/00 um 24 % auf insgesamt 12,5 t N/a für das TEZG Fischerbach Oberlauf bis F3 bzw. 5,1 t N/a für das Quelleinzugsgebiet (siehe Abbildung 3-87).

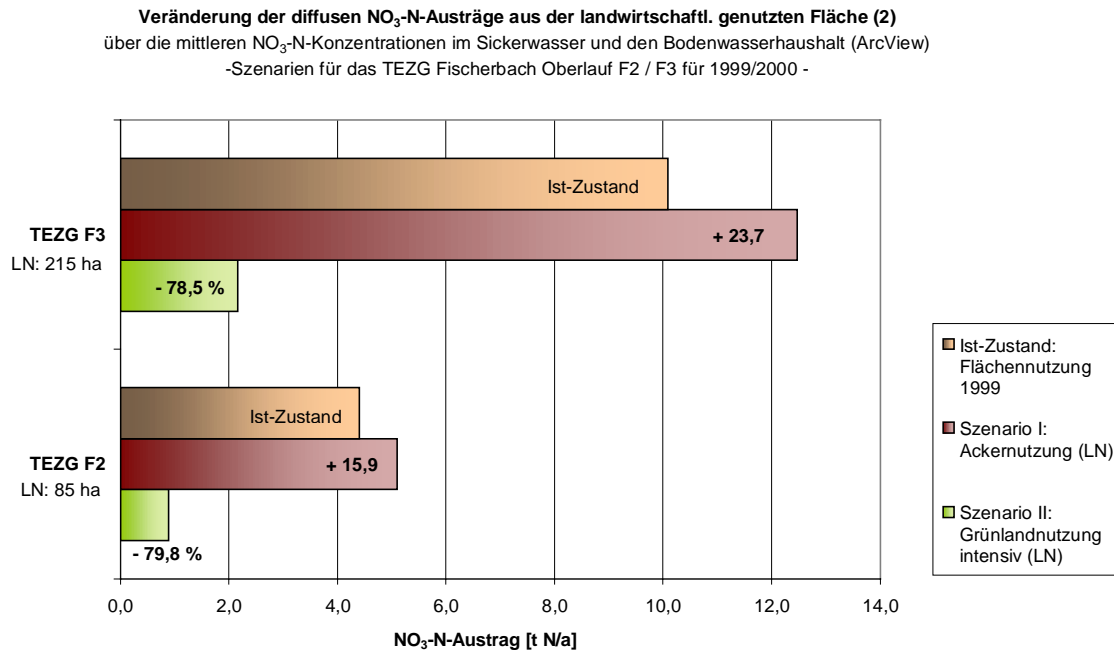


Abbildung 3-87: Veränderung der potentiellen diffusen Nitratausträge mit dem Sickerwasser nach Nutzungsänderungen für das TEZG Fischerbach Oberlauf mittels des GIS ArcView®



---

## 4 ZUSAMMENFASSUNG

---

Der vorgestellten Arbeit liegt die in einem Forschungsprojekt der Universität des Saarlandes (BRUCH ET AL. 2001) aufgegriffene Frage zugrunde, in welchem Umfang die landwirtschaftliche Flächennutzung durch diffuse Stoffausträge zur Belastung kleiner Fließgewässer beiträgt und wie an dieser Stelle Maßnahmen zum integrierten Gewässerschutz anzusetzen sind. Die untersuchten Einzugsgebiete liegen in den Gaullandschaften des Saarlandes (Saar-Bliessgau, Saar-Niedgau und Mosel-Saargau), die durch ein Schichtstufenrelief zwischen Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper mit einzelnen geomorphologischen und pedologischen Besonderheiten geprägt sind. Bedingt durch das Ausgangsgestein, hauptsächlich kalkiges, mergeliges oder toniges Substrat, herrschen hier lehmig-tonige Böden unterschiedlicher Entwicklungstiefe und Gründigkeit vor. Diese agrarwirtschaftlich bedeutsamen Gebiete zeichnen sich durch einen hohen Anteil landwirtschaftlicher Flächennutzung aus. Zwischen 44 % und 77 % der Einzugsgebietsflächen werden landwirtschaftlich genutzt. Dabei sind zwischen den Einzugsgebieten deutliche Unterschiede in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung festzustellen. Die Größen der untersuchten Einzugsgebiete bzw. Teileinzugsgebiete variieren zwischen 5 km<sup>2</sup> und 27 km<sup>2</sup>.

Die vorgestellte Arbeit verfolgt einen mehrteiligen Arbeitsansatz, um das „Nitratproblem“ in den untersuchten Einzugsgebieten sowohl hinsichtlich der nutzungsbedingten diffusen Nitratausträge landwirtschaftlich genutzter Flächen als auch der an Standortparametern orientierten Nitrataustragsgefahr zu beleuchten und über beide Teilbereiche nutzungs- und standortangepasste Maßnahmen zur Lösung des Problems vorzuschlagen. Im ersten Teil der Untersuchungen wurden die diffusen Austräge von Nitrat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen quantifiziert und über verschiedene Parameter bewertet. Dazu wurde an ausgewählten Standorten unter laufender landwirtschaftlicher Bodennutzung Bodenwasser beprobt und untersucht, der Bodenwasserhaushalt erfasst sowie weitere bodenkundliche Untersuchungen in den Detailuntersuchungsgebieten vorgenommen. Im zweiten Teil der Arbeit wurden für die untersuchten Einzugsgebiete Auswertungskarten erarbeitet, über die austragsempfindliche bzw. austragsgefährdete landwirtschaftliche Standorte identifiziert werden können. Abgeleitet über Boden-, Flächennutzungs- und Klimaparameter konnte darüber für die untersuchten Einzugsgebiete unter Zuhilfenahme eines Geographischen Informationssystems die standortspezifische Nitratauswaschungsgefahr abgeleitet werden. Dem für die Untersuchungsräume angepassten und umgesetzten Modell nach MÜLLER (1997), das auf den Forschungen von RENGER ET AL. (1990) und RENGER & STREBEL (1980) beruht, liegt zugrunde, dass bodenbürtiges Nitrat überwiegend in Lösung vorliegt und daher mit dem Bodenwasser transportiert wird. In einem dritten Teilbereich wurden die erarbeiteten Parameter des Nitrataustrages herangezogen, um die diffusen Stickstoffausträge quantifizieren und bewerten sowie darauf aufbauend Szenarien zur Reduzierung des Nitrataustrages aufstellen zu können.

Aus den Untersuchungen der nutzungs- und standortgebundenen Parameter und Faktoren des diffusen Nitrataustrages können für die analysierten Standorte und (Teil-) Einzugsgebiete folgende Ergebnisse abgeleitet werden:

##### *N-Bilanzen und der Einfluss der Nutzungsintensität auf den Nitrataustrag*

Für die 15 Standorte der Bodenstationen wurden die Stickstoffein- und -austräge flächenbezogen für einzelne Kulturarten und gesamte Fruchtfolgen bilanziert, um den austragsgefährdeten N-Bilanzüberschuss zu bestimmen. Die verschiedenen Kulturarten der ackerbaulich genutzten Standorte wiesen N-Bilanzüberschüsse zwischen 20 kg N/ha (Sommergerste) und 74 kg N/ha (Winterraps) auf. Gemittelt über die gesamten Fruchtfolgen lagen die jährlichen Bilanzüberschüsse bei der dreigliedrigen Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste<sup>127</sup> bei 77 kg N/(ha\*a). Die viergliedrige Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Sommergerste-Wintergerste<sup>128</sup> erreichte demgegenüber einem N-Bilanzüberschuss von 47 kg N/(ha\*a). Die untersuchten Grünlandstandorte zeigten eine wesentlich höhere Spannweite der kalkulierten N-Bilanzen. Auf intensiv bewirtschafteten Mähweiden wurde ohne Einrechnung der Beweidung bereits ein N-Überschuss von 158 kg N/ha ermittelt, während auf extensiv genutzten Mähwiesen mit minimaler Wirtschaftsdüngung rein rechnerisch N-Bilanzdefizite ermittelt wurden.

##### *Freisetzung von mineralischem Stickstoff aus der organischen Substanz*

Ackerböden repräsentativer Boden-Nutzungseinheiten in den Detailuntersuchungsgebieten wiesen im Feinboden der A-Horizonte (Oberböden) Gesamtstickstoffgehalte zwischen 0,15 % und 0,30 % auf, während bei Grünlandstandorten zwischen 0,20 und 0,79 %  $N_{ges}$  bestimmt wurden. Die Gesamtstickstoffgehalte im Feinboden korrelieren eng mit den Kohlenstoffgehalten, was bedeutet, dass ein großer Teil des bodenbürtigen Stickstoffs in organisch gebundener Form vorliegt. Über Erfahrungswerte der mittleren Mineralisationsraten im Boden von 2 % pro Jahr wurde die Freisetzung von mineralischem Stickstoff aus der organischen Substanz über den  $N_{ges}$ -Pool abgeschätzt. Die beprobten Ackerböden würden demnach aus den Ah-Horizonten zwischen 58 kg N/ha und 150 kg N/ha freisetzen. Bei den Grünlandstandorten erreichen die Mineralisierungen aufgrund tendenziell höherer Stickstoffgehalte im Oberboden bis 120 kg N/ha, vereinzelt sogar über 200 kg N/ha. Die Abschätzung des Nitrataustrages über die Mineralisierung aus dem  $N_{ges}$ -Pool ist allerdings schwierig, da der freigesetzte Stickstoff zum Teil von der Vegetation aufgenommen wird, je nach Bewuchs, Bewirtschaftung und Zeitpunkt der Freisetzung, und damit nicht komplett der Verlagerung preisgegeben ist.

##### *Nitrat-Stickstoff im Bodenwasser*

Der Anteil des Nitrats am mineralischen Stickstoff im Bodenwasser liegt bei Ackerstandorten meist über 90 %. Bei Grünlandstandorten können Ammonium- und Nitrit prozentual höhere Anteile bis 20 % am mineralischen Stickstoff  $N_{min}$  erreichen, wobei insgesamt bei Grünland die Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser sehr viel geringer sind als unter Ackerflächen. Im Jahresmittel lagen die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser der untersuchten Ackerstandorte in 1 m Tiefe zwischen 12 mg  $NO_3$ -N/l und 40 mg  $NO_3$ -N/l, mit einzelnen monatlichen Extremwerten bis über 80 mg  $NO_3$ -N/l. Bei den untersuchten Grünlandstandorten

---

<sup>127</sup> Bodenstationen F-Bw 7 und F-Bw 8

<sup>128</sup> Bodenstationen F-Bw 3, F-Bw 4 und F-Bw 5

konnten Nitratkonzentrationen im Bodenwasser aus 1 m Tiefe zwischen 0,1 mg NO<sub>3</sub>-N/l und 2,8 NO<sub>3</sub>-N/l erfasst werden.

##### *Nitrataustrag mit dem Sickerwasser aus 1 m Tiefe*

Die Nitratgehalte im Bodenwasser unterliegen einem klaren jahreszeitlichen Rhythmus, der vor allem von der Bewirtschaftung (Düngung, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung) und der klimatisch bestimmten Vegetationsdynamik bestimmt wird. Zusammen mit dem klimatisch gesteuerten und von den pedogenen Standorteigenschaften bestimmten Wasserhaushalt der Böden ergaben sich insbesondere nach der Ernte der Feldfrüchte im Herbst und Winter hohe Austräge von Nitrat mit dem Bodenwasser, die in einzelnen Monaten über 30 kg NO<sub>3</sub>-N/ha erreicht haben. Unter Grünland lagen die herbstlichen Austräge dagegen maximal bei 5 kg NO<sub>3</sub>-N/(ha\*Monat). In den trockenen Sommermonaten ohne Sickerung waren dagegen trotz teilweise sehr hoher Nitratgehalte im beprobten Bodenwasser keine nennenswerten Austräge zu verzeichnen. Unterhalb der effektiven Durchwurzelungszone, die bis maximal 11 dm reichen kann, kann gelöst vorliegendes Nitrat nicht mehr von der Vegetation aufgenommen werden und wird daher mit dem Sickerwasser verlagert. Hinzu kommt, dass zu den Zeiten hoher Nitratgehalte und Sickerwasserraten im Herbst meist kein tiefreichender Bewuchs mehr auf ackerbaulich genutzten Flächen vorhanden ist, der überhaupt noch Nitrat aufnehmen könnte.

Aufsummiert für Bilanzierungszeiträume ergaben sich für die untersuchten Ackerstandorte im Bilanzjahr 99/00 (April – März) Nitratausträge zwischen 38 kg NO<sub>3</sub>-N/ha und 61 kg NO<sub>3</sub>-N/ha. Die Austräge können aber, wie die Untersuchungsergebnisse für das vorhergehende Jahr 98/99, das sich durch besonders hohe Sickerwasserraten auszeichnet, auch wesentlich höhere Werte erreichen, die möglicherweise über 200 kg NO<sub>3</sub>-N/ha liegen. Im Gegensatz dazu lagen die Nitratausträge der untersuchten Grünlandstandorte, ungeachtet der teilweise sehr hohen Stickstoffbilanzen, bei maximal 13 kg NO<sub>3</sub>-N/ha. Auf den extensiv genutzten Mähwiesen, die geringe N-Bilanzüberschüsse bzw. sogar Bilanzdefizite aufwiesen, lag der diffuse Stickstoffaustrag bei nur 0,3 kg NO<sub>3</sub>-N/(ha\*a).

##### *Bewertung des nutzungsbedingten Nitrataustrages der untersuchten Standorte*

Zur Bewertung der Nitratgehalte im Bodenwasser hinsichtlich der Belastung von Grund- und Oberflächenwasser schlagen verschiedenen Autoren (HENNING & SCHEFFER 2000, STICKSEL ET AL. 1996, DVWK 1996) als tolerierbare Nitratkonzentration den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 11,3 mg NO<sub>3</sub>-N/l vor. Nach dieser Bewertung lagen für alle untersuchten Ackerstandorte hinsichtlich der ökologischen Belastung nicht mehr tolerierbare Nitratgehalte vor. Über die N-Bilanzen und die Sickerwasserraten errechnete potentielle Nitratkonzentrationen im Bodenwasser ergaben für Ackerstandorte durchaus reelle Werte, die mit den über die Bodenwasserproben bestimmten mittleren Nitratgehalten vergleichbar sind. Bei den Grünlandstandorten lagen allerdings die über N-Bilanzen berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen weit über den real ermittelten mittleren Nitratkonzentrationen im Bodenwasser. Dies ist u. a. auf die schwierige Bilanzierung der Stickstoffflüsse für Grünlandstandorte zurückzuführen.

Um die mögliche Belastung zu reduzieren, die von der landwirtschaftlichen Bodennutzung ausgeht, kann die Bewirtschaftung so eingestellt werden, dass die Bilanzüberschüsse möglichst niedrig gehalten werden. Über die tolerierbare Nitratkonzentration in Höhe des Trinkwassergrenzwertes lassen sich mit Hilfe der Sickerwasserrate umgekehrt maximal tolerierbare N-Bilanzüberschüsse ermitteln. Für die untersuchten Standorte wurden auf Basis der standörtlichen Wasserhaushaltsverhältnisse tolerierbare N-Bilanzen zwischen 37 kg N/ha und 46 kg N/ha errechnet. Damit liegen die Ackerstandorte auch hier über den nach den angesetzten Maßstäben ökologisch tolerierbaren Verhältnissen. Andere Quellen wie z. B. die VDLUFA (1998) schlagen noch weitaus niedriger angesetzte tolerierbare N-Bilanzen vor, die auf einer maximal tolerierbaren mittleren Nitratkonzentration beruhen, die im Bereich des Richtwertes der EU für Trinkwasser von 5,6 mg NO<sub>3</sub>-N/l liegt (vgl. auch DVWK 1996, S. 36). Bei diesen Betrachtungen ist aber zu beachten, was bei den vorgenommenen Untersuchungen festgestellt werden konnte: Die mittlere Nitratkonzentration allein ist nicht das Problem, sondern vielmehr die Höhe der Nitratkonzentration in Kombination mit der Sickerwasserrate. Diese Ansätze bieten zwar eine Möglichkeit zur Beurteilung des Gefährdungsgrades, der von einer Bewirtschaftung ausgeht, können aber z. B. hohe herbstliche Austräge nicht erfassen, die auf hohe herbstliche N<sub>min</sub>-Werte im Boden durch späte Düngung, frühe Ernte, Bodenbearbeitung oder winterliche Schwarzbrache zurückgehen. Der Vergleich der tolerierbaren N-Bilanzen mit den tatsächlichen Verhältnissen kann bewirtschaftungsbedingte Gefährdungen aufzeigen und eine standortangepasste, auf Nitratreduzierung ausgelegte landwirtschaftliche Nutzung steuern helfen.

#### *Standörtliches Nitratustragsrisiko – die potentielle Nitratwaschungsgefährdung NAW*

Über die mit dem GIS ArcView<sup>®</sup> erstellten Auswertungskarten zur Nitratwaschungsgefährdung (NAW), die auf einer Auswertung des standortabhängigen Bodenwasserhaushaltes beruhen, können Flächen ausgeschieden werden, die für den Nitratustrag besonders empfindlich sind und solche, die aufgrund einer geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers innerhalb der effektiven Wurzelzone weniger gefährdet sind. Diese potentielle Gefährdung wird erst dann zu einem realen Nitratustragsrisiko, wenn auch entsprechende Nitratkonzentrationen im Bodenwasser vorliegen. Für die untersuchten Einzugsgebiete konnte über die drei untersuchten Bilanzjahre 97/98, 98/99 und 99/00 die deutliche Abhängigkeit der NAW von den klimatischen Gegebenheiten gezeigt werden, sowie die Abhängigkeit von der Ausprägung der Böden und ihren physikalischen Eigenschaften, die den Wasserhaushalt maßgeblich mitbestimmen, und von der Art der Flächennutzung. Flachgründige Böden unter Ackernutzung führen unter normalen klimatischen Verhältnissen zu mittleren bis hohen Austragsgefährdungen, die in Jahren mit besonders hohen Niederschlägen wie 98/99 und daraus resultierenden hohen Sickerwasserraten bis in den extrem hohen Bereich steigen können. Unter Grünlandnutzung liegen die Austragsgefährdungen aufgrund des geringeren Austausches von Bodenwasser im Laufe des Jahres meist um eine Stufe niedriger, ebenso bei tiefgründigen Böden mit einer hohen Wasserrückhaltekapazität.

Wie die exemplarischen Untersuchungen der Nitratusträge ergaben, sind je nach Nutzungsweise Nitratüberschüsse im Boden zu verzeichnen, die in Kombination mit dem Bodenwasserhaushalt zu entsprechenden Austrägen und mit einer Belastung der Vorfluter in

Verbindung zu bringen sind.

Für das Detailuntersuchungsgebiet des Fischerbaches wurde beispielsweise festgestellt, dass die austragsgefährdeten Böden zu 89 % auch ackerbaulich genutzt werden. Der von BRUCH ET AL. (2001) untersuchte Fischerbach wies im Quellbereich eine Gewässergüte von IV auf mit mittleren Nitratgehalten von 20,1 mg NO<sub>3</sub>-N/l.

In dem überwiegend mit extensivem Dauergrünland genutzten Einzugsgebiet des Schreckelbaches dagegen liegt zwar ein hoher Anteil mittlerer bis hoch austragsgefährdeter Flächen vor. Bedingt durch die extensive Nutzung liegen die Nitratgehalte im Quellbereich aber im Bereich der Gewässergüte I mit Werten um 0,4 mg NO<sub>3</sub>-N/l.

#### *Quantifizierung des diffusen Nitrataustrages für Einzugsgebiete*

Die nutzungsbezogenen, über die Bodenstationen gewonnenen Erkenntnisse über den diffusen Nitrataustrag mit dem Sickerwasser wurden über die Standortbeschreibungen hinaus zur Quantifizierung des diffusen Stickstoffaustrages für kleine Teileinzugsgebiete über die Flächennutzungsverteilung verwendet. Dies stellt eine erste Annäherung der Stickstoffbelastung der Oberflächengewässer dar. Die Ergebnisse zeigten am Beispiel des Teileinzugsgebietes Fischerbach Oberlauf, dass der über die Spannweite der erfassten Nitratausträge auf die Einzugsgebietsfläche hochgerechnete Austrag sehr gut mit dem korreliert, was von BRUCH ET AL. (2001) bzw. BRUCH (2002) im Vorfluter gemessen wurde. Auch bei Verwendung der N-Bilanzen zur Quantifizierung der möglichen Austräge lagen die Werte im Bereich der diffusen N-Belastung des Fischerbaches im oberen Einzugsgebiet. Allerdings tendiert die Verwendung der N-Bilanzen je nach Anteil der Grünlandnutzung zu einer höheren geschätzten diffusen N-Belastung als die Hochrechnung der Nitratausträge der Bodenwasseruntersuchungen, da für Grünland zwar hohe N-Bilanzen aber nur geringe Austräge mit dem Sickerwasser bestimmt wurden.

Vergleicht man für die untersuchten Einzugsgebiete die hochgerechnete diffuse N-Belastung mit den punktuellen Einträgen, die über Einleitungen aus Hausklärgruben und anderen Siedlungsabwässern in die Vorfluter gelangen, so liegt in diesen ländlichen Räumen der Hauptteil der Stickstoffbelastung auf der Seite der diffusen Frachten. Gerechnet über die N-Bilanzen beträgt die diffuse N-Belastung zwischen 74 % und 95 % der Gesamtstickstoffbelastung der Einzugsgebiete. Im Vergleich dazu liegt der Anteil der diffusen Austräge, gerechnet über die bodenwassergebundenen Nitratausträge, zwischen 70 % und 91 %. Auf die punktuellen Einträge entfallen also zwischen 9 % und 30 % der Gewässerbelastung. Dies hat erhebliche Konsequenzen für die Gewässersanierung im ländlichen Raum, die nicht nur durch den Anschluss der bislang über Hausklärgruben eingeleiteten Siedlungsabwässer an eine öffentliche Abwasserentsorgung erfolgen kann.

#### *Nutzungsbedingtes und standörtliches Nitrataustragsrisiko – eine Gegenüberstellung*

Die Gegenüberstellung des nutzungsbedingten Nitrataustragsrisikos, gemessen an der N-Bilanz, mit dem standortbezogenen Nitrataustragsrisiko, gemessen an den Kennwerten des Bodenwasserhaushaltes wie Sickerwasserrate und Austauschhäufigkeit, hat hinsichtlich des

Nitrataustrages eine größere Abhängigkeit von der Nutzung an sich als von der Dynamik des Transportmediums „Sickerwasser“ ergeben. N-Bilanzüberschüsse führen im Ackerbau zu entsprechend hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und damit zu hohen Nitratausträgen. Beim Grünland ist dieser Effekt nicht zu beobachten, was aber wie bereits erläutert auch an der schwierigeren Annäherung der Bilanzen für Grünlandflächen liegt. Trotz hoher N-Bilanzen oder hoher Sickerwasserraten steigen die Nitratausträge im Vergleich zu den Austrägen aus ackerbaulich genutzten Standorten nicht nennenswert an.

Die Auswertung der komplexen Zusammenhänge, die den Nitrataustrag steuern, ist über die untersuchten Standorte nur bedingt möglich. Jeder Standort bringt mit seiner natürlichen Ausstattung bereits eine Reihe von Faktoren mit, die sowohl den Nährstoff- als auch den Wasserhaushalt beeinflussen, neben den klimatischen Gegebenheiten und der Nutzung, die zeitlich sich verändernde Faktoren hinzufügen.

#### *Landwirtschaft und Gewässerschutz*

Allgemein ist aus den Untersuchungen abzuleiten, dass mit der Sickerwasserrate die Austauschhäufigkeit ansteigt und mit dieser der errechnete Nitrataustrag zunimmt, auch wenn die Konzentrationen an sich aufgrund des Verdünnungseffektes tendenziell abnehmen. Hohe Nitratausträge sind unter Ackerflächen zu verzeichnen, und diese stehen in einer klaren Beziehung zur Intensität der Flächennutzung, ausgedrückt in N-Bilanzüberschüssen. Unter Grünlandflächen sind auch bei intensiver Nutzung nur vergleichsweise geringe Nitratgehalte zu verzeichnen, wobei diese durch eine Extensivierung der Grünlandnutzung auf ein Minimum reduziert werden können. Dies hat für eine standortangepasste, gewässerschonende landwirtschaftliche Bodennutzung Konsequenzen. Zur Sanierung belasteter Fließgewässer sollte an Standorten geringer bis mittlerer Austragsgefährdungen die landwirtschaftliche Bodennutzung derart umgestellt werden, dass die N-Bilanzüberschüsse auf ein ökologisch aber auch ökonomisch vertretbares Minimum reduziert werden. Auf Flächen mit hoher bis extrem hoher Austragsgefährdung sollte eine deutliche Extensivierung der Nutzung angestrebt werden, möglicherweise sogar eine Umstellung auf Dauergrünland statt intensiven Ackerbaus.

Beispielhaft wurden für das Teileinzugsgebiet Fischerbach im Oberlaufbereich das standörtliche Nitrataustragsrisiko mit - über die Bodenstationen für verschiedenen Bodennutzungen ermittelten - mittleren Nitratkonzentrationen im Bodenwasser unter Zuhilfenahme des GIS ArcView<sup>®</sup> verknüpft. Dies ermöglichte zum einen ähnlich der einfachen Hochrechnung der N-Bilanzen über die Flächennutzung eine Aussage über den mengenmäßigen Nitrataustrag für die Einzugsgebietfläche, hier aber unter Beachtung des Einflusses, den der Bodenwasserhaushalt auf den Nitrataustrag hat. Die Frachten lagen ebenfalls im Bereich dessen, was BRUCH (2002) über Abflussmessungen und Probenahmen im Vorfluter festgestellt hat.

Ein weiterer Schritt ist die Weiterführung der Modellierung des Ist-Zustandes zu einer Modellierung der Nitratausträge bei Änderungen der nutzungsbezogenen Stickstoffinputs. In Szenarien wurde angenommen, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche für das TEZG Fischerbach auf Grünlandnutzung umgestellt wird. Selbst bei einer Umstellung auf intensive



Grünlandnutzung, wie sie an den zwei untersuchten Mähweiden durchgeführt wurde, sinken demnach die diffusen Nitratausträge um fast 80 % im Vergleich zum Ist-Zustand.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes kann somit eindeutig festgestellt werden, dass in diesen kleinen Einzugsgebieten, die in intensiv landwirtschaftlich genutzten Räumen liegen, ein erheblicher Handlungsbedarf im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung liegt. Eine sensible Anpassung der Flächennutzung an die standörtliche Gegebenheiten in Verbindung mit einer generellen Reduzierung der Nitratüberschüsse kann einen erheblichen Beitrag zur Reduzierung der Stickstoffbefruchtung der Gewässer liefern.

Hier bietet sich in hoch auswaschungsgefährdeten Gebieten z. B. eine Extensivierung der Nutzung hin zu einer angepassten Grünlandnutzung an, auf weniger austragsgefährdeten Flächen die Auswahl wenig „kritischer Feldfrüchte“, wie STICKSEL ET AL. (1996) vorschlagen.

Zur Modellierung diffuser Stickstoffausträge gibt es eine Vielzahl von unterschiedlichen Modellansätzen und Simulationsrechnungen (vgl. Ausführungen in LARSSON 1999, DVWK 1999, FUEST 2000, GEBEL 2000), die aber oftmals zu komplex für die angestrebte Skalenebene sind oder die Datengrundlagen in dem erforderlichen Detail nicht mit angemessenem Aufwand erfassbar sind. Modellierungen, die z. B. wie das Modell N-BILANZ von GEBEL (2000) sowohl die diffusen als auch die punktuellen Einträge in die Gewässer rasterbasiert abschätzen, stellen für größere Einzugsgebiete aufgrund der erforderlichen Datengrundlagen einen hohen Arbeitsaufwand dar, liefern aber exaktere Aussagen zu den möglichen diffusen Austrägen aufgrund der Vielschichtigkeit der Nährstoff- und Wasserhaushaltsmodellierungen. Andererseits arbeitet das Modell mit einer Rasterbreite von 100 m mit einer relativ groben Auflösung, wenn es z. B. um parzellenscharfe Managementvorgaben für die Landwirte geht.

Praktikabler ist dagegen die Übertragung empirisch ermittelter Werte des Nitrataustrages unter verschiedenen Flächennutzungen auf die zu untersuchenden Einzugsgebiete in Verbindung mit der standortbezogenen Ausweisung der Nitrataustragsempfindlichkeit der Böden. Die für die Einzugsgebiete erarbeiteten Auswertungskarten zur potentiellen Nitrat- auswaschungsgefährdung (NAW) stellen eine gute Grundlage zur flächen- und nutzungs- differenzierten Anpassung der Flächennutzung im Sinne eines einzugsgebietsbezogenen Flächenmanagements als Beitrag zu einem integrierten Gewässerschutz dar. Denn die Auswaschungsgefährdung ist zunächst vorrangig der Spiegel des standorttypischen Boden- und Klimahaushaltes.

Über diesen Schritt lassen sich die Flächen hinsichtlich des Handlungsbedarfs kategorisieren und erste flächenbezogenen Managementschritte ableiten, z. B. die Entscheidung über eine generelle Flächenextensivierung. Zur Bewertung des Nitrataustragsrisikos bzw. der Umweltverträglichkeit der Bewirtschaftung bieten sich hier die vorgestellten Ansätze an. Über N-Mineralisierungsraten kann die mögliche N-Freisetzung aus dem organischen Stickstoffpool eines Standortes abgeschätzt. N-Bilanzen geben Aufschluss über den N-Überschuss, der je nach Art und Weise der landwirtschaftlichen Nutzung eines Standortes im Boden verbleibt und als austragsgefährdeter  $N_{\min}$ -Rest bezeichnet werden. Verglichen mit den über den Bodenwasserhaushalt standortbezogen ermittelten tolerierbaren N-Bilanzen können

Bewirtschaftungsrisiken aufgezeigt und die Bewirtschaftung entsprechend angepasst werden.

In einem nächsten Schritt muss die Bewirtschaftung im Einklang mit dem Landwirt an den Handlungsbedarf angepasst werden. Hier sind in der Fachliteratur zahlreiche Bewirtschaftungsmaßnahmen genannt, die herbstliche Nitratüberschüsse im Boden reduzieren und damit das nutzungsbedingte Nitratstragsrisiko reduzieren, wie z. B. der Anbau von Untersaaten und Zwischenfrüchte, die Anpassung der Düngung an den Pflanzenbedarf sowie die Anpassung des Ausbringungszeitpunktes, die Nutzung von N-Bilanzen zu Identifizierung kritischer Bilanzüberschüsse (vgl. DBG 1992; GUTSER & HAUCK 1994; SCHARPF & BAUMGÄRTEL 1994; GÄTH & WOHLRAB 1994 und 1995; DVWK 1994 und 1996; FREDE & DABBERT 1998; VDLUFA 1998; BÖHM ET AL. 1999; ). Über die Kombination von Beratung und Kontrolle und die Einbeziehung der Landwirte in ein einzugsgebietsbezogenes Flächenmanagement, wie es auch die Wasserrahmenrichtlinie der EU fordert, wird die Identifikation der Landwirte mit der Problematik erhöht und eine höhere Akzeptanz für die Umsetzung der Maßnahmen geschaffen (Beispiele in KÖHNE ET AL. 2000, MÜLLER 2001).

---

## 5 LITERATURVERZEICHNIS

---

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden, hrsg. von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland, 4. verb. und erw. Auflage, Hannover.
- ARHEIMER, B. & LIDEN, R. (2000): Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments – influence of spatial and temporal variables. – Journal of Hydrology 227: 140 – 159.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Eine regional differenzierte Abschätzung. Mit 23 Übersichtskarten der Bundesrepublik Deutschland. - Göttinger bodenkundliche Berichte 93: 1-186.
- BACH, M. (1990): Ausmaß und Bilanz der Nitratbelastung durch die Landwirtschaft. - In: ROSENKRANZ, D., G. BACHMANN, G. EINSELE & H.-M. HARREß (Grundwerk 1988): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landwirtschaft und Grundwasser. - Nr. 4300, 29 S., Berlin.
- BACH, M. (1997): Diffuse Stoffeintragspfade in Fließgewässer. - Zbl. Geol. Paläont. Teil I, 10/1995: 945-955, Stuttgart.
- BEBLIK, A. J. & U. GRÜNEWALD (1998): Modellkonzept zum Stickstoffhaushalt im mesoskaligen Gebietsmaßstab. – Forum der Forschung 7: 35-40, BTU Cottbus, Cottbus.
- BECKER, E. DE (1989): Impact de l`activité humaine sur la contamination azotée des eaux souterraines. - Dossier: Eaux Souterraines. Tribune de l`Eau 41 (536): 24-29, Liège.
- BEHRENDT, H., P. HUBER, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHMOLL & R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. – UBA-Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- BFN. BUNDESMINISTERIUM FÜR NATURSCHUTZ (2001): Vogtmann - Neues Naturschutzrecht stärkt naturverträgliche Land- und Forstwirtschaft. – BfN-Pressemitteilung, 15. November 2001, Bonn. URL: <http://www.bfn.de/07/index.htm>.
- BMELF. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [Hrsg.] (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II. Methodenleitfaden. - 1. Auflage, Bonn.
- BMELF. BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [Hrsg.] (1998): Die neue Düngeverordnung. Verordnungstext. Erläuterungen. – Bonn.
- BMU. BUNDESUMWELTMINISTERIUM [Hrsg.] (1999): Neue Europäische Wasserrahmenrichtlinie. – URL: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/index.htm>. Gekürzt aus: Umwelt Nr. 5/1999: 228-231.
- BMU. BUNDESUMWELTMINISTERIUM (2001a): Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes. – URL: [http://www.bmu.de/download/b\\_bng\\_entwurf.htm](http://www.bmu.de/download/b_bng_entwurf.htm).

- BMU. BUNDESUMWELTMINISTERIUM (2001b): Entwurf des Gesetzes zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG). – PDF-Datei, URL: [http://www.bmu.de/download/b\\_bng\\_entwurf.htm](http://www.bmu.de/download/b_bng_entwurf.htm).
- BÖHM, E., TH. HILLENBRAND, R. WALZ, D. BORCHARDT & S. HENKE (1999): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft. Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. – UBA-Texte 25/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- BOSENIUS, U. (1998): Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland. –Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [Hrsg.], Bonn.
- BRUCH, I. (2002): Räumliche Variabilität der Wasserbeschaffenheit und Frachten diffuser und punktueller Stickstoffeinträge in kleinen Einzugsgebieten des Saarlandes – Ein Beitrag zu Abwasserbehandlungskonzepten im ländlichen Raum. – Dissertation, Universität Trier, Trier.
- BRUCH, I., J. KUBINIOK, B. NEUMANN & A. SIEGL (2001): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Einzugsgebiet kleiner Fließgewässer auf repräsentativen Flächen im ländlichen Raum des Saarlandes als Grundlage für angepasste kommunale Abwasser- und Regenwasserbehandlungskonzepte – WUNEF. – unveröffentl. Abschlussbericht, Institut für Biogeographie / Physische Geographie und Umweltforschung, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- BRÜCK, K. -P (1997): Empfehlungen zur Stickstoffdüngung. – In: RBZ Nr. 9, 1. März 1997: 7.
- BRÜCK, K. -P (1998): Stickstoffdüngungeempfehlung für das Saarland. – In: RBZ Nr. 10. 7. März 1998: 10.
- BRÜCK, K. -P (1999): Stickstoffdüngungeempfehlungen für das Saarland. – In: RBZ Nr. 7, 20. Februar 1999: 8.
- BRÜCK, K. -P (2000): Stickstoffdüngungeempfehlungen für das Saarland. – In: RBZ Nr. 9; 4. März 2000: 8-9.
- BURT, T.P., A. L. HEATHWAITE & S. T. TRUDGILL [Hrsg.] (1993): Nitrate: processes, patterns and management. - Chichester.
- DBG. DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT - AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN [Hrsg.] (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - Gießen.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (1998): Bericht der Bundesregierung über die Umsetzung der Beschlüsse der 4. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (4. INK), Esbjerg, 1995. – Drucksache 13/11224, Deutscher Bundestag, 13. Wahlperiode, Bonn.
- DIN 19685 (1979): Klimatologische Standortuntersuchung im landwirtschaftlichen Wasserbau - Ermittlung der meteorologischen Größen. -
- DOMMERMUTH, H. UND W. TRAMPF (1990): Die Verdunstung der Bundesrepublik Deutschland. Zeitraum 1951-1980. Teil I (1990) - Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.

- DOMMERMUTH, H. UND W. TRAMPF (1991): Die Verdunstung der Bundesrepublik Deutschland. Zeitraum 1951-1980. Teil II (1991).- Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- DOMMERMUTH, H. UND W. TRAMPF (1992): Die Verdunstung der Bundesrepublik Deutschland. Zeitraum 1951-1980. Teil III (1992).- Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.
- DUYNISVELD, W. H. M. & O. STREBEL (1985): Nitrat-Auswaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Norddeutschland. - Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 136: 429-439, Hannover.
- DUYNISVELD, W. H. M. (1984): Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden - Ermittlung der Nitratauswaschungsgefahr unter Ackernutzung. - Dissertation, Technische Universität Berlin D 83. Berlin.
- DUYNISVELD, W. H. M., O. STREBEL & J. BÖTTCHER (1988): Are nitrate leaching from arable land and nitrate pollution of groundwater avoidable?. -Ecological Bulletins 39: 116-125, Kopenhagen.
- DVWK. DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1984): Beregnungsbedürftigkeit - Beregnungsbedarf. Modelluntersuchung für die Klima- und Bodenbedingungen der Bundesrepublik Deutschland. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 205/1984, Hamburg und Berlin.
- DVWK. DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1985): Bodennutzung und Nitrataustrag: Literaturlauswertung über die Situation bis 1984 in der Bundesrepublik Deutschland. - DVWK-Schriften 73, Hamburg, Berlin.
- DVWK. DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1990): Gewinnung von Bodenwasser mittels der Saugkerzenmethode. - DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 217/1990, Hamburg und Berlin.
- DVWK. DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1994): Empfehlungen des DVWK Fachausschusses 4.3 zur Regelung der Bodennutzung in Grundwassergewinnungsgebieten. – In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1994): Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele. DVWK-Schriften 106, Bonn 1994, S. 379-387.
- DVWK DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1996): Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. - DVWK-Schriften Heft 111, Berlin.
- DVWK DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU [Hrsg.] (1999): Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässern. - DVWK-Materialien 5/1999, Bonn.
- DWD. DEUTSCHER WETTERDIENST (1957): Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz. - Bad Kissingen.

- ELHAUS, D., T. ROSENBAUM, H. P. SCHREY, & M. WARSTAT (1989): Die Bodenkarte Münster i.M. 1:50.000 als Beispiel für die landesweite Übersicht über die Nitratauswaschungsgefahr aus Böden in Nordrhein-Westfalen. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II: 879-882.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN [Hrsg.] (1998): Gemäß Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen aus landwirtschaftlichen Quellen ergriffene Maßnahmen. – Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament, Luxemburg.
- EUROPÄISCHER RECHNUNGSHOF (2000): Sonderbericht Nr. 14/2000 über die Ökologisierung der GAP, zusammen mit den Antworten der Kommission. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Mitteilungen und Bekanntmachungen, C 353, 43. Jahrgang, 8. Dezember 2000. URL: [http://www.eca.eu.int/DE/RS/2000/rs14\\_00de.pdf](http://www.eca.eu.int/DE/RS/2000/rs14_00de.pdf).
- FEHR, G. (2000): Nährstoffbilanzen für Flusseinzugsgebiete. Ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Braunschweig/Wiesbaden.
- FETZER, K. D. & A. PORTZ (1996): Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte (BÜK 25) des Saarlandes. Bodeninformationssystem des Saarlandes (SAAR-BIS). - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken.
- FETZER, K. D. (1997): Die Böden. - In: Konzan, H.-P.: Erläuterungen zur geologischen Karte des Saarlandes 1:25.000, Blatt Nr. 6504 Perl. Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes (Abteilung Geologie), Saarbrücken.
- FREDE, H. -G., S. GÄTH UND M. BACH (1994): Ursachen und Ausmaß der Nitratbelastung im Kreis Hersfeld-Rotenburg. – In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1994): Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele. - DVWK-Schriften 106: 179-193, Bonn.
- FREDE, H.-G. & S. DABBERT (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. - Landsberg.
- FROMMBERGER, R. (1984): Nitrat, Nitrit Nitrosamine in Lebensmitteln pflanzlicher Herkunft. – In: Landwirtschaftliche Forschung, Kongreßband 1984: 58-66, Frankfurt/Main.
- FUEST, S. (2000): Regionale Grundwassergefährdung durch Nitrat – Vergleich von räumlich differenzierten Überwachungsdaten und Modellrechnungen. – Dissertation, Fachbereich Mathematik/Informatik und Institut für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück, Osnabrück. PDF-Datei, URL: [http://elib.ub.uni-osnabrueck.de/publications/diss/E-Diss87\\_sfuest.pdf](http://elib.ub.uni-osnabrueck.de/publications/diss/E-Diss87_sfuest.pdf).
- GÄTH, S. & B. WOHLRAB (1994): Strategiekonzept der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. - In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.](1994): Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser: Grundlagen und Fallbeispiele / DVWK-Fachauschuß Bodennutzung und Nährstoffaustrag. - DVWK-Schriften 106: 389-407, Bonn.

- GÄTH, S. & B. WOHLRAB (1995): Standort- und nutzungsbezogene Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Fachkonzept der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. - In: Rosenkranz, D., G. Bachmann, G. Einsele und H.-M. Harreß (1988 Grundwerk): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landwirtschaft und Grundwasser. Berlin.
- GEBEL, M. (2000): Entwicklung und Anwendung des Modells N-Bilanz zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten. – Dresdener Geographische Beiträge, Heft 6, Institut für Geographie [Hrsg.], Technische Universität Dresden, Dresden.
- GEBEL, M. (2001): Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in Flusseinzugsgebieten auf der Mesoskala mit dem Modell N-BILANZ. – Wasser & Boden 53/10: 21-24.
- GLA GEOLOGISCHES LANDESAMT DES SAARLANDES (1992): Datenschlüssel zur Aufnahme von Bodenprofilen bei der bodenkundlichen Landesaufnahme - Datenschlüssel Bodenkunde. – unveröffentlicht, Stand August 1992, Saarbrücken.
- GOEDICKE, C. & E. LÖFFLER (1989): Die Erosivität der Niederschläge im Saarland. – In: Soyez, D., W. Brücher, D. Fliedner, E. Löffler, H. Quasten & J. M. Wagner [Hrsg.]: Das Saarland. Bd. I: Beharrung und Wandel in einem europäischen Grenzraum. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes, Bd. 36:309-318, Saarbrücken.
- GREBE, H. (1880): Erläuterungen zur geologischen Specialkarte von Preussen und den Thüringischen Staaten, Gradabtheilung 80, No. 25 Beuren. - Verlag der Simon Schropp'schen Hof-Landkartenhandlung, Berlin.
- GROSSMANN, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden. – Dissertation, Institut für Wasserchemie und chemische Balneologie der Technischen Universität München, München.
- GROSSMANN, J., R. KLOSS & P. UDLUFT (1990): Variabilität der Sickerwasserqualität – Ergebnisse von Saugkerzenmessungen. – In: Hydrologie & Umwelt, Heft 2 (1990):59-111, Würzburg.
- GUTSER, R. UND S. HAUCK (1994): Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verringerung des Stickstoffaustrages von landwirtschaftlich genutzten Flächen. – In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1994): Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele. - DVWK-Schriften 106:345-362, Bonn.
- HAMM, A. [Hrsg.] (1991): Studie über Wirkungen von Nährstoffen in Fließgewässern. - St. Augustin.
- HASENPUSCH, K. (1995): Nährstoffausträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. – Landbauforschung Völkenrode, Wissenschaftliche Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL), Sonderheft 158 (1995), Braunschweig.

- HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. - Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes Nr. 8: 8/1 - 8/22, Bad Kissingen.
- HAUG, G., G. SCHUHMAN & G. FISCHBECK (1992): Pflanzenproduktion im Wandel: Neue Aspekte in den Agrarwissenschaften. - Weinheim, Basel, Cambridge, New York.
- HEIZMANN, G. (1970): Erläuterungen zur geologischen Karte des Saarlandes 1:25.000, Blatt Nr. 6809 Gersheim. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken.
- HEIZMANN, G. (1997): Hydrogeologie. - In: Konzan, H.-P.: Erläuterungen zur geologischen Karte des Saarlandes 1:25.000, Blatt Nr. 6504 Perl. Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes (Abteilung Geologie), Saarbrücken.
- HENNINGS, H. H. & B. SCHEFFER (2000): Zum Nitrataustrag ins Grundwasser – Stand der Erkenntnisse. - Wasserwirtschaft 90 (7-8): 348-355.
- HENNINGS, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. - Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde, Heft 31, Hannover.
- HILMES, G., H. BÖCKLER, J. ILSEMAN, U. MÜLLER & R. R. VAN DER PLOEG (1998): Abschätzung und Darstellung des Nitratauswaschungsrisikos aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Winter am Beispiel von Niedersachsen. - Wasser & Boden 50 (10): 57-61.
- HOFFMANN, M. (1999): Assessment of Leaching Loss Estimates and Gross Load of Nitrogen from Arable Land in Sweden. - Agraria 168, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- JORDAN, C., E. MIHALYFALVY, M. K. GARRETT & R. V. SMITH (1994): Modelling of nitrate leaching on a regional scale using a GIS. - Journal of Environmental Management 42: 279-298.
- KERCHNER, M. (1999): Vegetationskundliche Untersuchungen von Mähwiesengesellschaften im Saar-Bliesgau unter besonderer Berücksichtigung geologischer, hydrologischer und nutzungsbedingter Unterschiede. – unveröffentl. Diplomarbeit, Fachrichtung Geographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- KOEHN, D. (1998): Dynamik von Nitrat und anderen Nährstoffen. Chemische und mikrobiologische Grundlagen, Analysen von Probeflächen unter Brache und extensiv genutzten Flächen sowie Überlegungen zum Grundwasserschutz durch Flächenstilllegung. – BSH/NVN-nat. spec. Report 22, 113 S., Wardenburg.
- KÖHNE, M., J. ISSELSTEIN, A. BARUNKE & J. SCHERINGER (2000): Das Niedersächsische Pilotprojekt zur Einführung einer reduzierten Stickstoffdüngung in landwirtschaftlichen Betrieben. – Abschlussbericht – Langfassung, Textband. – Forschungs- und Studienzentrums Landwirtschaft und Umwelt, Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- KONZAN, H.-P. (1987): Erläuterungen zur geologischen Karte des Saarlandes 1:25.000, Blatt Nr. 6605/6705 Hemmersdorf/Ittersdorf. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken.



- KONZAN, H.-P. (1997): Erläuterungen zur geologischen Karte des Saarlandes 1:25.000, Blatt Nr. 6504 Perl. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes (Abteilung Geologie), Saarbrücken.
- KRÄMER, R., E. KÜMHOF & M. SCHMIDT (1999): Düngeplanung nach der Nmin-Methode – Sinn oder Unsinn?. –Wasser & Boden 41 (4): 30-35.
- KRETSCHMAR, R. (1984): Kulturtechnisch-bodenkundliches Praktikum - Ausgewählte Laboratoriumsmethoden. Eine Anleitung zum selbständigen Arbeiten an Böden. - Institut für Wasserwirtschaft und Meliorationswesen der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Kiel.
- KRUCHTEN, S. (1998): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt eines Laubwaldstandortes im Saarkohlenwald. - Dissertation, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- KUBINIOK, J. & B. BARTH (1996): Anthropogene Bodenveränderungen im ländlichen Raum des Saarlandes – Ursachen, Auswirkungen und Ansätze zur Problemlösung. – magazin forschung 1/1996: 8-18, Universität des Saarlandes [Hrsg.], Saarbrücken.
- KUBINIOK, J. & B. NEUMANN (1998): Stickstoffdynamik landwirtschaftlicher Kulturböden: Vergleich verschiedener Anbaumethoden und Möglichkeiten zur Ausweisung von Flächen unterschiedlichen Nitratauswaschungspotentials. - In: Saar-Lor-Lux, Umweltprobleme. Saarbrücker Geographische Arbeiten Bd. 44: 81-97, Fachrichtung Geographie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- KUBINIOK, J. & H.-M. WEICKEN (1989): Anthropogene Relief- und Bodenveränderungen im Saarland – dargestellt an Beispielen aus dem östlichen Saarland und dem Prims-Blies-Hügelland. – In: Soyez, D., W. Brücher, D. Fliedner, E. Löffler, H. Quasten & J. M. Wagner [Hrsg.]: Das Saarland. Bd. I: Beharrung und Wandel in einem europäischen Grenzraum. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes, Bd. 36: 293-308, Saarbrücken.
- KÜBLER, W., R. HÜPPE & H. JAHNEL (1984): Bewertung des Nitratproblems für die menschliche Ernährung. - Landwirtschaftliche Forschung, Kongreßband 1984: 58-66, Frankfurt/Main.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN & G. SCHWERDTFEGGER (1994): Bodenkunde. - 5., neubearb. und erw. Aufl., Stuttgart.
- LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. – Dissertation, Universität Gießen, Gießen.
- LAMMEL, G. & H. FLESSA (1998): Anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufs. – UWFS – Z. Umweltchem. Ökotox. 10 (5): 295-305.
- LANG, R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. – FAM-Bericht 19, Aachen.
- LARSSON, M. (1999): Quantifying Macropore Flow Effects on Nitrate and Pesticide Leaching in a Structured Clay Soil. Field experiments and modelling with the MACRO and SOILN models. –Agraria 164, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

- LAWA. LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER [Hrsg.] (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Gewässergüteklassifikation. - Berlin.
- LWK & MU, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER FÜR DAS SAARLAND & MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR [Hrsg.] (1997): Umwelt- und fachgerechte Düngung im Saarland. – Bearb. K.-P. Brück, F. Fritsch & R. Bischoff, Saarbrücken.
- MARKARD, CH. (1999): Grundwasserschutz – ein vergessenes Thema?. –Wasser & Boden 51 (9): 7-10.
- MEIWES, K.-J., N. KÖNIG, P.K. KHANA, J. PRENZEL & B. ULRICH (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen – Konzept und Methodik. –Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Bd. 7 (1984), Göttingen.
- MOLDAN, B. & J. CERNY (1994): Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research. – Scope 51 (Scientific Committee on Problems of the Environment), Chichester. [Auszüge]
- MUEV. MINISTER FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR DES SAARLANDES (1995): Ökologisches Wasserversorgungskonzept Saar. - Saarbrücken.
- MUEV. MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR [Hrsg.] (1998a): Vergleich Zielvorgaben der prioritären Stoffe mit dem Istzustand in Mosel und Saar 1995. – Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar gegen Verunreinigung, Arbeitsgruppen B – Emissionen, Saarbrücken.
- MUEV. MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR [Hrsg.] (1998b): Gewässertypenatlas des Saarlandes. - Saarbrücken.
- MÜLLER, K. [Projektleitung] (2001): Ansätze für eine dauerhaft umweltgerechte landwirtschaftliche Produktion: Modellgebiet Nordost-Deutschland (GRANO). – URL: <http://www.zalf.de/grano/> 09.10.01)
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). - Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung [Hrsg.], 6. erweiterte und ergänzte Auflage, Hannover.
- NEITZEL, V. (1996): Zum Problem der Verarbeitung von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze. - Vom Wasser 87: 223-234.
- NEUMANN, B. (1997): GIS-gestützte Prognose und Bewertung der pedogenen Nitratauswaschungsgefährdung. Eine Studie am Beispiel der Gemeinde Schwalbach. - unveröffentl. Diplomarbeit, Fachrichtung Geographie, Universität des Saarlandes.
- N. N. (2000): Jahresbericht der Wasserwirtschaft. Gemeinsamer Bericht der mit der Wasserwirtschaft befassten Bundesministerien – Haushaltsjahr 1999. – Wasser & Boden 52/7+8: 4-23.
- NULTSCH, W. (1986): Allgemeine Botanik: kurzes Lehrbuch für Mediziner und Naturwissenschaftler. – Stuttgart, New York.

- OBERMANN, P. (1982): Die Grundwasserbelastung durch Nitrat aus der Sicht der öffentlichen Wasserversorgung. - In: Gewässerschutz, Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (VDG), Bd. 46: 6-17.
- OBERMANN, P. (1988): Ursachen und Folgen der Nitratbelastung des Grundwassers. - In: Rosenkranz, D., G. Bachmann, G. Einsele & H.-M. Harreß (1988 Grundwerk): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landwirtschaft und Grundwasser, Nr. 4380, 23 S., Berlin.
- OBERMANN, P. & G. BUNDERMANN (1982): Untersuchungen über Grundwasserveränderungen durch Nitrat infolge landwirtschaftlicher Nutzung. – In: SELENKA, F. : Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern. – DFG.
- OTILLINGER, F., G. EIBLMEIER, A. LUDWIG, E. SAILER & E. STICKSEL (1997): Stickstoffumsatz im Boden und Grundwasser bei unterschiedlicher Nutzung. Teilprojekt 3: Alternativen zur herkömmlichen Bewirtschaftung. – BMFT-Verbundforschungsprojekt, BMFT-Förderkennzeichen 02-WT 8920/0.
- PETERSON, B., W. M. WOLLHEIM, P. J. MULLHOLLAND, J. R. WEBSTER, J., L. MEYER, J. L. TANK, E. MARTÍ, W. B. BOWDEN, H. M. VALETT, A. E. HERSHEY, W. H. MCDOWELL, W. K. DODDS, S. K. HAMILTON, S. GREGORY, D. D. MORRALL (2001): Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. – Science 292 (2001): 86-90.
- POWLSON, D. S. (1993): Understanding the soil nitrogen cycle. – Soil Use and Management 9(3): 86-94.
- RADERSCHALL, R. (1994): Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte. Modellierung und Sanierungsbedarf. - Berichte aus der Agrarwissenschaft, Aachen.
- RADERSCHALL, R. (1995): Diffuse Stoffeinträge aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten. –Zbl. Geol. Paläont. Teil I, H. 10: 957-968.
- RAMBOW, J. & R. SCHINDLER (1994): Transportmechanismen im Boden und Grundwasser - eine Übersicht. - In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.](1994): Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser: Grundlagen und Fallbeispiele / DVWK-Fachauschuß Bodennutzung und Nährstoffaustrag. - DVWK-Schriften 106: 33-57, Bonn.
- RENGER, M. & G. WESSOLEK (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen und Nutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. –Mitteilungen des Institutes für Wasserwesen 38 (6): 295-305.
- RENGER, M. & O. STREBEL (1980): Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. - Wasser und Boden 8: 362 - 366, Hamburg.
- RENGER, M. & O. STREBEL (1983): Einfluß des Grundwasserflurabstandes auf Grundwasserneubildung, Evapotranspiration und Pflanzenertrag. - Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft 1983, 134: 669-678. Hannover.

- RENGER, M., G. WESSOLEK, R. KÖNIG & B. KASCHANIAN (1989): Grundwasserneubildung und Nitratverlagerung in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften, Relief und Nutzung. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II: 1221-1226, Göttingen.
- RENGER, M., O. STREBEL & W. GIESEL (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 4. Bericht: Grundwasserneubildung. - Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 15: 353-366.
- RENGER, M., R. KÖNIG, F. SWARTJES, G. WESSOLEK, C. FAHRENHORST & B. KASCHANIAN (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. - Endbericht zum BMFT-Projekt Nr. 03 74 34 3, Berlin.
- RICHTER, G. M. & A. J. BEBLIK (1996): Nitrataustrag aus Ackerböden ins Grundwasser unterschiedlich belasteter Trinkwasser-Einzugsgebiete Niedersachsens. – F+E-Vorhaben BEO FKz. 0339121C, Abschlußbericht, Ergebnisteil. Institut für Geographie und Geoökologie, technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig.
- RÖDER, R., R. TRELANO, F. HIEMER, M. SCHUSTER, F. BASTAWROS & P. LINSMAYER (1994): Stickstoffaustrag in das Grundwasser bei extensiver Bodennutzung. - Informationsberichte des Bayerischen Amtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/94, München.
- ROHMANN, U. & U. SONTHEIMER (1985): Nitrat im Grundwasser. Ursachen. Bedeutung. Lösungswege. - DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH).
- ROHMANN, U. (1984): Technische Möglichkeiten zur Minderung des Nitratgehalts in Trinkwasser. - Landwirtschaftliche Forschung, Kongreßband 1984: 67-77. Frankfurt/Main.
- SCHARPF, H.-C. & G. BAUMGÄRTEL (1994): Fachgerechte Stickstoffdüngung. - Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID) [Hrsg.], AID-Heft 1017, Bonn.
- SCHARPF, H.C. & J. WEHRMANN (1991): Nitrat im Grundwasser und Nahrungspflanzen. - Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID) [Hrsg.], AID-Heft 1136, Bonn.
- SCHEFFER, B. (1994): Stickstoffumsetzungen im Boden. - In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.]: Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser: Grundlagen und Fallbeispiele / DVWK-Fachauschuß Bodennutzung und Nährstoffaustrag. - DVWK-Schriften 106: 17-32, Bonn.
- SCHEFFER, B. (1997): Einfluß der Flächennutzung und Düngung auf die Grundwasserqualität, N-Flächenbilanzen als Kontrollinstrument. –Wasserwirtschaft 87 (1): 72-75.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. - 14. Neubearb. und erw. Aufl., Stuttgart.

- SCHLATTER, CH. (1984): Wieviel Nitrat verträgt der Mensch? - Landwirtschaftliche Forschung, Kongreßband 1984: 1-6, Frankfurt/Main.
- SCHLICHTING, E. & H.-P. BLUME (1995): Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. - 2., neubearbeitete Auflage, Wien.
- SCHNEIDER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken. - Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Institut für Landeskunde der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung [Hrsg.], Bonn-Bad Godesberg.
- SCHNEIDER, H. (1991): Saarland. - Sammlung Geologischer Führer, Band 84, Berlin, Stuttgart.
- SCHRÖDER, D. (1991): Boden- und Umweltbelastungen durch intensive agrarische Nutzung und Möglichkeiten der Entlastung durch Extensivierung. - In: G. Leithold: Stoffkreisläufe - Grundlagen umweltgerechter Landbewirtschaftung. Wissenschaftliche Beiträge 1991/92 (S73): 77-90, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Halle (Saale).
- SCHÜLTKEN, H., U. MÜLLER & H. FLEIGE (1997): Einfluß der Standortfaktoren Boden und Klima auf die Nitratauswaschung. - Wasserwirtschaft 87 (2): 76-78.
- SCHULTZ-WILDELAU, H.-J. (1991): Maßnahmen zur Verringerung der Grundwasserbelastung in Wasserschutzgebieten - Verminderung der Nitratreinträge. - Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasser und Abfall, Heft 2, Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall [Hrsg.], Hildesheim.
- SCHWARZ, A. & M. KAUPENJOHANN (2001): Vorhersagbarkeit des Stofftransportes in Böden unter Berücksichtigung des schnellen Flusses (preferential flow). - Korrespondenz Abwasser - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48 (1): 48-53.
- SCHWISTER, K. (Hrsg.) (1996): Taschenbuch der Chemie. - 2., verb. Auflage, Leipzig, München, Wien.
- SEIDEL, W. (2000): Gewässerschutz durch europäisches Gemeinschaftsrecht. Grundlagen, Regelungsdefizite und Reformperspektiven - 1. Auflage, Baden-Baden.
- SEMMELE, A. (1993): Grundzüge der Bodengeographie. - 3. überarbeitete Auflage, Stuttgart.
- SHAFFER, M.J., B. K. WYLIE, R. F. FOLLETT & P. N. S. BARTLING (1994): Using climate / weather data with the NLEAP model to manage soil nitrogen. - Agricultural and Forest Meteorology 69: 111-123.
- SIMON, W., B. HUWE & R. R. VAN DER PLOEG (1988): Die Abschätzung von Nitratausträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Hilfe von Nmin-Daten. - Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 151: 289-294, Weinheim.
- SOKOL, G., CH. LEIBUNDGUT, K. P. SCHULZ & W. WEINZIERL (1993): Mapping procedures for assessing groundwater vulnerability to nitrate and pesticides. - HydroGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources. Proceedings, IAHS Publication Nr. 211: 631-639, Wien.

- STATISTISCHES LANDESAMT SAARLAND (2000): Saarland heute – 2000. Statistische Kurzinformationen. – Saarbrücken.
- STATISTISCHES LANDESAMT SAARLAND (o. J. (a)): Ernteberichterstattung 1998/1999. – Saarbrücken.
- STATISTISCHES LANDESAMT SAARLAND (o. J. (b)): Ernteberichte. Bodennutzung/Ernte 1999. Regionalergebnisse für die wichtigsten Kultur- /Fruchtarten. – Saarbrücken.
- STICKSEL, E. (1994): Experimentelle Untersuchungen und Modellrechnungen zum boden- und nutzungsbedingten Nitrataustrag in einem Trinkwasserschutzgebiet. – Dissertation, Lehrstuhl für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Technischen Universität München in Freising-Weihenstephan.
- STICKSEL, E., F.-X. MAIDL & G. FISCHBECK (1996): Berechnung der tolerierbaren Flächenanteile „kritischer“ Kulturen und Böden zur Einhaltung des Grenzwertes für Nitrat im Sickerwasser. –Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 37: 264-268, Berlin.
- STREBEL, O., W.H. M. DUYNISVELD & J. BÖTTCHER (1989): Nitrate Pollution of Groundwater in Western Europe. – In: Agriculture, Ecosystems and Environment, 26: 189-214, Amsterdam.
- THOMA, G. (Bearbeiter) (1984): Nitrathaushalt von Böden und Möglichkeiten zur Verminderung des Nitrataustrags bei landwirtschaftlicher Nutzung. - Literaturstudie des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- UBA UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1994): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. – Umweltbundesamt, Berichte 94/2, Berlin.
- UBA UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1996): Nährstoffeinträge in die Gewässer – Untersuchung der Eintragspfade und –mengen. – In: Umwelt Nr. 3/1996:115-117.
- UBA UMWELTBUNDESAMT (2000a): Wasser – Meere im Jahresbericht 1998. - <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/jb98/124.htm> (4.10.00)
- UBA UMWELTBUNDESAMT (2000b): Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks. "Das OSPAR-Übereinkommen". - [http://www.bmu.de/download/b\\_meeresumwelt.htm](http://www.bmu.de/download/b_meeresumwelt.htm) (17.10.00)
- UBA UMWELTBUNDESAMT (2000c): Meere und Küstengewässer. Letzte Aktualisierung 18.02.1999. - <http://www.umweltbundesamt.de/uba-i...aten/meere-und-kuestengewaeser.htm> (4.10.00)
- VAN DER PLOEG, R.R. & B. HUWE (1988): Nitratbelastung von Böden und Maßnahmen zum Grundwasserschutz in Baden-Württemberg. - Bodenbelastung - Bodenschutz. Universität des Saarlandes: 40-55 Saarbrücken.
- VDLUFA. VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (1991): Methodenbuch Band I – Die Untersuchung von Böden. - Neubearbeitet von Prof. Dr. Georg Hoffmann, 4. Auflage, 1. Teillieferung 1991, 2. Teillieferung 1997, Darmstadt.

- VDLUFA. VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (1998): Standpunkt. Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung. – URL: [http://www.vdlufa.de/vd\\_00.htm?4](http://www.vdlufa.de/vd_00.htm?4), Darmstadt.
- VERMOESEN, A., O. VAN CLEEMPUT & G. HOFMAN (1993): Nitrogen loss processes: mechanisms and importance. –Pedologie, XLIII-3: 417-433, Ghent.
- VKU, LWK & MU - VERBAND KOMMUNALER UNTERNEHMEN LANDESGRUPPE SAARLAND, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER FÜR DAS SAARLAND, MINISTER FÜR WIRTSCHAFT DES SAARLANDES, MINISTER FÜR UMWELT DES SAARLANDES (1989): Trinkwasser schützen und Erträge erhalten. - Saarbrücken.
- VÖLKER, G. & J. FRIEDRICH (1991): Korngrößenanalyse. – In: Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Berichte des Forschungszentrum Walsökosysteme, Reihe B, Bd. 24, Göttingen.
- WALTHER, W. (1994): Grundwasser für die Trinkwassergewinnung - Nitrat und Pflanzenschutzwirkstoffe in Grundwassereinzugsgebieten. - In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau [Hrsg.] (1994): Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser: Grundlagen und Fallbeispiele / DVWK-Fachauschuß Bodennutzung und Nährstoffaustrag. - DVWK-Schriften 106: 1-15, Bonn.
- WEI, M, A. P. KOHUT, D. KALYN & F. CHWOJKA (1993): Occurrence of nitrate in groundwater, Grand Forks, British Columbia. - Quaternary International, 20: 39-49.
- WEINZIERL, W. & F. ZWÖLFER (1992): Berechnung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag unter Berücksichtigung der realen Verdunstung und der nutzbaren Feldkapazität der Böden. - "Workshop Grundwasserneubildung", Tagungsband, vom 13.05.1992, Karlsruhe, Landesamt für Umweltschutz: 127-133.
- WEINZIERL, W. (1990): Potentielle Nitratenauswaschungsgefahr aus landwirtschaftlich genutzten Böden - Auswertungskarte. Blatt 6417 Mannheim-Nordost. - Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000. Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg im Breisgau.
- WEINZIERL, W. (1992): Bodennutzung, Standorteigenschaften und Grundwasserqualität am Beispiel von drei in Baden-Württemberg gelegenen Wasserschutzgebieten. - Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 236-241, Berlin und Hamburg.
- WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M. & SCHMIDT, R. (1994): Potential nitrate pollution of groundwater in Germany: a supraregional differentiated model. - Environmental Geology 24: 1-6.
- WENDLAND, F., H. ALBERT, M. BACH & R. SCHMIDT (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. - Berlin.
- WERLE, O. (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 148/149 Trier-Mettendorf. - Geographische Landesaufnahme 1:200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung [Hrsg.], Bonn-Bad Godesberg.

- WESSOLEK, G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten – Studie im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, unveröffentlicht.
- WESSOLEK, G., M. RENGER, O. STREBEL, & H. SPONAGEL (1984): Einfluß von Boden, Pflanzenbestand und Grundwasserflurabstand auf die Grundwasserneubildung. - In: Udluft, P., B. Merkel & K. -H. Prösl [Hrsg.]: Recent Investigations in the Zone of Aeration. Proceedings of the International Symposium, München, Oktober 1984.
- WESSOLEK, G., RENGER, M., STREBEL, O. & SPONAGEL, H. (1985): Einfluß von Boden und Grundwasserflurabstand auf die jährliche Grundwasserneubildung unter Acker, Grünland und Nadelwald. - Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 26: 130 - 137, Berlin und Hamburg.
- WU, Q. J., A. D. WARD & S. R. WORKMAN (1996): Using GIS in Simulation of Nitrate Leaching from Heterogeneous Unsaturated Soils. – Journal of Environmental Quality 25 (3): 526-534.



---

## 6 KARTEN- UND BILDVERZEICHNIS

---

### BODENÜBERSICHTSKARTE DES SAARLANDES 1:25.000 (BÜK 25)<sup>129</sup>

- Blatt 6404 Kirf. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6405 Freudenburg. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6504 Perl. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6505 Merzig. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
BÜK 25, Blatt 6605 Hemmersdorf. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6606 Saarlouis. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6705 Ittersdorf. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6706 Ludweiler-Warndt. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6709 Blieskastel. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.  
Blatt 6809 Gersheim. - Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes, Saarbrücken 1996.

### GEOLOGISCHE KARTE DES SAARLANDES 1:25.000 (GK 25)

- Blatt 6504 Perl. - Landesamt für Umweltschutz, Saarbrücken 1995.  
Blatt 6605 Hemmersdorf. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken 1987.  
Blatt 6606 Saarlouis. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken 1977.  
Blatt 6705 Ittersdorf. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken 1987.  
Blatt 6809 Gersheim. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken 1968.

### WEITERE (HYDRO-) GEOLOGISCHE KARTEN

- Geologische Karte des Saarlandes, Maßstab 1:50.000 (GK 50). - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken 1981.  
Geologische Karte des Saarlandes 1:100.000 (GK 100). - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken<sup>130</sup>.  
Hydrogeologische Karte des Saarlandes, Blatt 1: Wasserleitvermögen des Untergrundes. M. 1:100.000. - Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken 1987.  
Geologische Specialkarte von Preussen und den Thüringischen Staaten, Gradabtheilung 80, No. 25 Beuren (Kirf). Maßstab 1:25.000. - Geognostisch aufgenommen durch H. Grebe, Berlin 1880.  
Geologische Specialkarte von Preussen und den Thüringischen Staaten, Gradabtheilung 80, No. 26 Freudenburg. - Maßstab 1:25.000. Geognostisch aufgenommen durch H. Grebe, Berliner lithogr. Institut, Berlin 1880.

---

<sup>129</sup> analog und digital (Arc/Info®- Exchange File)

<sup>130</sup> analog und digital (Arc/Info®- Exchange File)

### TOPOGRAPHISCHE KARTE DES SAARLANDES 1:100.000 (TK 100)

Karte des Saarlandes 1:100.000. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1972, 3. Auflage 1989.

### TOPOGRAPHISCHE KARTE DES SAARLANDES 1:25.000 (TK 25)

- Blatt 6404 Kirf. - Landesvermessungsamt Rheinland-Pfalz 1993.
- Blatt 6405 Freudenburg. - Landesvermessungsamt Rheinland-Pfalz 1994.
- Blatt 6504 Perl. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1994.
- Blatt 6505 Merzig. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1994.
- Blatt 6605 Hemmersdorf. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1994.
- Blatt 6606 Saarlouis. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1997.
- Blatt 6705 Ittersdorf. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1993.
- Blatt 6706 Ludweiler-Warndt. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1992.
- Blatt 6709 Blieskastel. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1996.
- Blatt 6809 Gersheim. - Landesvermessungsamt des Saarlandes 1994.

### DEUTSCHE GRUNDKARTE 1:5.000 (DGK 5)

- 2684 Besch. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1985, Ausgabe 1990.
- 2686 Besch-Nord. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1985, Ausgabe 1990.
- 2884 Wochern (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 2886 Nennig-Südost. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1980.
- 3082 Borg-Süd (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 3084 Borg (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 3280 Eft-Süd (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 3282 Eft-Hellendorf. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1976.
- 3284 Oberleuken. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1988.
- 3286 Oberleuken-Nord. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1976.
- 3288 Münzingen (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1956.
- 3482 Büschdorf-Nord. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1976.
- 3484 Oberleuken-Ost. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1976.
- 3486 Faha. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1988.
- 3488 Faha-Nord (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1956.
- 4264 Ihn-West (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.

- 4462 Leidingen (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 4464 Ihn-Ost (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 4660 Ittersdorf-Süd (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 4662 Ittersdorf (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 4664 Kerlingen (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 4862 Düren (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 4864 Kerlingen-Ost (Vorläufige Ausgabe). - Regierung des Saarlandes, Ministerium für Finanzen und Forsten, Abt. Kataster- und Vermessungswesen, 1955.
- 9046 Walsheim. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1974, Ausgabe 1977.
- 9048 Bliesdahlheim. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1973, Ausgabe 1977.
- 9246 Seyweiler. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1973, Ausgabe 1977.
- 9248 Neualtheim. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1973, Ausgabe 1976.
- 9250 Kahlenbergerhof. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1977, Ausgabe 1983.
- 9448 Altheim. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1973, Ausgabe 1976.
- 9450 Böckweiler. - Landesvermessungsamt des Saarlandes, hrsg. 1977, Ausgabe 1996.

#### SONSTIGE KARTEN

- Flurkarte 3082 Borg-Süd 07. - Kataster- und Vermessungsverwaltung des Saarlandes, 1969.
- Flurkarte 3082 Borg-Süd 11. - Kataster- und Vermessungsverwaltung des Saarlandes, 1969.
- Flurkarte 3082 Borg-Süd 15. - Kataster- und Vermessungsverwaltung des Saarlandes, 1969.
- Flurkarte Gemarkung Eft-Hellendorf, Flur 8, M. 1:2.000 (Quelle Fischerbach, Parzellengrenzen und Drainagen).- Amt für Landentwicklung des Saarlandes, Lebach (überlassen am 22.10.1997).
- Übersichtskarte Eft-Hellendorf, M. 1:5.000 (Flurkarte).- Amt für Landentwicklung des Saarlandes, Lebach (überlassen am 22.10.1997).

#### ORTHOPHOTOS 1:10.000, 1996 (LANDESFORSTVERWALTUNG)

- |                 |                      |
|-----------------|----------------------|
| 6404 SW (Besch) | 6605 SO (Ihn)        |
| 6404 SO (Faha)  | 6705 NO (Ittersdorf) |
| 6504 NW (Perl)  | 6809 NW (Walsheim)   |
| 6504 NO (Borg)  | 6809 NO (Böckweiler) |

#### WEITERE DIGITALE DATEN

- LKVK Landesamt für Kataster-, Vermessungs- und Kartenwesen (1999): CD-ROM-Serie Das Saarland im Luftbild, Ausgabe 1999.



---

## 7 ANHANG

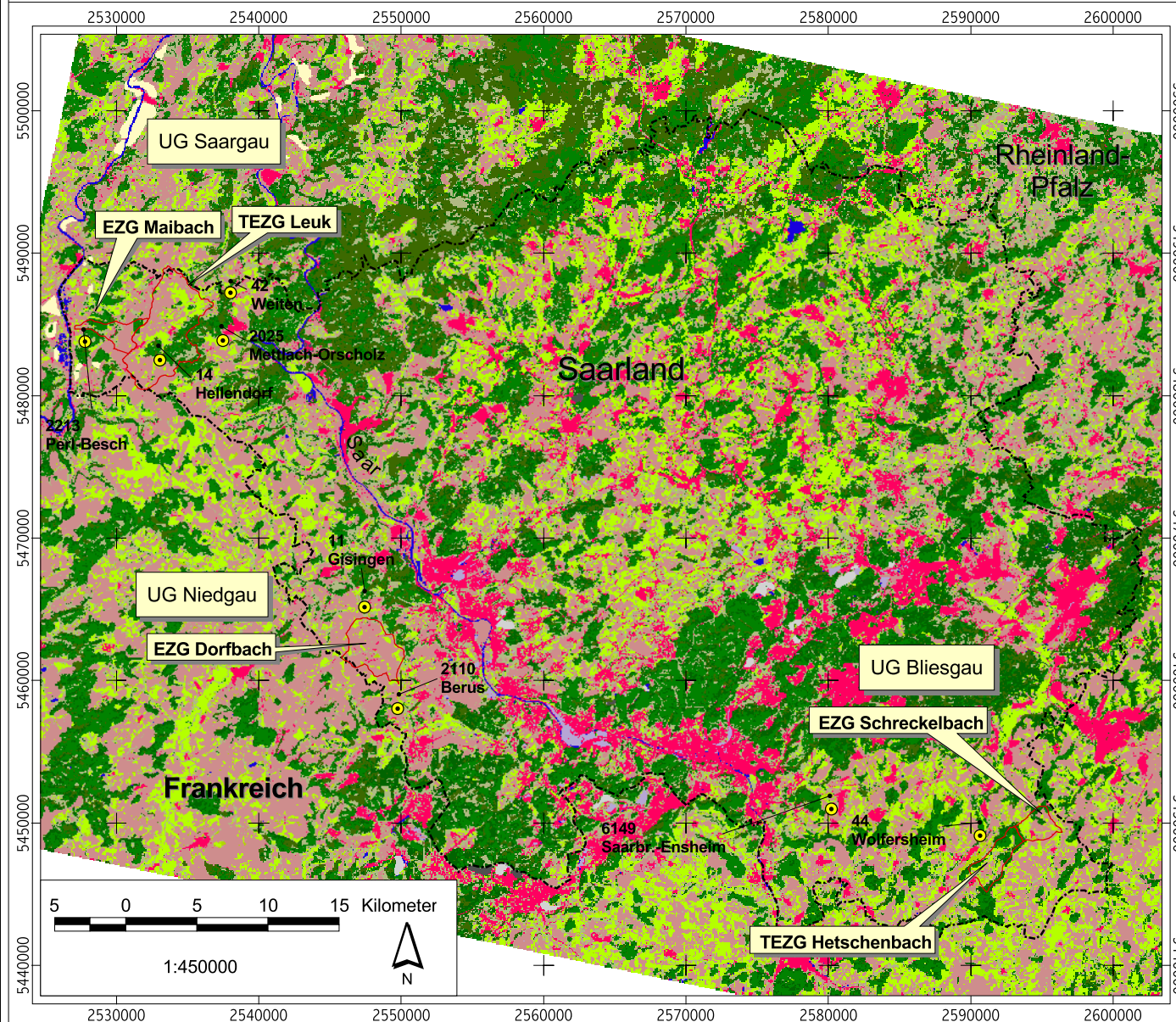
---

### 7.1 KARTENANHANG

Karte 7-1: Lage der Untersuchungsgebiete und der Klimastationen .....	229
Karte 7-3: Geologische Karte des Saarlandes (GK 100).....	231
Karte 7-4: (Teil-) Einzugsgebiete im UG Saargau.....	233
Karte 7-5: Geologische Karte des UG Saargau (GK 100).....	235
Karte 7-6: Bodenübersichtskarte des UG Saargau (BÜK 25).....	237
Karte 7-7: Flächennutzungskarte des UG Saargau .....	239
Karte 7-8: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1997/98.....	241
Karte 7-9: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1998/99.....	243
Karte 7-10: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1999/2000.....	245
Karte 7-11: Geologische Karte des UG Niedgau (GK 100) .....	247
Karte 7-12: Bodenübersichtskarte des UG Niedgau (BÜK 25).....	249
Karte 7-13: Flächennutzungskarte des UG Niedgau.....	251
Karte 7-14: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1997/98.....	253
Karte 7-15: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1998/99.....	255
Karte 7-16: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1999/2000.....	257
Karte 7-17: Geologische Karte des UG Bliesgau (GK 25).....	259
Karte 7-18: Bodenübersichtskarte des UG Bliesgau (BÜK 25) .....	261
Karte 7-19: Flächennutzungskarte des UG Bliesgau .....	263
Karte 7-20: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1997/98 .....	265
Karte 7-21: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1998/99 .....	267
Karte 7-22: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1999/2000 .....	269
Karte 7-23: Bodenübersichtskarte des TEZG Fischerbach Oberlauf (BÜK 25).....	271
Karte 7-24: Bodennutzungskarte des TEZG Fischerbach Oberlauf .....	273
Karte 7-25: Flächennutzungskartierungen im TEZG Fischerbach Oberlauf .....	275
Karte 7-26: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach Oberlauf 1997- 2000 .....	277
Karte 7-27: Szenarien zur Veränderung der Nitratauswaschungsgefährdung bei Nutzungsänderungen im TEZG Fischerbach Oberlauf .....	279



**Karte 7-1: Lage der Untersuchungsgebiete und der Niederschlags- und Klimastationen**



**Legende**

**Landnutzung**

- Acker
- Grünland
- Streuobstwiese
- Weinbau
- Sukzessionsfläche
- Laubwald
- Nadelwald
- Mischwald
- Siedlungsfläche
- Gewerbegebiet
- Steinbruch
- Bergehalde
- Wasserflächen

- UG Untersuchungsgebiete
- Niederschlags- und Klimastationen
- Einzugsgebiete/Teileinzugsgebiete
- Landes-/Staatsgrenze

Datengrundlage Landnutzungs-klassifikation:  
Landsat-TM5-Szene 196-25 vom 20.9.97,  
Bearbeitung U. Honecker (Erdas Imagine),  
Universität des Saarlandes, Saarbrücken

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002





# Karte 7-2: Geologische Karte des Saarlandes (GK 100)

## Legende

Anthropogene Bildungen  
 künstliche Aufschüttung, Halde (,,y)

Känozoikum / Quartär  
 Talfüllungen (,,f)  
 Lehm, Hangschutt, Terrassen (d)

Mesozoikum / Trias  
 Unterer Keuper (ku)  
 Oberer Muschelkalk (mo)  
 Mittlerer Muschelkalk (mm)  
 Unterer Muschelkalk (mu)  
 Oberer Buntsandstein (so)  
 Mittlerer Buntsandstein (sm)

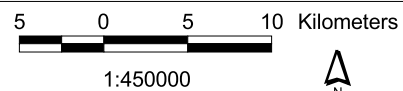
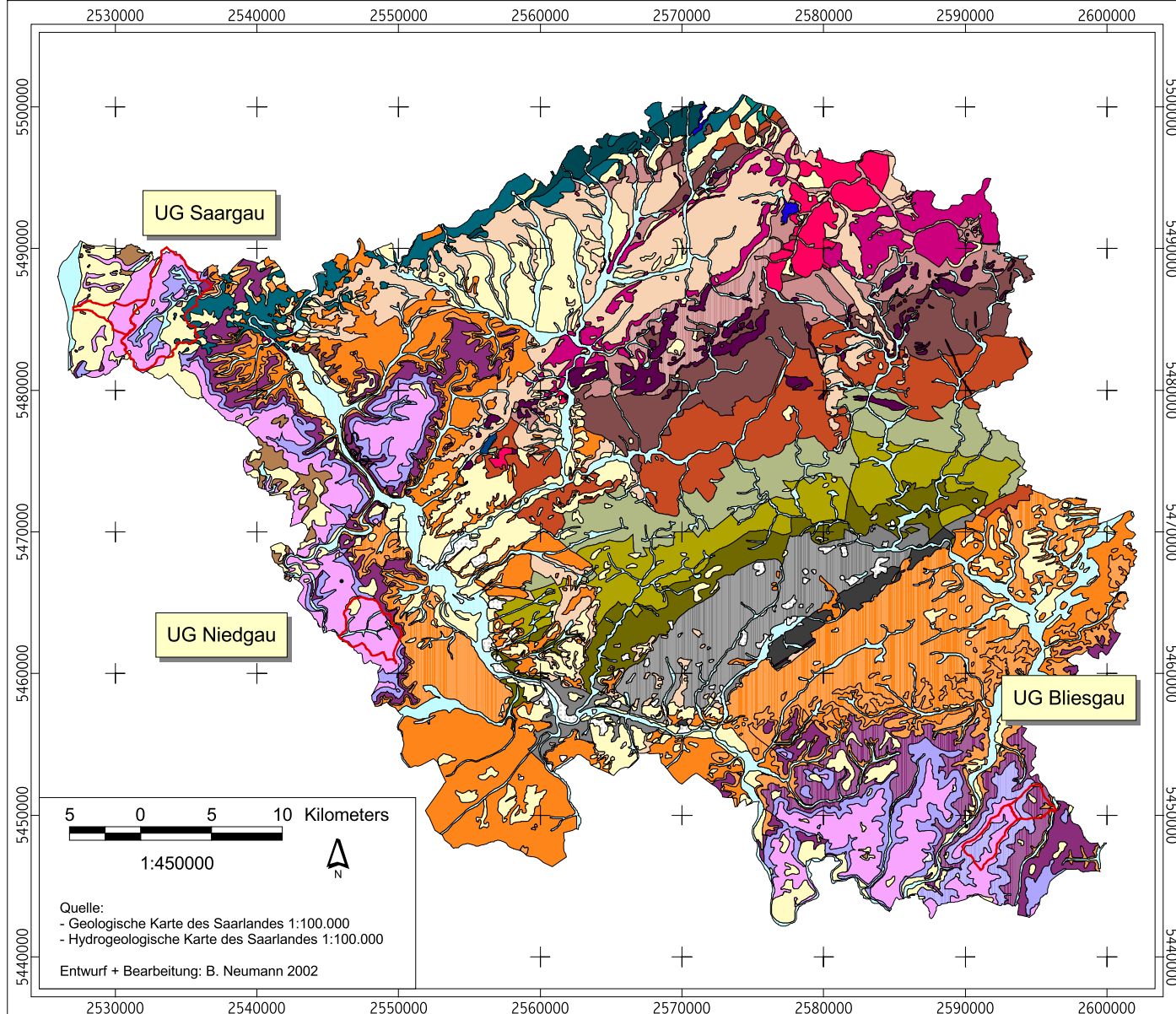
Paläozoikum  
 Perm  
 Oberrotliegendes: Kreuznacher- und Waderner Schichten (ro)  
 Unterrotliegendes: Tholeyer Schichten (ru3)  
 Unterrotliegendes: Lebacher Schichten (ru2)  
 Unterrotliegendes: Kuseler Schichten (ru1)

Karbon  
 Stefan C: Breitenbacher- und Ob. Heusweiler Schichten (cst 3)  
 Stefan B: Unt. Heusweiler Schichten (cst 2)  
 Stefan A: Dilsburger- und Göttelborner Schichten mit Holzer Konglomerat (cst 1)  
 Westfal D: Heiligenwalder-, Luisenthaler- und Geisheck Schichten (cw 2)  
 Westfal C: Sulzbacher-, Rothell- und St. Ingberter Schichten (cw 1)

Devon  
 Oberdevon und Phyllite v. Düppenweiler (pz)  
 Hunsrück-Schiefer (Siegen- bis Ems-Stufe) (dz)  
 Taunus-Quarzit, Hermeskeiler- und Dhronal-Schichten (Siegen-Stufe) (ds)  
 Gedinne-Stufe (dg)

Magmatite  
 Intermediäre Vulkanite u. Tuffe: Andesit bis Dazit, Melaphyr (A,e)  
 Intermediäre Intrusionen: Kuselit, Weisselbergit, Tholeyit, Palatinit, Latit (,A,i)  
 Rhyolit (,R)

Untersuchungsgebiete  
 Gewässerflächen

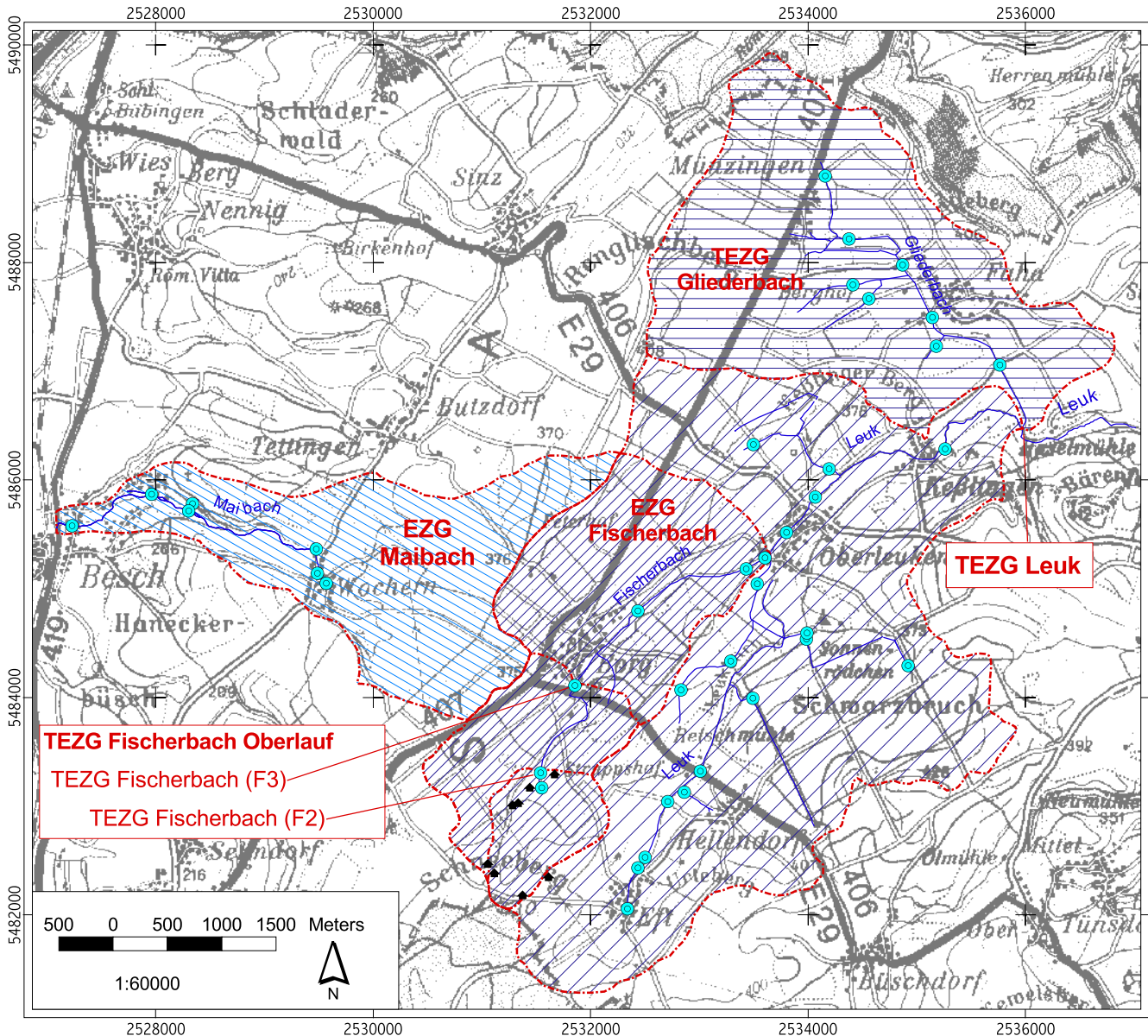


Quelle:  
 - Geologische Karte des Saarlandes 1:100.000  
 - Hydrogeologische Karte des Saarlandes 1:100.000

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



Karte 7-3: (Teil-) Einzugsgebiete im UG Saargau

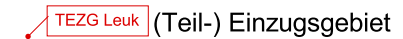
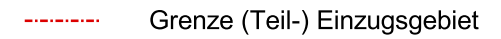
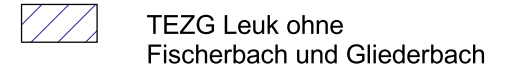


Legende

Einzugsgebiet Maibach



Teileinzugsgebiet Leuk



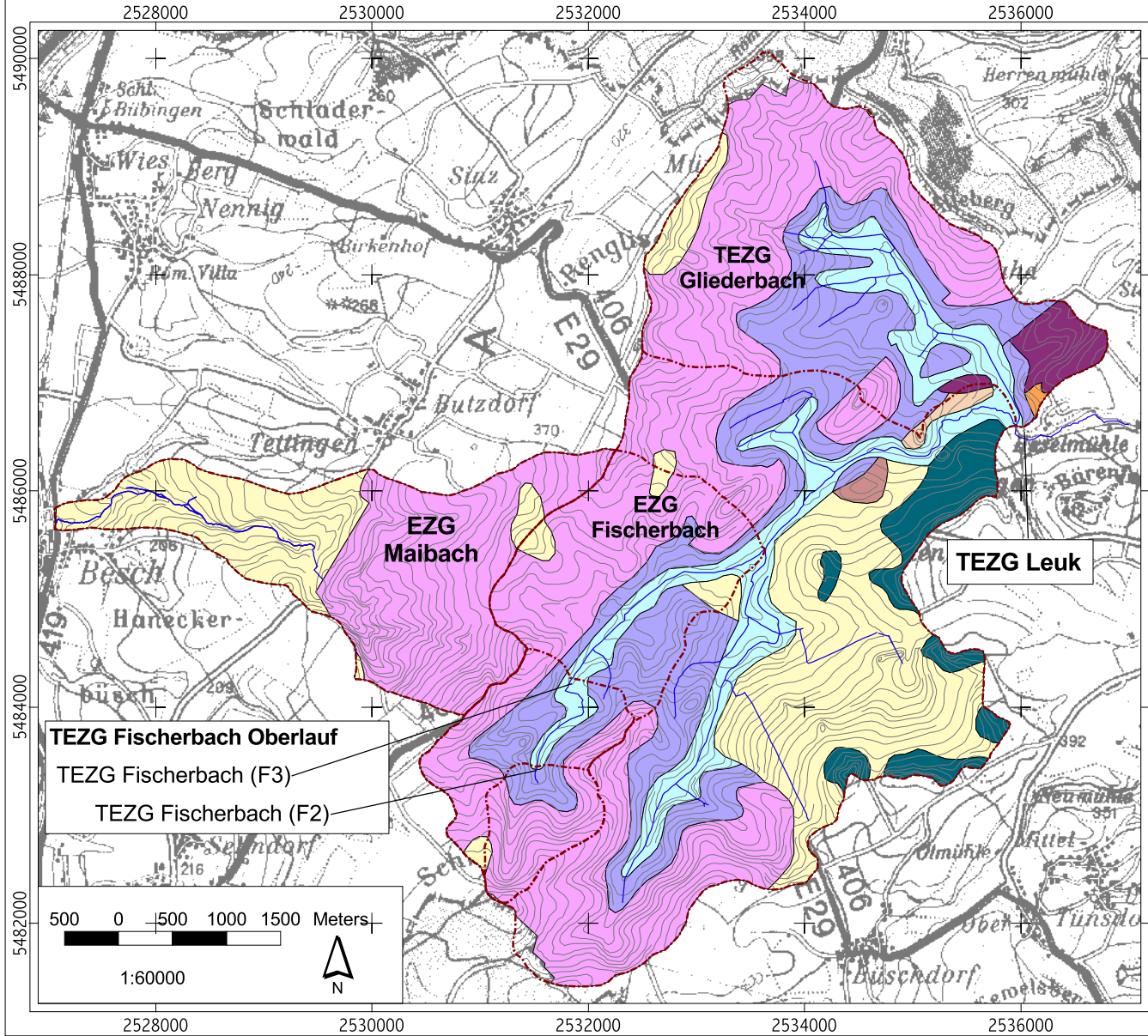
Quellen:  
 Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000,  
 Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989  
 Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Fließgewässer-Probenahmestellen: siehe Bruch et al. (2001)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2001



# Karte 7-4: Geologische Karte des UG Saargau (GK100)



## Legende

- Känozoikum/Quartär**
- Talfüllungen (,f)
  - Lehm, Hangschutt, Terrassen (d)
- Mesozoikum/Trias**
- Unterer Keuper (ku)
  - Oberer Muschelkalk (mo)
  - Mittlerer Muschelkalk (mm)
  - Unterer Muschelkalk (mu)
  - Oberer Buntsandstein (so)
- Paläozoikum**
- Perm**
- Oberrotliegendes (ro)
  - Unterrotliegendes: Tholeyer Schichten (ru3)
- Devon**
- Taunus-Quarzit (ds)
- Symbolik**
- (Teil-) Einzugsgebiet
  - Fließgewässer
  - Höhenlinie
  - keine Angaben

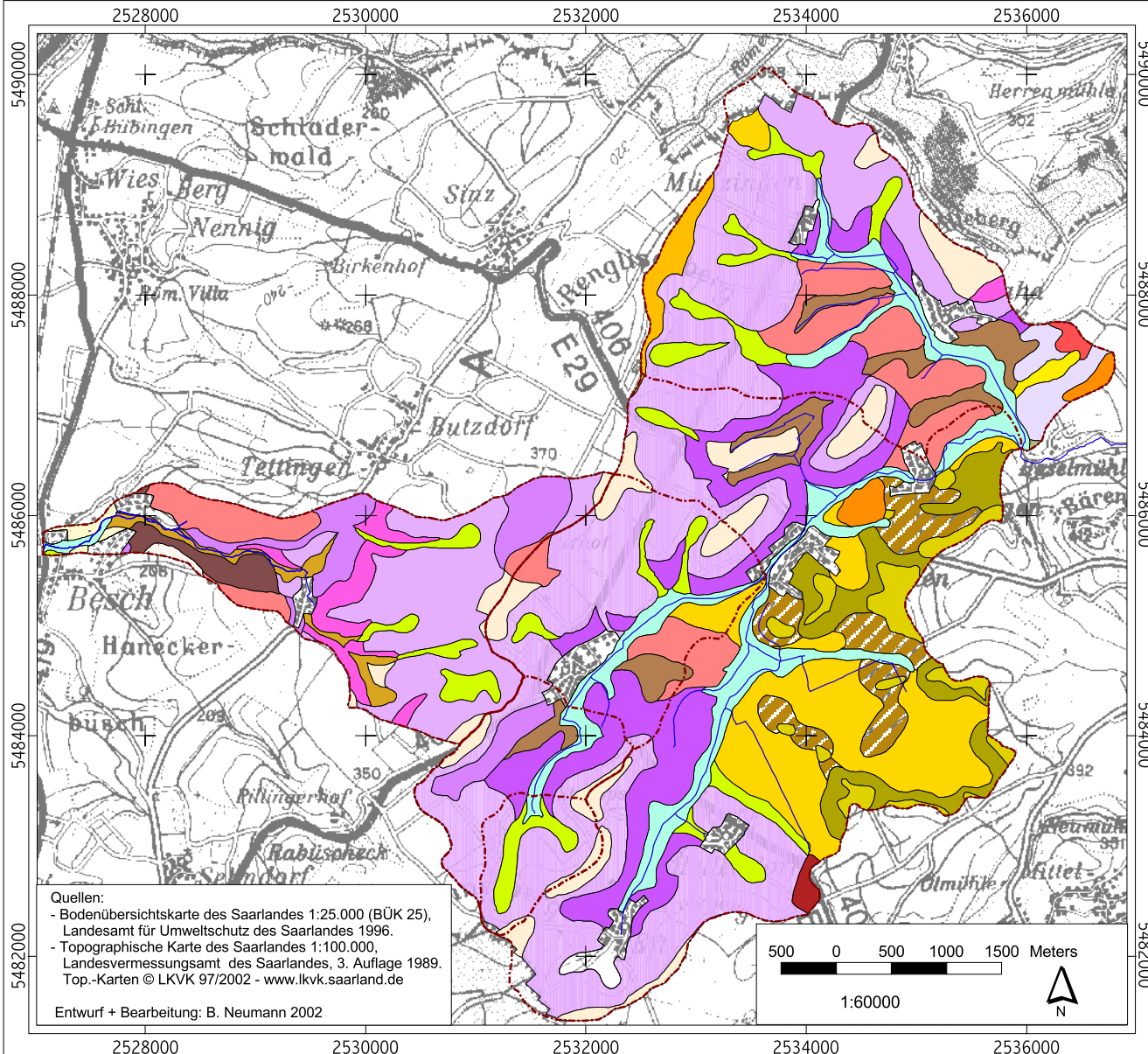
**Quellen:**

- Geologische Karte des Saarlandes 1:100.000 (GK 100), Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr / Geologisches Landesamt des Saarlandes 1997.
- Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989. Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



# Karte 7-5: Bodenübersichtskarte des UG Saargau (BÜK25)



Quellen:  
 - Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996.  
 - Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989. Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002

## Legende

### Bodenareal der quartären Ablagerungen

- 3 BB aus Terrassensanden/-schottern
- 6 LL, SS-LL (Lößlehmdeckschichten)
- 9 sBB, SS-BB; Fließerden, lehmig, über Terrassen
- 12 BB, BBc; paraut. D.; mo, ku
- 14 SS; Lößlehmfließerden über älteren Deckschichten
- 18 BB-SS, DD-SS; paraut. D. (Lößlehmfließerden)
- 19 sBB, SS-BB, BB-SS; paraut. D.
- 20 BB-SS, DD-SS; paraut. D. im mm
- 23 YK, sandig
- 24 YK, lehmig

### Bodenareal des Mesozoikums (Schichtstufenland)

#### Plateaulagen

- 25 RR, BB-RR; mu-ku
- 26 RR(RZ), BBc, BB, D-BB; mo, ku
- 27 BB; so, mu
- 28 SS-BB, BB-SS, SS; so, mu
- 29 sDD-BB, SS-DD, DD-SS; mm, mo, ku

#### schwach-mittel geneigte Lagen

- 32 RR, BB-RR, RR-BB, BBc; mu, mo, ku
- 33 BBc, BB, DD-BB; mo, ku
- 34 BB; so, mu
- 35 RR-BB, BBc, BB, DD-BB; mm

#### stark geneigte Lagen

- 36 RR, BB-RR, RR-BB, BBc; mu, mo, ku

### Bodenareal des Paläozoikums

- 69 BB, pBB; Tq, Gedinne
- 70 BB, pBB; Tq, Gedinne
- 72 BB, pBB; Tq, Gedinne

### Semiterrestrische Böden

- 87 GG, u-l

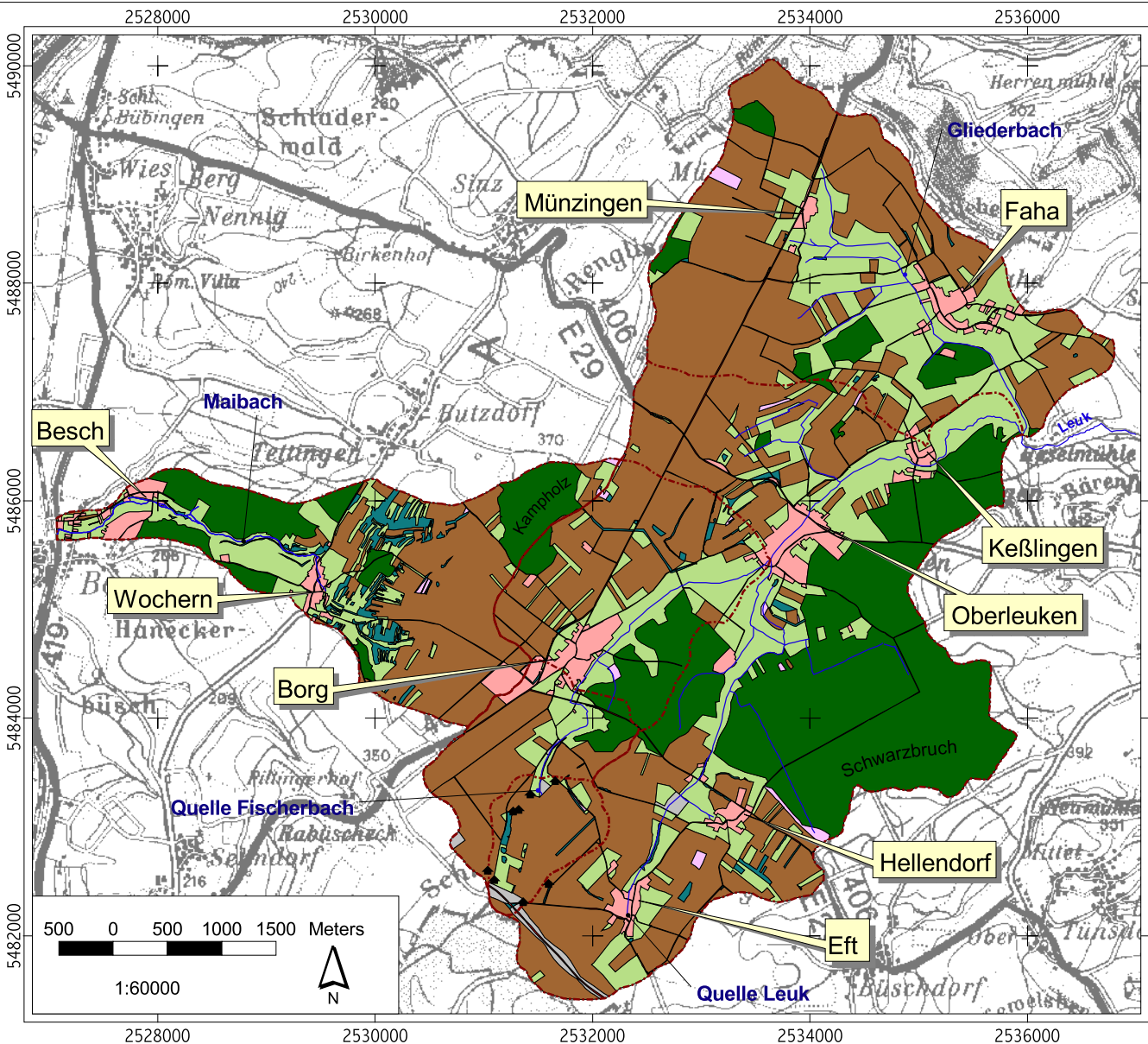
- (---) (Teil-) Einzugsgebiet
- (---) Fließgewässer

(Kurzzeichen Bodentypen nach AG Boden 1994)





Karte 7-6: Flächennutzungskarte des UG Saargau



Legende

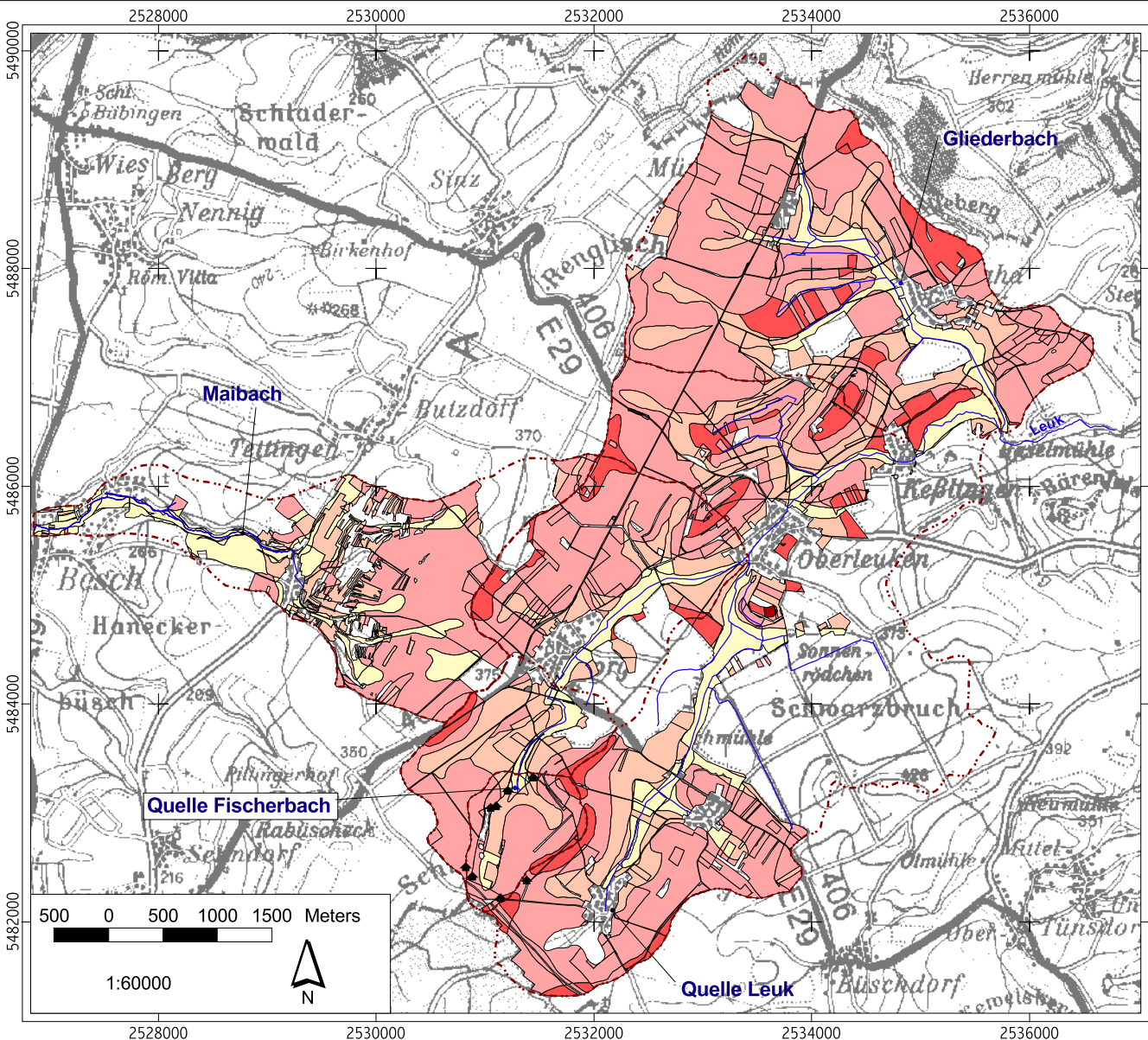
- Grünland
- Acker
- Brache
- Hecken, Feldgehölze, Ufergehölz
- Wald
- Ödland
- Sonstige versiegelte Flächen (Siedlungsflächen, Sportplätze, Gewerbegebiete etc.)
- Einzugsgebiet
- Fließgewässer
- Strassen/Wege
- Leuk Fließgewässer
- Faha Ortschaft

Quellen:  
 - Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989  
 - Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de  
 - Nutzungskartierungen 1997-2000

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



Karte 7-7: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1997/98



Legende

Nitratauswaschungsgefährdung NAW  
[Klassen der Austauschhäufigkeit]

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben

- (Teil-) Einzugsgebiet
- Fließgewässer

Leuk Fließgewässer

Quellen:

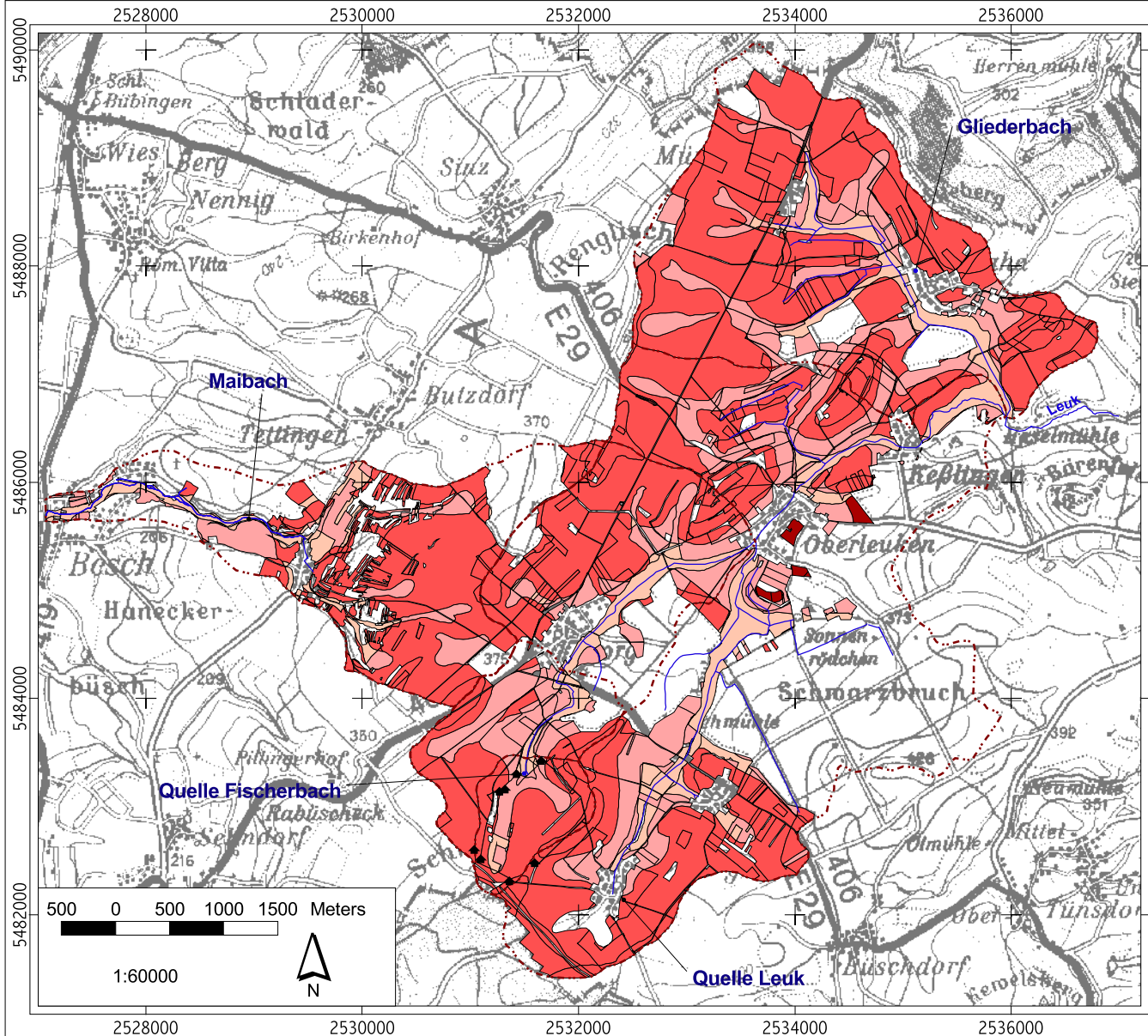
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996
- Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989
- Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)
- Flächennutzungskartierungen 1997-2000

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



# Karte 7-8: Potentielle Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1998/99



## Legende

Nitratauswaschungsgefährdung NAW  
[Klassen der Austauschhäufigkeit]

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben

- (Teil-) Einzugsgebiet
- Fließgewässer
- Leuk Fließgewässer

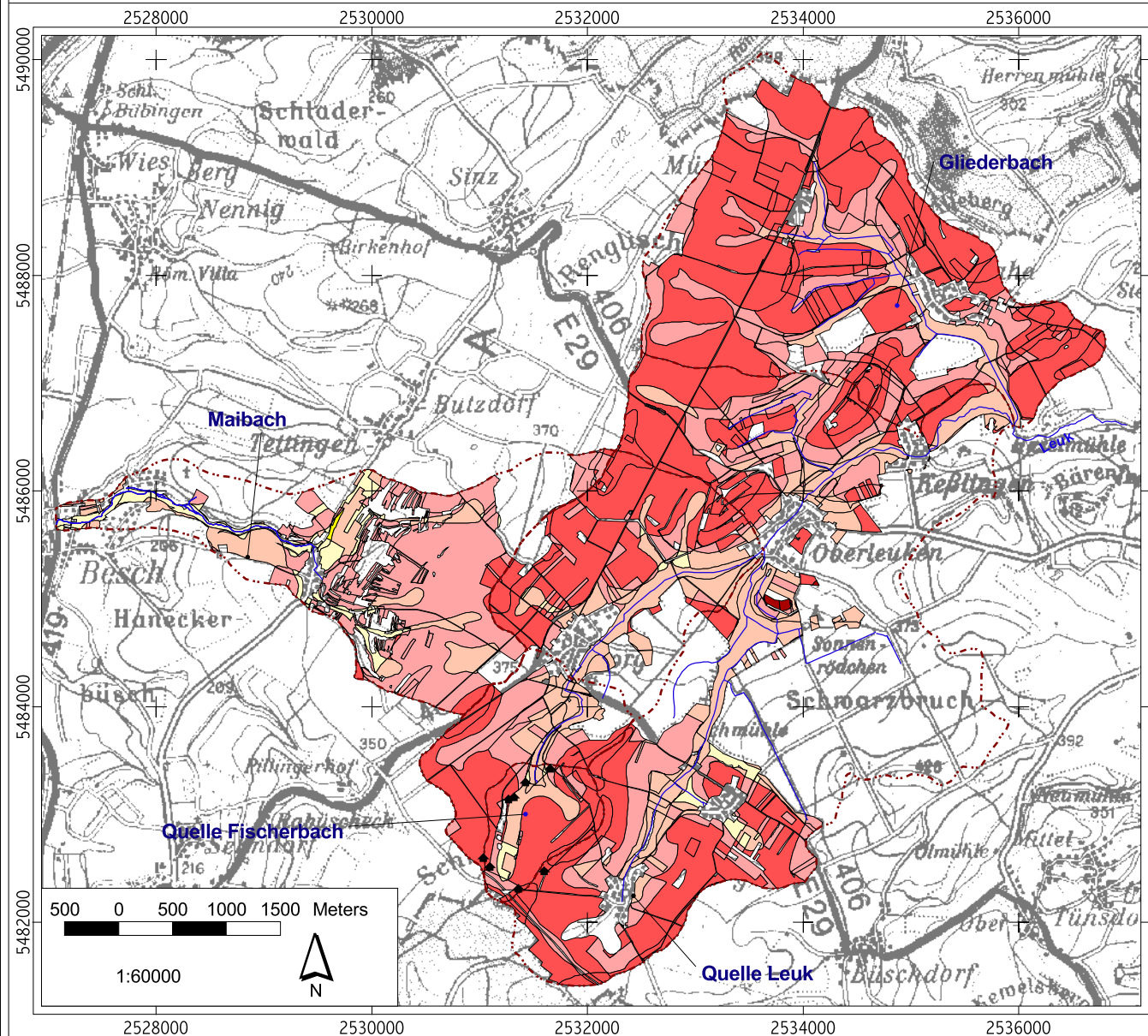
Quellen:  
 - Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996  
 - Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989  
 - Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de  
 - Flächennutzungskartierungen 1997-2000

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



Karte 7-9: Potentielle Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Saargau 1999/2000



Legende

Nitratauswaschungsgefährdung NAW  
[Klassen der Austauschhäufigkeit]

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben
- (Teil-) Einzugsgebiet
- Fließgewässer
- Leuk Fließgewässer

Quellen:  
 - Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996  
 - Topographische Karte des Saarlandes 1:100.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 3. Auflage 1989  
 - Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de  
 - Flächennutzungskartierungen 1997-2000

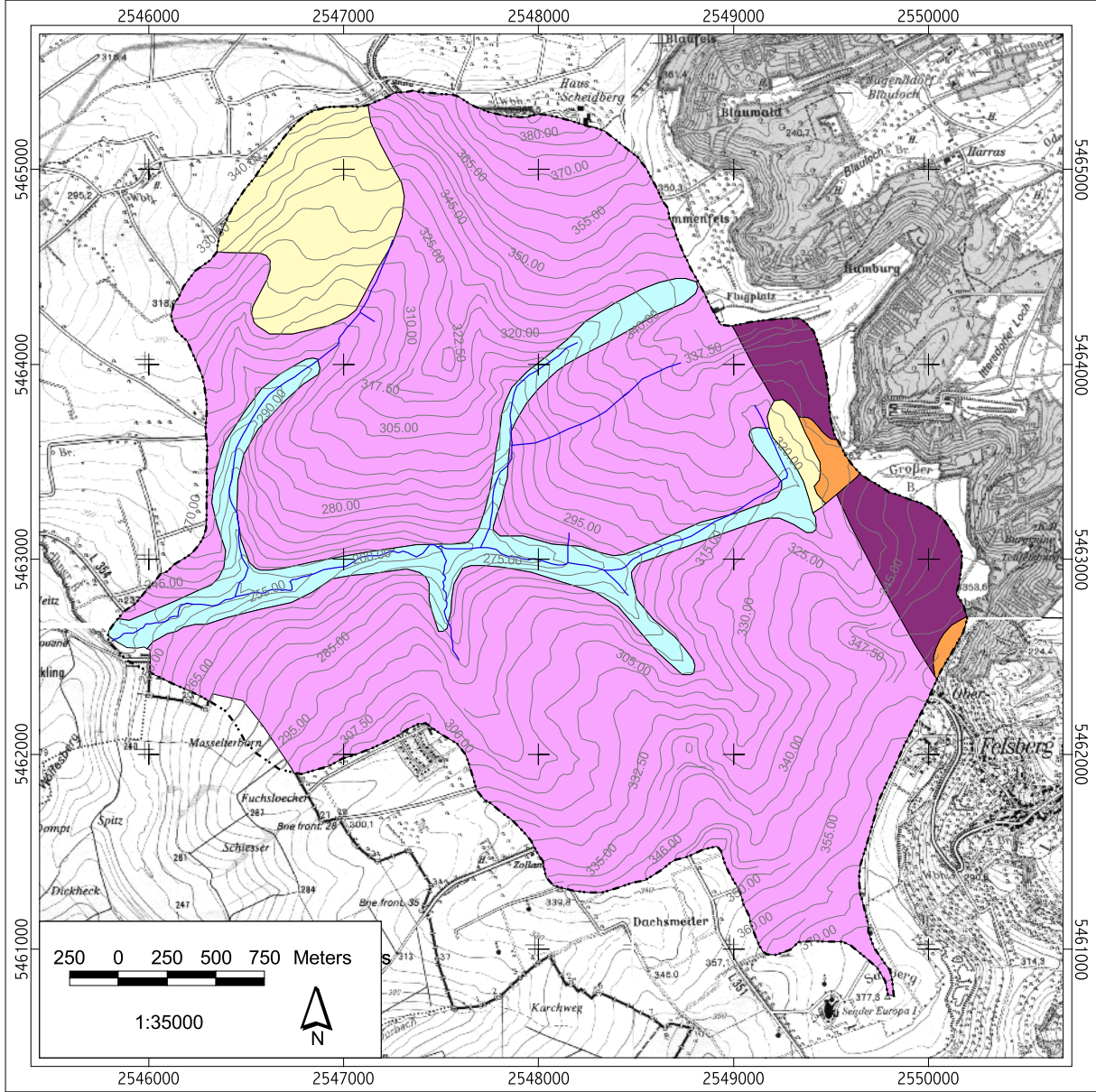
Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKW<sub>e</sub>) für die landwirtschaftliche Nutzfläche

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002





# Karte 7-10: Geologische Karte des UG Niedgau (GK 100)



## Legende

- Känozoikum/Quartär**
- Talfüllungen (,,f)
  - Lehm, Hangschutt, Terrassen (d)
- Mesozoikum/Trias**
- Oberer Muschelkalk (mo)
  - Mittlerer Muschelkalk (mm)
  - Unterer Muschelkalk (mu)
  - Oberer Buntsandstein (so)
- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet  
 Fließgewässer  
 Höhenlinien [m]

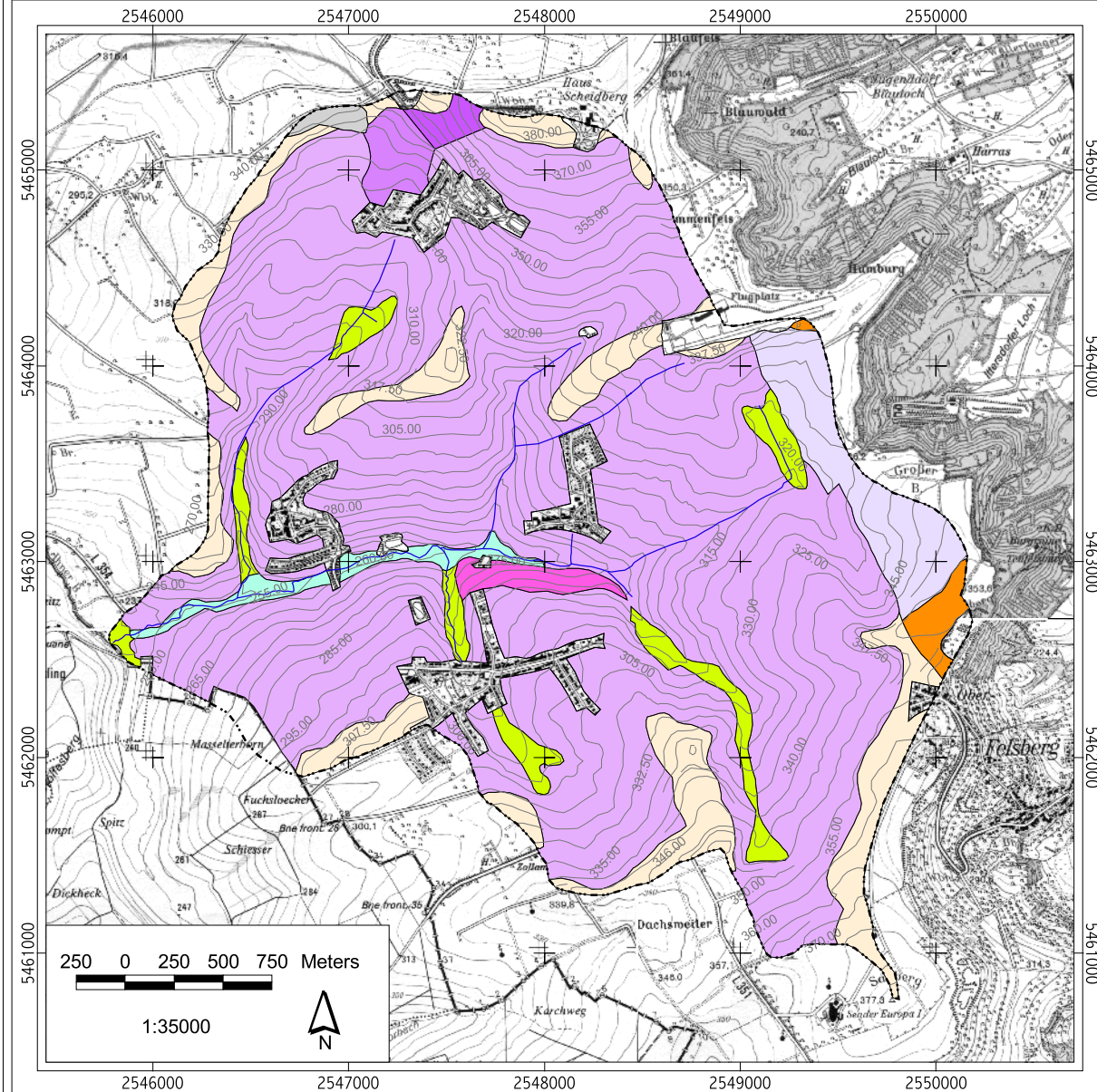
**Quellen:**

- Geologische Karte des Saarlandes 1:100.000 (GK 100), Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes/ Geologisches Landesamt des Saarlandes 1997
- Topographische Karten TK 25, Blatt 6605, 6606, 6705 und 6706, Landesvermessungsamt des Saarlandes Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



# Karte 7-11: Bodenübersichtskarte des UG Niedgau (BÜK 25)



## Legende

### Bodenareal der quartären Ablagerungen

- 7 LL-SS, SS (Lößlehmdeckschichten, -fließerden)
- 24 YK, lehmig

### Bodenareal des Mesozoikums (Schichtstufenland)

#### Plateaulagen

- 25 RR, BB-RR; mu-ku
- 27 BB; so, mu

#### schwach-mittel geneigte Lagen

- 32 RR, BB-RR, RR-BB, BBc; mu, mo, ku
- 33 BBc, BB, DD-BB; mo, ku
- 34 BB; so, mu
- 35 RR-BB, BBc, BB, DD-BB; mm

#### stark geneigte Lagen

- 36 RR, BB-RR, RR-BB, BBc; mu, mo, ku

### Semiterrestrische Böden

- 87 GG, u-l

nicht erfaßt

Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

Fließgewässer

Höhenlinien [m]

## Quellen:

- Bodenübersichtskarte 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996
- Topographische Karten TK 25, Blatt 6605, 6606, 6705 und 6706, Landesvermessungsamt des Saarlandes
- Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)

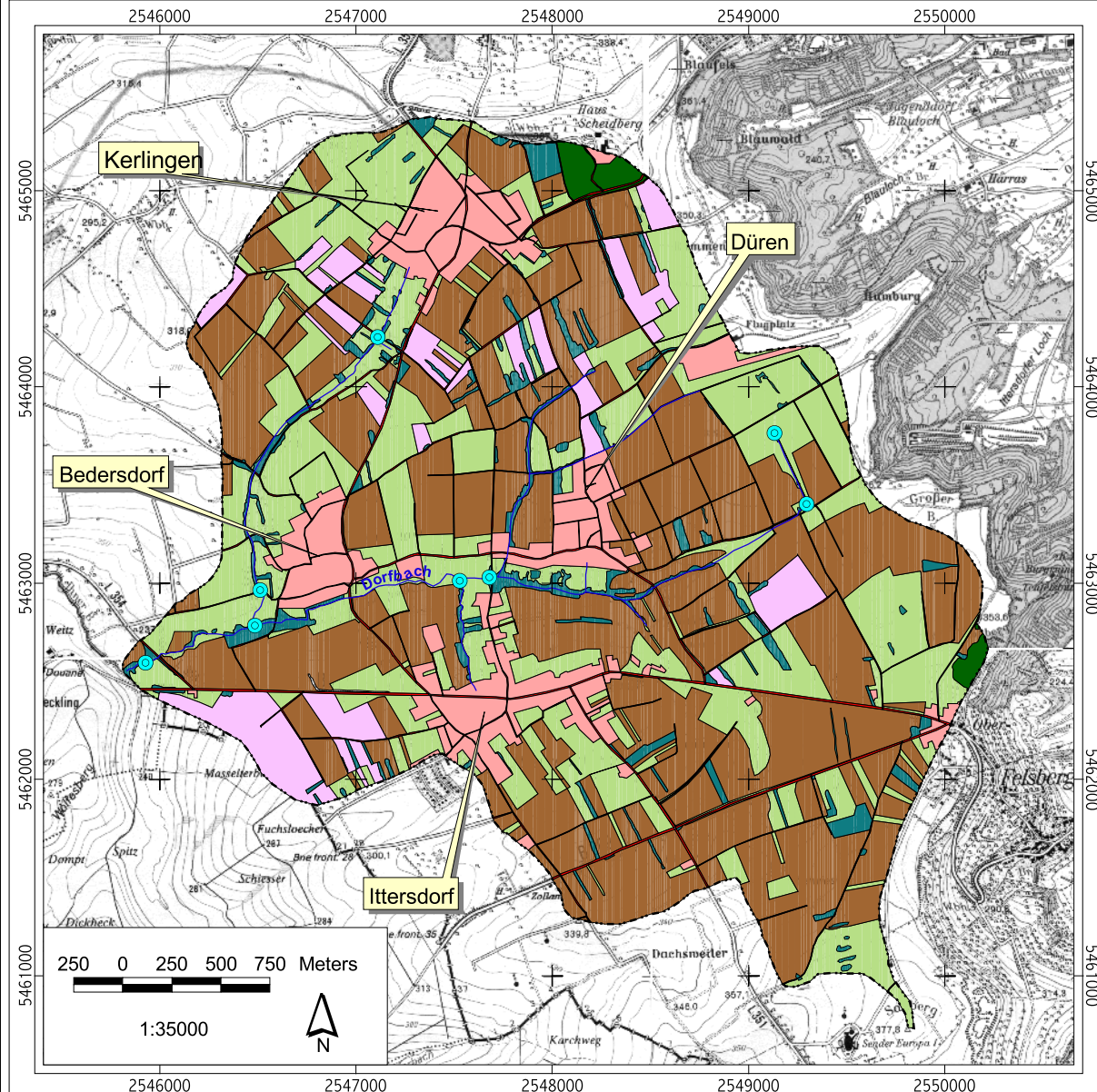
Bodeneinheiten nach Fetzer & Portz (1996)

Kurzzeichen der Bodeneinheiten nach AG Boden (1994)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



# Karte 7-12: Flächennutzungskarte des UG Niedgau



## Legende

- Grünland
- Acker
- Brache
- Hecken, Feldgehölze, Ufergehölz
- Wald
- Ödland
- Sonstige versiegelte Flächen (Siedlungsflächen, Sportplätze etc.)
- Straßen/Wege
- Fließgewässer-Probenahmestellen
- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet
- Fließgewässer

Quellen:  
 - Topographische Karten TK 25, Blatt 6605, 6606, 6705 und 6706,  
 Landesvermessungsamt des Saarlandes  
 Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Nutzungskartierungen 12/99 - 2/00  
 Fließgewässer-Probenahmestellen: vgl. Bruch et al. (2001)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



**Karte 7-13: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1997/98**

**Legende**

**Nitratauswaschungsgefährdung NAW  
(Austauschhäufigkeit)**

 extrem hoch

 hoch

 mittel

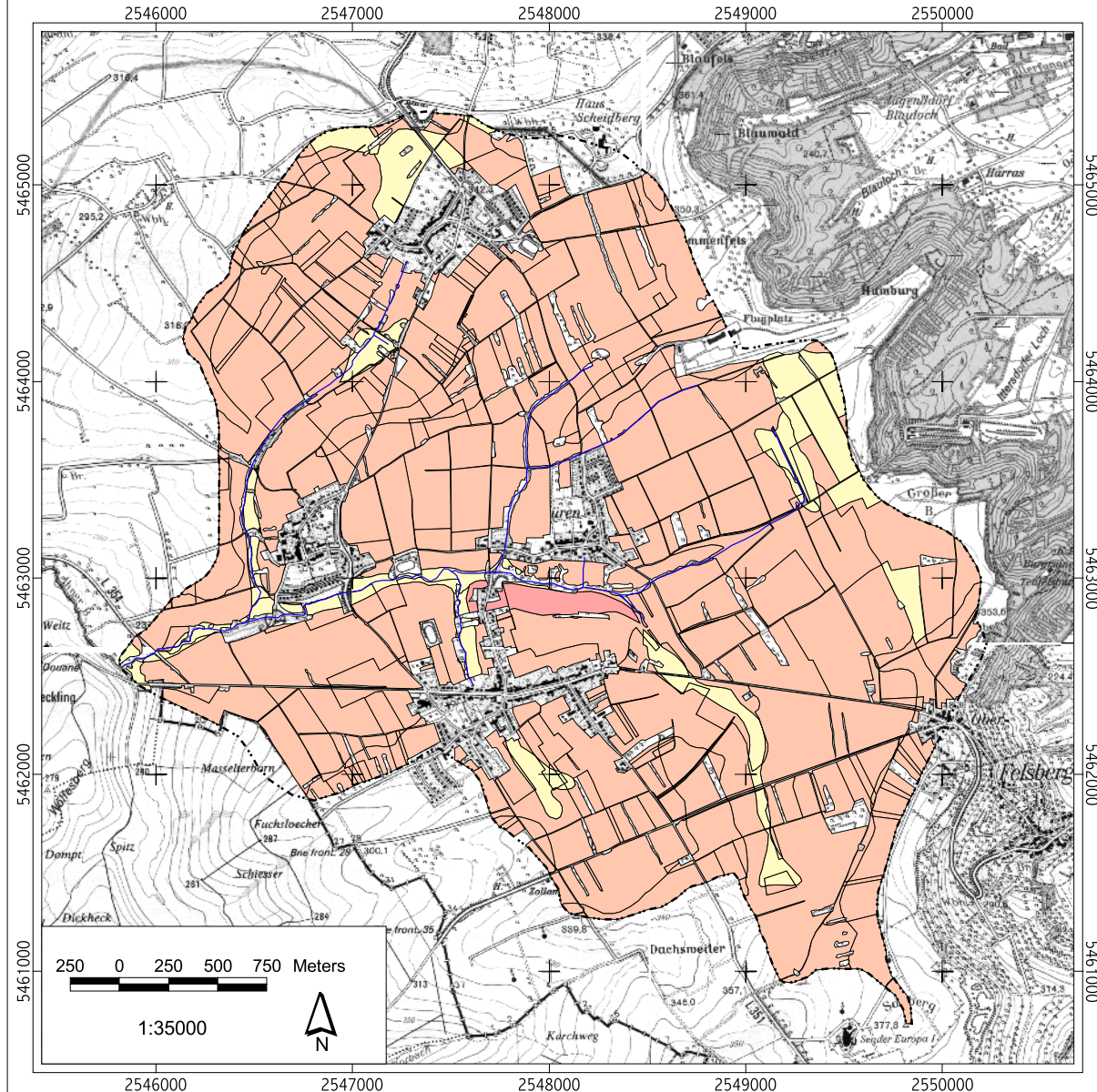
 gering

 sehr gering

 keine Angaben

 Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

 Fließgewässer



**Quellen:**

- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996
- Topographische Karten TK 25, Blatt 6605, 6606, 6705 und 6706, Landesvermessungsamt des Saarlandes
- Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)
- Flächennutzungskartierungen 1999/2000

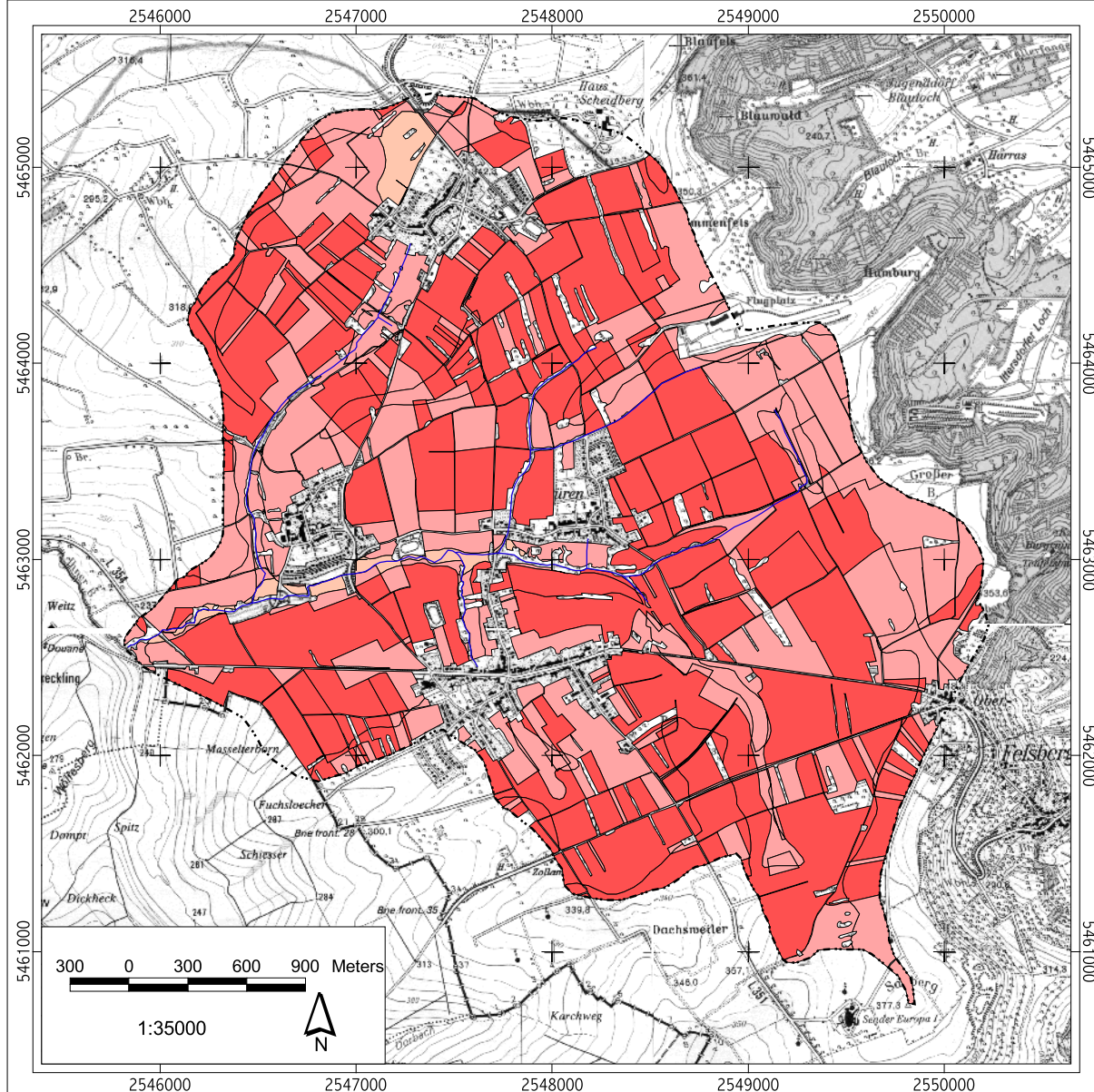
Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWNa) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002





**Karte 7-14: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1998/99**



**Legende**

**Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit)**

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben

- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet
- Fließgewässer

**Quellen:**

- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996
- Topographische Karten TK 25, Blatt 6605, 6606, 6705 und 6706, Landesvermessungsamt des Saarlandes
- Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)
- Flächennutzungskartierungen 1999/2000

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKW<sub>e</sub>) für die landwirtschaftliche Nutzfläche

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



**Karte 7-15: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Niedgau 1999/2000**


**Legende**

**Nitratauswaschungsgefährdung NAW  
(Austauschhäufigkeit)**

 extrem hoch

 hoch

 mittel

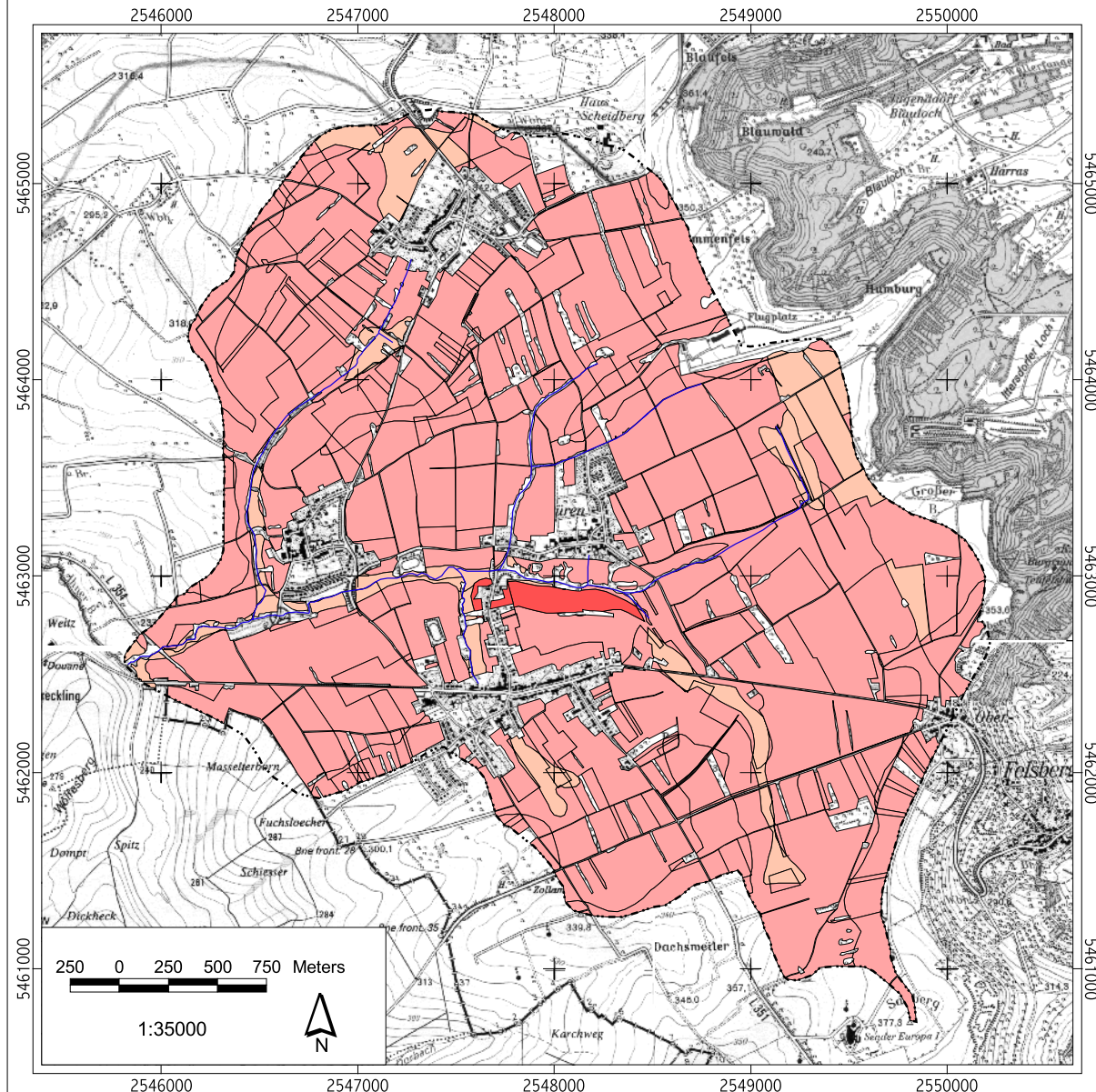
 gering

 sehr gering

 keine Angaben

 Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

 Fließgewässer



**Quellen:**

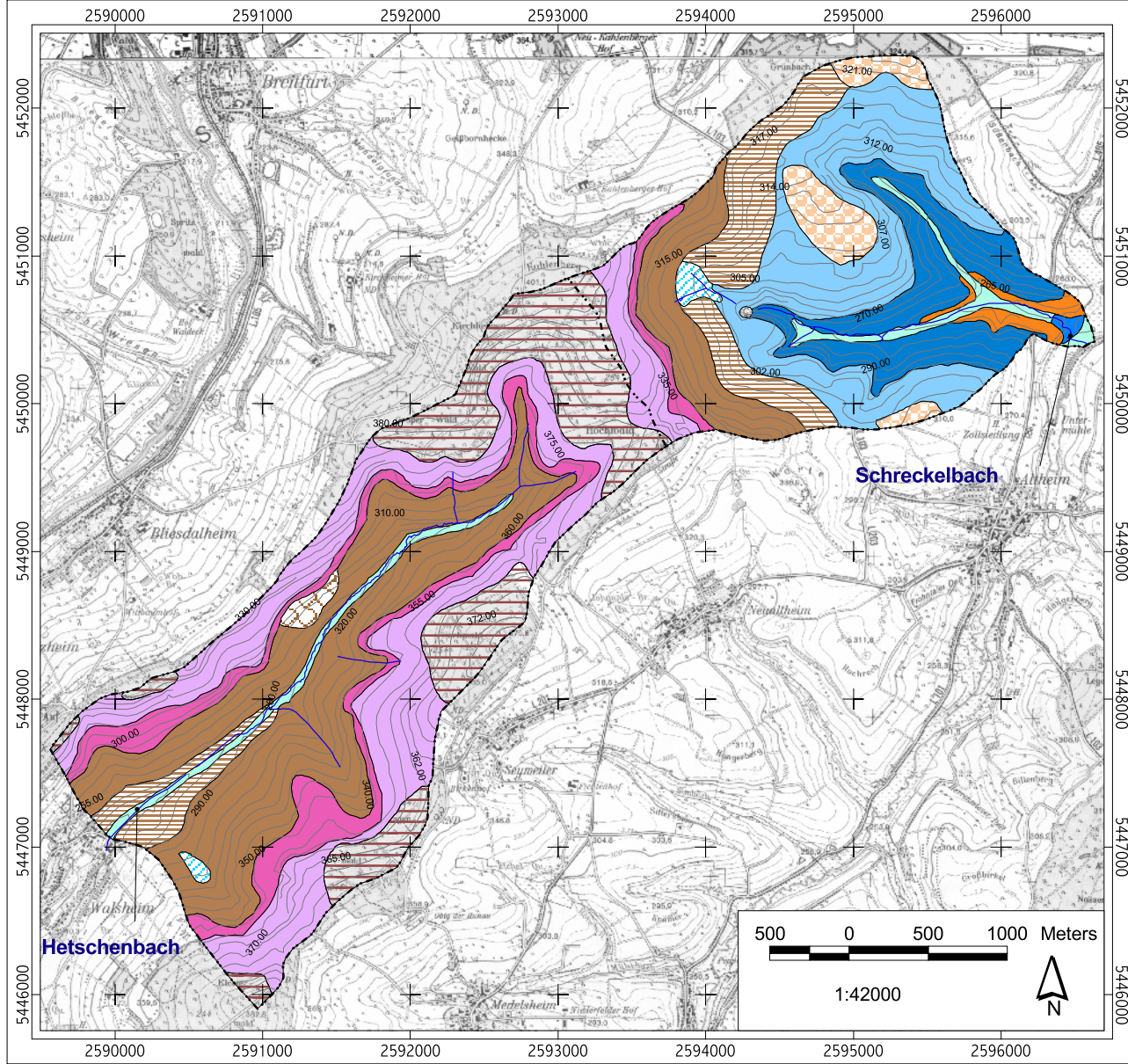
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996
- Topographische Karten TK 25, Blatt 6605, 6606, 6705 und 6706, Landesvermessungsamt des Saarlandes
- Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)
- Flächennutzungskartierungen 1999/2000

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWNa) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



# Karte 7-16: Geologische Karte des UG Bliesgau (GK 25)



## Legende

- Känozoikum/Quartär**
- Talaue-Ablagerungen (,L,f)
  - junge lehmige Ablagerungen (,L)
  - Schwemmfächer
  - Hangrutschflächen (v.a. im mm)
  - Verwitterungslehme der Ceratitenschichten (mo2)
- Mesozoikum/Trias**
- quarzkornführender Lehm der Hochflächen (,L,h)
  - untere Ceratitenschichten (mo2u)
  - Trochitenkalk (mo1)
  - graue Mergel + helle merg. Dolomite, gel. Gips/Anhydrit (mmo)
  - bunte Tone + Mergel (mmu)
  - Orbicularisschichten + Schaumkalkregion (mu2)
  - dolomit. Mergelsteine + Sandsteine (mu1)
  - Voltziensandstein (so2)
  - Zwischenschichten (so1)
- Fließgewässer  
 - - - - Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet  
 — Höhenlinien [m]

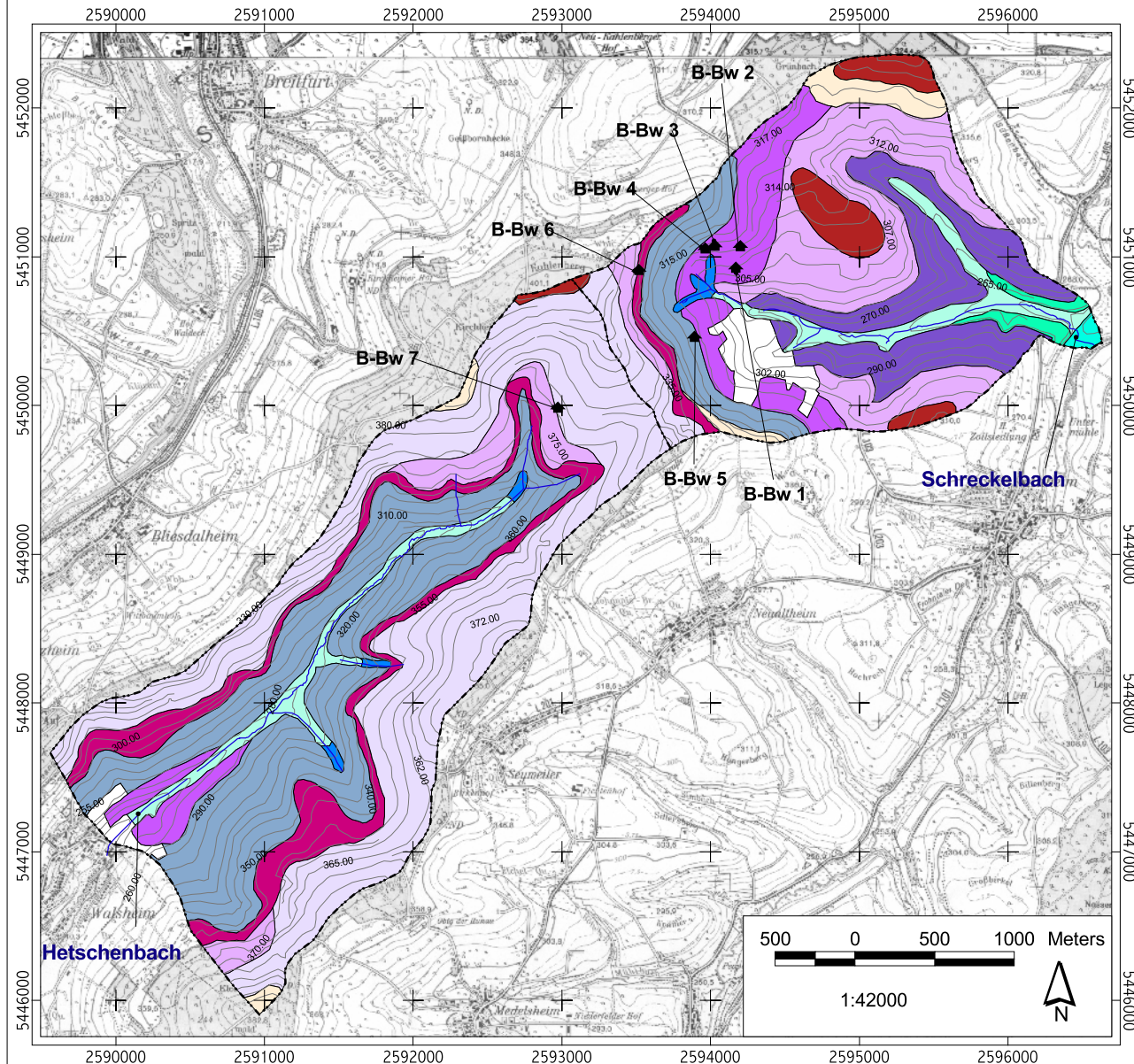
**Quellen:**

- Geologische Karten 1:25.000 (GK 25), Blatt 6709 Blieskastel und Blatt 6809, Gersheim (1968), Geologisches Landesamt des Saarlandes
- Topographische Karte TK 25, Blatt 6709 und 6809, Landesvermessungsamt des Saarlandes, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



## Karte 7-17: Bodenübersichtskarte des UG Bliesgau (BÜK 25)



### Legende

Bodenareal der quartären Ablagerungen  
 19 sBB, SS-BB, BB-SS; paraut. D.

Bodenareal des Mesozoikums (Schichtstufenland)

Plateaulagen

25 RR, BB-RR; mu, mm, mo

schwach-mittel geneigte Lagen

31 RR(RZ), BB(c), BB/CF; mo

32 RR, BB-RR, RR-BB, BBc; mu, mo

35 RR-BB, BBc, BB, DD-BB; mm

stark geneigte Lagen

37 BB-RR, RR-BB, BBc, BB-DD; mm

38 BB; so, mu

39 RR, BB-RR; mo

Bodenareal des Meso- und Paläozoikums  
 (Berg-/Hügelland)

45 BB(p); so

Semiterrestrische Böden (Täler und Auen)

86 BB-GG

87 GG, u-l

100 ABn, GG-AB

▲ Bodenstationen / Nutzung

— Fließgewässer

--- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

— Höhenlinien [m]

### Quellen:

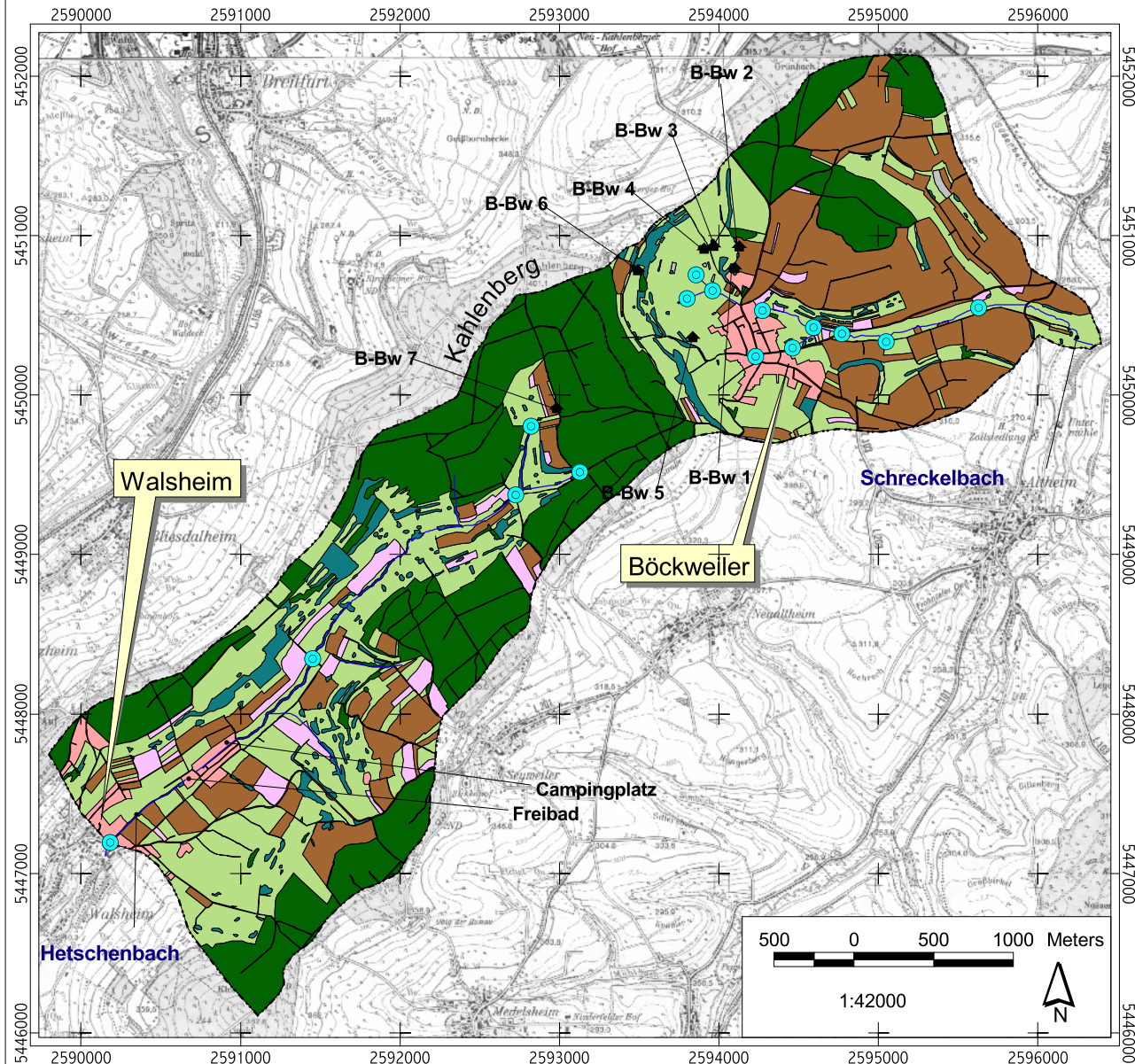
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996
- Topographische Karte TK 25, Blatt 6709 und 6809, Landesvermessungsamt des Saarlandes, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de
- Bodeneinheiten nach Fetzer & Portz (1996)
- Kurzzeichen der Bodentypen nach AG Boden (1994)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002





# Karte 7-18: Flächennutzungskarte des UG Bliesgau



## Legende

- Grünland
- Acker
- Brache
- Hecken, Feldgehölze
- Wald, Ufergehölz
- Ödland
- Sonstige versiegelte Flächen (Siedlungsflächen, Sportplätze etc.)
- Strassen/Wege
- Leuk Fließgewässer
- Fahd Ortschaft
- Probenahmestellen Fließgewässer
- Bodenstationen / Nutzung
- Fließgewässer
- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

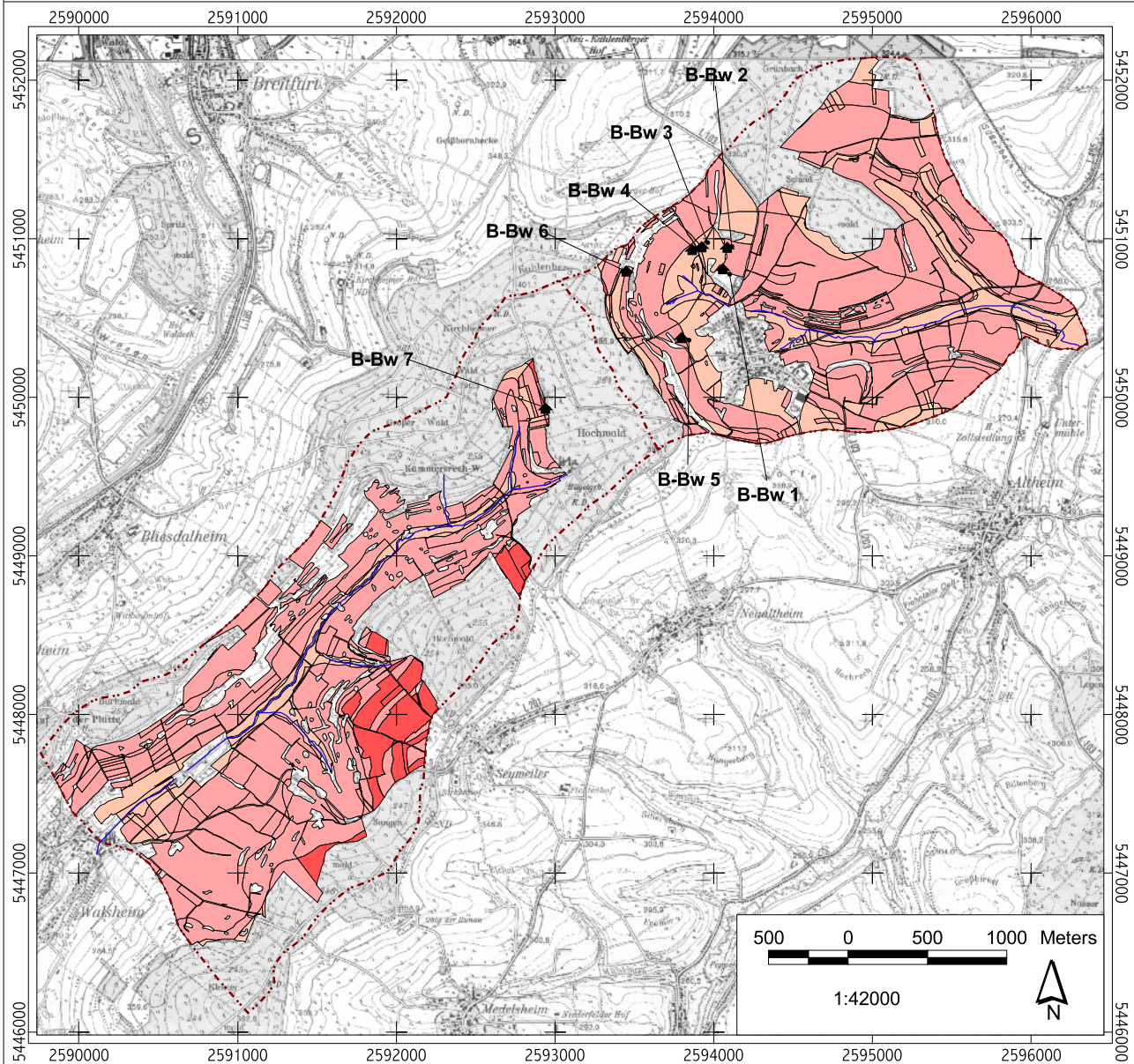
Quellen:  
 Topographische Karte TK25, Blatt 6709 und 6809,  
 Landesvermessungsamt des Saarlandes,  
 Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Nutzungskartierungen 8/98, 6/99, 12/99,  
 Fließgewässer-Probenahmestellen: vgl. Bruch et al. (2001)

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



**Karte 7-19: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1997/98**



**Legende**

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit)

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben
- Bodenstationen / Nutzung
- Fließgewässer
- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

**Quellen:**

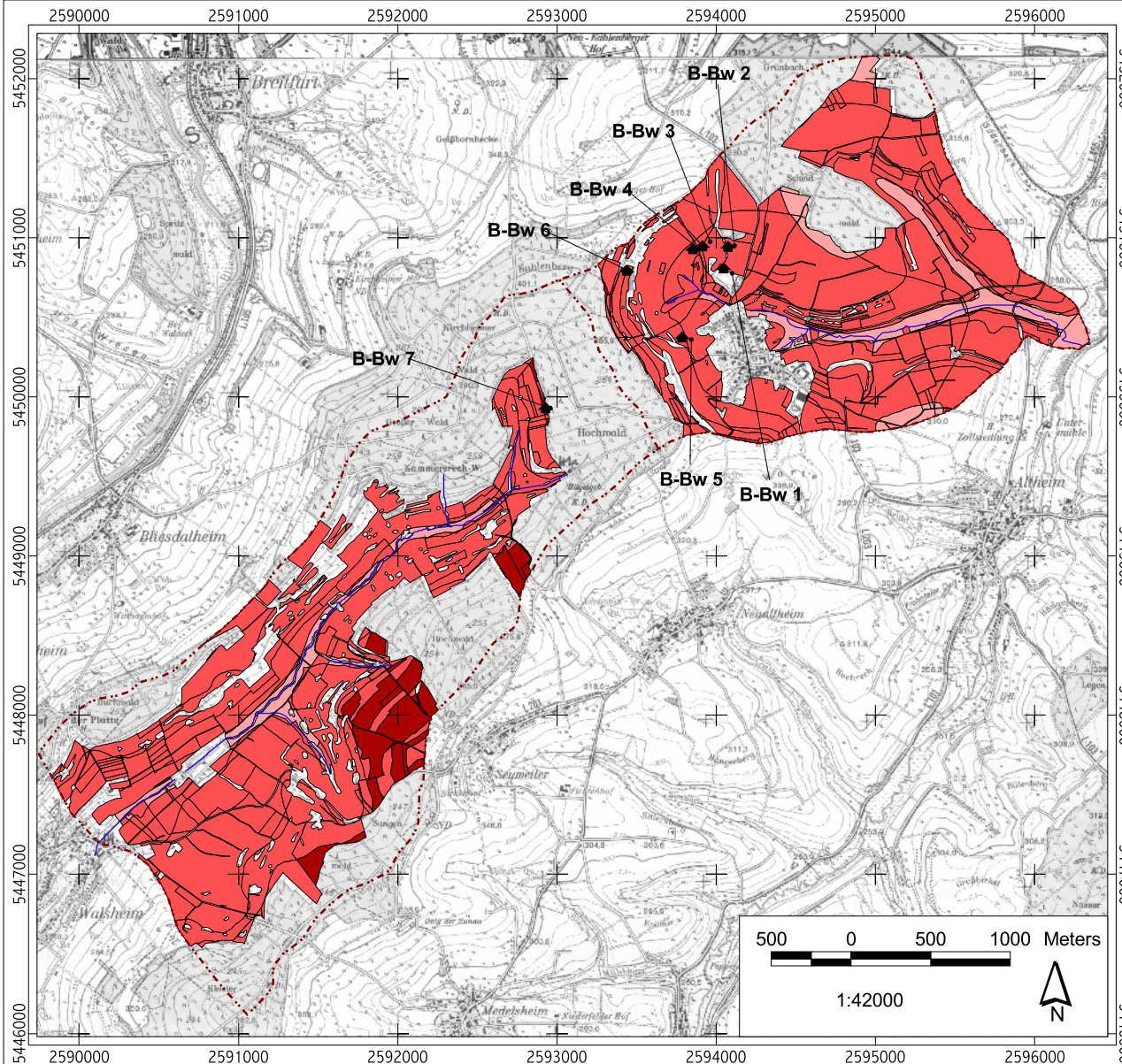
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes BÜK 25, 1:25.000, Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes
- Topographische Karte TK 25, Blatt 6709 und 6809, Landesvermessungsamt des Saarlandes, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWNa) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche. Flächennutzungskartierungen 1997-2000

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



**Karte 7-20: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1998/99**



**Legende**

**Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit)**

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben
  
- Bodenstationen / Nutzung
- Fließgewässer
- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

**Quellen:**

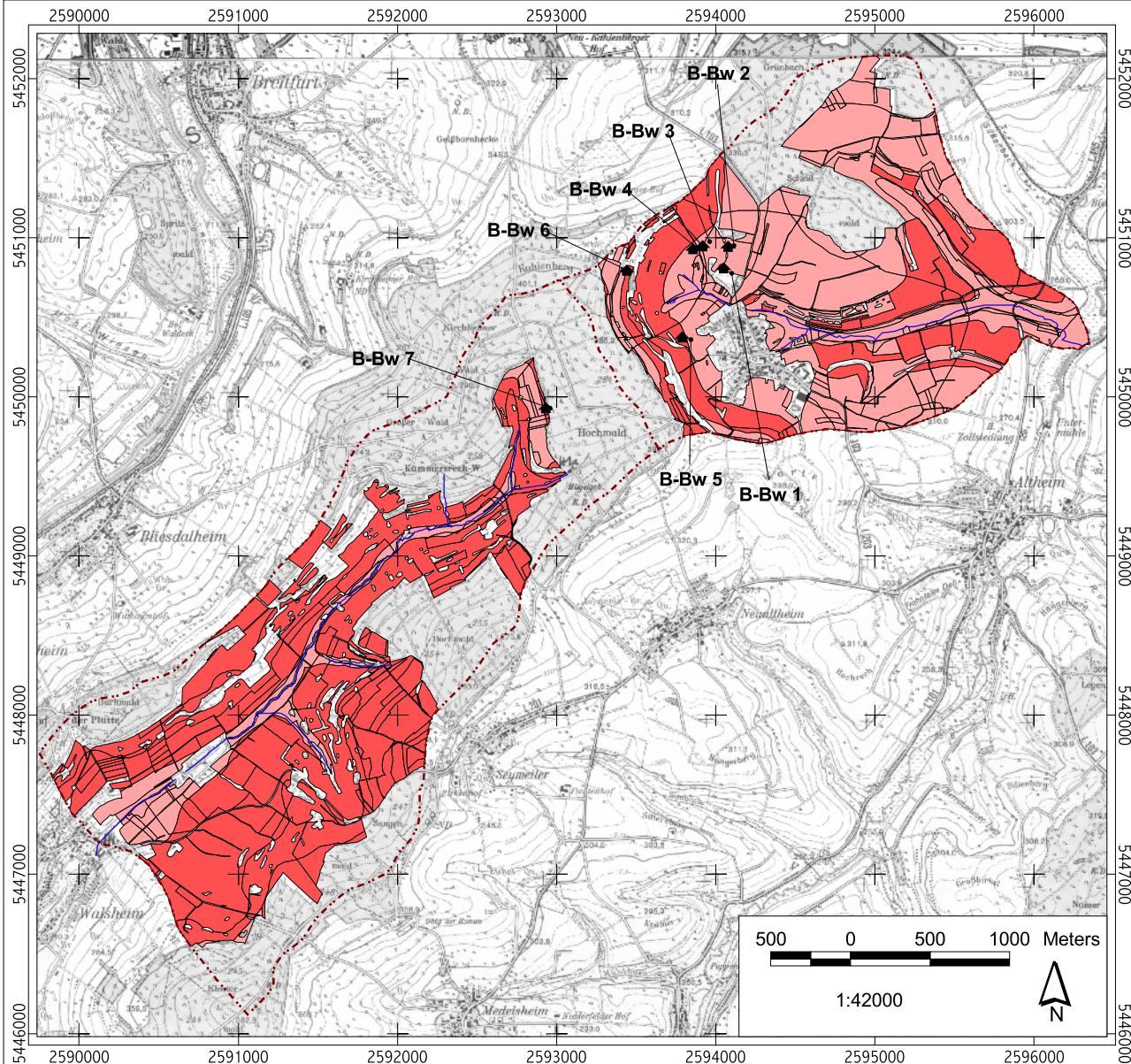
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes BÜK 25, 1:25.000, Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes
- Topographische Karte TK 25, Blatt 6709 und 6809, Landesvermessungsamt des Saarlandes, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWNa) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche. Flächennutzungskartierungen 1997-2000

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



**Karte 7-21: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im UG Bliesgau 1999/2000**



**Legende**

Nitratauswaschungsgefährdung NAW  
(Austauschhäufigkeit)

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben
- Bodenstationen / Nutzung
- Fließgewässer
- Einzugsgebiet/Teileinzugsgebiet

**Quellen:**

- Bodenübersichtskarte des Saarlandes BÜK 25, 1:25.000, Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes
- Topographische Karte TK 25, Blatt 6709 und 6809, Landesvermessungsamt des Saarlandes, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)

Nitratauswaschungsgefährdung NAW (Austauschhäufigkeit) auf Grundlage der jährlichen Sickerwasserrate (GWNa) und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKWe) für die landwirtschaftliche Nutzfläche. Flächennutzungskartierungen 1997-2000

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002
















## Karte 7-22: Bodenübersichtskarte des TEZG Fischerbach Oberlauf (BÜK 25)

### Legende






#### Bodeneinheiten der BÜK 25

-  Siedlungsflächen / nicht erfasst
-  20 Braunerde-Pseudogl. aus parautochth. Decksch. im mm
-  24 Kolluvisol aus lehmigen Abschwemmassen
-  25 Rendzina Braunerde-Rendz. im mo; Plateaulagen
-  32 Rendzina-Braunerden unterschiedl. Ausprägung im mo; mittlere Hangneigungen
-  33 Kalkbraunerde, Braunerde im mo; mittlere Hangneigungen
-  35 Komplexeinheit (RR-BB, BBc, BB, ...) im mm; mittlere Hangneigungen
-  87 Gley aus schluffig-lehmigen Abschwemmassen

#### Bodenuntersuchungen

-  Bodenstationen
-  Bodenprofile 9/97
-  Beprobung Oberboden 4/99

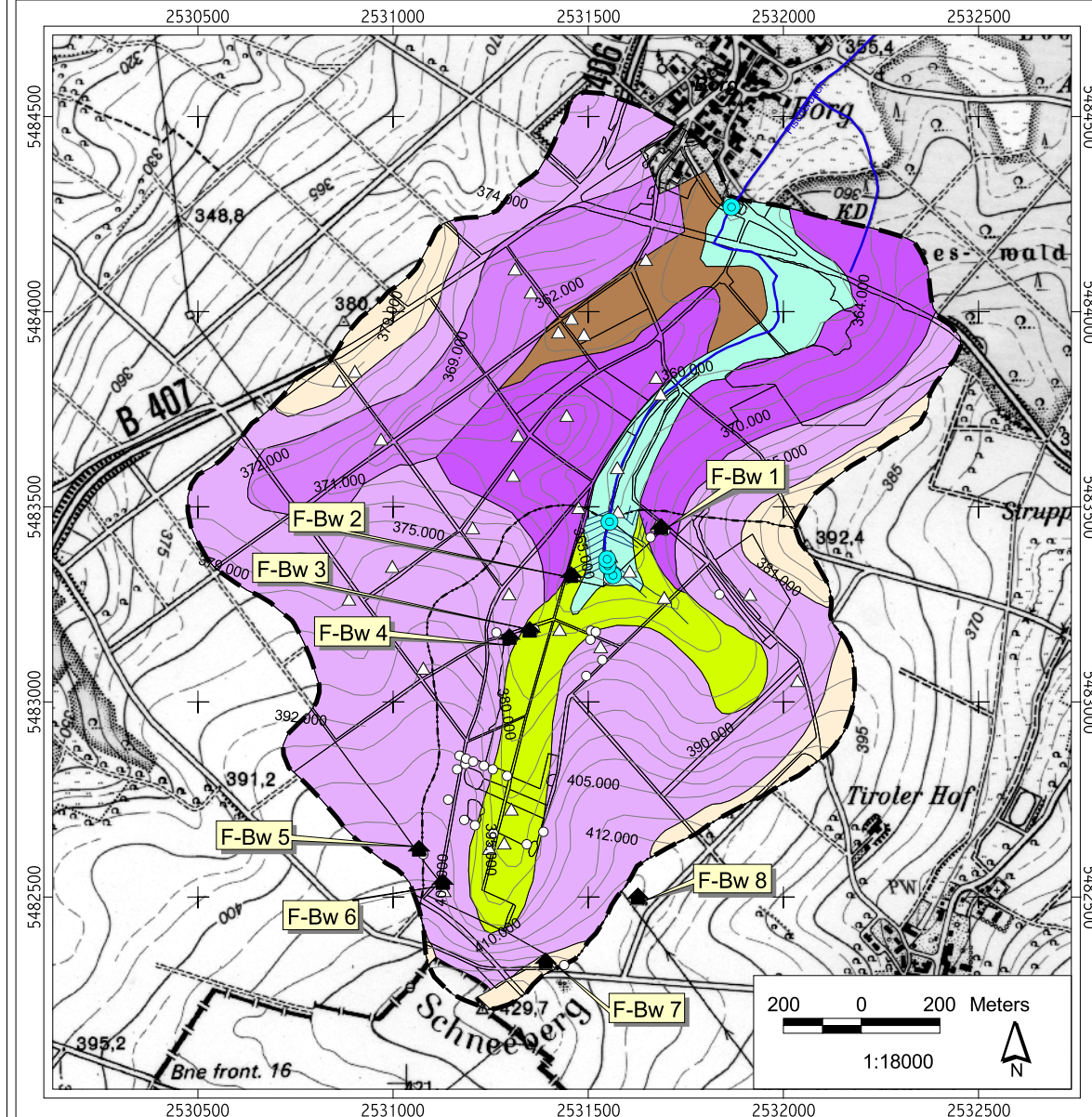
#### Sonstiges

-  Fischerbach
-  Drainagen im TEZG Fischerbach Oberlauf bis F2
-  Oberirdisches Einzugsgebiet bis F2
-  Oberirdisches Einzugsgebiet bis F3
-  Höhenlinien [m]

#### Quellen:

- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK25), Blatt 6504 Perl (1996); Bodeneinheiten nach Fetzer & Portz (1996)
- Topographische Karte TK 25: 6504 Perl, 1:25.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes (1994), Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002





# Karte 7-23: Bodennutzungskarte des TEZG Fischerbach Oberlauf

## Legende

### Flächennutzung 1998

- Grünland undiff.
- Wiese
- Weide
- Streuobstwiese
- Acker undiff.
- Getreide
- Raps
- Mais
- Kartoffeln
- Brache
- Ufergehölz
- Hecken
- Wald
- Ödland
- Straßen / Wege
- Sonstige versiegelte Flächen

### Bodeneinheiten (BÜK 25)

- Siedlungsflächen / nicht erfaßt
- 20 Braunerde-Pseudogl. aus parautochth. Decksch. im mm
- 24 Kolluvisol aus lehmigen Abschwemmassen
- 25 Rendzina Braunerde-Rendz. im mo; Plateaulagen
- 32 Rendzina-Braunerden unterschiedl. Ausprägung im mo; mittlere Hangneigungen
- 33 Kalkbraunerde, Braunerde im mo; mittlere Hangneigungen
- 35 Komplexeinheit (RR-BB, BBc, BB, ...) im mm; mittlere Hangneigungen
- 87 Gley aus schluffig-lehmigen Abschwemmassen

### Bodenuntersuchungen

- Bodenstationen
- Bodenprofile 9/97
- Beprobung Oberboden 4/99

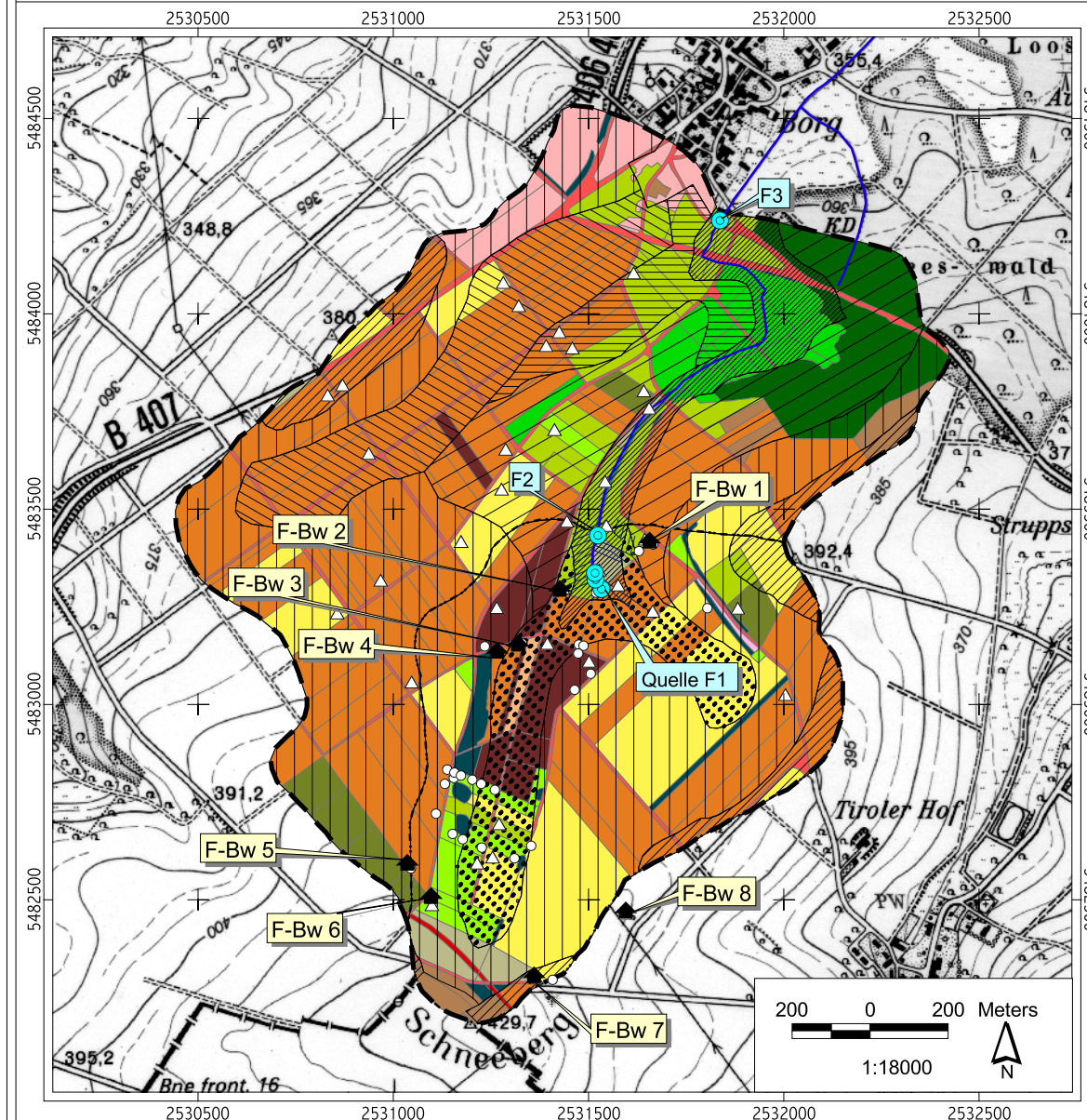
### Sonstiges

- Fließgewässer-Probenahmestellen (WUNEF)
- Fischerbach
- Drainagen im TEZG Fischerbach Oberlauf bis F2
- Oberirdisches Einzugsgebiet bis F2
- Oberirdisches Einzugsgebiet bis F3

### Quellen:

- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK25), Blatt 6504 Perl (1996); Bodeneinheiten nach Fetzer & Portz (1996)
- Topographische Karte TK 25: 6504 Perl, 1:25.000, Landesvermessungsamt des Saarlandes (1994), Top.-Karten © LKVK 97/2002 - www.lkvk.saarland.de

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



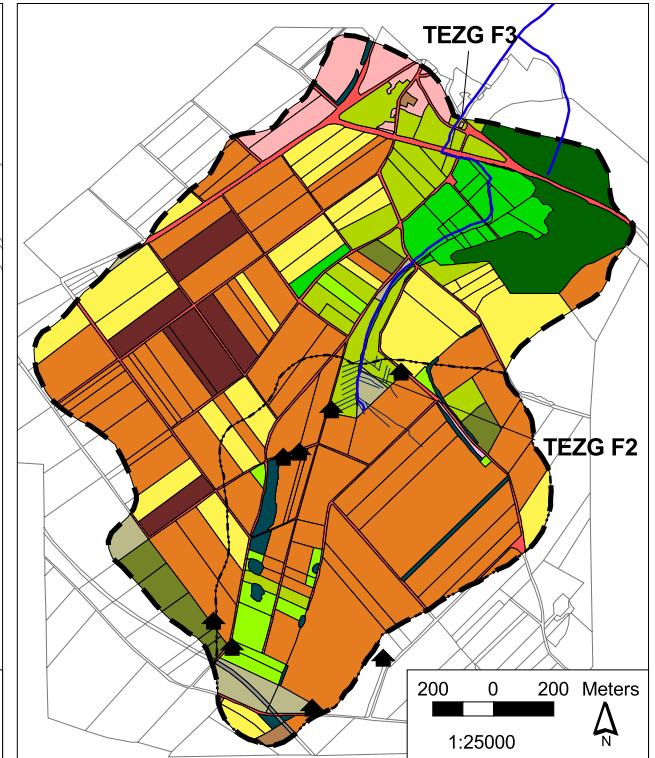
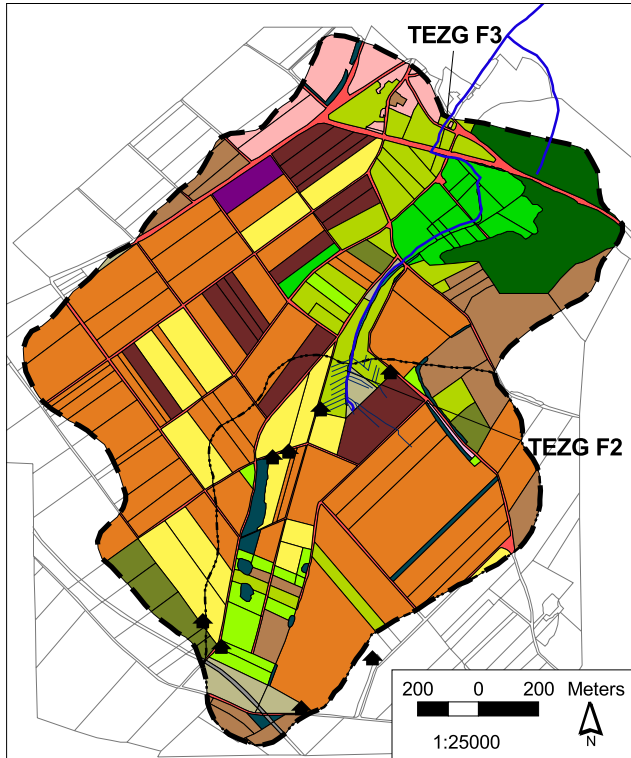


# Karte 7-24: Flächennutzungskartierungen im TEZG Fischerbach Oberlauf 1997-1999

Flächennutzungskartierung 8/97-10/97

Flächennutzungskartierung 7/98

Flächennutzungskartierung 6/99



## Legende

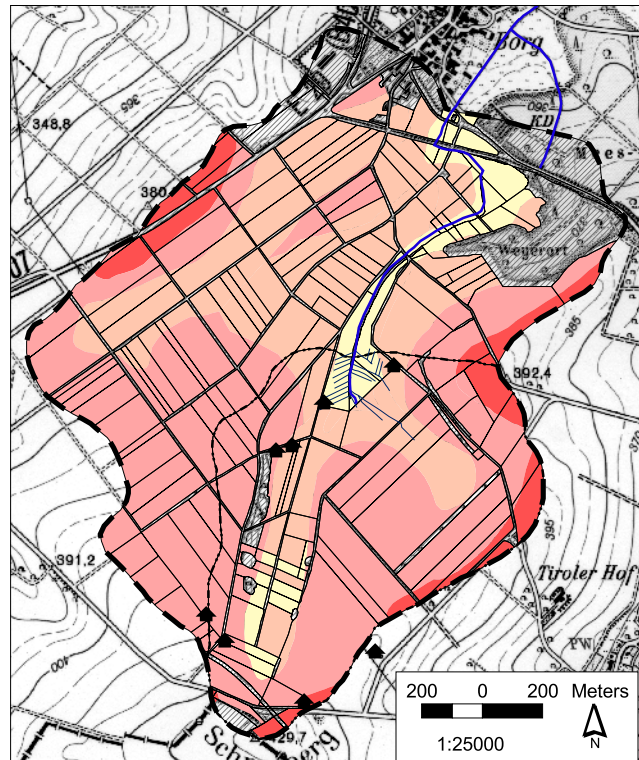
- |                    |                 |   |
|--------------------|-----------------|---|
| Grünland (undiff.) | Acker (undiff.) | Ödland  |
| Wiese              | Getreide        | Straßen / Wege                                |
| Weide              | Raps            | Sonstige versiegelte Flächen                  |
| Streuobstwiese     | Mais            | Fischerbach                                   |
| Ufergehölz         | Kartoffeln      | Drainagen im TEZG Fischerbach Oberlauf bis F2 |
| Hecken             | Kohl            | Oberirdisches Einzugsgebiet bis F2            |
| Wald               | Grünbrache      | Oberirdisches Einzugsgebiet bis F3            |

Grundlagen:  
Nutzungskartierungen 1997-1999,  
Orthophoto 6504 NO (Borg) 1: 10.000,  
Landesforstverwaltung des Saarlandes, 1996  
Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002

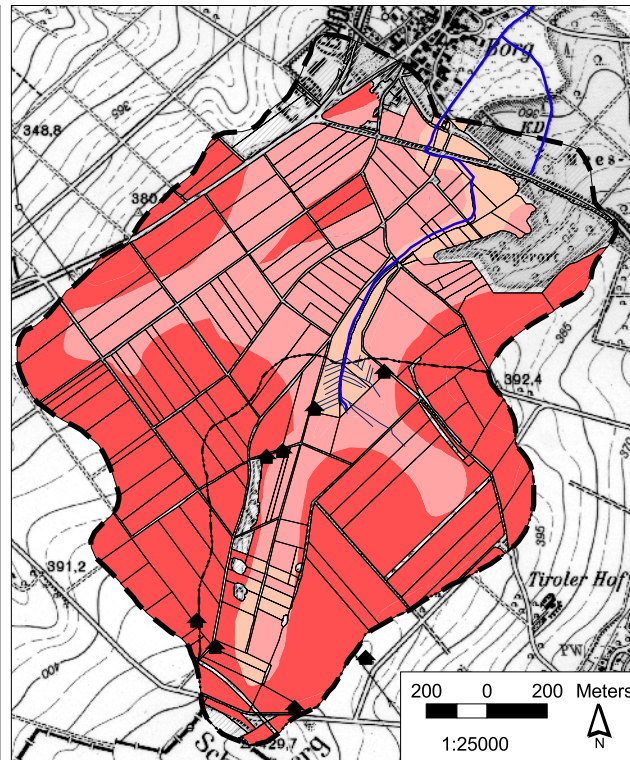


## Karte 7-25: Nitratauswaschungsgefährdung NAW im TEZG Fischerbach 1997-2000

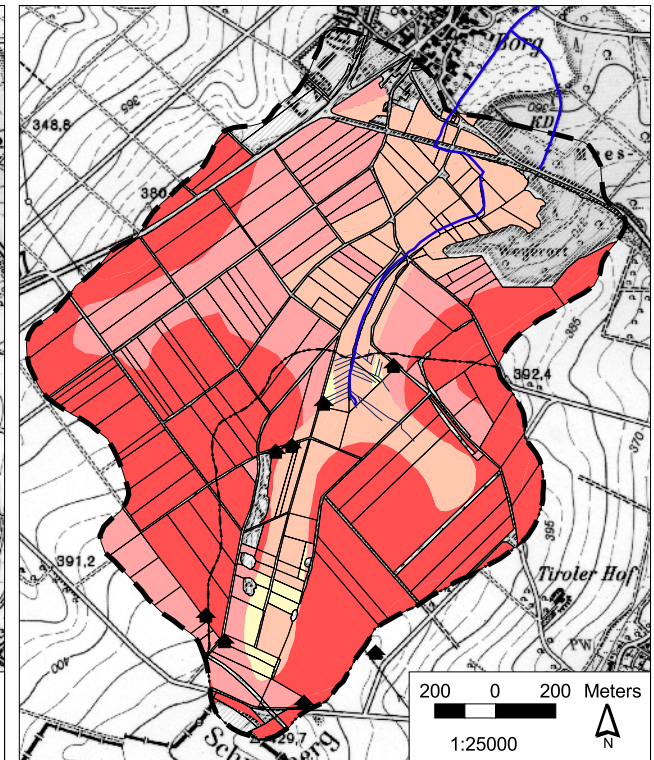
Nitratauswaschungsgefährdung NAW 1997/98



Nitratauswaschungsgefährdung NAW 1998/99



Nitratauswaschungsgefährdung NAW 1999/00



### Legende

#### Nitratauswaschungsgefährdung

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben

#### ▲ Bodenstationen

- Fischerbach
- Drainagen im TEZG Fischerbach Oberlauf bis F2
- Oberirdisches Einzugsgebiet bis F2
- Oberirdisches Einzugsgebiet bis F3

#### Quellen:

- Topographische Karte 1:25.000 (TK 25), Blatt 6504 Perl, Landesvermessungsamt des Saarlands 1994, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996.
- Nutzungskartierungen 1997-1999

Nitratauswaschungsgefährdung NAW ermittelt über die jährliche Sickerwasserrate (GWN<sub>a</sub>) und die Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (FKW<sub>e</sub>) für die landwirtschaftliche Nutzfläche.

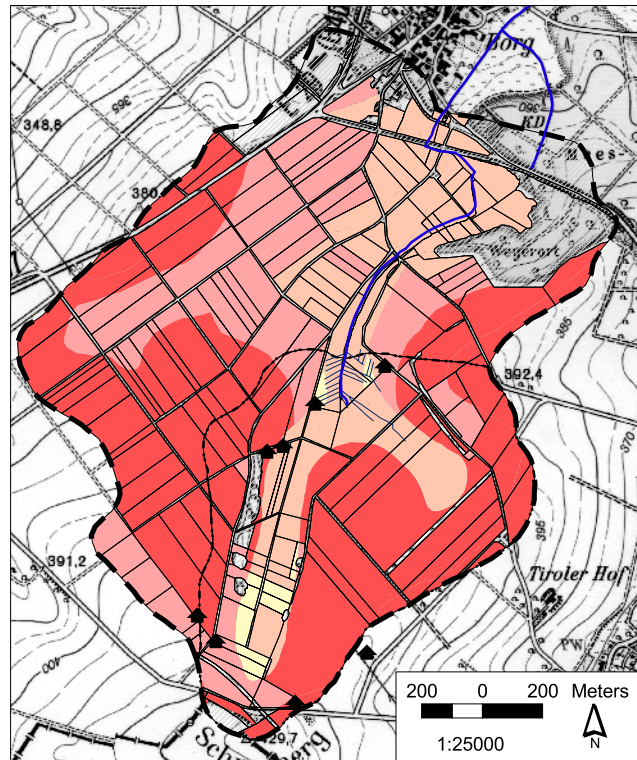
Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



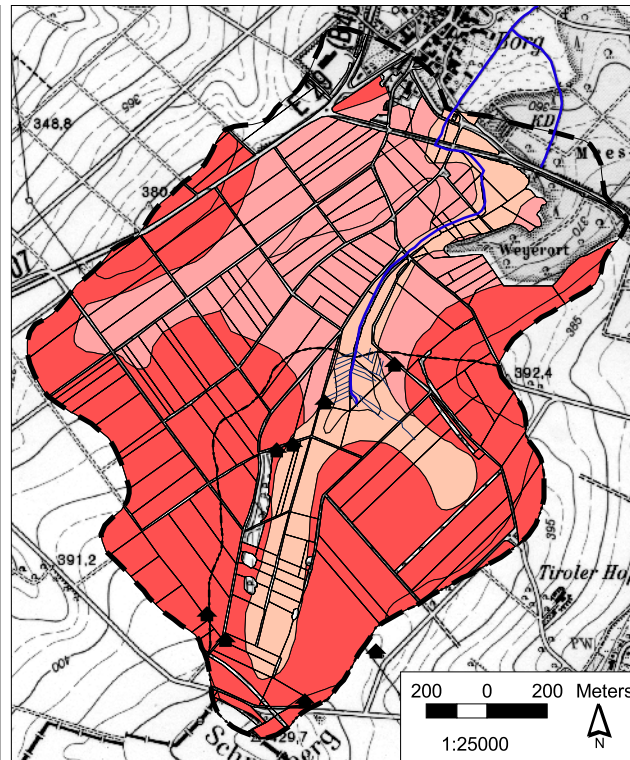


## Karte 7-26: Szenarien zur Veränderung der Nitratauswaschungsgefährdung bei Nutzungsänderungen im TEZG Fischerbach Oberlauf

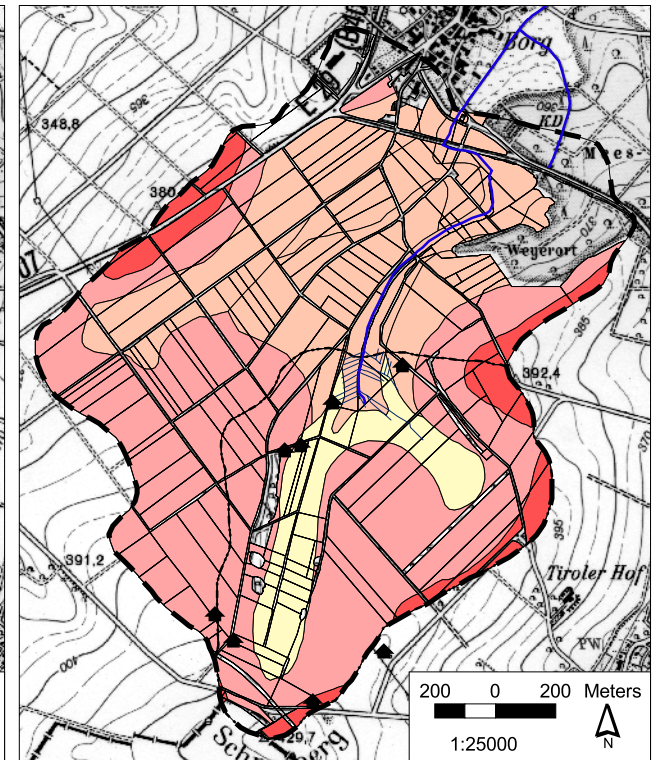
Realnutzung 1997/98



Szenario I: Ackernutzung



Szenario II: Grünlandnutzung



### Legende

#### Nitratauswaschungsgefährdung

- extrem hoch
- hoch
- mittel
- gering
- sehr gering
- keine Angaben

#### ▲ Bodenstationen

- Fischerbach
- Drainagen im TEZG Fischerbach Oberlauf bis F2
- Oberirdisches Einzugsgebiet bis F2
- Oberirdisches Einzugsgebiet bis F3

#### Quellen:

- Topographische Karte 1:25.000 (TK 25), Blatt 6504 Perl, Landesvermessungsamt des Saarlands 1994, Top.-Karten © LKVK 97/2002 - [www.lkvk.saarland.de](http://www.lkvk.saarland.de)
- Bodenübersichtskarte des Saarlandes 1:25.000 (BÜK 25), Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes 1996.
- Nutzungskartierungen 1997-1999

Szenarien erstellt auf Basis der Auswertungskarte zur Nitratauswaschungsgefährdung NAW (1999/200) für die landwirtschaftliche Nutzfläche.

Entwurf + Bearbeitung: B. Neumann 2002



## 7.2 DATENANHANG ZU KAPITEL 2

Tabelle 7-1: Übersicht über die Klimastationen und Niederschlagsstationen

Nr.	Station	Gemeinde	Betreiber	Breite	Länge	Höhe	Zeitraum	Daten	Zuordnung zu den UG/EZG/TEZG
2110	Berus (KL)		DWD <sup>131</sup>	49.15	6.41	363	4/97-4/00	TDN ETP <sub>Gras</sub>	UG Niedgau UG Niedgau
2025	Mettlach-Orscholz (KL)		DWD	49.30	6.31	415	4/97-4/00	ETP <sub>Gras</sub>	TEZG Leuk (alle)
2213	Perl-Besch (KL)		DWD	49.30	6.23	175	4/97-4/00	TDN ETP <sub>Gras</sub>	EZG Maibach EZG Maibach
6149	Saarbrücken-Ensheim (KL)		DWD	49.12	7.06	319	4/97-4/00	ETP <sub>Gras</sub>	UG Bliesgau
77166	Gersheim (RR)		DWD	49.09	7.12	240	4/97-4/00	N	UG Bliesgau
11	Kläranlage Gisingen (RR)	Wallerfangen	LfU	k. A.	k. A.	k. A.	4/97-4/00	N	UG Niedgau
14	Kläranlage Hellendorf (RR)	Perl	LfU	k. A.	k. A.	k. A.	4/97-4/00	N	TEZG Leuk ohne Gliederbach
42	Kläranlage Weiten (RR)	Mettlach	LfU	k. A.	k. A.	k. A.	4/97-4/00	N	EZG Gliederbach (TEZG Leuk)
44	Kläranlage Wolfersheim (RR)	Blieskastel	LfU	k. A.	k. A.	k. A.	4/97-4/00	N	UG Bliesgau

- KL: Klimastation; RR: Niederschlagssammler
- ETP<sub>Gras</sub>: ETP nach HAUDE berechnet für Grasflächen nach Dommert & Trampf 1990, tägliche Werte
- TDN: Lufttemperatur 14:00 MEZ in 1/10 °C, aktueller Dampfdruck 14:00 MEZ in 0,1 hPa, Tagesniederschlag in 1/10mm, Art des Niederschlages (tägliche Werte)
- N: Tagessumme Niederschlag in 0,1 mm

<sup>131</sup> Stationsangaben DWD: <http://www.dwd.de/research/kliis/daten/stationen/>

Tabelle 7-2: Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz für die (Klima-) Einzugsgebiete

UG / Station	Jahr	N <sub>J</sub> [mm]	N <sub>So</sub> [mm]	N <sub>Wi</sub> [mm]	ETP <sub>H</sub> [mm]	ETP <sub>Wi</sub> [mm]	ETP <sub>So</sub> [mm]	KWB <sub>a</sub> [mm]	KWB <sub>So</sub> [mm]	KWB <sub>Wi</sub> [mm]
		Apr - Mrz	Apr - Sept.	Okt - Mrz	Apr - Mrz	Apr - Sept.	Okt - Mrz	Apr - Mrz	Apr - Sept.	Okt - Mrz
<b>UG Saargau</b>		<i>KA Hellendorf (LfU)</i>			<i>2025 Mettlach (DWD)</i>					
TEZG Leuk ohne EZG Gliederbach	<b>97/98</b>	<b>928,9</b>	537,6	391,3	<b>604,5</b>	497,0	107,5	<b>324,4</b>	40,6	283,8
TEZG Leuk ohne EZG Gliederbach	<b>98/99</b>	<b>1094,6</b>	564,7	529,9	<b>492,4</b>	422,5	69,9	<b>602,2</b>	142,2	460,0
TEZG Leuk ohne EZG Gliederbach	<b>99/00</b>	<b>919,7</b>	410,6	509,1	<b>603,1</b>	522,2	80,9	<b>316,6</b>	-111,6	428,2
<b>UG Saargau</b>		<i>KA Weiten (LfU)</i>			<i>2025 Mettlach (DWD)</i>					
EZG Gliederbach	<b>97/98</b>	<b>868,6</b>	430,8	437,8	<b>604,5</b>	497,0	107,5	<b>264,1</b>	-66,2	330,3
EZG Gliederbach	<b>98/99</b>	<b>1061,5</b>	457,0	604,5	<b>492,4</b>	422,5	69,9	<b>569,1</b>	34,5	534,6
EZG Gliederbach	<b>99/00</b>	<b>970,0</b>	375,1	594,9	<b>603,1</b>	522,2	80,9	<b>366,9</b>	-147,1	514,0
<b>UG Saargau</b>		<i>2213 Perl-Besch (DWD)</i>			<i>2213 Perl-Besch (DWD)</i>					
EZG Maibach	<b>97/98</b>	<b>840,1</b>	504,3	335,8	<b>723,7</b>	588,8	134,9	<b>116,4</b>	-84,5	200,9
EZG Maibach	<b>98/99</b>	<b>975,2</b>	411,4	563,8	<b>591,4</b>	497,3	94,1	<b>383,8</b>	-85,9	469,7
EZG Maibach	<b>99/00</b>	<b>832,7</b>	366,8	465,9	<b>695,5</b>	589,9	105,6	<b>137,2</b>	-223,1	360,3
<b>UG Niedgau</b>		<i>KA Gisingen (LfU)</i>			<i>2110 Berus (DWD)</i>					
EZG Dorfbach	<b>97/98</b>	<b>765,4</b>	421,5	343,9	<b>655,0</b>	530,1	124,9	<b>110,4</b>	-108,6	219,0
EZG Dorfbach	<b>98/99</b>	<b>956,4</b>	441,9	514,5	<b>536,1</b>	454,1	82,0	<b>420,3</b>	-12,2	432,5
EZG Dorfbach	<b>99/00</b>	<b>838,7</b>	366,6	472,1	<b>609,0</b>	519,8	89,2	<b>229,7</b>	-153,2	382,9
<b>UG Bliesgau</b>		<i>KA Wolfersheim (LfU)</i>			<i>6149 Ensheim (DWD)</i>					
TEZG Hetschenb./EZG Schreckelb.	<b>97/98</b>	<b>851,3</b>	440,5	410,8	<b>673,3</b>	544,4	128,9	<b>178,0</b>	-103,9	281,9
TEZG Hetschenb./EZG Schreckelb.	<b>98/99</b>	<b>1108,2</b>	472,8	635,4	<b>534,7</b>	461,2	73,5	<b>573,5</b>	11,6	561,9
TEZG Hetschenb./EZG Schreckelb.	<b>99/00</b>	<b>936,5</b>	395,4	541,1	<b>591,1</b>	494,5	96,6	<b>345,4</b>	-99,1	444,5

Tabelle 7-3: Betriebszeiten der Bodenstationen

Station	Inbetriebnahme	1. Probenahme	Ausfallzeiten	Letzte Probenahme
Bodenstationen im TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau)				
<b>F-Bw 1</b>	22.3.98 / 1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99 <sup>132</sup>	17.04.00
<b>F-Bw 2</b>	22.3.98 / 1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99	17.04.00
<b>F-Bw 3</b>	22.3.98 / 1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99	17.04.00
<b>F-Bw 4</b>	22.3.98 / 1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99	17.04.00
<b>F-Bw 5</b>	1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99 29.09.-1.10.99 <sup>133</sup>	17.04.00
<b>F-Bw 6</b>	1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99	14.02.00 <sup>134</sup>
<b>F-Bw 7</b>	1.4.98	27.04.98	1.3.-12.3.99	15.03.00 <sup>135</sup>
<b>F-Bw 8</b>	1.4.98	27.04.98	15.7.-28.9.98 <sup>136</sup> 1.3.-12.3.99	17.04.00
Bodenstationen im TEZG Hetschenbach/EZG Schreckelbach (UG Bliesgau)				
<b>B-Bw 1</b>	21.11.98	11.12.98		14.04.00
<b>B-Bw 2</b>	22.11.98	11.12.98		14.04.00
<b>B-Bw 3</b>	27.10.98	22.11.98		14.04.00
<b>B-Bw 4</b>	27.10.98	22.11.98		14.04.00
<b>B-Bw 5</b>	28.10.98	22.11.98		14.04.00
<b>B-Bw 6</b>	26.10.98	22.11.98		14.04.00
<b>B-Bw 7</b>	25.01.99	17.02.99	18.10.99-3.12.99 <sup>137</sup>	14.04.00

<sup>132</sup> Ausfall durch Materialermüdung an den Zweiwegehähnen der Sammelflaschen (Austausch und Reparatur)

<sup>133</sup> Ausfall aufgrund durchtrennter Sammelschläuche nach Bodenbearbeitung

<sup>134</sup> zerstört bei Pipelinebau

<sup>135</sup> zerstört bei Pipelinebau

<sup>136</sup> Ausfall aufgrund durchtrennter Sammelschläuche nach Bodenbearbeitung

<sup>137</sup> Ausfall aufgrund durchtrennter Sammelschläuche nach Bodenbearbeitung

*Tabelle 7-4: Probenahmen und Bilanzierungszeiträume der Bodenstationen April 1998 – März 1999*

Monat	TEZG Fischerbach Oberlauf			EZG Schreckelbach / TEZG Hetschenbach		
	Probenahme I	Probenahme II	Bilanzzeitraum <sup>138</sup>	Probenahme I	Probenahme II	Bilanzzeitraum
<b>Apr 98</b>	-	27.04.98	X – 26.4.99	-	-	-
<b>Mai 98</b>	-	18.05.98	27.4. – 17.5.	-	-	-
<b>Jun 98</b>	-	17.06.98	18.5. – 16.6.	-	-	-
<b>Jul 98</b>	-	15.07.98	17.6. – 14.7.	-	-	-
<b>Aug 98</b>	-	18.08.98	15.7. – 17.8.	-	-	-
<b>Sep 98</b>	-	22.09.98	18.8. – 21.9.	-	-	-
<b>Okt 98</b>	-	21.10.98	22.9. – 20.10.	-	-	-
<b>Nov 98</b>	-	23.11.98	21.10. – 22.11.	-	22.11.98	X - 21.11.99
<b>Dez 98</b>	-	12.12.98	23.11. – 11.12.	-	11.12.98	22.11. – 10.12.
<b>Jan 99</b>	-	20.01.99	12.12. – 19.1.	-	18.01.99	11.12. – 17.1.
<b>Feb 99</b>	-	16.02.99	20.1. – 15.2.	-	17.02.99	18.1. – 16.2.
<b>Mrz 99</b>	12.03.99	01.03.99 <sup>139</sup> ; 17.03.99	16.2. – 28.2.; 12.3. - 16.3.	-	16.03.99	17.2. – 15.3.

<sup>138</sup> Datum X je nach Inbetriebnahme der einzelnen Bodenstationen; vgl. dazu Tabelle 7-3

<sup>139</sup> 1.-12.3.99: Wartung der Sammelflaschen wegen Materialermüdung - keine Probe

*Tabelle 7-5: Probenahmen und Bilanzierungszeiträume der Bodenstationen April 1999 – April 2000*

<b>Apr 99</b>	30.03.99	20.04.99	17.3. – 19.4.	30.03.99	21.04.99	16.3. – 20.4.
<b>Mai 99</b>	30.04.99	14.05.99	20.4. – 13.5.	30.04.99	17.05.99	21.4. – 16.5.
<b>Jun 99</b>	28.05.99	14.06.99	14.5. – 13.6.	28.05.99	16.06.99	17.5. – 15.6.
<b>Jul 99</b>	25.06.99	17.07.99	14.6. – 16.7.	25.06.99	16.07.99	16.6. – 15.7.
<b>Aug 99</b>	30.07.99	12.08.99	17.7. – 11.8.	30.07.99	20.08.99	16.7. – 19.8.
<b>Sep 99</b>	07.09.99	17.09.99	12.8. – 16.9.	06.09.99	21.09.99	20.8. – 20.9.
<b>Sep 99– Okt 99</b>	F-Bw5 <sup>140</sup>	29.09.99; 01.10.99	12.8. – 28.9.; 1.10. – 14.10.			
<b>Okt 99</b>	01.10.99	15.10.99	17.9. – 14.10.	01.10.99	18.10.99	21.9. – 17.10.
<b>Nov 99</b>	29.10.99	15.11.99	15.10. – 14.11.	29.10.99	16.11.99	18.10. – 15.11.
<b>Dez 99</b>	26.11.99	13.12.99	15.11. – 12.12.	26.11.99 <sup>141</sup>	10.12.99	16.11. – 9.12.
<b>Jan 00</b>	05.01.00	19.01.00	13.12. – 18.1.	04.01.00	18.01.00	10.12. – 17.1.
<b>Feb 00</b>	04.02.00	14.02.00 <sup>142</sup>	19.1. – 13.2.	04.02.00	11.02.00	18.1. – 10.2.
<b>Mrz 00</b>	28.02.00	15.03.00 <sup>143</sup>	14.2. – 14.3.	28.02.00	13.03.00	11.2. – 12.3.
<b>Apr 00</b>	28.03.00	17.04.00	15.3. – 16.4.	28.03.00	14.04.00	13.3. – 13.4.

<sup>140</sup> Station F-Bw 5: besonderer Beprobungszeitraum wegen Wartungsarbeiten

<sup>141</sup> Station B-Bw7: defekt zwischen 18.10. und 3.12.00; Reparatur am 3.12.00

<sup>142</sup> Station F-Bw 6: zerstört durch Baggararbeiten (Pipelinebau), nach dem 14.02.00 nicht mehr nutzbar

<sup>143</sup> Station F-Bw 7: zerstört durch Baggararbeiten (Pipelinebau), letzte Probenahme am 15.03.00





## 7.3 DATENANHANG ZU KAPITEL 3

Tabelle 7-6: Standortdaten der Bodenstationen im UG Saargau

Standortdaten								
Profil	Bodentyp	R-Wert	H-Wert	Höhe ü. NN [m]	Neig. [°]	Exp. [°]	Nutzungsart <sup>144</sup>	GK 25 <sup>145</sup>
F-Bw 1	BB	2531626	5483426	369	3-4	261	GM	mmo
F-Bw 2	GG-YK	2531434	5483290	367	2	110	GM	,L,f
F-Bw 3	YK	2531313	5483141	372	1	90	AG	mmo
F-BW 4	YK	2531274	5483137	375	4	90	AG	mmo/
F-Bw 5	BB/CF	2531048	5482589	407	0,5-1	50	AG	mo2
F-Bw 6	BB	2531122	5482501	405	5-6	120	GI	mo2
F-Bw 7	BB-RR	2531349	5482301	427	4	50	AS	mo2
F-Bw 8	RR-BB	2531585	5482349	415	0,5-1	108	AS	mo2
Standortdaten <sup>146</sup>								
Profil	Bodentyp	Relieflage	Wölbung	Reliefformtyp	Mikrorelief	BÜK 25	GWS (BÜK 25)	MNGW
F-Bw 1	BB	M	X,G	HF	RE	35	5-6	>16 dm
F-Bw 2	GG-YK	U	X,G	HF	RE	24	3	9,1 dm
F-Bw 3	YK	U - T	X,G	TH - HF	RE	24	3-4	16 dm
F-BW 4	YK	M	G,G	HF	RE	32	5-6	>16 dm
F-Bw 5	BB/CF	K	X,G	KS - KH	RE	32	5-6	>16 dm
F-Bw 6	BB	O	X,G	HS	RE	32	5-6	>16 dm
F-Bw 7	BB-RR	K - O	G,G	KH	RE	25	5-6	>16 dm
F-Bw 8	RR-BB	K	G,G	KS - KH	RE	32	5-6	>16 dm

<sup>144</sup> Kurzzeichen nach AG BODEN (1994)<sup>145</sup> Kurzzeichen nach GK 25, Blatt 6504 Perl: ,L, f = Talaue-Ablagerungen; mmo = oberer Teil des mittleren Muschelkalks; mo1 = Trochitenkalk (oberer Muschelkalk); mo2 = Ceratitenschichten (oberer Muschelkalk)<sup>146</sup> Kurzzeichen nach AG BODEN (1994)

Tabelle 7-7: Profildaten der Bodenstationen im UG Saargau (TEZG Fischerbach Oberlauf)<sup>147</sup>

Profil	Probe-Nr.	Untergrenze cm]	Form, Schärfe, Lage	Horizont	Bodenart (Fingerprobe)	Grobboden Aufnahme	Skelett Gew.-%]	Bodenfarbe	Humusgehalt	Kalkgehalt	Hydromorphie- Merkmale	Gefüge	LD <sup>1)</sup>	Ld Hor. <sup>2)</sup>	Durchw. Intensität	Bodentyp
F-Bw 1	F-A 1/1	16	e, h, de	fAp	Ut3	gGr 1	13,5	10YR 4/3	h2	c0	-	kru - sub	2	2	w4	BB
	F-A 1/2	38	w, di	Bv	Tu4	gGr 1	36,7	10YR 4/4	h0-1	c1	-	sub - pol	3	3	w3	
	F-A 1/3	60	w, de	II C	Ut4 / Tu3	fGr 2	52,9	10YR 6/6	h0	c3.2	es	pol	4	4	w2 - w3	
	F-A 1/4	83	w, de	III C	Tu 3-4	mGr 2	56,7	2.5Y 6/6	h0	c3.3	es	pol	4	4	w1	
	F-A 1/5	106	-	IV Sw	Ut4	-	55,0	2.5Y 6/4	h0	c3.4	es	pol	4-5	3	w0	
F-Bw 2	F-A 2/1	12	w, di	Ah-fAp	Ut4	mGr 1	15,6	10YR 4/3	h3	c0	-	kru	2	2	w3	GG-YK
	F-A 2/2	27	e, h, de	fAp-M	Ut3	mGr 1	15,9	10YR 5/3	h1	c0	-	kru - sub	3	2	w2 - w3	
	F-A 2/3	37	z, di	II fAp	Ut2	mGr 1	21,1	10YR 3/4	h2	c0	eh	kru - sub	3	2	w1	
	F-A 2/4	63	w, de	II Go-M	Ut4 / Tu4	mGr 2	63,2	10YR 5/4	h0-1	c0	eh, es	kru - pol	3-4	2-3	w0	
	F-A 2/5	91	e, h, de	III Go-Gr	Tu4	fX - mX 4	67,0	2.5Y 4/4	h0	c0	eh, es	sub	3-4	3	w0	
	F-A 2/6	108	-	IV Gr	Ut4	fX - mX 2	77,7	10YR 4/2	h0	c0	ed	sub	4	3	w0	
F-Bw 3	F-A 3/1	24	e, g	Ap	Ut3	mGr 2 / gGr 1	33,4	10YR 4/3	h2-3	c0	-	kru	2-3	2	w4	YK
	F-A 3/2	74	di	I M	Ut2	mGr 2-3 / gGr 1	39,3	10YR 4/4	h1	c0	-	kru	4	2	w2 - w3	
	F-A 3/3	105	-	II M	Ut3	mGr 2-3	31,9	10YR 4/3	h1	c1	-	kru	4	2	w1 - w2	
F-Bw 4	F-A 4/1	24	e, g, de	Ap	Ut4	fGr 1 / mGr 1-2	35,5	10YR 4/3	h2-3	c0	-	kru	2-3	2	w3	YK
	F-A 4/2	71	w, di	I M	Ut2	fGr1-2 / mGr2 / gGr2	14,6	10YR 4/6	h1	c0	-	kru	3-4	2	w2	
	F-A 4/3	105	-	II M	Ut3	fGr1-2 / mGr1	57,7	10YR 4/4	h1	c0 - c1	-	kru	3-4	2	w1	
F-Bw 5	F-A 5/1	24	e, g, de	Ap	Ut4	-	52,9	10YR 4/4	h2-3	c2 - c3	-	kru - sub	2	2	w4	BB/CF
	F-A 5/2	35	w, de	Bv-T	Tu4	-	56,2	7.5YR 4/6	h0	c0	-	sub	3	3	w2	
	F-A 5/3	43	w, de	T	Tu3	-	59,7	7.5YR 4/4	h0	c1	-	sub	4	3	w2	
	F-A 5/4	68	w, de	II ICv	Tu4	fX/gGr 4	58,1	7.5YR 4/4	h0	c1	-	pol	4	4	w2	
	F-A 5/5	105	-	III Cv	Tu4	fX/gGr 5	49,4	7.5YR 5/6 + 6/4	h0	c1	-	pol	4	4	w1	
F-Bw 6	F-A 6/1	20	e, g, di	fAp	UT4	-	44,9	10YR 4/3	h2-3	c0	-	kru	2-3	2	w4	BB
	F-A 6/2	32	w, de	Bv	Ut4	mGr 1	40,8	10YR 4/4	h1-0	c0	-	sub	3	3	w4	
	F-A 6/3	60	w, di	II ICv	Ut4	fX/mX 4	64,1	10YR 4/4	h0	c2	-	kru	4	4	w3	
	F-A 6/4	103	-	III ICv	Ut3	mX 5	57,0	10YR 5/8	h0	c3.1	-	kru	2	4	w0	
F-Bw 7	F-A 7/1	20	w, de	Ap	UT3	mGr 2	47,4	10YR 4/4	h2-3	c0	-	kru - sub	2	2	w4	BB-RR
	F-A 7/2	34	w, di	Bv-I Cv	Ut4	mGr 3 / fX 1	46,4	10YR 5/6 + 4/6; 2.5Y 4/6	h0	c2	-	sub	3-4	3-4	w3	
	F-A 7/3	54	e, g, de	II ICv	Ut4	gGr/fX 3	49,8	10YR 5/8	h0	c2 - c3	-	sub	3-4	4	w2	
	F-A 7/4	65	w, g, di-de	III Swd-T	Tu3	-	19,9	10YR 4/6	h0	c1	es	pol	4-5	4	w1	
	F-A 7/5	75	-	III T-Swd	Tu3	mGr 2	55,6	10YR 5/8 + 7/8; 2.5Y 7/6	h0	c0	es; rb + rg	pol	4-5	4	w0	
	F-A 7/6	100	-	IV Cv	Ut4	mX 5	56,5	10YR 4/6 + 5/8	h0	c1 - c2	-	k. A.	4	4	w0	
	F-A 7/7	100	-	IV Cv	Ut4	mX 5	56,5	10YR 4/6 + 5/8	h0	c1 - c2	-	k. A.	4	4	w0	
F-Bw 8	F-A 8/1	25	g, e, de	Ap	Ut4	fGr2 / mGr 2	58,9	10YR 4/3	h2-3	c0	-	kru - sub	2	2	w4	RR-BB
	F-A 8/2	34	w, di	Bv-T	Tu4	-	63,8	10YR 4/6	h1	c1	-	sub	3-4	3	w3	
	F-A 8/3	43	e, g, di	Bv-Cv	Ut4	mGr 3	62,9	10YR 5/8 + 4/6	h0	c2	-	kru	3-4	3-4	w2	
	F-A 8/4	61	w, di	II Cv	Uls ?	gGr/fX 4	54,4	10YR 5/8	h0	c3.1	-	kru - ein	3	4	w2	
	F-A 8/5	100	-	III Cv	Uls	mX 5	68,0	10YR 4/4	h0	c2 - c1	-	kru - ein	5	4	w0	

<sup>147</sup> LD<sup>1)</sup>: Lagerungsdichte Profilaufnahme (nach AG BODEN 1994); LD Hor.<sup>2)</sup>: Lagerungsdichte abgeschätzt über Horizonte, nach MÜLLER (1997, VKR 7.1.4)



Tabelle 7-9: Standortdaten der Bodenstationen im UG Bliesgau

Standortdaten								
Profil	Bodentyp	R-Wert	H-Wert	Höhe ü. NN [m]	Neig. [°]	Exp. [°]	Nutzungsart <sup>148</sup>	GK 25 <sup>149</sup>
B-Bw1	BBc	2594094	5450808	309	1-2	150	AG	mmu
B-Bw2	SS-BB	2594122	5450943	315	3	140	AG	mmu
B-Bw3	YK	2593962	5450946	318	2-3	338	GM	mmu
B-Bw4	PP-BB	2593900	5450930	319	1-2	160	GI	mmu
B-Bw5	RR-BB	2593834	5450374	325	2	65	GI	mmo
B-Bw6	BB-RR	2593485	5450794	374	9	90	GI	mo1
B-Bw7	RR	2592976	5449928	371	3	238	AG	mo2
Standortdaten <sup>150</sup>								
Profil	Bodentyp	Relieflage	Wölbung	Reliefformtyp	Mikrorelief	BÜK 25	GWS (BÜK 25)	MNGW
B-Bw1	BBc	U	G,G	HF	RE	35	5-6	>16 dm
B-Bw2	SS-BB	U	G,G	HF	RW	35	5-6	>16 dm
B-Bw3	YK	M	X,X	HF	RE	35	5-6	>16 dm
B-Bw4	PP-BB	M	V, G	H	RW	35	5-6	>16 dm
B-Bw5	RR-BB	M	X, G	H	RE	37	i.a. 5-6	>16 dm
B-Bw6	BB-RR	O	X, X	KH-HS	RE	39	5-6	>16 dm
B-Bw7	RR	O-K	X, X	KS	RE	31	i.a. 5-6	>16 dm

<sup>148</sup> Kurzzeichen nach AG BODEN (1994)

<sup>149</sup> Kurzzeichen nach GK 25, Blatt 6809 Gersheim: mmu = unterer Teil des mittleren Muschelkalk; mmo = oberer Teil des mittleren Muschelkalk; mo1 = Trochitenkalk (oberer Muschelkalk); mo2 = Ceratitenschichten (oberer Muschelkalk)

<sup>150</sup> Kurzzeichen nach AG BODEN (1994)

Tabelle 7-10: Profildaten der Bodenstationen im UG Bliessgau<sup>151</sup>

Profil	Probe-Nr.	Untergrenze [cm]	Form, Schärfe, Lage	Horizont	Bodenart (Fingerprobe)	Grobboden Aufnahme	Bodenfarbe	Humusgehalt	Kalkgehalt	Hydr. Merkmale	Gefüge	LD <sup>1)</sup>	Ld Hor. <sup>2)</sup>	Durchw. Intensität	Bodentyp
B-Bw1	B-Bw1-1	22	w, e	Ap	Tu3-4	2% m-gGr	10YR 3/2	h2	c1-2	-	koh	3	2	w2	BBc
	B-Bw1-2	32	e, h	fAp(Bv)	Tu3-4	1-2% m-gGr	10YR 8/2 + 4/3	h1-2	c3.2	es	koh	3	2-3	w1-2	
	B-Bw1-3	38	w, e	BvCv	Tu3	5% mGr	2.5Y 5/3	h0-1	c3.3	es (rg)	sub	4	3-4	w1	
	B-Bw1-4	44	e, h	II Cv	Tu3	1%fGr	7.5Y 4/4; 10YR 4/4	h0	c3.3	es (rg)	sub	4	4	w1	
	B-Bw1-5	>70	-	III Cv	Tu3	-	5Y 5/3	h0	c3.4	- (rg)	sub	4	4	w0	
B-Bw2	B-Bw2-1	23	w	Ap	Tu4	2% mGr	2.5Y 3/3	h2	c0	ed, es	koh	3	2	w2	SS-BB
	B-Bw2-2	35	w	fAp(Bv)	Ut4	1-2% fGr	2.5Y 4/3	h2	c0	es	koh	2-3	2-3	w1-2	
	B-Bw2-3	52	w	II BvCv	Tu4	2-5% mGr	2.5Y 4/3	h1-0	c1	es	koh-sub	4	3-4	w0	
	B-Bw2-4	61	w	II Cv	Tu3	2% mGr	2.5Y 5/3	h0	c3.3	es, eo	sub	4	4	w0	
	B-Bw2-5	68	w	III C-Cv	Tu4	5% fGr	5Y 5/2	h0	c3.4	rb	sub	4	4-5	w0	
	B-Bw2-6	>90	-	IV C	Tu4	2-5% mGr	7.5Y 5/3	h0	c3.4	es	sub	5	5	w0	
B-Bw3	B-Bw3-1	14	e, h, di	fAp/Ah	Ut2	2-5% Gr	2.5Y 4/2	h2-3	c0	-	kru	3	2	w4	YK
	B-Bw3-2	58	e, h, di	M	Ut3	5-10% Gr	2.5Y 4/3	h1-2	c2	es	sub	4	2	w1	
	B-Bw3-3	>85	-	II M	Tu4	0-2% Gr	2.5Y 4/3	h0-1	c1	es	pol	5	4	w0	
B-Bw4	B-Bw4-1	9	di, w	Ah	Ut4	10% fGr	2.5Y 3/3	h2	c0	-	sub	4	2	w5	PP-BB
	B-Bw4-2	16	di, w	fAp	Ut4	10% fGr	2.5Y 4/2	h1	c0	-	sub	5	2	w4	
	B-Bw4-3	29	di, e, h	BvP/T	Tu4	15% mGr	2.5Y 5/4	h0	c1	es, ed	pol	5	3	w3	
	B-Bw4-4	>100	-	P-ICv	Tu4	15% mGr	10YR 4/3	h0	c1	es	pol	5	4	w2	
B-Bw5	B-Bw5-1	8	di, e, h	Ah	Ut4	5% mGr	2.5Y 4/2	h2	c2	es	sub	3-4	2	w4-5	RR-BB
	B-Bw5-2	24	di, w	fApBv	Ut4	10% gGr	2.5Y 4/3	h1	c3.2	es	sub	4	2-3	w3-4	
	B-Bw5-3	28	di, z	Bv	Ut3-4	5% gGr	2.5Y 6/3	h0-1	c3.3	-	sub-koh	4-5	3	w3	
	B-Bw5-4	37	di, e, h	ICv	Ut2-3	15% gGr	2.5Y 7/4	h0	c3.3	-	koh	4	4	w2	
	B-Bw5-5	51	di, e, h	II ICv	Ut2	3% gGr	2.5Y 6/4	h0	c3.4	-	koh-ein	5	4	w1	
	B-Bw5-6	>61	-	III Cv	Uu	30-50% mX-gX	2.5Y 7/3	h0	c4	-	koh-ein	4-5	4	w0	
B-Bw6	B-Bw6-1	14	e, h, di	Ah	Tu3	2-5% Gr	2.5Y 4/2	h3	c0	-	kru-koh	3	2	w4	BB-RR
	B-Bw6-2	21	e, h, di	fAp	Tu4	2-5% Gr	2.5Y 4/3	h2	c2-3	-	kru-koh	3-4	2	w3	
	B-Bw6-3	35	z, di	BvCv	Tu4	10-30% X	2.5Y 4/4	h1	c3.2	(es)	sub	4-5	3-4	w2	
	B-Bw6-4	>70	-	Cv	Tu4	30-50% X	5Y 5/4	h0	c4	rg	koh	5	4	w0	
B-Bw7	B-Bw7-1	28	e, h, g	Ap	Tu3	5-10% Gr	2.5Y 4/3	h2	c2	-	koh	2-3	2	w2-3	RR
	B-Bw7-2	>60	-	Cn	Tu4	10-50% X	2.5Y 5/4	h0	c4	-	sub	4	5	w1	

<sup>151</sup> LD<sup>1)</sup>: Lagerungsdichte Profilaufnahme (nach AG BODEN 1994); LD Hor.<sup>2)</sup>: Lagerungsdichte abgeschätzt über Horizonte, nach MÜLLER (1997, VKR 7.1.4)

*Tabelle 7-11: Kurzdarstellung der N-Saldobilanzen [kg N/ha] für die Bodenstationen im UG Saargau*

Standort	N-Input Dünger		N-Input Standort				N-Abfuhr	N-Bilanz	
	[kg N/ha]		[kg N/ha]				[kg N/ha]	[kg N/ha]	
<b>F-Bw 1, 2</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterück-stände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Mähweide	1998	157,5	60,0	202,5		40,0	14,2	99,0	157,7
Mähweide	1999	157,5	60,0	202,5		40,0	14,2	165,0	91,7
N-Saldo 98-99									249,4
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>124,7</b>
<b>F-Bw 3, 4, 5</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterück-stände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Winterraps	96/97	185	0	185,0	0,0		14,2	125,4	73,8
Winterweizen	97/98	200	0	200,0	15,0		14,2	180,6	48,6
Sommergerste	99	90	0	90,0	0,0		14,2	84,0	20,2
Wintergerste	99/00	158	0	158,0	0,0		14,2	127,5	44,7
N-Saldo 96-00									187,3
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>46,8</b>
<b>F-Bw 6</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterück-stände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Mähwiese	1998	157,5	0	157,5		40,0	14,2	99,0	112,7
Mähwiese	1999	157,5	0	157,5		40,0	14,2	165,0	46,7
N-Saldo 98-99									159,4
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>79,7</b>
<b>F-Bw 7, 8</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterück-stände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Winterraps	97/98	197,5	0	199,4	0,0		14,2	105,6	108,0
Winterweizen	98/99	200	0	201,1	15,0		14,2	168,0	62,3
Wintergerste	99/00	120	107	174,1	0,0		14,2	127,5	60,8
N-Saldo 97-00									231,1
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>77,0</b>

**Tabelle 7-12: Kurzdarstellung der N-Saldobilanzen [kg N/ha] für die Bodenstationen im UG Bliesgau**

Standort	N-Input Dünger			N-Input Standort			N-Abfuhr	N-Bilanz	
<b>B-Bw 1, 2</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterückstände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Winterweizen	97/98	k. A.	k. A.	k. A.					k. A.
Wintergerste	98/99	120	0	120,0	0,0		14,2	90,3	43,9
Brache	99/00	k. A.	k. A.	k. A.					k. A.
N-Saldo 98/99									43,9
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>43,9</b>
<b>B-Bw 3</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterückstände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Mähweide	1998	k. A.	k. A.	k. A.					k. A.
Mähweide	1999	120	90	187,4		40,0	14,2	52,0	189,6
Mähweide	2000	k. A.	k. A.	k. A.					k. A.
N-Saldo 1999									189,6
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>189,6</b>
<b>B-Bw 4</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterückstände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Mähwiese	1998	0	67,5	47,7		40,0	14,2	52,0	49,9
Mähwiese	1999	0	0	0,5		40,0	14,2	52,0	2,7
Mähwiese	2000	0	0	0,1		40,0	14,2	52,0	2,3
N-Saldo 98-00									54,9
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>18,3</b>
<b>B-Bw 5</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterückstände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Mähwiese	1999	20	0	20,0		40,0	14,2	99,0	-24,8
Mähwiese	2000	20	0	20,0		40,0	14,2	99,0	-24,8
N-Saldo 1999									-49,6
<b>N-Defizit pro Jahr</b>									<b>-24,8</b>
<b>B-Bw 6</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterückstände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Mähwiese	1997	0	13,5	2,6		40,0	14,2	99,0	-42,2
Mähwiese	1998	0	0	0,5		40,0	14,2	99,0	-44,3
Mähwiese	1999	0	0	0,1		40,0	14,2	99,0	-44,7
N-Saldo 97-99									-131,2
<b>N-Defizit pro Jahr</b>									<b>-43,7</b>
<b>B-Bw 7</b>									
Frucht	Jahr	N <sub>ges_minD</sub>	N <sub>ges_orgD</sub>	N <sub>orgD+minD_pflz</sub>	N <sub>Erterückstände</sub>	N <sub>Leguminosen_20%</sub>	N <sub>Deposition</sub>	N <sub>Ernteentzug</sub>	N <sub>min_Rest</sub>
Hafer	97/98	k. A.	k. A.	k. A.					k. A.
Brache	98/99	0	0	2,8	15,0		14,2	0,0	32,0
Mais	99/00	0	267,5	135,3	0,0		14,2	84,6	64,9
N-Saldo 98-00									96,9
<b>N-Überschuss pro Jahr</b>									<b>48,5</b>

Tabelle 7-13: Deskriptive Statistik der Bodenwasseruntersuchungen

	Anzahl n	Spannweite	Min.	Max.	Mittelwert	Stabw.	Varianz
<b>Bodenwasserproben aus 30 cm Tiefe</b>							
pH-Wert	246	1,8	6,8	8,6	8,0	,28	,08
H <sup>+</sup> -Ionen [cmol/l]	246	1,560E-07	2,512E-09	1,585E-07	1,291E-08	1,292E-08	1,670E-16
Leitfähigkeit [mS/cm]	243	1,22	,16	1,38	,60	,21	,05
NO <sub>3</sub> [mg/l]	240	365,32	,23	365,54	49,39	71,20	5069,07
N <sub>ges</sub> [mg/l]	237	96,80	,50	97,30	13,69	18,06	326,16
NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	240	82,56	,05	82,61	11,16	16,09	258,91
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	237	2,28	,01	2,29	,15	,31	,09
NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	217	16,26	,01	16,26	,42	1,43	2,04
N <sub>min</sub> [mg/l] Summe	216	75,97	,07	76,04	10,93	15,04	226,12
Differenz N <sub>ges</sub> – N <sub>min</sub> [mg/l]	214	24,19	-5,04	19,15	2,05	2,76	7,60
Na [mg/l] AAS	193	9,97	,10	10,07	2,70	1,44	2,07
K [mg/l] AAS	194	74,47	,25	74,72	7,82	14,97	224,09
Mg [mg/l] AAS	194	123,14	,15	123,29	31,74	16,35	267,43
Ca [mg/l] AAS	194	153,75	25,86	179,61	68,88	30,94	957,17
<b>Bodenwasserproben aus 100 cm Tiefe</b>							
pH-Wert	212	1,7	7,3	9,0	8,0	,29	,08
H <sup>+</sup> -Ionen [cmol/l]	212	4,912E-08	1,000E-09	5,012E-08	1,362E-08	9,105E-09	8,289E-17
Leitfähigkeit [mS/cm]	208	1,79	,25	2,04	,69	,25	,06
NO <sub>3</sub> [mg/l]	208	466,05	,23	466,28	53,12	85,23	7263,57
N <sub>ges</sub> [mg/l]	204	109,50	,50	110,00	12,98	19,73	389,11
NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	208	105,33	,05	105,38	12,01	19,26	370,99
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	203	2,88	,01	2,89	,11	,27	,07
NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	181	7,11	,01	7,11	,17	,74	,55
N <sub>min</sub> [mg/l] Summe	181	105,49	,07	105,56	9,86	16,13	260,16
Differenz N <sub>ges</sub> – N <sub>min</sub> [mg/l]	180	24,31	-6,00	18,31	1,31	2,22	4,93
Na [mg/l] AAS	171	7,56	1,21	8,77	3,29	1,78	3,15
K [mg/l] AAS	171	45,12	,25	45,37	2,72	8,22	67,60
Mg [mg/l] AAS	171	90,76	4,43	95,19	39,86	18,00	324,08
Ca [mg/l] AAS	171	148,49	31,10	179,59	75,51	24,21	586,06



**Tabelle 7-14: Jahresmittelwerte der N-Parameter im Bodenwasser aus 100 cm Tiefe [mg/l] sowie prozentuale Verteilung der gemessenen mineralischen N-Parameter [%]<sup>152</sup>**

Station	Anzahl N <sub>min</sub>	Bilanz- jahr	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	Σ N <sub>min</sub> [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [%]	NH <sub>4</sub> -N [%]	NO <sub>2</sub> -N [%]
UG Saargau (TEZG Fischerbach Oberlauf)									
<b>F-Bw 1/100</b>	n=9	98/99	0,35	0,07	0,02	0,44	80,43	16,05	3,52
	n=10	99/00	1,45	0,07	0,01	1,53	94,92	4,32	0,75
<b>F-Bw 2/100</b>	n=7	98/99	2,53	0,14	0,11	2,79	90,90	5,06	4,03
	n=12	99/00	2,76	0,05	0,19	2,99	92,21	1,52	6,27
<b>F-Bw 3/100</b>	n=0	98/99	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
	n=6	99/00	40,32	0,25	0,03	40,60	99,31	0,62	0,07
<b>F-Bw 4/100</b>	n=6	98/99	39,72	0,13	0,03	39,89	99,58	0,34	0,08
	n=10	99/00	14,51	0,04	0,01	14,56	95,02	0,27	0,07
<b>F-Bw 5/100</b>	n=4	98/99	12,97	0,21	0,01	13,19	98,34	1,59	0,07
	n=10	99/00	12,19	0,04	0,03	12,27	99,41	0,33	0,26
<b>F-Bw 6/100</b>	n=4	98/99	3,27	0,31	0,09	3,68	89,02	8,52	2,46
	n=5	99/00	27,33	0,07	0,03	27,42	99,66	0,24	0,11
<b>F-Bw 7/100</b>	n=1	98/99	9,27	0,12	0,02	9,42	98,45	1,32	0,23
	n=10	99/00	13,40	0,08	1,70	15,18	88,27	0,51	11,23
<b>F-Bw 8/100</b>	n=3	98/99	31,10	0,30	0,04	31,43	98,92	0,95	0,13
	n=12	99/00	15,44	0,13	0,02	15,59	99,08	0,82	0,10
UG Bliesgau (TEZG Schreckelbach / TEZG Hetschenbach)									
<b>B-Bw 1/100</b>	n=3	99/00	10,64	0,04	0,31	10,99	96,81	0,38	2,81
<b>B-Bw 2/100</b>	n=9	99/00	0,94	0,10	0,16	1,19	78,45	8,40	13,15
<b>B-Bw 3/100</b>	n=6	99/00	2,74	0,14	0,25	2,35	116,29	5,87	10,66
<b>B-Bw 4/100</b>	n=6	99/00	0,11	0,09	0,01	0,20	52,49	42,59	4,92
<b>B-Bw 5/100</b>	n=11	99/00	0,13	0,05	0,01	0,19	69,79	25,88	4,33
<b>B-Bw 6/100</b>	n=11	99/00	0,06	0,05	0,03	0,14	41,35	34,05	24,59
<b>B-Bw 7/100</b>	n=10	99/00	13,49	0,05	0,54	14,08	95,84	0,36	3,80

<sup>152</sup> Die geringe Stichprobenanzahl begründet sich darauf, dass hier nur die Fälle aufgeführt sind, für die alle N-Parameter ermittelt werden konnten (NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N). Bei zu geringer Probemenge konnte oftmals nur NO<sub>3</sub>-N bestimmt werden.

**Tabelle 7-15: Boden- und Klimakennwerte sowie tageweise berechnete Sickerwasserrate GWNt für die Bodenstationen im Bilanzjahr 4/98 bis 3/99**

Kennwert	Bodeneinheit	nFK <sub>10dm</sub> [mm]	N <sub>J</sub> [mm]	ET <sub>real</sub> [mm]	KWBt [mm]	GWNt [mm]
TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau)						
F-Bw 1/100	35	172,1	1094,6	513,2	581,4	586,8
F-Bw 2/100	24	203,4	1094,6	518,9	575,7	581,1
F-Bw 3/100	24	251,2	1094,6	552,3	542,3	546,9
F-Bw 4/100	32	245,2	1094,6	550,1	544,5	549,1
F-Bw 5/100	32	146,2	1094,6	496,2	598,4	603,1
F-Bw 6/100	32	201,8	1094,6	486,9	607,7	613,1
F-Bw 7/100	25	180,7	1094,6	497,6	597,0	601,8
F-Bw 8/100	32	182,7	1094,6	498,4	596,2	601,0
EZG Schreckelbach (UG Bliesgau)						
B-Bw 1/100	35	140,8	1108,2	463,9	644,3	648,4
B-Bw 2/100	35	153,3	1108,2	472,9	635,3	639,3
B-Bw 3/100	35	192,5	1108,2	531,5	576,7	580,8
B-Bw 4/100	35	119,1	1108,2	457,7	650,5	654,6
B-Bw 5/100	37	176,5	1108,2	490,8	617,4	621,5
B-Bw 6/100	39	111,8	1108,2	452,5	655,7	559,8
B-Bw 7/100	31	127,8	1108,2	450,7	657,5	661,1

**Tabelle 7-16: Boden- und Klimakennwerte sowie tageweise berechnete Sickerwasserrate GWNt für die Bodenstationen im Bilanzjahr 4/99 bis 3/00**

Kennwert	Bodeneinheit	nFK <sub>10dm</sub> [mm]	N <sub>J</sub> [mm]	ET <sub>real</sub> [mm]	KWBt [mm]	GWNt [mm]
TEZG Fischerbach Oberlauf (UG Saargau)						
F-Bw 1/100	35	172,1	919,7	552,1	367,7	367,7
F-Bw 2/100	24	203,4	919,7	572,7	347,0	347,0
F-Bw 3/100	24	251,2	919,7	593,7	326,1	326,2
F-Bw 4/100	32	245,2	919,7	589,8	329,9	330,1
F-Bw 5/100	32	146,2	919,7	515,1	404,1	404,2
F-Bw 6/100	32	201,8	919,7	553,4	366,3	366,3
F-Bw 7/100	25	180,7	919,7	539,1	380,1	380,8
F-Bw 8/100	32	182,7	919,7	540,6	379,1	379,2
EZG Schreckelbach (UG Bliesgau)						
B-Bw 1/100	35	140,8	936,4	513,6	422,8	422,9
B-Bw 2/100	35	153,3	936,4	521,5	414,9	415,0
B-Bw 3/100	35	192,5	936,4	596,8	339,5	339,6
B-Bw 4/100	35	119,1	936,4	525,4	411,0	411,0
B-Bw 5/100	37	176,5	936,4	557,8	378,6	378,6
B-Bw 6/100	39	111,8	936,4	519,6	416,9	416,9
B-Bw 7/100	31	127,8	936,4	507,1	429,3	429,3

*Tabelle 7-17: Bodenkennwerte und Klimadaten sowie klimatische Wasserbilanzen und jährliche Sickerwasserraten nach zwei Ansätzen für die Bodenstationen im UG Saargau 1997–2000*

Standort	F-Bw 1/100	F-Bw 2/100	F-Bw 3/100	F-Bw 4/100	F-Bw 5/100	F-Bw 6/100	F-Bw 7/100	F-Bw 8/100
Nutzung	Mähwei- de	Mähwei- de	Acker	Acker	Acker	Mähwiese	Acker	Acker
Bodeneinheit	35	24	24	32	32	32	25	32
nFK <sub>10dm</sub> [mm]	172,1	203,4	251,2	245,2	146,2	201,8	180,7	182,7
We [dm]	9,6	7,3	11,0	11,0	10,4	9,1	10,0	10,4
FKWe [mm]	337,3	280,6	407,9	409,8	345,2	297,5	328,8	318,5
nFKWe [mm]	163,0	158,4	275,4	269,4	150,4	185,2	182,4	188,7
<b>4/97-3/98</b>								
N Hellendorf [mm]	928,9	928,9	928,9	928,9	928,9	928,9	928,9	928,9
ETP <sub>DWD</sub> Mettlach [mm]	604,5	604,5	604,5	604,5	604,5	604,5	604,5	604,5
ETP <sub>k</sub> [mm]	661,7	661,7	635,3	635,3	635,3	604,0	635,4	635,4
ET <sub>real</sub> [mm]	601,2	617,1	626,8	636,0	595,4	588,7	611,4	612,1
KWBt [mm]	327,7	311,7	302,1	302,9	333,5	340,2	317,5	316,8
<b>GWNt [mm]</b>	<b>349,2</b>	<b>333,2</b>	<b>320,8</b>	<b>321,6</b>	<b>352,1</b>	<b>361,6</b>	<b>338,1</b>	<b>337,4</b>
KWBa <sup>153</sup> [mm]	324,4	324,4	324,4	324,4	324,4	324,4	324,4	324,4
<b>GWNa [mm]</b>	<b>268,6</b>	<b>243,8</b>	<b>341,9</b>	<b>352,5</b>	<b>391,3</b>	<b>252,7</b>	<b>378,4</b>	<b>376,2</b>
NAW	79,6	86,9	83,8	86,0	113,3	84,9	115,1	118,1
<b>4/98-3/99</b>								
N Hellendorf [mm]	1094,6	1094,6	1094,6	1094,6	1094,6	1094,6	1094,6	1094,6
ETP <sub>DWD</sub> Mettlach [mm]	492,4	492,4	492,4	492,4	492,4	492,4	492,4	492,4
ETP <sub>k</sub> [mm]	525,2	525,2	588,7	588,7	588,7	489,1	533,0	533,0
ET <sub>real</sub> [mm]	513,2	518,9	552,3	550,1	496,2	486,9	497,6	498,4
KWBt [mm]	581,4	575,7	542,3	544,5	598,4	607,7	597,0	596,2
<b>GWNt [mm]</b>	<b>586,8</b>	<b>581,1</b>	<b>546,9</b>	<b>549,1</b>	<b>603,1</b>	<b>613,1</b>	<b>601,8</b>	<b>601,0</b>
KWBa [mm]	602,2	602,2	602,2	602,2	602,2	602,2	602,2	602,2
<b>GWNa [mm]</b>	<b>418,0</b>	<b>342,6</b>	<b>480,9</b>	<b>510,0</b>	<b>548,8</b>	<b>402,2</b>	<b>535,9</b>	<b>533,7</b>
NAW	124,1	122,1	117,9	124,4	159,0	135,4	163,0	167,6
<b>4/99-3/00</b>								
N Hellendorf [mm]	919,7	919,7	919,7	919,7	919,7	919,7	919,7	919,7
ETP <sub>DWD</sub> Mettlach [mm]	603,1	603,1	603,1	603,1	603,1	603,1	603,1	603,1
ETP <sub>k</sub> [mm]	654,8	654,8	715,1	715,1	715,1	600,9	709,9	709,9
ET <sub>real</sub> [mm]	552,1	572,7	593,7	589,8	515,1	553,4	539,1	540,6
KWBt [mm]	367,7	347,0	326,1	329,9	404,1	366,3	380,1	379,1
<b>GWNt [mm]</b>	<b>367,7</b>	<b>347,0</b>	<b>326,2</b>	<b>330,1</b>	<b>404,2</b>	<b>366,3</b>	<b>380,8</b>	<b>379,2</b>
KWBa [mm]	316,6	316,6	316,6	316,6	316,6	316,6	316,6	316,6
<b>GWNa [mm]</b>	<b>308,7</b>	<b>312,3</b>	<b>382,2</b>	<b>383,6</b>	<b>422,3</b>	<b>292,9</b>	<b>409,5</b>	<b>407,3</b>
NAW	91,5	111,3	93,7	93,6	122,3	98,4	124,5	127,9

<sup>153</sup> KWBa = N (Hellendorf) - ETP<sub>DWD</sub> (Mettlach)

*Tabelle 7-18: Bodenkennwerte und Klimadaten sowie klimatische Wasserbilanzen und jährliche Sickerwasserraten nach zwei Ansätzen für die Bodenstationen im UG Bliesgau 1997–2000*

Standort	B-Bw 1/100	B-Bw 2/100	B-Bw 3/100	B-Bw 4/100	B-Bw 5/100	B-Bw 6/100	B-Bw 7/100
Nutzung	Acker	Acker	Mähweide	Mähwiese	Mähwiese	Mähwiese	Acker
Bodeneinheit	35	35	35	35	37	39	31
nFK 10dm [mm]	140,8	153,3	192,5	119,1	176,5	111,8	127,8
We [dm]	10,5	6,8	10,5	9,0	8,5	9,1	4,0
FKWe [mm]	411,7	258,2	361,8	256,9	234,2	255,8	176,5
nFKWe [mm]	146,1	116,8	197,9	109,2	155,4	105,1	70,2
<b>4/97-3/98<sup>154</sup></b>							
N Wolfersheim [mm]	851,3	851,3	851,3	851,3	851,3	851,3	851,3
ETP <sub>DWD</sub> Ensheim [mm]	673,3	673,3	673,3	673,3	673,3	673,3	673,3
ETP <sub>k</sub> [mm]	k. A.	k. A.	812,0	673,1	673,1	673,1	k. A.
ET <sub>real</sub> [mm]	k. A.	k. A.	663,8	542,6	587,5	535,4	k. A.
KWBt [mm]	k. A.	k. A.	187,5	308,7	263,8	315,9	k. A.
<b>GWNt [mm]</b>	<b>k. A.</b>	<b>k. A.</b>	<b>206,4</b>	<b>327,6</b>	<b>282,7</b>	<b>334,8</b>	<b>k. A.</b>
KWBa [mm]	178,0	178,0	178,0	178,0	178,0	178,0	178,0
<b>GWNa [mm]</b>	<b>343,6</b>	<b>358,5</b>	<b>204,7</b>	<b>278,5</b>	<b>234,7</b>	<b>283,3</b>	<b>392,4</b>
NAW	83,5	138,8	56,6	108,4	100,2	110,7	222,3
<b>4/98-3/99</b>							
N Wolfersheim [mm]	1108,2	1108,2	1108,2	1108,2	1108,2	1108,2	1108,2
ETP <sub>DWD</sub> Ensheim [mm]	534,7	534,7	534,7	534,7	534,7	534,7	534,7
ETP <sub>k</sub> [mm]	632,7	630,6	637,6	530,4	530,4	530,4	654,2
ET <sub>real</sub> [mm]	463,9	472,9	531,5	457,7	490,8	452,5	450,7
KWBt [mm]	644,3	635,3	576,7	650,5	617,4	655,7	657,5
<b>GWNt [mm]</b>	<b>648,4</b>	<b>639,3</b>	<b>580,8</b>	<b>654,6</b>	<b>621,5</b>	<b>559,8</b>	<b>661,1</b>
KWBa [mm]	573,5	573,5	573,5	573,5	573,5	573,5	573,5
<b>GWNa [mm]</b>	<b>586,6</b>	<b>601,5</b>	<b>437,5</b>	<b>511,3</b>	<b>467,5</b>	<b>516,1</b>	<b>635,3</b>
NAW	142,5	232,9	120,9	199,1	199,6	201,8	359,9
<b>4/99-3/00</b>							
N Wolfersheim [mm]	936,4	936,4	936,4	936,4	936,4	936,4	936,4
ETP <sub>DWD</sub> Ensheim [mm]	591,1	591,1	591,1	591,1	591,1	591,1	591,1
ETP <sub>k</sub> [mm]	611,0	611,0	713,8	589,5	589,5	589,5	652,1
ET <sub>real</sub> [mm]	513,6	521,5	596,8	525,4	557,8	519,6	507,1
KWBt [mm]	422,8	414,9	339,5	411,0	378,6	416,9	429,3
<b>GWNt [mm]</b>	<b>422,9</b>	<b>415,0</b>	<b>339,6</b>	<b>411,0</b>	<b>378,6</b>	<b>416,9</b>	<b>429,3</b>
KWBa [mm]	345,3	345,3	345,3	345,3	345,3	345,3	345,3
<b>GWNa [mm]</b>	<b>445,9</b>	<b>460,7</b>	<b>306,7</b>	<b>380,5</b>	<b>336,8</b>	<b>385,3</b>	<b>494,6</b>
NAW	108,3	178,4	84,8	148,1	143,8	150,6	280,2

<sup>154</sup> keine Angaben für Bw-Bw 1, 2 und 3 für das Bilanzjahr 97/98. KWBa = N (Wolfersheim) - ETP<sub>DWD</sub> (Ensheim)

Tabelle 7-19: Flächennutzungsanteile in den Untersuchungsgebieten

Untersuchungsgebiet EZG / TEZG	UG Saargau				UG Niedgau		UG Bliesgau			
	TEZG Leuk		EZG Maibach		EZG Dorfbach		TEZG Hetschen- bach		EZG Schreckel- bach	
<b>Nutzung</b>	<b>[ha]</b>	<b>[%]</b>	<b>[ha]</b>	<b>[%]</b>	<b>[ha]</b>	<b>[%]</b>	<b>[ha]</b>	<b>[%]</b>	<b>[ha]</b>	<b>[%]</b>
Grünland	618,93	22,60	121,01	22,89	363,45	30,42	227,16	33,70	152,89	32,24
Acker	1261,07	46,04	206,71	39,10	551,27	46,15	72,50	10,76	182,66	38,52
Brache	12,54	0,46	1,94	0,37	72,54	6,07	33,78	5,01	5,83	1,23
Hecken, Ufergehölz	22,78	0,83	34,66	6,55	53,77	4,50	33,29	4,94	17,80	3,75
Wald	658,04	24,02	127,98	24,21	9,93	0,83	277,13	41,12	82,76	17,45
Ödland	15,78	0,58	-	-	-	-	0,05	0,01	1,21	0,26
Straßen / Wege	41,17	1,50	5,68	1,07	31,42	2,63	14,62	2,17	11,25	2,37
Ortslagen	108,85	3,97	30,75	5,82	112,21	9,39	15,45	2,29	19,82	4,18
<b>Summe</b>	<b>2739,17</b>		<b>528,71</b>		<b>1194,59</b>	100,00	<b>673,99</b>	100,00	<b>474,22</b>	100,00

Tabelle 7-20: Flächennutzungsanteile im TEZG Fischerbach Oberlauf (F3) 1997-1999<sup>155</sup>

Jahr Nutzung	1997		1998		1999	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Grünland undiff.	11,08	4,23	11,08	4,23	11,08	4,23
Weide	6,26	2,39	6,26	2,39	5,74	2,39
Wiese	21,23	8,11	19,89	7,60	19,75	7,54
Streubstwiese	6,41	2,45	6,41	2,45	6,41	2,45
<b>Grünland</b>	<b>44,97</b>	<b>17,18</b>	<b>43,64</b>	<b>16,67</b>	<b>42,98</b>	<b>16,42</b>
Acker undiff.	20,35	7,77	4,62	1,76	0,69	0,26
Getreide	104,10	39,76	115,89	44,27	120,48	46,02
Raps	25,91	9,90	40,04	15,29	38,79	14,82
Mais	17,43	6,66	9,78	3,74	11,67	4,46
Kartoffeln	0,00	0,00	0,64	0,24	0,00	0,00
Kohl	1,84	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00
Brache	0,22	0,08	0,22	0,08	0,22	0,08
<b>Acker</b>	<b>169,86</b>	<b>64,88</b>	<b>171,19</b>	<b>65,39</b>	<b>171,85</b>	<b>65,64</b>
Hecken/Ufergehölz	4,25	1,62	4,25	1,62	4,25	1,62
Wald	15,52	5,93	15,52	5,93	15,52	5,93
Ödland	4,08	1,56	4,08	1,56	4,08	1,56
Straßen/Wege	14,65	5,60	14,65	5,60	14,65	5,60
Sonstige Flächen	8,47	3,24	8,47	3,24	8,47	3,24
<b>Summe TEZG</b>	<b>261,80</b>		<b>261,80</b>		<b>261,80</b>	

<sup>155</sup> Kartierungen 8/97+10/97, 7/98, 6/99

Tabelle 7-21: GWN<sub>a</sub> (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWN<sub>a</sub> [mm] (1)

UG	Nutzung	Boden- einheit	BODENTYP	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWN <sub>a</sub> L 97/98	GWN <sub>a</sub> L 98/99	GWN <sub>a</sub> L 99/00	GWN <sub>a</sub> GI 97/98	GWN <sub>a</sub> GI 98/99	GWN <sub>a</sub> GI 99/00	GWN <sub>a</sub> Mb 97/98	GWN <sub>a</sub> Mb 98/99	GWN <sub>a</sub> Mb 99/00	
Saargau	Acker	3	B	3	Mittel	9,9	319,7	164,0	387,2	544,7	418,3	364,8	547,6	475,5	301,5	470,5	340,7	
					Median	9,8	337,2	164,4	385,4	542,9	416,4	363,0	545,8	473,7	299,7	468,7	338,9	
					Stabw	0,6	58,9	44,0	18,4	18,4	18,4	18,4	18,4	18,4	18,4	18,4	18,4	18,4
					Grubbs Min	9,2	251,7	113,3	366,0	523,5	397,1	343,6	526,4	454,4	280,3	449,3	319,5	
					Grubbs Max	10,6	387,6	214,7	408,4	565,9	439,4	386,0	568,8	496,7	322,7	491,6	361,9	
Saargau	Acker	6	B-K,S-B,B	5	Mittel	10,4	328,8	191,2	378,3	535,8	409,4	356,0	538,8	466,7	292,7	461,6	331,9	
					Median	11,0	325,4	201,8	371,7	529,2	402,8	349,4	532,2	460,1	286,1	455,0	325,3	
					Stabw	0,9	87,3	61,9	22,7	22,7	22,7	22,7	22,7	22,7	22,7	22,7	22,7	
					Grubbs Min	8,9	182,8	87,7	340,3	497,8	371,4	317,9	500,7	428,7	254,6	423,6	293,8	
					Grubbs Max	11,8	474,8	294,7	416,4	573,9	447,4	394,0	576,8	504,7	330,7	499,7	369,9	
Saargau	Acker	9	Sp,B,S-B,BI,L-B,B-S,S-L	6	Mittel	10,8	364,1	200,6	372,8	530,3	403,9	350,5	533,3	461,2	287,2	456,1	326,4	
					Median	11,0	367,1	200,4	372,3	529,7	403,3	349,9	532,7	460,6	286,6	455,5	325,8	
					Stabw	0,5	26,2	31,0	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5	
					Grubbs Min	9,9	316,4	144,0	353,8	511,3	384,9	331,4	514,2	442,1	268,1	437,1	307,3	
					Grubbs Max	11,7	411,8	257,1	391,9	549,4	423,0	369,5	552,3	480,2	306,2	475,2	345,4	
Saargau	Acker	12	S,S-B	7	Mittel	10,9	345,4	196,9	375,3	532,7	406,3	352,9	535,7	463,6	289,6	458,5	328,8	
					Median	11,0	392,3	214,6	367,6	525,1	398,7	345,3	528,1	456,0	282,0	450,9	321,2	
					Stabw	0,1	77,8	47,1	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	
					Grubbs Min	10,7	194,6	105,6	340,8	498,3	371,9	318,5	501,3	429,2	255,2	424,1	294,4	
					Grubbs Max	11,2	496,2	288,3	409,7	567,2	440,7	387,3	570,1	498,0	324,0	492,9	363,2	

Tabelle 7-22: GWN<sub>a</sub> (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWN<sub>a</sub> [mm] (2)

UG	Nutzung	Boden- einheit	BODENTYP	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWN <sub>a</sub> L 97/98	GWN <sub>a</sub> L 98/99	GWN <sub>a</sub> L 99/00	GWN <sub>a</sub> GI 97/98	GWN <sub>a</sub> GI 98/99	GWN <sub>a</sub> GI 99/00	GWN <sub>a</sub> Mb 97/98	GWN <sub>a</sub> Mb 98/99	GWN <sub>a</sub> Mb 99/00
Saargau	Acker	14	K,B-K	3	Mittel	11,0	445,9	241,1	349,9	491,7	391,5	338,1	511,8	448,8	274,8	443,7	314,0
					Median	11,0	441,0	250,3	347,5	485,0	388,5	335,1	509,3	445,8	271,8	440,7	311,0
					Stabw	0,0	10,8	35,9	8,7	14,6	10,2	10,2	8,9	10,2	10,2	10,2	10,2
					Grubbs Min	11,0	433,5	199,8	339,9	474,8	379,7	326,3	501,6	437,0	263,0	431,9	302,2
					Grubbs Max	11,0	458,4	282,4	360,0	508,5	403,3	349,9	522,1	460,6	286,5	455,5	325,7
Saargau	Acker	18	B,K,K-S,B/L,S-B,B-S	5	Mittel	10,2	318,3	196,1	376,4	533,9	407,5	354,0	536,8	464,8	290,7	459,7	329,9
					Median	10,3	275,8	160,5	386,9	544,4	418,0	364,6	547,4	475,3	301,3	470,2	340,5
					Stabw	0,8	86,6	64,5	21,1	21,1	21,1	21,1	21,1	21,1	21,1	21,1	21,1
					Grubbs Min	8,8	173,6	88,3	341,1	498,6	372,2	318,8	501,6	429,5	255,5	424,4	294,7
					Grubbs Max	11,6	463,1	303,9	411,7	569,2	442,7	389,3	572,1	500,0	326,0	495,0	365,2
Saargau	Acker	19	B,S-B	3	Mittel	10,1	348,6	159,7	387,8	545,3	418,9	365,4	548,2	476,2	302,1	471,1	341,3
					Median	10,7	327,2	157,1	388,4	545,9	419,4	366,0	548,8	476,7	302,7	471,7	341,9
					Stabw	1,3	102,3	24,6	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2
					Grubbs Min	8,5	230,6	131,4	376,0	533,5	407,1	353,7	536,5	464,4	290,4	459,3	329,6
					Grubbs Max	11,6	466,6	188,1	399,6	557,1	430,6	377,2	560,0	487,9	313,9	482,9	353,1
Saargau	Acker	20	S-K,S	3	Mittel	10,4	340,6	185,1	378,3	535,8	409,3	355,9	538,7	466,6	292,6	461,5	331,8
					Median	10,2	311,9	167,5	384,1	541,6	415,2	361,7	544,5	472,5	298,4	467,4	337,6
					Stabw	0,5	54,9	36,1	12,4	12,4	12,4	12,4	12,4	12,4	12,4	12,4	12,4
					Grubbs Min	9,8	277,2	143,5	364,0	521,4	395,0	341,6	524,4	452,3	278,3	447,2	317,5
					Grubbs Max	11,0	403,9	226,8	392,6	550,1	423,6	370,2	553,0	480,9	306,9	475,9	346,1

Tabelle 7-23: GWN<sub>a</sub> (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWN<sub>a</sub> [mm] (3)

UG	Nutzung	Boden- einheit	BODENTYP	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWN <sub>a</sub> L 97/98	GWN <sub>a</sub> L 98/99	GWN <sub>a</sub> L 99/00	GWN <sub>a</sub> GI 97/98	GWN <sub>a</sub> GI 98/99	GWN <sub>a</sub> GI 99/00	GWN <sub>a</sub> Mb 97/98	GWN <sub>a</sub> Mb 98/99	GWN <sub>a</sub> Mb 99/00	
Saargau	Acker	23	S-K,K,S	3	Mittel	10,2	282,2	167,7	385,3	542,8	416,4	362,9	545,7	473,6	299,6	468,6	338,8	
					Median	10,0	285,4	187,4	376,7	534,2	407,7	354,3	537,1	465,0	291,0	459,9	330,2	
					Stabw	0,7	36,6	37,4	16,1	16,1	16,1	16,1	16,1	16,1	16,1	16,1	16,1	16,1
					Grubbs Min	9,4	240,0	124,6	366,8	524,3	397,9	344,4	527,2	455,1	281,1	450,1	320,3	
					Grubbs Max	11,0	324,3	210,7	403,8	561,3	434,9	381,4	564,2	492,1	318,1	487,1	357,3	
Saargau	Acker	24	Kc,B,K,G-K	8	Mittel	10,6	435,4	220,3	356,2	498,3	398,4	344,9	517,8	455,6	281,6	450,6	320,8	
					Median	11,0	447,4	212,3	358,0	493,4	399,4	346,0	519,2	456,7	282,7	451,7	321,9	
					Stabw	1,0	94,8	48,0	12,6	18,2	14,5	14,5	12,5	14,5	14,5	14,5	14,5	14,5
					Grubbs Min	8,6	242,8	122,8	330,6	461,4	368,8	315,4	492,4	426,1	252,1	421,0	291,3	
					Grubbs Max	12,7	628,0	317,9	381,7	535,2	427,9	374,5	543,3	485,2	311,2	480,1	350,4	
Saargau	Acker	25	R,B-CF,R,B-R	6	Mittel	8,2	234,4	128,6	405,4	562,9	436,4	383,0	565,8	493,7	319,7	488,6	358,9	
					Median	7,7	196,1	113,7	410,2	567,7	441,2	387,8	570,6	498,5	324,5	493,5	363,7	
					Stabw	1,6	100,7	47,4	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9	23,9
					Grubbs Min	5,4	50,9	42,3	361,8	519,3	392,8	339,4	522,2	450,1	276,1	445,1	315,3	
					Grubbs Max	11,1	417,9	214,8	449,0	606,4	480,0	426,6	609,4	537,3	363,3	532,2	402,5	
Saargau	Acker	26	D-S,Bs,B-S,R,B-K	5	Mittel	10,1	342,9	162,2	388,5	546,0	419,6	366,2	549,0	476,9	302,8	471,8	342,0	
					Median	10,6	337,4	155,0	389,3	546,7	420,3	366,9	549,7	477,6	303,6	472,5	342,8	
					Stabw	1,1	112,7	49,5	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	
					Grubbs Min	8,3	154,6	79,4	356,7	514,2	387,8	334,3	517,1	445,0	271,0	440,0	310,2	
					Grubbs Max	11,9	531,3	245,0	420,4	577,9	451,4	398,0	580,8	508,7	334,7	503,7	373,9	



Tabelle 7-24: GWN<sub>a</sub> (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWN<sub>a</sub> [mm] (4)

UG	Nutzung	Boden- einheit	BODENTYP	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWN <sub>a</sub> L 97/98	GWN <sub>a</sub> L 98/99	GWN <sub>a</sub> L 99/00	GWN <sub>a</sub> GI 97/98	GWN <sub>a</sub> GI 98/99	GWN <sub>a</sub> GI 99/00	GWN <sub>a</sub> Mb 97/98	GWN <sub>a</sub> Mb 98/99	GWN <sub>a</sub> Mb 99/00
Saargau	Acker	27	Q,B(e),B	6	Mittel	8,5	251,6	141,1	398,2	555,7	429,2	375,8	558,6	486,5	312,5	481,5	351,7
					Median	9,0	259,4	144,6	393,9	551,4	425,0	371,6	554,4	482,3	308,2	477,2	347,4
					Stabw	1,4	79,9	40,9	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3
					Grubbs Min	5,9	106,0	66,6	359,4	516,9	390,5	337,0	519,8	447,7	273,7	442,7	312,9
					Grubbs Max	11,2	397,2	215,5	437,0	594,5	468,0	414,6	597,4	525,3	351,3	520,2	390,5
Saargau	Acker	28	Q,B(e),B	3	Mittel	9,5	287,5	137,1	399,5	557,0	430,6	377,1	559,9	487,8	313,8	482,8	353,0
					Median	9,8	324,8	146,8	392,9	550,4	424,0	370,5	553,3	481,2	307,2	476,2	346,4
					Stabw	1,7	127,7	39,6	20,9	20,9	20,9	20,9	20,9	20,9	20,9	20,9	20,9
					Grubbs Min	7,6	140,3	91,4	375,4	532,9	406,5	353,1	535,9	463,8	289,8	458,7	329,0
					Grubbs Max	11,4	434,7	182,8	423,5	581,0	454,6	401,2	584,0	511,9	337,9	506,8	377,1
Saargau	Acker	29	S-Z,B,S-K,B-S	6	Mittel	8,5	232,5	123,2	409,7	567,2	440,8	387,3	570,1	498,0	324,0	493,0	363,2
					Median	9,8	212,1	121,8	406,9	564,4	437,9	384,5	567,3	495,2	321,2	490,2	360,4
					Stabw	2,8	132,5	50,5	29,3	29,3	29,3	29,3	29,3	29,3	29,3	29,3	29,3
					Grubbs Min	3,5	-8,9	31,2	356,3	513,8	387,3	333,9	516,7	444,6	270,6	439,6	309,8
					Grubbs Max	13,6	473,9	215,1	463,1	620,6	494,2	440,7	623,5	551,5	377,4	546,4	416,6
Saargau	Acker	32	B-Z,B,B-CF,B-R	22	Mittel	9,2	273,2	143,8	398,8	556,3	429,9	376,4	559,2	487,1	313,1	482,1	352,3
					Median	9,8	287,2	134,5	398,7	556,2	429,8	376,3	559,1	487,1	313,0	482,0	352,2
					Stabw	1,6	99,2	51,9	26,2	26,2	26,2	26,2	26,2	26,2	26,2	26,2	26,2
					Grubbs Min	5,4	38,0	20,8	336,7	494,2	367,8	314,3	497,1	425,1	251,0	420,0	290,2
					Grubbs Max	12,9	508,4	266,8	460,9	618,4	491,9	438,5	621,3	549,2	375,2	544,2	414,4

Tabelle 7-25: GWNa (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (5)

UG	Nutzung	Boden- einheit	BODENTYP	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa L 97/98	GWNa L 98/99	GWNa L 99/00	GWNa GI 97/98	GWNa GI 98/99	GWNa GI 99/00	GWNa Mb 97/98	GWNa Mb 98/99	GWNa Mb 99/00
Saargau	Acker	33	B,B-S,S-B	6	Mittel	10,9	395,8	196,5	374,1	531,6	405,2	351,8	534,6	462,5	288,5	457,4	327,7
					Median	11,0	396,3	202,1	371,8	529,3	402,9	349,5	532,3	460,2	286,2	455,1	325,4
					Stabw	0,3	15,7	28,9	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3
					Grubbs Min	10,3	367,2	143,9	355,4	512,9	386,4	333,0	515,8	443,7	269,7	438,7	308,9
					Grubbs Max	11,5	424,4	249,2	392,9	550,4	424,0	370,5	553,3	481,3	307,2	476,2	346,4
Saargau	Acker	34	Bse,Be,B,Bs	6	Mittel	9,6	269,6	139,6	396,6	554,0	427,6	374,2	557,0	484,9	310,9	479,8	350,1
					Median	9,7	265,4	143,2	394,5	552,0	425,6	372,2	555,0	482,9	308,9	477,8	348,1
					Stabw	0,3	13,8	14,7	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
					Grubbs Min	9,0	244,4	112,8	383,5	541,0	414,6	361,2	544,0	471,9	297,8	466,8	337,0
					Grubbs Max	10,2	294,9	166,4	409,6	567,1	440,7	387,2	570,0	497,9	323,9	492,9	363,1
Saargau	Acker	35	B,S-B,B-R,B-K,B-S	9	Mittel	10,2	395,5	169,2	385,3	542,8	416,4	362,9	545,7	473,6	299,6	468,6	338,8
					Median	10,7	423,9	161,4	386,6	544,1	417,7	364,2	547,0	474,9	300,9	469,9	340,1
					Stabw	1,0	78,8	42,9	16,5	16,5	16,5	16,5	16,5	16,5	16,5	16,5	16,5
					Grubbs Min	8,1	229,3	78,6	350,5	508,0	381,6	328,2	511,0	438,9	264,9	433,8	304,1
					Grubbs Max	12,4	561,6	259,8	420,0	577,5	451,1	397,7	580,5	508,4	334,4	503,3	373,6
Saargau	Acker	36	Z,B,B-R	3	Mittel	9,5	264,4	122,2	406,9	564,4	438,0	384,6	567,4	495,3	321,3	490,2	360,5
					Median	10,0	284,6	108,2	413,1	570,6	444,2	390,8	573,6	501,5	327,5	496,4	366,7
					Stabw	1,8	81,3	36,5	18,9	18,9	18,9	18,9	18,9	18,9	18,9	18,9	18,9
					Grubbs Min	7,4	170,6	80,1	385,1	542,6	416,2	362,8	545,6	473,5	299,5	468,4	338,7
					Grubbs Max	11,6	358,1	164,2	428,8	586,3	459,8	406,4	589,2	517,1	343,1	512,0	382,3

Tabelle 7-26: GWN<sub>a</sub> (Acker) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWN<sub>a</sub> [mm] (6)

UG	Nutzung	Boden- einheit	BODENTYP	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWN <sub>a</sub> L 97/98	GWN <sub>a</sub> L 98/99	GWN <sub>a</sub> L 99/00	GWN <sub>a</sub> GI 97/98	GWN <sub>a</sub> GI 98/99	GWN <sub>a</sub> GI 99/00	GWN <sub>a</sub> Mb 97/98	GWN <sub>a</sub> Mb 98/99	GWN <sub>a</sub> Mb 99/00
Saargau	Acker	69	P-B,B,Ls,N,B-N	3	Mittel	8,4	158,2	96,6	425,7	583,1	456,7	403,3	586,1	514,0	340,0	508,9	379,2
					Median	11,0	159,7	110,5	411,7	569,2	442,8	389,4	572,2	500,1	326,1	495,0	365,3
					Stabw	4,5	82,2	40,8	33,2	33,2	33,2	33,2	33,2	33,2	33,2	33,2	33,2
					Grubbs Min	3,3	63,5	49,5	387,3	544,8	418,4	365,0	547,7	475,7	301,6	470,6	340,8
					Grubbs Max	13,6	253,0	143,7	464,0	621,5	495,1	441,6	624,4	552,3	378,3	547,3	417,5
Saargau	Acker	70	Bps,B,B-N	3	Mittel	8,5	180,5	107,7	420,5	577,9	451,5	398,1	580,9	508,8	334,8	503,7	374,0
					Median	11,0	223,9	126,5	402,7	560,2	433,8	380,4	563,2	491,1	317,1	486,0	356,3
					Stabw	4,3	89,5	52,2	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0
					Grubbs Min	3,5	77,3	47,5	374,4	531,9	405,5	352,0	534,8	462,7	288,7	457,7	327,9
					Grubbs Max	13,5	283,6	167,9	466,5	624,0	497,6	444,2	627,0	554,9	380,8	549,8	420,0
Saargau	Acker	72	B-P,Bp,P-B,Bp	3	Mittel	10,1	230,5	117,0	409,6	567,1	440,7	387,3	570,1	498,0	324,0	492,9	363,2
					Median	10,1	212,5	99,9	418,4	575,9	449,5	396,1	578,9	506,8	332,8	501,7	372,0
					Stabw	0,5	73,7	33,3	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8	17,8
					Grubbs Min	9,5	145,5	78,6	389,1	546,6	420,2	366,7	549,5	477,4	303,4	472,4	342,6
					Grubbs Max	10,6	315,4	155,3	430,2	587,7	461,2	407,8	590,6	518,5	344,5	513,5	383,7
Saargau	Acker	87	B-P,Bp,P-B,Bp	4	Mittel	11,0	468,7	176,8	367,8	522,1	411,9	358,5	529,7	469,2	295,2	464,1	334,4
					Median	11,0	477,2	176,9	366,8	521,2	411,6	358,2	529,1	468,9	294,9	463,8	334,1
					Stabw	0,0	26,2	20,0	5,0	4,4	7,6	7,6	5,8	7,6	7,6	7,6	7,6
					Grubbs Min	11,0	430,4	147,6	360,4	515,7	400,9	347,4	521,2	458,2	284,1	453,1	323,3
					Grubbs Max	11,0	507,0	206,0	375,2	528,5	423,0	369,5	538,2	480,3	306,2	475,2	345,4

Summe

131

Tabelle 7-27: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa L 97/98	GWNa L 98/99	GWNa L 99/00	GWNa GI 97/98	GWNa GI 98/99	GWNa GI 99/00	GWNa Mb 97/98	GWNa Mb 98/99	GWNa Mb 99/00
Saargau	Grünland	3	B	3	Mittel	9,9	8,9	289,5	152,8	279,6	429,6	319,7	265,9	440,8	378,5	200,4	370,5	248,8
					Median	9,8	8,8	306,0	154,1	275,6	425,6	315,7	261,9	436,7	374,4	196,4	366,5	244,8
					Stabw	0,6	0,5	53,3	40,3	33,9	33,9	33,9	33,9	33,9	33,9	33,9	33,9	33,9
					Grubbs Min	9,2	8,3	228,1	106,4	240,5	390,6	280,7	226,9	401,7	339,4	161,4	331,5	209,8
					Grubbs Max	10,6	9,5	350,9	199,3	318,6	468,7	358,8	304,9	479,8	417,5	239,4	409,6	287,9
Saargau	Grünland	6	B, B-K,S-K	5	Mittel	10,4	9,3	293,6	174,2	266,3	416,4	306,5	252,6	427,5	365,2	187,1	357,3	235,6
					Median	11,0	9,9	300,7	184,3	253,3	403,3	293,4	239,6	414,5	352,2	174,1	344,2	222,5
					Stabw	0,9	0,8	81,6	58,1	44,1	44,1	44,1	44,1	44,1	44,1	44,1	44,1	44,1
					Grubbs Min	8,9	8,0	157,1	77,1	192,6	342,7	232,7	178,9	353,8	291,5	113,4	283,6	161,9
					Grubbs Max	11,8	10,6	430,0	271,3	340,0	490,1	380,2	326,4	501,2	438,9	260,9	431,0	309,3
Saargau	Grünland	9	Sp,B,S-B,BI,L-B,B-S,S-L	6	Mittel	10,8	9,7	330,2	186,2	253,5	403,5	293,6	239,8	414,7	352,4	174,3	344,4	222,7
					Median	11,0	9,9	330,7	183,5	254,0	404,0	294,1	240,3	415,2	352,9	174,8	344,9	223,2
					Stabw	0,5	0,5	25,0	30,8	20,6	20,6	20,6	20,6	20,6	20,6	20,6	20,6	20,6
					Grubbs Min	9,9	8,9	284,6	130,0	216,0	366,1	256,2	202,3	377,2	314,9	136,8	307,0	185,3
					Grubbs Max	11,7	10,5	375,7	242,3	291,0	441,0	331,1	277,3	452,2	389,9	211,8	381,9	260,2
Saargau	Grünland	12	S,S-B	7	Mittel	10,9	9,8	313,2	181,8	258,3	408,3	298,4	244,6	419,5	357,2	179,1	349,2	227,5
					Median	11,0	9,9	351,9	201,0	242,6	392,6	282,7	228,9	403,8	341,5	163,4	333,5	211,8
					Stabw	0,1	0,1	67,2	42,1	31,9	31,9	31,9	31,9	31,9	31,9	31,9	31,9	31,9
					Grubbs Min	10,7	9,6	182,9	100,2	196,5	346,5	236,6	182,8	357,6	295,3	117,3	287,4	165,7
					Grubbs Max	11,2	10,0	443,4	263,4	320,1	470,2	360,2	306,4	481,3	419,0	240,9	411,1	289,4

Tabelle 7-28: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Gld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa L 97/98	GWNa L 98/99	GWNa L 99/00	GWNa GI 97/98	GWNa GI 98/99	GWNa GI 99/00	GWNa Mb 97/98	GWNa Mb 98/99	GWNa Mb 99/00
Saargau	Grünland	14	K,B-K	3	Mittel	11,0	9,9	399,9	220,9	213,0	337,1	271,7	217,9	376,0	330,4	152,4	322,5	200,8
					Median	11,0	9,9	398,1	226,1	207,5	317,4	268,1	214,3	371,5	326,8	148,8	318,9	197,2
					Stabw	0,0	0,0	5,5	29,3	18,4	40,4	16,8	16,8	16,9	16,8	16,8	16,8	16,8
					Grubbs Min	11,0	9,9	393,6	187,2	191,7	290,6	252,3	198,5	356,5	311,0	133,0	303,1	181,4
					Grubbs Max	11,0	9,9	406,2	254,7	234,2	383,7	291,1	237,3	395,5	349,9	171,8	341,9	220,2
Saargau	Grünland	18	B,K,K-S,B/L,S-B,B-S	5	Mittel	10,2	9,2	285,7	179,7	261,4	411,4	301,5	247,7	422,6	360,3	182,2	352,3	230,6
					Median	10,3	9,2	248,3	148,2	280,4	430,4	320,5	266,7	441,6	379,3	201,2	371,3	249,6
					Stabw	0,8	0,7	79,3	57,9	38,7	38,7	38,7	38,7	38,7	38,7	38,7	38,7	38,7
					Grubbs Min	8,8	7,9	153,0	83,0	196,7	346,7	236,8	183,0	357,8	295,5	117,5	287,6	165,9
					Grubbs Max	11,6	10,4	418,3	276,5	326,1	476,2	366,3	312,5	487,3	425,0	247,0	417,1	295,4
Saargau	Grünland	19	B,S-B	3	Mittel	10,1	9,1	317,8	146,9	282,3	432,3	322,4	268,6	443,5	381,2	203,1	373,2	251,5
					Median	10,7	9,7	304,0	141,7	285,9	436,0	326,1	272,3	447,1	384,8	206,8	376,9	255,2
					Stabw	1,3	1,2	88,5	20,9	17,4	17,4	17,4	17,4	17,4	17,4	17,4	17,4	17,4
					Grubbs Min	8,5	7,7	215,7	122,8	262,3	412,3	302,4	248,6	423,5	361,2	183,1	353,2	231,5
					Grubbs Max	11,6	10,5	419,8	171,0	302,3	452,3	342,4	288,6	463,5	401,2	223,1	393,2	271,5
Saargau	Grünland	20	S-K,S	3	Mittel	10,4	9,4	308,9	172,1	263,4	413,4	303,5	249,7	424,5	362,2	184,2	354,3	232,6
					Median	10,2	9,2	284,5	155,6	274,3	424,4	314,4	260,6	435,5	373,2	195,1	365,3	243,5
					Stabw	0,5	0,5	47,1	33,9	23,4	23,4	23,4	23,4	23,4	23,4	23,4	23,4	23,4
					Grubbs Min	9,8	8,9	254,6	133,0	236,4	386,4	276,5	222,7	397,6	335,3	157,2	327,3	205,6
					Grubbs Max	11,0	9,9	363,2	211,1	290,3	440,4	330,5	276,6	451,5	389,2	211,1	381,3	259,6

Tabelle 7-29: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (3)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa L 97/98	GWNa L 98/99	GWNa L 99/00	GWNa GI 97/98	GWNa GI 98/99	GWNa GI 99/00	GWNa Mb 97/98	GWNa Mb 98/99	GWNa Mb 99/00	
Saargau	Grünland	23	S-K,K,S	3	Mittel	10,2	9,2	253,4	156,5	275,7	425,7	315,8	262,0	436,9	374,6	196,5	366,6	244,9	
					Median	10,0	9,0	258,6	175,4	259,5	409,5	299,6	245,8	420,7	358,4	180,3	350,4	228,7	
					Stabw	0,7	0,6	34,4	33,2	28,4	28,4	28,4	28,4	28,4	28,4	28,4	28,4	28,4	28,4
					Grubbs Min	9,4	8,5	213,7	118,2	242,9	392,9	283,0	229,2	404,1	341,8	163,7	333,8	212,1	
					Grubbs Max	11,0	9,9	293,1	194,8	308,5	458,5	348,6	294,8	469,6	407,3	229,3	399,4	277,7	
Saargau	Grünland	24	Kc,K,B-K,G-K	8	Mittel	10,6	9,9	411,2	209,2	219,3	338,2	280,4	226,6	382,8	339,2	161,1	331,2	209,5	
					Median	11,0	9,9	408,0	199,5	222,1	329,0	283,6	229,8	384,9	342,4	164,3	334,4	212,7	
					Stabw	1,0	1,2	98,2	46,6	25,8	37,5	27,8	27,8	25,4	27,8	27,8	27,8	27,8	
					Grubbs Min	8,6	7,5	211,6	114,6	166,9	262,0	224,0	170,2	331,1	282,7	104,7	274,8	153,1	
					Grubbs Max	12,7	12,3	610,8	303,9	271,8	414,4	336,8	283,0	434,4	395,6	217,5	387,6	265,9	
Saargau	Grünland	25	R,B-CF,R,B-R	6	Mittel	8,2	7,4	217,9	117,7	314,6	464,6	354,7	300,9	475,7	413,4	235,4	405,5	283,8	
					Median	7,7	7,0	184,8	102,8	326,1	476,2	366,3	312,4	487,3	425,0	246,9	417,1	295,4	
					Stabw	1,6	1,4	90,7	39,6	40,2	40,2	40,2	40,2	40,2	40,2	40,2	40,2	40,2	
					Grubbs Min	5,4	4,8	52,7	45,6	241,3	391,3	281,4	227,6	402,5	340,2	162,1	332,2	210,5	
					Grubbs Max	11,1	10,0	383,1	189,9	387,8	537,9	428,0	374,2	549,0	486,7	308,7	478,8	357,1	
Saargau	Grünland	26	D-S,Bs,B-S,R,B-K	5	Mittel	10,1	9,1	311,7	149,0	283,4	433,5	323,5	269,7	444,6	382,3	204,2	374,3	252,6	
					Median	10,6	9,5	303,0	140,5	287,1	437,1	327,2	273,4	448,2	385,9	207,9	378,0	256,3	
					Stabw	1,1	1,0	95,5	42,7	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	32,8	
					Grubbs Min	8,3	7,4	152,0	77,6	228,6	378,7	268,7	214,9	389,8	327,5	149,4	319,6	197,8	
					Grubbs Max	11,9	10,7	471,4	220,4	338,2	488,2	378,3	324,5	499,4	437,1	259,0	429,1	307,4	

Tabelle 7-30: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (4)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa L 97/98	GWNa L 98/99	GWNa L 99/00	GWNa GI 97/98	GWNa GI 98/99	GWNa GI 99/00	GWNa Mb 97/98	GWNa Mb 98/99	GWNa Mb 99/00	
Saargau	Grünland	27	Q,B(e),B	6	Mittel	8,5	7,7	234,3	129,9	301,0	451,0	341,1	287,3	462,2	399,9	221,8	391,9	270,2	
					Median	9,0	8,1	242,2	134,1	292,9	442,9	333,0	279,2	454,1	391,8	213,7	383,8	262,1	
					Stabw	1,4	1,3	71,9	34,7	36,4	36,4	36,4	36,4	36,4	36,4	36,4	36,4	36,4	36,4
					Grubbs Min	5,9	5,3	103,4	66,6	234,6	384,6	274,7	220,9	395,8	333,5	155,4	325,5	203,8	
					Grubbs Max	11,2	10,0	365,3	193,1	367,4	517,4	407,5	353,7	528,6	466,3	288,2	458,3	336,6	
Saargau	Grünland	28	Bs,Ks,Q-B	3	Mittel	9,5	8,6	258,5	127,0	303,0	450,6	349,1	289,3	461,7	407,8	223,8	393,9	278,2	
					Median	9,8	8,8	292,7	136,1	291,0	433,7	349,1	277,3	444,8	407,8	211,8	382,0	278,2	
					Stabw	1,7	1,5	108,7	34,5	36,5	37,9	49,4	36,5	37,9	49,4	36,5	36,5	49,4	
					Grubbs Min	7,6	6,8	133,2	87,2	261,0	406,9	292,1	247,3	418,0	350,8	181,8	351,9	221,2	
					Grubbs Max	11,4	10,3	383,8	166,8	345,0	494,2	406,1	331,3	505,4	464,8	265,8	436,0	335,2	
Saargau	Grünland	29	S-Z,B,S-K,B-S	6	Mittel	8,5	7,7	211,0	114,5	321,6	471,6	361,7	307,9	482,8	420,5	242,4	412,5	290,8	
					Median	9,8	8,8	194,6	113,7	315,9	465,9	356,0	302,2	477,1	414,8	236,7	406,8	285,1	
					Stabw	2,8	2,5	114,2	45,6	53,3	53,3	53,3	53,3	53,3	53,3	53,3	53,3	53,3	
					Grubbs Min	3,5	3,1	3,0	31,4	224,4	374,5	264,5	210,7	385,6	323,3	145,2	315,4	193,6	
					Grubbs Max	13,6	12,3	419,0	197,5	418,7	568,8	458,9	405,1	579,9	517,6	339,6	509,7	388,0	
Saargau	Grünland	32	Bc,K,R/Z,B-Z,B-R,B,B- CF,B,B-R	22	Mittel	9,2	8,3	253,2	133,6	301,7	451,7	341,8	288,0	462,9	400,6	222,5	392,6	270,9	
					Median	9,8	8,9	264,1	126,7	299,9	450,0	340,0	286,2	461,1	398,8	220,7	390,9	269,1	
					Stabw	1,6	1,5	92,6	49,1	48,1	48,1	48,1	48,1	48,1	48,1	48,1	48,1	48,1	
					Grubbs Min	5,4	4,7	33,7	17,1	187,6	337,7	227,7	173,9	348,8	286,5	108,4	278,6	156,8	
					Grubbs Max	12,9	11,8	472,8	250,1	415,7	565,8	455,9	402,1	576,9	514,6	336,6	506,7	385,0	

Tabelle 7-31: GWN<sub>a</sub> (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWN<sub>a</sub> [mm] (5)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWN <sub>a</sub> L 97/98	GWN <sub>a</sub> L 98/99	GWN <sub>a</sub> L 99/00	GWN <sub>a</sub> GI 97/98	GWN <sub>a</sub> GI 98/99	GWN <sub>a</sub> GI 99/00	GWN <sub>a</sub> Mb 97/98	GWN <sub>a</sub> Mb 98/99	GWN <sub>a</sub> Mb 99/00	
Saargau	Grünland	33	B,B-S,S-B,S	6	Mittel	10,9	9,8	354,1	180,8	257,0	407,0	297,1	243,3	418,1	355,8	177,8	347,9	226,2	
					Median	11,0	9,9	355,3	186,0	252,5	402,6	292,7	238,8	413,7	351,4	173,3	343,5	221,8	
					Stabw	0,3	0,3	11,2	27,1	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9	19,9
					Grubbs Min	10,3	9,2	333,7	131,5	220,7	370,7	260,8	207,0	381,9	319,6	141,5	311,6	189,9	
					Grubbs Max	11,5	10,3	374,5	230,2	293,2	443,3	333,3	279,5	454,4	392,1	214,0	384,2	262,5	
Saargau	Grünland	34	Bse,Be,B,Bs	6	Mittel	9,6	8,7	247,6	131,3	296,1	446,1	336,2	282,4	457,3	395,0	216,9	387,0	265,3	
					Median	9,7	8,7	247,3	136,4	290,8	440,8	330,9	277,1	451,9	389,6	211,6	381,7	260,0	
					Stabw	0,3	0,3	9,1	14,0	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	13,6	
					Grubbs Min	9,0	8,1	231,1	105,7	271,3	421,3	311,4	257,6	432,4	370,1	192,1	362,2	240,5	
					Grubbs Max	10,2	9,2	264,2	156,8	320,9	471,0	361,0	307,2	482,1	419,8	241,7	411,9	290,2	
Saargau	Grünland	35	B,S-B,B-R,B-K,B-S	9	Mittel	10,2	9,2	357,9	154,6	278,4	428,5	318,6	264,7	439,6	377,3	199,2	369,4	247,7	
					Median	10,7	9,7	388,5	148,3	280,3	430,3	320,4	266,6	441,5	379,2	201,1	371,2	249,5	
					Stabw	1,0	0,9	69,7	38,4	30,2	30,2	30,2	30,2	30,2	30,2	30,2	30,2	30,2	
					Grubbs Min	8,1	7,3	210,8	73,5	214,8	364,8	254,9	201,1	376,0	313,7	135,6	305,7	184,0	
					Grubbs Max	12,4	11,1	505,0	235,7	342,1	492,1	382,2	328,4	503,2	440,9	262,9	433,0	311,3	
Saargau	Grünland	36	Z,B,B-R	3	Mittel	9,5	8,5	241,9	112,6	317,5	467,5	357,6	303,8	478,7	416,4	238,3	408,4	286,7	
					Median	10,0	9,0	255,9	99,1	330,4	480,5	370,5	316,7	491,6	429,3	251,2	421,4	299,7	
					Stabw	1,8	1,6	67,8	31,4	32,9	32,9	32,9	32,9	32,9	32,9	32,9	32,9	32,9	
					Grubbs Min	7,4	6,6	163,7	76,4	279,5	429,6	319,7	265,9	440,7	378,4	200,4	370,5	248,8	
					Grubbs Max	11,6	10,4	320,1	148,9	355,5	505,5	395,6	341,8	516,6	454,3	276,3	446,4	324,7	



Tabelle 7-32: GWNa (Grünland) UG Saargau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (6)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa L 97/98	GWNa L 98/99	GWNa L 99/00	GWNa GI 97/98	GWNa GI 98/99	GWNa GI 99/00	GWNa Mb 97/98	GWNa Mb 98/99	GWNa Mb 99/00
Saargau	Grünland	69	Z,B,B-R	3	Mittel	8,4	7,6	145,2	89,4	351,0	501,1	391,2	337,4	512,2	449,9	271,9	442,0	320,3
					Median	11,0	9,9	143,8	99,5	329,8	479,9	370,0	316,2	491,0	428,7	250,7	420,8	299,1
					Stabw	4,5	4,0	71,6	35,3	56,5	56,5	56,5	56,5	56,5	56,5	56,5	56,5	56,5
					Grubbs Min	3,3	2,9	62,6	48,7	285,9	436,0	326,0	272,2	447,1	384,8	206,7	376,9	255,1
					Grubbs Max	13,6	12,2	227,8	130,1	416,2	566,2	456,3	402,5	577,3	515,0	337,0	507,1	385,4
Saargau	Grünland	70	Bps,B,B-N	3	Mittel	8,5	7,6	164,9	98,9	341,7	491,8	381,8	328,0	502,9	440,6	262,5	432,6	310,9
					Median	11,0	9,9	202,1	115,4	311,5	461,6	351,6	297,8	472,7	410,4	232,3	402,5	280,7
					Stabw	4,3	3,9	76,8	44,9	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5
					Grubbs Min	3,5	3,2	76,3	47,2	262,8	412,8	302,9	249,1	424,0	361,7	183,6	353,7	232,0
					Grubbs Max	13,5	12,1	253,5	150,7	420,6	570,7	460,8	407,0	581,8	519,5	341,5	511,6	389,9
Saargau	Grünland	72	Bs,B-P,Bp,P-B,Bp	3	Mittel	10,1	9,0	215,2	109,2	322,0	472,1	362,2	308,4	483,2	420,9	242,9	413,0	291,3
					Median	10,1	9,1	198,6	90,0	342,3	492,4	382,4	328,6	503,5	441,2	263,1	433,2	311,5
					Stabw	0,5	0,5	69,7	33,9	36,2	36,2	36,2	36,2	36,2	36,2	36,2	36,2	36,2
					Grubbs Min	9,5	8,5	134,8	70,1	280,4	430,4	320,5	266,7	441,5	379,2	201,2	371,3	249,6
					Grubbs Max	10,6	9,6	295,6	148,3	363,7	513,8	403,9	350,1	524,9	462,6	284,6	454,7	333,0
Saargau	Grünland	87	G-S,S-G,G,K-G,G-K	4	Mittel	11,0	9,9	426,0	163,2	248,9	398,9	309,2	255,4	410,1	367,9	189,9	360,0	238,3
					Median	11,0	9,9	434,4	165,0	246,3	396,3	307,4	253,6	407,4	366,2	188,1	358,2	236,5
					Stabw	0,0	0,0	22,6	18,5	12,4	12,4	14,3	14,3	12,4	14,3	14,3	14,3	14,3
					Grubbs Min	11,0	9,9	392,9	136,1	230,8	380,8	288,2	234,4	391,9	347,0	168,9	339,0	217,3
					Grubbs Max	11,0	9,9	459,1	190,2	267,0	417,1	330,1	276,3	428,2	388,9	210,8	380,9	259,2

Summe

131

Tabelle 7-33: GWNa (Acker) UG Niedgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa D-Gi 97/98	GWNa D-Gi 98/99	GWNa D-Gi 99/00
Niedgau	Acker	7	B-CF,B-R,S-B,B,L-S,B-S,S	6	Mittel	10,2	351,7	182,9	262,1	445,8	352,1
					Median	10,7	372,3	202,0	251,2	434,9	341,2
					Stabw	1,1	85,7	57,1	29,6	29,6	29,6
					Grubbs Min	8,2	195,5	78,9	208,2	391,9	298,2
					Grubbs Max	12,1	507,9	286,9	316,0	499,7	406,0
Niedgau	Acker	24	B-G,B	3	Mittel	10,6	367,2	197,7	252,9	436,5	342,8
					Median	11,0	392,8	191,8	254,6	438,3	344,6
					Stabw	0,7	101,7	21,1	7,0	7,0	7,0
					Grubbs Min	9,9	250,0	173,4	244,8	428,5	334,8
					Grubbs Max	11,4	484,5	222,1	260,9	444,6	350,9
Niedgau	Acker	25	B,R	7	Mittel	9,5	295,2	140,9	279,6	463,3	369,6
					Median	10,1	310,8	134,6	278,2	461,8	368,1
					Stabw	2,2	99,5	58,1	26,2	26,2	26,2
					Grubbs Min	5,2	102,4	28,3	228,8	412,4	318,8
					Grubbs Max	13,8	488,0	253,5	330,4	514,1	420,4
Niedgau	Acker	27	B,L	6	Mittel	9,5	281,0	139,1	277,7	461,4	367,7
					Median	9,6	265,2	129,9	280,6	464,3	370,6
					Stabw	1,2	110,1	35,6	16,7	16,7	16,7
					Grubbs Min	7,2	80,4	74,3	247,3	431,0	337,3
					Grubbs Max	11,7	481,6	203,9	308,2	491,8	398,1
Niedgau	Acker	32	R-B,B-R,B	11	Mittel	9,0	300,1	137,4	279,9	463,6	369,9
					Median	10,1	301,2	147,1	272,3	455,9	362,2
					Stabw	2,2	80,4	39,7	22,6	22,6	22,6
					Grubbs Min	4,0	120,5	48,7	229,5	413,1	319,5
					Grubbs Max	14,0	479,7	226,1	330,3	514,0	420,3

Tabelle 7-34: GWNa (Acker) UG Niedgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa D-Gi 97/98	GWNa D-Gi 98/99	GWNa D-Gi 99/00
Niedgau	Acker	33	B-S,S-D,B,R	4	Mittel	10,4	394,9	181,4	259,0	442,7	349,0
					Median	10,5	398,7	183,5	257,6	441,3	347,6
					Stabw	0,6	44,1	29,3	11,1	11,1	11,1
					Grubbs Min	9,5	330,4	138,5	242,8	426,4	332,8
					Grubbs Max	11,8	493,5	246,9	283,8	467,4	373,8
Niedgau	Acker	34	B	3	Mittel	9,6	360,6	143,4	277,0	460,7	367,0
					Median	10,3	359,9	156,8	268,0	451,7	358,0
					Stabw	1,8	205,9	49,8	25,8	25,8	25,8
					Grubbs Min	7,5	123,2	86,0	247,3	430,9	337,2
					Grubbs Max	11,7	598,1	200,9	306,8	490,5	396,8
Niedgau	Acker	35	B,B-S,Bk,B-R,Rb	6	Mittel	10,4	346,1	162,2	266,6	450,3	356,6
					Median	10,3	345,9	151,0	270,6	454,2	360,6
					Stabw	0,2	47,9	29,6	11,7	11,7	11,7
					Grubbs Min	9,9	258,8	108,4	245,3	429,0	335,3
					Grubbs Max	10,8	433,3	216,1	288,0	471,7	378,0
Niedgau	Acker	36	B	5	Mittel	9,6	234,6	91,2	306,1	489,7	396,0
					Median	9,6	235,5	100,1	297,8	481,5	387,8
					Stabw	0,5	38,8	23,4	18,9	18,9	18,9
					Grubbs Min	8,8	169,7	52,0	274,4	458,1	364,4
					Grubbs Max	10,4	299,5	130,3	337,7	521,4	427,7
Niedgau	Acker	87	B-Q,AS-AB,Kn	3	Mittel	10,4	413,9	153,1	271,0	454,7	361,0
					Median	10,7	408,5	152,3	270,0	453,6	359,9
					Stabw	0,9	45,9	37,6	16,6	16,6	16,6
					Grubbs Min	9,4	361,0	109,7	251,8	435,5	341,8
					Grubbs Max	11,4	466,8	196,4	290,2	473,8	380,1
Summe				54							

Tabelle 7-35: GWNa (Grünland) UG Niedgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1)

UG	Nutzung	Boden-Einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa D-Gi 97/98	GWNa D-Gi 98/99	GWNa D-Gi 99/00
Niedgau	Grünland	7	B-CF,B-R,S-B,B,L-S,B-S,S	6	Mittel	10,2	9,2	320,9	169,6	162,3	339,7	255,1
					Median	10,7	9,7	347,6	185,9	143,0	320,3	235,7
					Stabw	1,1	1,0	75,8	52,7	55,3	55,3	55,3
					Grubbs Min	8,2	7,4	182,8	73,5	61,6	238,9	154,3
					Grubbs Max	12,1	10,9	458,9	265,7	263,1	440,5	355,9
Niedgau	Grünland	24	B-G,B	3	Mittel	9,6	8,7	317,3	170,8	144,0	321,3	236,7
					Median	10,9	9,8	358,3	180,3	150,5	327,9	243,3
					Stabw	3,2	2,9	117,5	63,7	16,1	16,1	16,1
					Grubbs Min	6,0	5,4	181,9	97,3	125,4	302,7	218,1
					Grubbs Max	13,3	12,0	452,8	244,3	162,6	340,0	255,4
Niedgau	Grünland	25	B-G,B	7	Mittel	9,5	8,5	273,1	130,9	193,9	371,2	286,6
					Median	10,1	9,1	287,7	124,4	192,8	370,1	285,5
					Stabw	2,2	2,0	89,2	51,2	46,2	46,2	46,2
					Grubbs Min	5,2	4,7	100,3	31,7	104,3	281,7	197,1
					Grubbs Max	13,8	12,4	445,9	230,1	283,5	460,8	376,2
Niedgau	Grünland	27	B,L	6	Mittel	9,5	8,5	255,1	130,0	190,2	367,6	283,0
					Median	9,6	8,7	245,0	124,3	193,0	370,3	285,7
					Stabw	1,2	1,1	98,2	31,3	29,7	29,7	29,7
					Grubbs Min	7,2	6,5	76,2	73,0	136,1	313,4	228,8
					Grubbs Max	11,7	10,5	434,0	187,0	244,4	421,8	337,2
Niedgau	Grünland	32	B-R,B-CF,R-B,R,B	11	Mittel	9,0	8,1	278,2	127,2	195,3	372,6	288,0
					Median	10,1	9,1	283,6	135,9	181,8	359,1	274,5
					Stabw	2,2	2,0	70,4	35,1	40,1	40,1	40,1
					Grubbs Min	4,0	3,6	121,1	48,8	105,8	283,1	198,5
					Grubbs Max	14,0	12,6	435,4	205,5	284,8	462,2	377,5

Tabelle 7-36: GWNa (Grünland) UG Niedgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2)

UG	Nutzung	Boden-Einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa D-Gi 97/98	GWNa D-Gi 98/99	GWNa D-Gi 99/00
Niedgau	Grünland	33	B-S,S-D,B,R	4	Mittel	10,4	9,3	355,8	167,4	157,3	334,7	250,1
					Median	10,5	9,4	358,1	170,5	153,6	331,0	246,4
					Stabw	0,6	0,6	38,4	28,4	22,1	22,1	22,1
					Grubbs Min	9,5	8,5	299,5	125,8	125,1	302,4	217,8
					Grubbs Max	11,3	10,2	412,0	209,0	206,6	384,0	299,4
Niedgau	Grünland	34	B	3	Mittel	9,6	8,7	322,1	132,4	189,8	367,2	282,6
					Median	10,3	9,2	310,6	142,6	175,8	353,1	268,5
					Stabw	1,8	1,6	177,8	42,4	43,7	43,7	43,7
					Grubbs Min	7,5	6,8	117,0	83,6	139,5	316,8	232,2
					Grubbs Max	11,7	10,5	527,1	181,3	240,1	417,5	332,9
Niedgau	Grünland	35	B,B-S,bk,B-R,Rb	6	Mittel	10,4	9,3	320,1	150,0	171,2	348,6	264,0
					Median	10,3	9,3	317,1	140,6	177,8	355,2	270,6
					Stabw	0,2	0,2	42,5	27,7	22,3	22,3	22,3
					Grubbs Min	9,9	8,9	242,7	99,6	130,7	308,0	223,4
					Grubbs Max	10,8	9,7	397,4	200,4	211,8	389,2	304,6
Niedgau	Grünland	36	B	5	Mittel	9,6	8,6	219,9	87,0	241,1	418,5	333,9
					Median	9,6	8,7	221,0	95,3	225,9	403,3	318,6
					Stabw	0,5	0,4	37,7	23,0	36,5	36,5	36,5
					Grubbs Min	8,8	7,9	156,8	48,6	180,1	357,4	272,8
					Grubbs Max	10,4	9,3	282,9	125,5	302,2	479,6	395,0
Niedgau	Grünland	87	B-Q,As-AB,Kn	3	Mittel	10,4	9,3	376,0	140,3	180,2	357,5	272,9
					Median	10,7	9,7	368,4	141,5	176,7	354,1	269,5
					Stabw	0,9	0,8	42,7	32,7	29,7	29,7	29,7
					Grubbs Min	9,4	8,4	326,8	102,6	145,9	323,2	238,6
					Grubbs Max	11,4	10,2	425,3	178,0	214,5	391,8	307,2
Summe				54								

Tabelle 7-37: GWNa (Acker) UG Bliesgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa B-Wo 97/98	GWNa B-Wo 98/99	GWNa B-Wo 99/00
Bliesgau	Acker	19	Bn,Sn,B-L,B	6	Mittel	10,3	384,1	191,4	327,3	570,3	429,6
					Median	10,6	386,1	197,1	323,7	566,7	426,0
					Stabw	0,9	51,0	45,4	16,4	16,4	16,4
					Grubbs Min	8,7	291,3	108,7	297,4	540,4	399,7
					Grubbs Max	11,9	476,9	274,2	357,2	600,2	459,5
Bliesgau	Acker	25	Rn,Rb,Sn,Bn,Rs,B	4	Mittel	9,7	321,6	135,1	351,9	594,9	454,1
					Median	10,0	287,5	137,5	347,7	590,7	449,9
					Stabw	1,4	140,0	44,4	24,0	24,0	24,0
					Grubbs Min	7,7	116,8	70,2	316,7	559,7	419,0
					Grubbs Max	11,7	526,4	200,0	387,1	630,0	489,3
Bliesgau	Acker	31	Bn,Rn,CF-B	6	Mittel	6,7	244,9	109,5	369,5	612,4	471,7
					Median	5,7	180,4	76,1	387,0	630,0	489,2
					Stabw	3,3	115,1	63,0	35,1	35,1	35,1
					Grubbs Min	0,7	35,2	-5,4	305,4	548,4	407,7
					Grubbs Max	12,6	454,5	224,3	433,5	676,5	535,7
Bliesgau	Acker	32	Bn,B-R,R	12	Mittel	9,5	301,4	141,4	348,0	590,9	450,2
					Median	9,9	301,2	139,0	347,0	589,9	449,2
					Stabw	1,3	73,0	36,7	17,8	17,8	17,8
					Grubbs Min	6,7	134,7	57,6	307,2	550,2	409,5
					Grubbs Max	12,4	468,1	225,3	388,7	631,6	490,9
Bliesgau	Acker	35	Bn,R,Rs,Rb,R	10	Mittel	9,7	338,9	132,0	351,5	594,4	453,7
					Median	9,9	345,0	123,9	354,6	597,6	456,8
					Stabw	1,1	57,0	27,5	12,0	12,0	12,0
					Grubbs Min	7,2	214,9	72,1	325,4	568,4	427,6
					Grubbs Max	12,1	462,9	191,9	377,6	620,5	479,8
Bliesgau	Acker	37	Bn,R-B,R,B-R,R	4	Mittel	8,8	252,7	130,7	358,5	601,5	460,8
					Median	9,6	265,7	134,1	351,6	594,6	453,8
					Stabw	1,6	84,1	65,1	38,2	38,2	38,2
					Grubbs Min	6,4	129,6	35,6	302,6	545,6	404,8
					Grubbs Max	11,2	375,7	225,9	414,5	657,4	516,7

Tabelle 7-38: GWNa (Acker) UG Bliesgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa B-Wo 97/98	GWNa B-Wo 98/99	GWNa B-Wo 99/00
Bliesgau	Acker	38	Bn,R-B,R,B-R,R	6	Mittel	9,3	264,0	139,0	348,4	591,4	450,6
					Median	9,1	243,3	146,7	343,5	586,4	445,7
					Stabw	0,5	58,2	29,4	15,9	15,9	
					Grubbs Min	8,4	158,0	85,4	319,5	562,4	421,7
					Grubbs Max	10,3	370,0	192,6	377,4	620,4	479,6
Bliesgau	Acker	39	Rn,Bk	4	Mittel	8,8	260,2	92,9	376,1	619,0	478,3
					Median	9,4	286,8	101,9	367,6	610,6	469,8
					Stabw	1,7	76,1	25,5	21,5	21,5	21,5
					Grubbs Min	6,3	148,8	55,6	344,6	587,6	446,8
					Grubbs Max	11,3	371,6	130,2	407,5	650,5	509,8
Bliesgau	Acker	45	Kn,B(p),B,B-Q,AB-AS,K	6	Mittel	8,9	311,1	167,4	336,9	579,9	439,2
					Median	9,1	302,8	161,5	337,1	580,1	439,3
					Stabw	1,9	135,9	49,8	19,1	19,1	19,1
					Grubbs Min	5,4	63,6	76,7	302,2	545,2	404,4
					Grubbs Max	12,3	558,7	258,1	371,7	614,6	473,9
Bliesgau	Acker	86	S-K,QGn	2	Mittel	8,2	297,3	157,5	341,6	579,5	443,9
					Median	8,2	297,3	157,5	341,6	579,5	443,9
					Stabw	2,3	6,6	65,4	28,4	26,4	28,4
					Grubbs Min	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	KWBa.	k. A.
					Grubbs Max	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Bliesgau	Acker	87	S-G,AG,Q-B,K	4	Mittel	8,4	358,9	141,5	350,2	587,3	452,5
					Median	8,5	351,4	132,5	352,8	589,8	455,1
					Stabw	3,0	122,7	59,3	28,3	26,0	28,3
					Grubbs Min	4,0	179,4	54,8	308,9	549,3	411,1
					Grubbs Max	12,8	538,5	228,3	391,6	625,3	493,8
Bliesgau	Acker	100	AB, Ag, AG-A	3	Mittel	8,6	388,1	153,5	341,7	579,6	443,9
					Median	9,8	375,4	142,7	345,2	583,0	447,4
					Stabw	3,2	134,1	38,3	16,1	15,0	16,1
					Grubbs Min	4,9	233,5	109,3	323,1	562,3	425,3
					Grubbs Max	12,3	542,7	197,8	360,3	596,9	462,5
Summe				67							

Tabelle 7-39: GWNa (Grünland) UG Bliesgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (1)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa B-Wo 97/98	GWNa B-Wo 98/99	GWNa B-Wo 99/00
Bliesgau	Grünland	19	Bn,Sn,B-L,B-R,B	6	Mittel	10,3	9,2	347,9	176,7	221,6	454,4	323,6
					Median	10,6	9,5	354,6	182,2	214,9	447,7	317,0
					Stabw	0,9	0,8	45,6	40,3	29,6	29,6	29,6
					Grubbs Min	8,7	7,8	264,8	103,2	167,6	400,4	269,7
					Grubbs Max	11,9	10,7	430,9	250,1	275,6	508,4	377,6
Bliesgau	Grünland	25	Rn,Rb,Sn,Rs,B	4	Mittel	9,7	8,7	293,7	126,4	265,7	498,5	367,8
					Median	10,0	9,0	266,8	130,4	256,5	489,3	358,5
					Stabw	1,4	1,2	120,2	40,0	43,9	43,9	43,9
					Grubbs Min	7,7	6,9	117,9	67,9	201,5	434,3	303,5
					Grubbs Max	11,7	10,5	469,5	184,9	330,0	562,8	432,1
Bliesgau	Grünland	31	Bn,R-B,Rn,CF-B	6	Mittel	7,4	6,6	232,7	101,6	294,6	527,4	396,7
					Median	7,6	6,8	207,5	91,6	302,1	534,9	404,2
					Stabw	2,4	2,2	95,2	39,5	45,1	45,1	45,1
					Grubbs Min	2,9	2,6	59,3	29,5	212,4	445,2	314,5
					Grubbs Max	11,8	10,6	406,1	173,6	376,8	609,6	478,9
Bliesgau	Grünland	32	B-R,Bn,R	12	Mittel	9,5	8,6	277,8	130,7	259,6	492,4	361,7
					Median	9,9	8,9	275,8	128,4	258,4	491,2	360,5
					Stabw	1,3	1,1	62,3	31,5	30,6	30,6	30,6
					Grubbs Min	6,7	6,0	135,4	58,8	189,6	422,4	291,7
					Grubbs Max	12,4	11,2	420,2	202,6	329,6	562,4	431,7
Bliesgau	Grünland	35	Bn,R,Rs,Rb	10	Mittel	9,7	8,8	312,8	122,9	266,2	499,0	368,2
					Median	9,9	8,9	319,4	115,0	272,1	504,9	374,2
					Stabw	1,1	1,1	51,3	28,0	23,9	23,9	23,9
					Grubbs Min	7,2	6,4	201,2	61,9	214,3	447,1	316,3
					Grubbs Max	12,1	11,1	424,5	183,9	318,1	550,9	420,1
Bliesgau	Grünland	37	Bn,R-B,R,B-R	4	Mittel	8,8	7,9	235,9	120,8	278,4	511,2	380,5
					Median	9,6	8,6	249,1	125,6	264,7	497,5	366,8
					Stabw	1,6	1,5	75,3	56,6	67,5	67,5	67,5
					Grubbs Min	6,4	5,8	125,7	38,0	179,8	412,6	281,8
					Grubbs Max	11,2	10,1	346,1	203,6	377,1	609,9	479,2



Tabelle 7-40: GWNa (Grünland) UG Bliesgau - Bodenkennwerte und jährliche Sickerwasserraten GWNa [mm] (2)

UG	Nutzung	Boden- einheit	Bodentyp	Anzahl Profile		We Acker [dm]	We Grld [dm]	FKWe [mm]	nFKWe [mm]	GWNa B-Wo 97/98	GWNa B-Wo 98/99	GWNa B-Wo 99/00
Bliesgau	Grünland	38	Bn,B-R,R-B,Rn	6	Mittel	9,3	8,4	247,8	133,0	256,8	489,6	358,9
					Median	9,1	8,2	235,6	140,9	246,9	479,7	348,9
					Stabw	0,5	0,5	48,5	28,3	30,4	30,4	30,4
					Grubbs Min	8,4	7,5	159,5	81,4	201,5	434,3	303,5
					Grubbs Max	10,3	9,2	336,2	184,7	312,2	545,0	414,2
Bliesgau	Grünland	39	Rn,Bk	4	Mittel	8,8	7,9	240,4	86,3	311,6	544,4	413,7
					Median	9,4	8,5	263,6	93,2	298,2	531,0	400,2
					Stabw	1,7	1,6	66,0	22,5	37,5	37,5	37,5
					Grubbs Min	6,3	5,7	143,9	53,3	256,7	489,5	358,8
					Grubbs Max	11,3	10,2	336,9	119,3	366,5	599,3	468,6
Bliesgau	Grünland	45	Kn,B(p),B,B-Q,AB-AS,K	6	Mittel	8,9	8,0	285,7	153,5	239,9	472,7	341,9
					Median	9,1	8,2	275,4	149,8	239,3	472,1	341,3
					Stabw	1,9	1,7	121,7	42,1	32,6	32,6	32,6
					Grubbs Min	5,4	4,8	63,9	76,7	180,4	413,2	282,4
					Grubbs Max	12,3	11,1	507,5	230,3	299,4	532,2	401,4
Bliesgau	Grünland	86	S-K,QGn	2	Mittel	8,2	7,4	270,8	143,1	250,6	472,8	352,6
					Median	8,2	7,4	270,8	143,1	250,6	472,8	352,6
					Stabw	2,3	2,1	5,3	59,4	53,1	48,9	53,1
					Grubbs Min	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
					Grubbs Max	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Bliesgau	Grünland	87	S-G,AG,Q-B,K	4	Mittel	8,4	7,6	326,7	129,2	266,3	487,0	368,4
					Median	8,5	7,7	320,2	119,4	272,6	493,0	374,7
					Stabw	3,0	2,7	110,4	55,4	53,7	49,0	53,7
					Grubbs Min	4,0	3,6	165,2	48,2	187,7	415,3	289,8
					Grubbs Max	12,8	11,5	488,2	210,2	344,9	558,7	447,0
Bliesgau	Grünland	100	AB, Ag, AG-A	3	Mittel	8,6	7,8	342,8	136,2	254,9	476,9	356,9
					Median	9,8	8,9	337,1	131,9	255,1	477,4	357,1
					Stabw	3,2	2,9	136,9	40,9	37,7	34,6	37,7
					Grubbs Min	8,6	7,8	342,8	136,2	254,9	476,9	356,9
					Grubbs Max	12,3	11,1	500,6	183,4	298,4	516,9	400,4
Summe				67								

Tabelle 7-41: Legende der Bodendatenbank (1)

Item Access®/ Excel®	Einheit	Beschreibung	Profil- und Horizontdaten Saar-BIS		Eigene Profilaufnahmen		Bodeneinheiten BÜK 25	Verknüpfungsregeln MÜLLER (1997)	Datenbank-/Tabellen-Kalkulation Access®/Excel®
			Profile	Datenschlüssel GLA (1992)	Profile	Datenschlüssel AG BODEN (1994)			
Fortl. EG-Nr.		Tabellennummerierung Excel							X
P-Archivnr.		Archivnummer Saar-BIS	X						
Profil-Nr.		Pofilnummer			X				
EG		Bezugs-EZG							X
Nutz-GWNa		Nutzungsdifferenzierung zur Berechnung der GWNa							X
Anzahl n		Anzahl der Profile je Bodeneinheit							X
Formend		Nr. Bodeneinheit	X		X		X		
Bodentyp		Bodentyp	X	S. 73 ff	X	S. 170 ff			
Horizont-Nr.		fortl. Horizont-Nr. je Profil	X	S. 26	X				
Schicht_O	cm	Obergrenze Horizont	X	S. 26	X				
Schicht_U	cm	Untergrenze Horizont	X	S. 26	X				
Mächtigkeit	dm	Horizontmächtigkeit Profilaufnahme							X
Mächtigkeit 11dm	dm	Horizontmächtigkeit bis 11dm Profiltiefe							X
Schichtm. 11dm	dm	Mächtigkeiten der Profilschichten bis 11dm Profiltiefe							X
Horizont		Horizontbezeichnung	X	S. 26 ff	X	S. 81 ff			
Bo_To_Festg		Bodenart, Saar-BIS Boden-, Torfart, Festgestein	X	S. 33	X	S. 132 ff			
Skelett Aufn.		Skelettgehalt nach Profilaufnahme			X	S. 133+55+141			
Skelett Flächen-%		Skelett in Flächenprozent		S. 34		S. 55+141			
LD-Horizont		Lagerungsdichte nach Horizontbeschreibung						VKR 7.1.4	
Farbe_M		Farbe nach Munsell	X		(X)				
Humusgeh		Humusgehalt Profilaufnahme	X	S. 42	X	S. 107 ff			
Humus Schätzwert		Humusgehalt – Schätzwert nach Horizonten							X
Corg-Analytik		Humusgehalt aus Corg-Analytik Bodenprofilproben							X
Carbogeh		Carbonatgehalt	X	S. 43	X	S. 109			
Lager_D		effektive Lagerungsdichte Aufnahme	X	S. 45	X	S. 126			

Tabelle 7-42: Legende der Bodendatenbank (2)

Item Access®/ Excel®	Einheit	Beschreibung	Profil- und Horizontdaten Saar-BIS		Eigene Profilaufnahmen		Bodeneinheiten BÜK 25	Verknüpfungsregeln MÜLLER (1997)	Datenbank-/Tabellen-Kalkulation Access®/Excel®
			Profile	Datenschlüssel GLA (1992)	Profile	Datenschlüssel AG BODEN (1994)			
We	dm	effektive Durchwurzelungstiefe je Horizont						VKR 7.1.6	
We x Mächtigkeit 11 dm	dm²	Produkt aus We x Horizontmächtigkeit; Bis 11 dm Profiltiefe							X
We gew. Je Schicht	dm	Wichtung nach Schichten: (We x Mächtigkeit 11 dm)/Schichtm. 11 dm							X
We gesamt gew.	Dm	Wichtung We-Schichten für das Gesamt-Profil							X
We gesamt	dm	We Profil nach versch. Kriterien						VKR 7.1.6	
Horiz.mächt. We	dm	Mächtigkeiten der Horizonte bis We-Tiefe							X
We GrlD	dm	We gesamt für Grünland						VKR 7.1.6	
Horiz.mächt. We GrlD	dm	Mächtigkeiten der Horizonte bis We-Tiefe für Grünland							X
FK	mm/dm	Feldkapazität je Horizont						VKR 7.1.8	
Zuschläge FK	mm/dm	Zuschläge zur FK nach Humusgehalt						VKR 7.1.8	
Abzug Grobboden	% FK	Abzug von der FK nach Grobbodenanteil (Skelett Flächen-%)						VKR 7.1.8	
FK je Hor.	mm/dm	FK+Zuschlag-Abzug je Horizont							X
FKWe/Hor.	mm	FK x Horiz.mächt. We bis We-Tiefe							X
FKWe	mm	Summe FKWe/Hor.							X
nFK	mm/dm	nutzbare Feldkapazität je Horizont						VKR 7.1.7	
Zuschläge nFK	mm/dm	Zuschläge zur nFK nach Humusgehalt						VKR 7.1.7	
Abzug Grobboden nFK	% nFK	Abzug von der nFK nach Grobbodenanteil (Skelett Flächen-%)						VKR 7.1.7	
nFK je Hor.	mm/dm	nFK+Zuschlag-Abzug je Horizont							X
nFKWe/Hor.	mm	nFK x Horiz.mächt. We bis We-Tiefe							X
nFKWe	mm	Summe nFKWe/Hor.						VKR 7.5.1	X
GWS BÜK		Grundwasserstufe der Bodeneinheit					X		
MNGW	dm	mittlerer Grundwassertiefstand					S. 39		
za	dm	Abstand MNGW – We						VKR 7.1.13	
KR	mm/d	mittlere kapillare Aufstiegsrate						VKR 7.1.13	
ta	d	Dauer des kapillaren Aufstiegs						VKR 7.1.14	
KA	mm	mittlerer kapillarer Aufstieg: KR x ta						VKR 7.5.2	

Tabelle 7-43: Legende der Bodendatenbank (3)

Item Access®/ Excel®	Einheit	Beschreibung	Profil- und Horizontdaten Saar-BIS		Eigene Profilaufnahmen		Boden-einheiten BÜK 25	Verknüpfungs-regeln MÜLLER (1997)	Datenbank-/Tabellen-Kalkulation Access®/Excel®
			Profile	Datenschlüssel GLA (1992)	Profile	Datenschlüssel AG BODEN (1994)			
Wpfl	mm	pflanzenverfügbare Wassergehalt: nFKWe + KA						VKR 7.5.4	
GWNa	mm	jährliche Sickerwasserrate						VKR 7.5.6	
TK-Nr.		Blatt-Nr. Topographische+C77 Karte TK 25	X		X				
Probe-Nr.		Nr. Bodenprobe	X		X				
Rechtswert	m	Gauß-Krüger-Rechtswert	X		X				
Hochwert	m	Gauß-Krüger-Hochwert	X		X				
M_NN	m	Höhe über NN	X		X				
Ortsangabe		Ortsangabe Saar-BIS / Bezug Bodenstation							
Nat Einh.		Naturräumliche Einheit	X						
Geologie		Geologische Einheit	X		X				
Geogen		Geogenese	X	S. 49					
Decksch		Deckschicht	X	S. 51					
Datum		Datum Profilaufnahme			X				
Aufschlussart		Art des Profilaufschlusses			X	S. 56			
Rel_Formgr		Reliefformgruppe	X	S. 16					
Rel_Formtyp		Reliefformtyp	X	S. 17	X	S. 64			
P-Position		Bohrposition	X	S. 18					
Neigung	°	Hangneigung	X	S. 19	X	S. 58			
Exposition	°	Hangexposition	X	S. 19	X	S. 59			
Exposition	Klasse	Exposition			X	S. 59			
N-Stufe	Klasse	Neigungsstufe			X	S. 58			
Wölbung		Wölbungsrichtung, Wölbungstendenz			X	S. 63			
Mikrorelief		Mikrorelief			X	S. 69			
Lage i.R.		Lage im Relief			X	S. 69			

Tabelle 7-44: Legende der Bodendatenbank (4)

Item Access® / Excel®	Einheit	Beschreibung	Profil- und Horizontdaten Saar-BIS		Eigene Profilaufnahmen		Boden-einheiten BÜK 25	Verknüpfungs-regeln MÜLLER (1997)	Datenbank-/Tabellen-Kalkulation Access®/Excel®
			Profile	Datenschlüssel GLA (1992)	Profile	Datenschlüssel AG BODEN (1994)			
Nutzung		Flächennutzung	X	S. 20	X	S. 72			
Nutzung97		Flächennutzung 1997			X				
Nutzung98		Flächennutzung 1998			X				
Nutzung99		Flächennutzung 1999			X				
GW-St		Grundwasserstufe	X	S. 63					
St-Koerp		Staukörper dm Tiefe	X	S. 65					
ST-Naess		Staunässestufe	X	S. 66					
Humusform		Humusform	X	S. 73					
Bodentyp		Bodentyp	X	S. 73					
Gruendigk		Gründigkeit	X	S. 77					
Entw_T		Entwicklungstiefe	X	S. 77					
Leitb		Leitboden	X	S. 78					
Anm		Anmerkungen	X						



# LEBENS LAUF

## Persönliche Angaben

---

Name: Barbara Edith Neumann  
Geburtsdatum: 14. Januar 1970  
Geburtsort: Gladbeck  
Familienstand: ledig

## Bildungsweg

---

1976 – 1980 Grundschule Pestalozzischule Spiesen-Elversberg  
1980 – 1989 Staatliches Gymnasium am Steinwald, Neunkirchen/Saar. Abschluss: Allgemeine Hochschulreife  
06/ 1989 – 05/ 1990 Au-pair Aufenthalt in Reading, Großbritannien  
10/ 1990 – 07/ 1997 Studium der Geographie an der Universität des Saarlandes, Saarbrücken  
Prüfungsfächer: Physische Geographie, Bodengeographie, Naturschutz und Landschaftspflege. Nebenfach: Geologie.  
Thema der Diplomarbeit: GIS-gestützte Prognose und Bewertung der pedogenen Nitratauswaschungsgefährdung. - Eine Studie am Beispiel der Gemeinde Schwalbach  
Abschluss: Diplom-Geographin  
09/ 1993 – 04/ 1994 Integriertes Auslandsstudium (IAS) an der Simon Fraser University, Burnaby in British Columbia, Kanada. Teilstipendium des DAAD.  
Studienschwerpunkte: Luftbildinterpretation, Fernerkundung, Bodenkunde, (Wald-) Ökologie  
10/ 1997 – 2002 Promotion in Physischer Geographie an der Universität des Saarlandes  
Thema der Dissertation: Erfassung des nutzungsbedingten Nitrataustrages landwirtschaftlich genutzter Böden und GIS-gestützte Modellierung des standörtlichen Nitratverlagerungsrisikos - Ein Beitrag zum integrierten Gewässerschutz –  
Gesamtprädikat: magna cum laude

## Berufstätigkeit

---

08/ 1997 – 07/ 2000 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl für Physische Geographie und Umweltforschung, Prof. Dr. J. Kubiniok, und Institut für Biogeographie, Priv.-Doz. Dr. A Siegl., im Forschungsvorhaben:  
„Wasser- und Nährstoffhaushalt im Einzugsgebiet kleiner Fließgewässer auf repräsentativen Flächen im ländlichen Raum des Saarlandes als Grundlage für angepasste kommunale Abwasser- und Regenwasserbehandlungskonzepte – WUNEF“, gefördert durch das Ministerium für Umwelt des Saarlandes  
seit 08/ 2001 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl für Physische Geographie und Umweltforschung, Prof. Dr. J. Kubiniok, Universität des Saarlandes.  
Tätigkeitsfelder: Projektbezogene Arbeiten, Geländepraktikum (Spanien), Laborkurs Bodenchemie, GIS (Brasilien)

## Sonstiges

---

seit 1998 ehrenamtliche Mitarbeit im Verein Geographie ohne Grenzen e. V., Saarbrücken. Tätigkeitsfelder: Organisation, Projektarbeit  
04/ 2000 – 06/ 2002 Mitglied im Fakultätsrat der Philosophischen Fakultät III - Empirische Humanwissenschaften - der Universität des Saarlandes