

Landwirtschaftliche Ursachen hoher Sulfatgehalte in gefördertem Trinkwasser

Bilanzierung und Modellierung des Schwefelhaushaltes am
Beispiel von zwei überwiegend landwirtschaftlich genutzten
Wassereinzugsgebieten

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Fakultät für Agrarwissenschaften
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von
Matthias Willms
geboren in Hannover

Göttingen, Februar 2005

D 7

1. Referentin/Referent: Prof. Dr. Brunk Meyer
2. Korreferentin/Korreferent: Prof. Dr. Holger Wildhagen
Tag der mündlichen Prüfung: 05.02.2004

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	12
1.1	Fragestellung.....	12
1.1.1	Rahmenbedingung.....	12
1.1.2	Quellen für eine Sulfatbelastung des Sickerwassers	12
1.1.3	Objektwahl	13
1.1.4	Vorgesehene Untersuchungen.....	14
1.1.5	Abgrenzung des Untersuchungsobjektes.....	15
1.2	Schwefel in der Landwirtschaft	16
1.2.1	Rahmenbedingungen	16
1.2.2	Schwefel im pflanzenbaulichen Stoffkreislauf.....	16
1.2.2.1	Schwefel in landwirtschaftlich genutzten Böden.....	16
1.2.2.2	Mikrobielle Schwefelumsetzungen im Boden	17
1.2.2.3	Schwefelstoffwechsel der Pflanzen	17
1.2.2.4	Symptome des Schwefelmangels an Kulturpflanzen.....	19
2	Material und Methoden	21
2.1	Untersuchungsgebiete und ihre Böden	21
2.1.1	Untersuchungsgebiet Mockritz.....	21
2.1.1.1	Naturräumliche Gliederung	21
2.1.1.2	Böden.....	22
2.1.1.3	Wasserwirtschaft	25
2.1.2	Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	26
2.1.2.1	Naturräumliche Gliederung	26
2.1.2.2	Böden.....	27
2.1.2.3	Wasserwirtschaft	29
2.2	Analysen	31
2.3	Landwirtschaftliche Nährstoffbilanzen.....	32
2.3.1	Erhebung der landwirtschaftlichen Nutzungsverhältnisse	34
2.3.2	Betriebsbilanz.....	34
2.3.3	Stallbilanz.....	35
2.3.4	Flächenbilanz	35
2.3.5	Dauer der Erhebung	36
2.3.6	Erfassung der Bilanzgrößen	36
2.3.6.1	Futtermittel	37
2.3.6.2	Tierische Produkte	37
2.3.6.3	Pflanzliche Produkte.....	38
2.3.6.4	Handelsdünger und Beregnung.....	41
2.3.6.5	Wirtschaftsdünger.....	42
2.3.6.6	Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen in der Stickstoffbilanz	43
2.4	Bilanzkontrolle – Plausibilität von Bilanzdaten	44
2.4.1	Proteinversorgung des Viehs.....	44
2.4.2	Kontrollmöglichkeiten bei Betriebs-, Stall- und Flächenbilanz.....	46

2.5	Simulations-Modelle zur Kalkulation der Sickerwassermenge und der Sulfat- und Nitrat austräge	46
2.5.1	Struktur der Modelle SULFONIE und HERMES.....	47
2.5.2	Teilmodell Wasserhaushalt.....	47
2.5.3	Stickstoff- und Schwefeldynamik.....	49
2.5.4	Datenstruktur und GIS-Umsetzung.....	52
2.6	Eingangsdaten der Simulations-Rechnungen	55
2.6.1	Wetterdaten.....	55
2.6.2	Flächennutzungsdaten und Simulationsdauer.....	56
2.6.3	Entwicklung von potenziellen Szenarien der Landnutzung.....	57
2.6.4	Szenario 'Klimaänderung'	58
2.6.5	Szenario 'Schwefeldüngung'	59
2.6.6	Szenario 'Ökologischer Landbau'	60
3	Ergebnisse.....	63
3.1	Modellvalidierung.....	63
3.1.1	Exemplarische Untersuchung einzelner Bohrungen und deren Simulations-Rechnungen	64
3.1.1.1	Untersuchungsgebiet Mockritz	65
3.1.1.2	Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	78
3.1.2	Vergleich gemessener und simulativ berechneter Sulfatschwefel-Mengen im Boden.....	86
3.2	Untersuchungsgebiet Mockritz	90
3.2.1	Landwirtschaftliche Flächennutzung	90
3.2.1.1	Angebaute Fruchtarten	90
3.2.1.2	Erträge	91
3.2.2	Nährstoffbilanzen.....	92
3.2.2.1	Betriebsbilanzen	92
3.2.2.2	Flächenbilanzen.....	94
3.2.2.3	Zusammenfassung.....	99
3.2.2.4	Bewertung des Sulfateintrages durch die Landwirtschaft	100
3.2.3	Simulative Berechnung von Schwefel- und Stickstoffausträgen	101
3.2.3.1	Landnutzung ab 1973	101
3.2.3.2	Modellierung möglicher künftiger Szenarien der Agrarflächen-Nutzung.....	109
3.2.3.3	Zusammenfassung.....	111
3.3	Untersuchungsgebiet Bramstedt	114
3.3.1	Landwirtschaftliche Flächennutzung	114
3.3.1.1	Angebaute Fruchtarten	114
3.3.1.2	Erträge	115
3.3.2	Nährstoffbilanzen.....	115
3.3.2.1	Betriebsbilanzen	115
3.3.2.2	Flächenbilanzen.....	118
3.3.2.3	Zusammenfassung.....	121
3.3.3	Simulative Berechnung von Schwefel- und Stickstoffausträgen	122
3.3.3.1	Derzeitige Landnutzung	122
3.3.3.2	Modellierung möglicher künftiger Szenarien der Agrarflächen-Nutzung.....	127
3.3.3.3	Zusammenfassung.....	129

4	Diskussion	131
4.1	Schwefelgehalte der landwirtschaftlichen Betriebsmittel.....	131
4.2	Modellvalidierung.....	133
4.2.1	Verlagerungstiefe des Sickerwassers	136
4.2.2	Anwendung der Modelle in den Untersuchungsgebieten.....	137
4.3	Schlussfolgerungen	138
4.3.1	Bilanzierung	138
4.3.2	Simulations-Rechnungen.....	138
5	Zusammenfassung	140
6	Literaturverzeichnis	142
7	Anhang	147

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Beschaffenheit des Rohwassers im Zeitabschnitt 1996 bis 2002	26
Tab. 2:	Richtzahlen für den Nährstoffgehalt von Futtermitteln in der standardisierten Frischmasse.....	37
Tab. 3:	Richtzahlen für Nährstoffgehalte in der standardisierten Frischmasse von Tierkörpern und tierischen Produkten.....	38
Tab. 4:	Richtzahlen für Nährstoffgehalte in der standardisierten Frischmasse einiger landwirtschaftlicher Fruchtarten im Haupt- und Nebenerntegut sowie das Verhältnis von Haupterntegut (HEG) zu Nebenerntegut (NEG),.....	40
Tab. 5:	Schwefeleintrag über Saatgut mit in den Untersuchungsgebieten üblichen Aussaatmengen,	41
Tab. 6:	Nährstoffgehalte einiger praxisüblicher Handelsdünger in der standardisierten Frischmasse.....	42
Tab. 7:	Berücksichtigte Stickstoff-Verluste bei Wirtschaftsdüngern	43
Tab. 8:	Schätzung der Stickstoff-Bindung durch Leguminosen für verschiedene Fruchtarten in Abhängigkeit vom Ertrag (standardisierte Frischmasse)	44
Tab. 9:	Simulierte Landnutzungsszenarien	58
Tab. 10:	Vergleich der Jahresdurchschnittstemperatur und der jährlichen Niederschlagssumme des Ist-Klimas mit dem des Klimaszenarios	58
Tab. 11:	7-gliedrige und 5-gliedrige Fruchtfolge des Szenarios 'Ökologischer Landbau' im Untersuchungsgebiet Mockritz nach Standortklassen.....	62
Tab. 12:	Zusammenfassung der Daten zu Landnutzung und Wasserhaushalt sowie der gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen der exemplarisch vorgestellten Profile.....	85
Tab. 13:	Kennzahlen der Erhebungsperioden des Untersuchungsgebietes Mockritz.....	90
Tab. 14:	Durchschnittserträge der Bilanzierungsperioden 1977–1989 und 1995–2000 im Untersuchungsgebiet Mockritz,	92
Tab. 15:	Betriebsbilanz für Stickstoff und Schwefel des Untersuchungsgebietes Mockritz,	93
Tab. 16:	Zeitgang der Betriebsbilanzen für Stickstoff und Schwefel im Untersuchungsgebiet Mockritz,.....	94
Tab. 17:	Flächenbilanz für Stickstoff und Schwefel der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Mockritz.....	96
Tab. 18:	Vergleich der Stickstoffsalden mit und ohne Zu- und Abschläge im Untersuchungsgebiet Mockritz	96
Tab. 19:	Durchschnittliche Schwefeldüngung nach Düngergruppen im Untersuchungsgebiet Mockritz.....	97
Tab. 20:	Zufahren, Abfahren und Salden für Stickstoff und Schwefel für ausgewählte Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Mockritz.....	98
Tab. 21:	Simulationsergebnisse, aggregiert nach Standorttypen, Untersuchungsgebiet Mockritz.....	108
Tab. 22:	Komponenten des Wasserhaushaltes für das heutige Klima und das künftige Klimaszenario im Untersuchungsgebiet Mockritz.....	109
Tab. 23:	Veränderung der landwirtschaftlichen Schwefelbilanz im Szenario 'Schwefeldüngung' gegenüber der derzeitigen Landnutzung	110
Tab. 24:	Veränderung der Stickstoff- und Schwefelbilanz im Szenario 'Ökologischer Landbau' gegenüber der derzeitigen Landnutzung	110

Tab. 25:	Übersicht ausgewählter Größen der Simulationsrechnungen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien für das Untersuchungsgebiet Mockritz.....	113
Tab. 26:	Kennzahlen des Untersuchungsgebietes Bramstedt.....	114
Tab. 27:	Durchschnittserträge ausgewählter Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	115
Tab. 28:	Betriebsbilanz für Stickstoff und Schwefel des Untersuchungsgebietes Bramstedt,	116
Tab. 29:	Zeitgang der Betriebsbilanzen für Stickstoff und Schwefel im Untersuchungsgebiet Bramstedt,.....	117
Tab. 30:	Flächenbilanz für Stickstoff und Schwefel der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Bramstedt.....	119
Tab. 31:	Vergleich der Stickstoffsalden mit und ohne Zu- und Abschläge im Untersuchungsgebiet Bramstedt	120
Tab. 32:	Durchschnittliche Schwefeldüngung nach Düngergruppen im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	120
Tab. 33:	Zuführen, Abführen und Salden für Stickstoff und Schwefel für ausgewählte Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	121
Tab. 34:	Komponenten des Wasserhaushaltes im Untersuchungsgebiet Bramstedt für das heutige Klima und ein Klimaszenario	127
Tab. 35:	Veränderung der landwirtschaftlichen Schwefelbilanz im Szenario 'Schwefeldüngung' im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	128
Tab. 36:	Stickstoff- und Schwefelbilanzen der derzeitigen Landnutzung und des Szenarios 'Ökologischer Landbau' im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	128
Tab. 37:	Übersicht ausgewählter Größen der Simulationsrechnungen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien für das Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	130

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	Lage der Untersuchungsgebiete Mockritz bei Torgau und Bramstedt bei Bremen.	14
Abb. 2:	Schwefelkreislauf	18
Abb. 3:	Untersuchungsgebiet Mockritz und Landschaftseinheiten nach SCHULZE, 1955	22
Abb. 4:	Standorttypen im Untersuchungsgebiet Mockritz.....	24
Abb. 5:	Geförderte Wassermenge aller Brunnen im Untersuchungsgebiet Mockritz für den Zeitabschnitt 1982 bis 2000.....	25
Abb. 6:	Trendlinien der mittleren monatlichen Fördermengen und der monatlichen Rohwasser-Sulfatgehalte der Fassung Mockritz I.....	26
Abb. 7:	Geografische Lage des Untersuchungsgebietes Bramstedt.....	27
Abb. 8:	Verteilung der Bodentypen im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	28
Abb. 9:	Jahresfördermengen des Wasserwerkes Häsebusch 1970–2002.....	30
Abb. 10:	Verlauf der Sulfatgehalte ausgewählter Brunnen des Wasserwerkes Häsebusch	30
Abb. 11:	Schema für Betriebs-, Stall- und Flächenbilanz	33
Abb. 12:	Schema des Stickstoff-Simulationsmodells HERMES.....	48
Abb. 13:	Schema des Schwefel-Simulationsmodells SULFONIE	48
Abb. 14:	Funktionen in HERMES und SULFONIE zur Mineralisation von organischem Stickstoff und Schwefel in Abhängigkeit von der Temperatur.....	50

Abb. 15:	Funktion in HERMES und SULFONIE zur Reduktion des Mineralisierungsfaktors in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte (Θ)	50
Abb. 16:	Datenstruktur des Modells SULFONIE – das Modell HERMES ist analog strukturiert	53
Abb. 17:	Regressionsrechnung und Interpolation der Wetterdaten auf das Zentrum des Untersuchungsgebietes am Beispiel des Untersuchungsgebietes Mockritz	56
Abb. 18:	Monatliche Abweichung der Tages-Durchschnittstemperatur des Klimaszenarios vom Ist-Klima	59
Abb. 19:	Monatliche Differenz der Niederschlagshöhe des Klimaszenarios vom Ist-Klima.....	59
Abb. 20:	Profil 13, Vega aus Lehmen, Standorttyp A13a3, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	66
Abb. 21:	Verlauf der simulierten Sulfatschwefel-Akkumulation von Profil 13, Vega, Untersuchungsgebiet Mockritz	68
Abb. 22:	Modellberechnete Zeitabschnitte, in denen Sulfat in Form von Gips ausgefallen ist, differenziert nach Schichten, Profil 13, Vega	68
Abb. 23:	Profil 25, Gley-Vega aus Ton, Standorttyp A11b3, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	70
Abb. 24:	Verlauf der simulativ berechneten Sulfatschwefel-Akkumulation in Profil 25, Gley-Vega, Untersuchungsgebiet Mockritz.....	71
Abb. 25:	Profil 12, Pseudogley-Braunerde, Standorttyp D5b1, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	72
Abb. 26:	Verlauf der simulierten Sulfatschwefel-Akkumulation von Profil 12, Pseudogley-Braunerde, Untersuchungsgebiet Mockritz.....	73
Abb. 27:	Modellberechnete Zeitabschnitte, in denen Sulfat in Form von Gips ausgefallen ist, differenziert nach Schichten, Profil 12, Pseudogley-Braunerde	73
Abb. 28:	Profil 39, Bänder-Parabraunerde aus Sand, Standorttyp D2a1, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	75
Abb. 29:	Verlauf der simulierten Sulfat-S-Akkumulation von Profil 39, Bänder-Parabraunerde, Untersuchungsgebiet Mockritz	76
Abb. 30:	Modellberechnete Zeitabschnitte in denen Sulfat in Form von Gips ausgefallen ist, differenziert nach Schichten, Profil 39, Bänder-Parabraunerde	76
Abb. 31:	Profil 200, Podsol-Braunerde, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	79
Abb. 32:	Profil 214, Niedermoor-Gley, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	81
Abb. 33:	Profil 207, entwässertes, landwirtschaftlich genutztes Hochmoor, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	83
Abb. 34:	Profil 208, entwässertes, landwirtschaftlich genutztes Niedermoor, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen	83
Abb. 35:	Vergleich gemessener und simulativ berechneter Sulfatschwefel- und N_{\min} -Mengen in den Untersuchungsgebieten Mockritz und Bramstedt.....	87
Abb. 36:	Flächenverhältnis wichtiger Fruchtarten des Untersuchungsgebietes Mockritz	91
Abb. 37:	Vergleich der Mengen an zugekauften Düngernährstoffen im Untersuchungsgebiet Mockritz.....	95
Abb. 38:	Entwicklung der Schwefelsalden zu Raps im Untersuchungsgebiet Mockritz nach Daten der Flächenbilanzierung	99

Abb. 39:	Simulativ berechnete jährliche Schwefelausträge im Untersuchungsgebiet Mockritz unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	103
Abb. 40:	Simulativ berechnete jährliche Stickstoffausträge im Untersuchungsgebiet Mockritz unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	104
Abb. 41:	Verlauf der jährlichen Werte für Niederschlag, atmosphärische Deposition, landwirtschaftlichen Schwefelsaldo sowie ausgewählter Werte der Simulations-Rechnungen 1973–2000 in Mockritz.....	106
Abb. 42:	Verlauf der Sulfatkonzentration im Sickerwasser in 2 m Bodentiefe, differenziert nach Standorttyp	107
Abb. 43:	Vergleich der simulativ berechneten Sulfat- und Nitratkonzentrationen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien im Untersuchungsgebiet Mockritz	113
Abb. 44:	Flächenverhältnis der angebauten Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	114
Abb. 45:	Vergleich der Mengen an zugekauften Düngernährstoffen, Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	118
Abb. 46:	Simulativ berechnete jährliche Schwefelausträge im Untersuchungsgebiet Bramstedt unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	123
Abb. 47:	Simulativ berechnete jährliche Stickstoffausträge im Untersuchungsgebiet Bramstedt unter landwirtschaftlich genutzten Flächen	124
Abb. 48:	Verlauf der jährlichen Werte für Niederschlag, atmosphärische Deposition, landwirtschaftlichen Schwefelsaldo sowie ausgewählter Werte der Simulations-Rechnungen 1982–2000 in Bramstedt	126
Abb. 49:	Vergleich der simulativ berechneten Sulfat- und Nitratkonzentrationen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien im Untersuchungsgebiet Bramstedt	130
Abb. 50:	Schema zur Gliederung der Daten in: Beobachtungs-Zeit, Rekonstruktion der Vergangenheit und Vorhersage-Zeit.....	131
Abb. 51:	Beispiel für mögliche maximale und minimale Abweichungen der Eingangsdaten des Modells durch Heterogenität innerhalb von Schlägen in % (links) und in absoluten Werten (rechts)	134
Abb. 52:	Iterative Überlegungen zur Prüfung der Höhe der Deposition am Beispiel von Profil 12.....	136

Verzeichnis der Anhänge

Anhang 1:	Bodendaten der Leitprofile zur Modellierung, Untersuchungsgebiet Mockritz	148
Anhang 2:	Bodendaten der Leitprofile zur Modellierung, Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	149
Anhang 3:	Durchgeführte Futtermittelanalysen, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse.....	150
Anhang 4:	Durchgeführte Analysen für tierische Produkte, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse.....	151
Anhang 5:	Durchgeführte Analysen des Haupterntegutes landwirtschaftlicher Kulturen, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse	152
Anhang 6:	Durchgeführte Analysen des Nebenerntegutes landwirtschaftlicher Kulturen, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse	155
Anhang 7:	Atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition in den Untersuchungsgebieten Mockritz und Bramstedt	156

Anhang 8:	Berechnung der täglichen Temperatur und des Niederschlages für das Klimaszenario als Funktion des julianischen Tages.....	156
Anhang 9:	Nährstoffbilanz des Untersuchungsgebietes Mockritz auf Basis der Betriebsbilanzen.....	157
Anhang 10:	Zeitgang von Nährstoffimporten, -exporten und -salden auf Basis der Betriebsbilanz im Untersuchungsgebiet Mockritz nach Bilanzposten.....	157
Anhang 11:	Nährstoffbilanz auf Basis der Flächenbilanz der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Mockritz,.....	158
Anhang 12:	Untersuchungsgebiet Mockritz, a) Simulationsergebnisse des Zeitabschnitts 1973–1991, b) Simulationsergebnisse des Zeitabschnitts 1992–2000.....	159
Anhang 13:	Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse aggregiert je Bodeneinheit a) 1973–1991, b) 1992–2000.....	160
Anhang 14:	Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse a) des 'Referenz-Szenarios' 1982–2000, b) des Szenarios 'Klimaänderung 2062–2080'.....	161
Anhang 15:	Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Schwefeldüngung', b) des Szenarios 'Schwefeldüngung' + 'Klimaänderung'.....	162
Anhang 16:	Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Ökologischer Landbau', b) des Szenarios 'Ökologischer Landbau + Klimaänderung'.....	163
Anhang 17:	Nährstoffbilanz des Untersuchungsgebietes Bramstedt auf Basis der Betriebsbilanzen von 4 landwirtschaftlichen Betrieben.....	164
Anhang 18:	Zeitgang der Betriebsbilanz im Untersuchungsgebiet Bramstedt, aggregierte Betriebsbilanzen.....	164
Anhang 19:	Flächenbilanz für Stickstoff und Schwefel der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Bramstedt,.....	165
Anhang 20:	Untersuchungsgebiet Bramstedt: Simulationsergebnisse des Zeitabschnitts 1982–2000.....	166
Anhang 21:	Untersuchungsgebiet Bramstedt, Simulationsergebnisse a) des 'Referenz-Szenarios' 1982–2000, b) des Szenarios 'Klimaänderung 2062–2080'.....	167
Anhang 22:	Untersuchungsgebiet Bramstedt, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Schwefeldüngung', b) des Szenarios 'Schwefeldüngung' + 'Klimaänderung'.....	168
Anhang 23:	Untersuchungsgebiet Bramstedt, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Ökologischer Landbau', b) des Szenarios 'Ökologischer Landbau + Klimaänderung'.....	169
Anhang 24:	Feldkapazität und Frühjahrssättigung ausgewählter Bohrungen im Untersuchungsgebiet Mockritz.....	170
Anhang 25:	Feldkapazität und Frühjahrssättigung ausgewählter Bohrungen im Untersuchungsgebiet Bramstedt.....	172

Abkürzungsverzeichnis

°dh	Grad deutscher Härte	KGR	Klee gras
a	Jahr	L	Liter
Al1b3	Auenton-Gley und -Amphigley (MMK)	LPG	Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaft
Al3a3	Auenlehm- und lehmunterlagerte Auensalm-Vega (MMK)	MESZ	mitteleuropäische Sommerzeit
Al3c6	Auenlehmsand-Gley und Deckauensalm-Vegagley, hier Sand (MMK)	MEZ	mitteleuropäische Zeit
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem	MMK	Mittelmaßstäbige Standortkartierung
BW	Bodenwasser [ml]	MWH	Mähweide hoher Intensität
CCC	Chlorcholinchlorid (Halmverkürzer)	NEG	Nebenerntegut
C _{org}	organischer Kohlenstoff [Gew.%]	nFK	nutzbare Feldkapazität [mm/Schicht] oder [Vol.%]
d	Tag	nHv	Niedermoortorf, vererdet (nach NIBIS, MÜLLER, 1997)
D2a1	glazifluviale Sande, Sand-Braunerde (MMK)	NIBIS	Niedersächsisches Boden-Informationssystem
D3c2	geringmächtig mit sandigen Lehmen überdeckte Grundmoräne, Decklehmsand-Braunerde mit Sand-Rosterde (MMK)	N _{min}	mineralischer Bodenstickstoff (NO ₃ -N + NH ₄ -N), [kg/(ha·Schicht)]
D5b1	geringmächtig mit Lehmen überdeckte Grundmoräne, Salmtieflehm-Braunstaugley (MMK)	N _{org}	organischer Stickstoff (N _t - N _{min}), [kg/(ha·Schicht)]
dm	Dezimeter	N _t	N-Gesamtgehalt
DMS	Dimethyl-Sulfid	P33	mittlerer Podsol mit mittlerer nFK (NIBIS)
dt	Dezitonne	PAT	Polygon-Attribut-Tabelle
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.	PB32	mittlere Podsol-Braunerde mit geringer nFK (NIBIS)
ERB	Erbsen	PB33	mittlere Podsol-Braunerde örtlich mit geringer Plaggenauflage, mit mittlerer nFK (NIBIS)
ETp	potenzielle Evapotranspiration [mm]	pWp	permanenter Welkepunkt [mm/Schicht oder Vol.%]
ETr	reale Evapotranspiration [mm]	RP	Rohprotein
FGR	Feldgras	SEF	Senf (Zwischenfrucht)
FK	Feldkapazität [mm/Schicht] oder [Vol.%]	SGE	Sommergerste
FM	Frischmasse [Gew.%]	SMA	Silomais
GIS	Geografisches Informationssystem (Software)	S _{min}	SO ₄ -S [kg/(ha·Schicht)]
GPS	Ganzpflanzen-Silage (Gerste oder Weizen)	S _{org}	organischer Schwefel (S _t - S _{min}), [kg/(ha·Schicht)]
GV	Großvieh-Einheit	S _t	S-Gesamtgehalt
Gw	Grundwasser	Sw	Sickerwasser
HAF	Hafer	TD	Trockendichte [g/cm ³]
HEG	Haupterntegut	TM	Trockenmasse [Gew.%]
HG33	mittlerer Moor-Gley (NIBIS)	TRI	Triticale
Hh34	mittleres Hochmoor (NIBIS)	UG	Untersuchungsgebiet
Hhz4	Hochmoortorf, stark zersetzt (n. NIBIS, MÜLLER, 1997)	We	effektive Durchwurzelungstiefe [dm]
Hhz5	Hochmoortorf, sehr stark zersetzt (n. NIBIS, MÜLLER, 1997)	WGE	Wintergerste
Hn24	flaches Niedermoor (NIBIS)	WIN	Wiese niedriger Intensität
Hn44	tiefes Niedermoor (NIBIS)	WRA	Winterraps
Hrsg	Herausgeber	WRO	Winterroggen
ID	Identifikationsnummer	WWE	Winterweizen
KAR	Kartoffeln	ZALF	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Müncheberg
		ZF	Zwischenfrucht
		ZRU	Zuckerrüben

1 Einleitung

1.1 Fragestellung

1.1.1 Rahmenbedingung

Steigende Sulfatgehalte im Grundwasser sind für einige Wasserwerke in Deutschland zu einem Problem geworden. Sulfat ist aus technologischen, gesundheitlichen und geschmacklichen Gründen im Trinkwasser unerwünscht.

Durch Sulfat im Trinkwasser entstehen eine Reihe technischer Probleme: 1. Gelöstes Sulfat kann in feuerverzinkten Eisenwerkstoffen und an Kupferwerkstoffen Lochkorrosion hervorrufen (KUCH u. SONTHEIMER, 1986; WERNER et al., 2000). 2. Die korrosive Wirkung von Sulfat auf Betonwerkstoffe tritt insbesondere bei Abwasserleitungen durch biogen gebildete Schwefelsäure auf. Dabei gelten Wässer mit einer Sulfatkonzentration über 500 mg/L als für Beton korrosiv. Von einer schwächenden Wirkung auf Beton wird jedoch bereits ab Konzentrationen von 150 mg/L berichtet (HAYNES et al., 1996). Insbesondere führt Sulfat jedoch zur Aufhärtung der Wässer, sodass an Warmwasserleitungen vermehrt Kalkablagerungen entstehen, welche zu Querschnittsverengungen und Druckverlusten im Wassersystem führen.

Die gesundheitliche Wirkung von Sulfat im Trinkwasser bezieht sich auf Natrium- und Magnesiumsulfate. Diese haben eine peristaltikfördernde Wirkung. Durchfälle sind allerdings vornehmlich bei Kleinkindern beobachtet worden, da sich der Organismus Erwachsener innerhalb bestimmter Grenzen an höhere Sulfatkonzentrationen im Trinkwasser gewöhnt. Sulfatbedingte Durchfälle treten bei empfindlichen Personen dann auf, wenn weiches Trinkwasser gegen hartes, z. B. auf Reisen, eingetauscht wird (SELENKA, 1991). Die durch Sulfat erhöhte Härte des Wassers beeinträchtigt den Geschmack bestimmter Speisen und Getränke, wie z. B. das Aroma von Kaffee oder Tee.

Die EU-Trinkwasserrichtlinie (EU, 1998) unterscheidet bei der Beurteilung der Wasserqualität nach chemischen, mikrobiologischen und Indikator-Parametern. Sulfat gehört zu den Indikatorparametern mit einem Wert von 250 mg/L. Wird der Indikatorwert erreicht, ist zu prüfen, ob die Sulfatkonzentration anthropogen oder geogen bedingt ist. Im Falle der geogenen Verursachung gilt ein Grenzwert von 500 mg/L. Im Falle der anthropogenen Verursachung ist durch die Gesundheitsbehörden zu prüfen, ob eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit vorliegt. Zusätzlich wird auch die korrosive Wirkung des Sulfates auf Metalle und zementgebundene Werkstoffe berücksichtigt. Im Falle einer vorliegenden Gefährdung sind Maßnahmen zur Wiederherstellung der erforderlichen Wassergüte einzuleiten.

Mit der Änderung der Trinkwasserverordnung (TRINKWV, 1990; TRINKWV, 2001) wurde die EU-Trinkwasserrichtlinie in nationales Recht umgesetzt und ist seit dem 01.01.2003 gültig. Der Indikatorparameter für Sulfat wurde mit 240 mg/L etwas niedriger festgelegt. Er ersetzt den zuvor geltenden nationalen Grenzwert in gleicher Höhe.

1.1.2 Quellen für eine Sulfatbelastung des Sickerwassers

In diesem Abschnitt soll geklärt werden, auf welchen Wegen Sulfatschwefel in landwirtschaftlich genutzten Landschaftsteilen in den Boden eingetragen wird und/oder aus dem Boden in das Grundwasser eingewaschen wird.

Bei der *Düngung* mit mineralischen und organischen Düngern ist Schwefel bis in die 90er Jahre hinein in der Regel ein wenig beachteter Begleitstoff der Dünger gewesen. Erst mit zurückgehender atmosphärischer Deposition im Laufe der 90er Jahre und dem Aufbrauchen/Auswaschen von Bodenvorräten, traten Symptome des Schwefelmangels zunächst an Raps, später auch an Getreide auf. Daher wird seit dieser Zeit Schwefel zunehmend gezielt als Nährstoff gedüngt.

Schwefel als Begleitstoff in Düngern spielte bei den in der DDR eingesetzten Düngemitteln aus Gründen der beschränkten Auswahl an schwefelfreien Düngern eine erhebliche Rolle. Daher gelangten bis 1990 im Untersuchungsgebiet Mockritz erhebliche Mengen Schwefel mit Mineraldüngern auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen. In industriefernen Gebieten, wie z. B. in Neuseeland ist Schwefeldüngung schon immer ein Mittel zur Ertragssteigerung gewesen (WALKER u. ADAMS, 1958).

Mit *Bewässerung* kann Schwefel in erheblicher Menge ausgebracht werden. Dies trifft in Deutschland jedoch nur lokal für Einzelflächen mit berechnungswürdigen Kulturen zu. In den Untersuchungsgebieten hat die Beregnung nur in Mockritz in der Periode von 1980–1991 eine Rolle gespielt. In diesem Falle sind elbnahe Weiden mit Elbewasser sowie Gemüsekulturen aus einem Tiefbrunnen beregnet worden.

Der Schwefeleintrag mit der *atmosphärischen Deposition* ist seit den 90er Jahren in Deutschland erheblich gesunken. In Deutschland stammen die in die Atmosphäre abgegebenen Schwefelemissionen vornehmlich aus anthropogenen Quellen, d. h. aus der Verbrennung schwefelhaltiger fossiler Brennstoffe. Meerwasserspray und Ausgasungen aus Böden spielen nur eine untergeordnete Rolle. In Küstennähe kann der Anteil von Meerwasserspray an der Deposition 25 % ausmachen, in Süddeutschland erreicht er dagegen nur noch einen Anteil von 5 % (GAUGER et al., 2000). Mit der Einführung der TA-Luft (BMUNR, 1985) in den alten Bundesländern, ist die Schwefeldeposition schon seit den 80er Jahren stark gesunken, in den neuen Bundesländern erst infolge der industriellen Umstrukturierung nach 1990. Im Industriedreieck der DDR (Leipzig-Plauen-Chemnitz) hat sie in den 80er Jahren über 100 kg/(ha·a) gelegen. Die heutige Deposition beträgt bundesweit 4–10 kg/(ha·a), wobei der höhere Wert für Ballungsgebiete gilt, der niedrigere für ländliche Regionen (RICHTER, 2003). Durch die aktuelle Entwicklung hin zum Verbrauch schwefelarmer Brennstoffe wird sich die Schwefeldeposition weiter verringern.

Die *Oxidation von pedogenen oder geogenen Sulfiden* im Boden kann eine Sulfatquelle für Sicker- und Grundwasser sein. Die Oxidation zu Sulfat kann sowohl durch Sauerstoffzutritt infolge einer Grundwasserabsenkung erfolgen als auch bei anaeroben Verhältnissen als mikrobiell katalysierte Oxidation unter Nitrat-Verbrauch stattfinden (HERLITZIUS et al., 2002).

1.1.3 Objektwahl

Zur Untersuchung der Zusammenhänge von „Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlichen Flächen“ förderte das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) ein interdisziplinäres Forschungsverbundprojekt. Im Rahmen dieses Projektes führte das Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie am Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) in Müncheberg das Teilprojekt: „Boden- und nutzungsbezogene Nährstoffbilanzen und Erarbeitung von Strategien des Landbaues zur Minderung des Sulfataustrages in das Grund-

wasser“ durch (Förderkennzeichen: 02 WT 9932/3). Die vorliegende Arbeit ist Bestandteil dieses Projektes.

Ziel dieser Arbeit ist zu prüfen, ob und wenn ja in welchem Maße, unter landwirtschaftlich genutzten Flächen Sulfat ausgewaschen wird. Dabei ist zu klären, ob dieses Sulfat aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung stammt oder ob andere Quellen, wie z. B. die atmosphärische Deposition oder die Auswaschung/Lösung von Bodenvorräten dafür in Frage kommen. Die Frage soll unter Bezug auf zwei ökosystemtypische Wassereinzugs- und -gewinnungsgebiete gewichtend beantwortet werden. Die zwei für die hier vorgelegte Arbeit ausgewählten Gebiete sind: Das Einzugsgebiet des Wasserwerkes Mockritz bei Torgau, östlich von Leipzig (Sachsen), mit Grundwasserentnahme aus der Elbaue und das Einzugsgebiet des Wasserwerkes Bramstedt, nördlich von Bremen (Niedersachsen) mit Entnahme von Grundwasser aus mächtigen saalekaltzeitlichen glazifluvialen Sanden, zwischen Elbe und Weser gelegen. Das Wassereinzugsgebiet Mockritz wurde gewählt, da hier die Sulfatgehalte im Grundwasser sehr hoch sind. Im Wassereinzugsgebiet Bramstedt dagegen sind die Sulfatgehalte des Grundwassers gering, steigen jedoch an. Die geografische Lage der Untersuchungsgebiete ist in Abb. 1 dargestellt.



Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete Mockritz bei Torgau und Bramstedt bei Bremen.

1.1.4 Vorgesehene Untersuchungen

In dieser Arbeit werden folgende Untersuchungen durchgeführt:

- a) Erhebung von Daten der landwirtschaftlichen Flächennutzung, die im Zusammenhang mit der Zu- und Abfuhr von Nährstoffen stehen. Die daraus abzuleitenden Nährstoffbilanzen werden auf der Ebene des Betriebes (Betriebsbilanz), des Stalles (Stallbilanz) und der Schläge (Flächenbilanz) vorgenommen. Sie werden für die Grundnährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel erhoben, um ein umfassenderes Bild der Bewirtschaftung mit Kontrollmöglichkeiten auf verschiedenen Ebenen zu erhalten. Im Text dargestellt und behandelt werden nur die Schwefel- und Stickstoffbilanzen. Die übrigen Nährstoffbilanzen sind im Anhang aufgeführt.

- b) Zwischen dem Eintrag von Schwefel und Stickstoff aus landwirtschaftlicher Bodennutzung und aus allgemeinen atmosphärischen Immissionen und dem Übertritt des Sickerwassers in das Grundwasser – dessen Qualität hier in Frage steht – können im Sinne einer Input-Reaktions-Verzögerung beträchtliche Zeiten liegen. Sie werden durch die Mächtigkeit der Dränzone (Nomenklatur s. BECKER u. MEYER, 2001) und die jährliche Sickerwasser-Verdrängungsstrecke bestimmt. Diese wiederum ist das Ergebnis der täglichen Wetterdaten und der Feldkapazität der Böden. Zur Quantifizierung dieser Verhältnisse ist es einerseits nötig, die Bilanzen des Wasserhaushaltes der Böden zu ermitteln und andererseits durch Abbohrung der Dränzone deren Bodenart und Feldkapazität sowie deren Sulfat- und Nitratgehalt in einzelnen Schichten zu ermitteln.
- c) Für die Berechnung des Wasserhaushaltes werden Simulationsmodelle eingesetzt, mit denen die potenzielle und die reale Evapotranspiration sowie die Sickerwasserrate berechnet werden. Der Modelleinsatz erfolgt im Zusammenhang mit der simulativen Berechnung des Sulfat- und Nitrataustrages.
- d) Zur Simulation des Austrages von Stickstoff auf der Basis der erhobenen Daten zur Flächennutzung wird das Simulationsmodell HERMES (KERSEBAUM, 1995) eingesetzt. Die Simulation des Sulfataustrages erfolgt durch das Modell SULFONIE, welches von KERSEBAUM (2001) aus dem Modell HERMES heraus entwickelt wurde.
- e) Als weiterer methodischer Ansatzpunkt wird darüber hinaus in Szenarien die Beeinflussung der Sickerwasserspende und der Stoffausträge durch drei variable Faktoren untersucht. Dafür werden drei Szenarien entwickelt, die mögliche zukünftige Entwicklungen der Landwirtschaft darstellen:
- In dem Szenario 'Klimaänderung' wird die Auswirkung geänderter Klimadaten untersucht.
 - In dem Szenario 'Schwefeldüngung' wird die Auswirkung einer flächendeckenden Schwefeldüngung auf die Sulfatkonzentration des Sickerwassers geprüft.
 - In dem Szenario 'Ökologischer Landbau' wird die Auswirkung einer vollständigen Umstellung der Anbaumethodik in den Untersuchungsgebieten untersucht.

1.1.5 Abgrenzung des Untersuchungsobjektes

Die Systemgrenzen des untersuchten Objektes werden wie folgt gezogen: Die Systemgrenze nach oben zur Atmosphäre liegt oberhalb der Vegetation. Die Begrenzung in der Fläche wird durch die Grenzen des Wassereinzugsgebietes, welches dem Untersuchungsgebiet entspricht, definiert. Nach unten wird das Untersuchungsobjekt durch die maximale hydraulische Wasserscheide begrenzt. Das ist die Tiefe, bis zu der der Wasservorrat des Bodens durch Pflanzenwurzeln und kapillaren Aufstieg von Bodenwasser in Trockenjahren maximal beansprucht wird. Unterhalb der maximalen hydraulischen Wasserscheide findet nur noch eine abwärts gerichtete Bewegung des Bodenwassers statt. Für Sandböden liegt die maximale hydraulische Wasserscheide bei etwa 1 m, bei Lehmen reicht sie je nach Klimagebiet von 1,2 bis über 2 m. Im Untersuchungsgebiet Bramstedt kommen keine lehmigen Böden vor. Im Untersuchungsgebiet Mockritz werden die lehmigen Böden jedoch in 1–2 m Tiefe von kiesigen Sanden unterlagert. Daher liegt in diesen Fällen die maximale hydraulische Wasserscheide bei maximal 2 m. Um die Simulationsmodelle SULFONIE und HERMES verwenden

zu können, wird die untere Systemgrenze einheitlich auf 2 m Tiefe gesetzt. Sickerwassermengen, Stoffausträge und Konzentrationen werden daher generell für 2 m Tiefe berechnet.

1.2 Schwefel in der Landwirtschaft

1.2.1 Rahmenbedingungen

Die wissenschaftliche Beachtung des Schwefels in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen in Mitteleuropa war in der Vergangenheit wesentlich geringer als die des intensiv untersuchten Stickstoffs. Andere Makronährstoffe, wie z. B. Phosphor und Magnesium, die von Kulturpflanzen in ähnlichen Mengen benötigt werden wie Schwefel, wurden intensiver bearbeitet. Dieser Sachverhalt ist darin begründet, dass durch die hohe Schwefeldeposition als Folge der Verbrennung fossiler Energieträger und durch den Einsatz schwefelhaltiger Stickstoff- und Phosphordünger in Mitteleuropa eine Schwefelversorgung gewährleistet wurde, die den Bedarf der Kulturpflanzen sicherte (SAUERBECK, 1983). In vielen außereuropäischen Ländern mit geringer Industrialisierung ist jedoch Schwefelmangel ein Problem (BLAIR u. TILL, 1983; TANDON, 1984). Eine Übersicht zum Schwefelkreislauf aus pflanzenbaulicher Sicht ist in Abb. 2 dargestellt.

Da die Schwefeldeposition zu Beginn der 80er Jahre bei durchschnittlich 40 bis 60 kg/(ha·a) lag und in industrienahen Ballungszentren sogar bis zu 150 kg/(ha·a) betrug (BACH u. FREDE, 1992; SCHNUG u. FRANCK, 1985), wurde die Schwefelwirkung häufig nur unter dem Aspekt der Schadstoff- und Stresswirkung untersucht (GUDERIAN u. STRATMANN, 1968). Die deutliche Reduktion der Schwefelemission und -deposition in den 80er und 90er Jahren führte dazu, dass in zunehmendem Umfang über Symptome des Schwefelmangels berichtet wurde (PISSAREK u. SCHNUG, 1982). Verstärkt wurde diese Tendenz durch den Rückgang des Einsatzes von schwefelhaltigen Düngemitteln (SCHNUG, 1988). Zukünftig ist mit einer steigenden Zahl von Fruchtarten zu rechnen, bei denen eine gezielte Schwefeldüngung notwendig ist (PAULSEN u. SCHNUG, 1996).

1.2.2 Schwefel im pflanzenbaulichen Stoffkreislauf

1.2.2.1 Schwefel in landwirtschaftlich genutzten Böden

Der Gesamtschwefelgehalt in mineralischen, landwirtschaftlich genutzten Böden liegt zwischen 0,02 und 0,2 %. Er kann aber bei jungen Marschen im Bereich des Tidehubes durchaus über 3 %, bei Mooren bei 1 % liegen. Im südlichen Harzvorland, in der geologischen Formation des Zechsteins, finden sich Rendzinen, deren mineralische Komponente gänzlich aus Gips besteht. Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) und Anhydrit (CaSO_4) sind die häufigsten Bodensulfate. In der geologischen Formation des Keupers (Trias) kann der Gipskeuper bodenbildend sein. Die Sulfide des Eisens, Kupfers, Nickels usw. werden unter aeroben Bedingungen bearbeiteter Ackerböden oder gut durchwurzelter Grünlandnarben rasch zu Sulfaten oxidiert. Pyrit (FeS_2) und FeS sind quantitativ die bedeutendsten Sulfide. Generell sind Sulfide im Gegensatz zu Sulfaten als schwer lösliche Verbindungen einzustufen (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1998).

Sulfate, insbesondere Gips, zeichnen sich durch eine hohe Löslichkeit im Transportmedium Wasser aus. Daraus resultiert, dass je nach klimatischer Wasserbilanz das nicht von der Pflanze aufgenommene Sulfat entweder in die Dränzone ausgewaschen (bei humidem Klima)

oder aber im Boden angereichert wird. In Gebieten mit negativer klimatischer Wasserbilanz, wie z. B. grundwasserbeeinflussten Auenstandorten im Osten Deutschlands, kann Sulfat durch die Nachlieferung aus dem Grundwasser im darüber liegenden Boden angereichert werden. Auf Salzböden in ariden Gebieten kommen häufig größere Mengen an Alkali- und Magnesium-Sulfaten vor. Unter humiden Bedingungen sind auswaschungsbetonte Böden wie Podsole oder Braunerden im nordwestdeutschen Tiefland, häufig an Schwefel verarmt.

Der Anteil des organisch gebundenen Schwefels ist abhängig von der Humusmenge im Boden. Aus diesem Grund ist bei Auenböden, Hochflutlehm, Niedermooren und Marschen mit höheren organischen Schwefelgehalten zu rechnen. Der Anteil an organisch gebundenem Schwefel in humosen Horizonten ist sehr variabel und kann je nach den standörtlichen Bedingungen 50 bis 95 % des Gesamtschwefels betragen (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1998). Die organisch gebundenen Schwefelverbindungen stammen von Pflanzen, Mikroorganismen und Tieren. Es handelt sich meist um schwefelhaltige Aminosäuren (Cystein, Cystin, Methionin) und Thioalkohole (Mercaptane).

1.2.2.2 Mikrobielle Schwefelumsetzungen im Boden

Der Schwefelumsatz im Boden ist in hohem Maße von den umgebenden Milieuverhältnissen abhängig. Vor allem das Redoxpotenzial, bedingt durch die Belüftungsverhältnisse des Bodens, hat einen entscheidenden Einfluss auf die Umwandlung des in der organischen Substanz enthaltenen Schwefels. Der bei tiefen, durch Zersetzung organischer Substanz erzeugten Redoxpotenzialen entstehende Schwefelwasserstoff wird von den fotosynthetischen Schwefelbakterien (z. B. *Chlorobium*, *Chloropseudomonas*) und Purpurbakterien (*Thiospirillum* oder *Chromatium*) zu elementarem Schwefel umgesetzt. Unter aeroben Verhältnissen führen diese Umsetzungen die farblosen Schwefelbakterien (z. B. *Beggiatoa* und *Thiothrix*) durch, wobei durch die weitergehende Oxidation des Schwefels Sulfat gebildet wird. Die gewonnene Energie wird zur chemoautotrophen Reduktion von CO_2 zu Kohlenhydraten verwendet. Unter aeroben Verhältnissen entsteht als Ergebnis der Mineralisation von Schwefel aus der organischen Substanz des Bodens Sulfat (Abb. 2). Die daraus folgende Bildung von Schwefelsäure führt zu einer Absenkung des pH-Wertes des Bodens (MENGEL, 1991).

Unter anaeroben Bedingungen, z. B. bei temporärer Überstauung von Auen- oder Niedermoorböden, kann auch der entgegengesetzte Prozess ablaufen. Spezies der Gattung *Desulfovibrio* können Sulfat zu Schwefelwasserstoff reduzieren (Desulfurikation). Der gebildete Schwefelwasserstoff kann in die Atmosphäre entweichen, mikrobiell wiederum oxidiert werden oder mit Metallen schwerlösliche Sulfide bilden. Schwefelwasserstoff kann als starkes Reduktionsmittel Eisen reduzieren, woraus z. B. die farblich deutliche Horizontierung zwischen Gr- und Go-Horizonten in Gleyen resultiert. Sulfide oxidieren unter aeroben Bedingungen auch ohne mikrobielle Beteiligung zu elementarem Schwefel und weiter zu Sulfat.

1.2.2.3 Schwefelstoffwechsel der Pflanzen

Der überwiegende Teil des Schwefels wird von den Pflanzen als Sulfat aus der Bodenlösung aufgenommen. Der Beitrag von SO_2 aus der Luft zur Schwefelversorgung der Pflanzen wurde in der Vergangenheit oft überschätzt, da hierbei mit hohen SO_2 -Konzentrationen in der Luft und sehr niedrigen Schwefelgehalten im Boden gearbeitet worden ist (SCOTT, 1976).

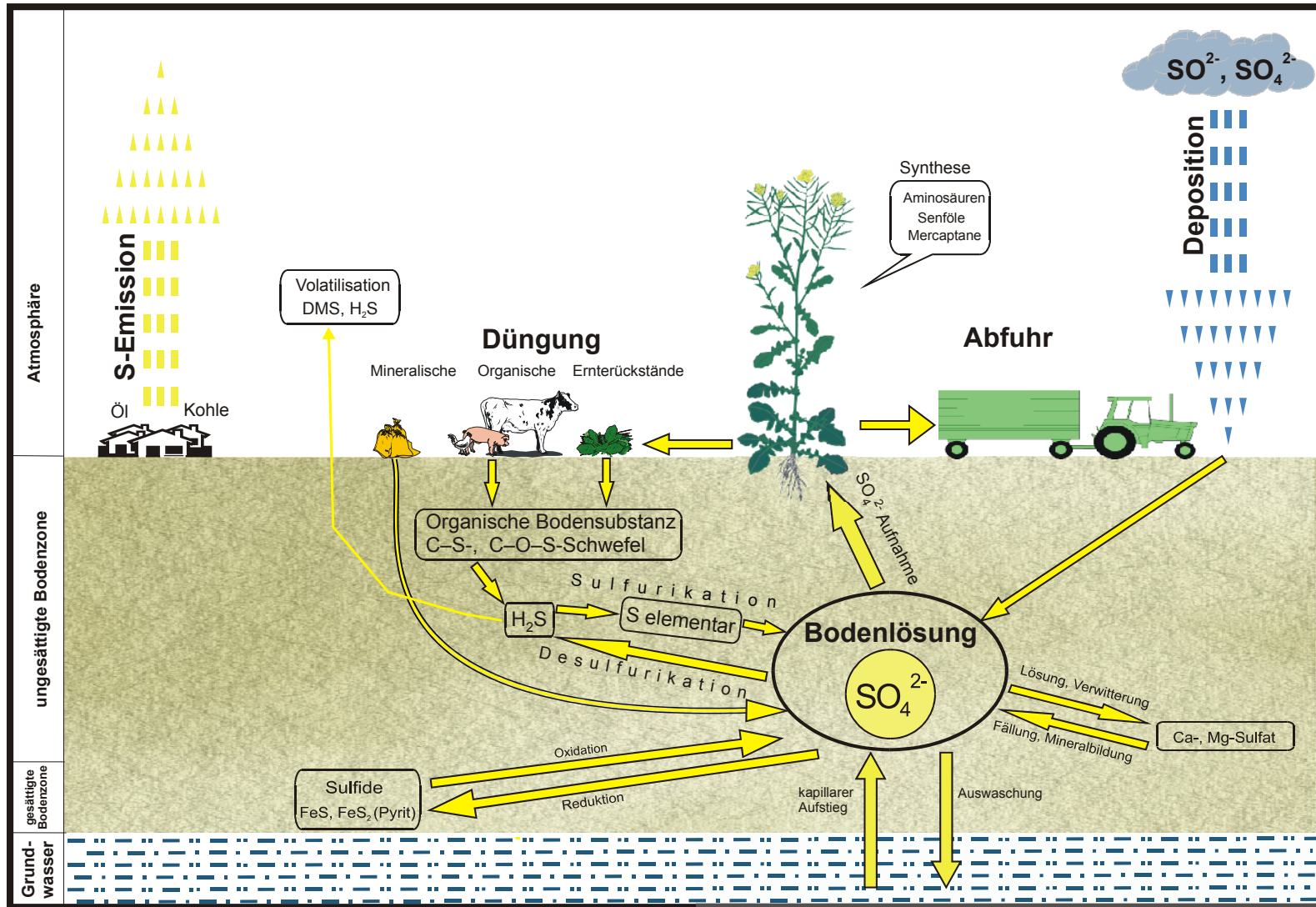


Abb. 2: Schwefelkreislauf
 Grafik: S. Schmidt/ZALF

Die Aufnahme des Sulfats durch die Pflanze erfolgt ähnlich wie die anderer Anionen (Nitrat, Phosphat). Eine Konkurrenz zwischen diesen Makronährstoffen besteht nicht. Die Sulfataufnahme wird auf mitteleuropäischen Standorten des Ackerbaus bei üblicher Bodenbewirtschaftung nicht vom pH-Wert beeinflusst.

Der Transport des Sulfations von der Wurzel in jüngere Blätter und Meristeme verläuft ohne Schwierigkeiten. In den Chloroplasten von höheren Pflanzen, Grünalgen, Blaualgen und Bakterien erfolgt die Reduktion des Sulfats. Dabei wird in mehreren Schritten das sechswertige Sulfation ohne Auftreten von Zwischenprodukten zum zweiwertigen SH-Schwefel der Aminosäuren reduziert. Die wesentlichen Reaktionsschritte sind von SCHIFF u. HODSON (1973) geklärt worden. Der erste Schritt besteht darin, dass Sulfat und ATP (Adenosintriphosphat) katalysiert durch eine Sulfurylase unter Abspaltung von Pyrophosphat reagieren. Es handelt sich dabei um die Substitution einer Pyrophosphorylgruppe durch eine Sulfurylgruppe, wodurch Adenosinphosphosulfat (APS) entsteht. Die Sulfurylgruppe wird im nächsten Schritt an einen SH-haltigen Komplex übertragen und selbst bis zur SH-Gruppe reduziert. Für diese von einer Reduktase katalysierten Reaktion liefert Ferredoxin die notwendigen Elektronen aus der Fotosynthese. Am Ende dieser Reduktionsreaktion wird die SH-Gruppe auf Acetylserin übertragen, wodurch Cystein und Essigsäure entstehen. Vom Cystein (Neutralschwefel) ausgehend, werden die anderen schwefelhaltigen Aminosäuren aufgebaut, da es seinerseits als Sulfhydrylgruppen-Donator fungieren kann. Im Gegensatz zum organischen Stickstoff und Nitrat ist eine Rückführung des organischen Schwefels in Sulfat möglich. Die schwefelhaltigen Aminosäuren sind aufgrund ihrer Reaktionsfähigkeit physiologisch sehr bedeutsam. Aus zwei Molekülen Cystein entsteht durch Dehydrierung Cystin. Das Cystin stellt in der Pflanze ein typisches Bauelement dar, weil es durch S - S-Brücken zur Stabilisierung von Polypeptidsträngen beiträgt.

Methionin ist der wichtigste Methylgruppen-Donator: Als reaktive SH-Gruppe kann Schwefel direkt in enzymatische Reaktionen eingreifen und die Grundlage von wichtigen Redoxsystemen darstellen. Viele wichtige Enzyme, wie z. B. Urease, Proteasen und Coenzyme, enthalten funktionelle SH-Gruppen. Zu den schwefelhaltigen Verbindungen in Pflanzen zählen auch die stickstoffhaltigen Senföle, die so genannten Glucosinolate, die vor allem bei Cruciferen vorkommen. Zu dieser Gruppe gehören z. B. das Sinigrin (*Brassica nigra*), Glucotropaeolin (*Tropaeolum majus*), Glucosinalbin (*Sinapis alba*). Der Schwefelgehalt von Cruciferen wird nach Untersuchungen von MARQUARD et al. (1968) wesentlich von der Schwefelernährung beeinflusst. Eine Düngung über das Ertragsoptimum hinaus steigert den Gehalt der oben genannten sekundären Pflanzeninhaltsstoffe. Weitere schwefelhaltige Verbindungen sind die stickstofffreien Lauchöle. Diese Di- bzw. Polysulfide finden sich vornehmlich in Lauch, Zwiebeln und Knoblauch. Aneurin (Thiamin oder Vitamin B₁) und Biotin (Vitamin H) zählen zu den heterozyklischen Schwefelverbindungen, die überwiegend in Getreide- und Leguminosensamen vorkommen.

Der Gesamtgehalt an Schwefel in Pflanzen liegt zwischen 0,009 und 0,39 % in der Frischmasse. Cruciferen und Leguminosen sind besonders schwefelhaltig, während Getreidekörner, Rüben und Knollen wie z. B. Kartoffeln, relativ schwefelarm sind.

1.2.2.4 Symptome des Schwefelmangels an Kulturpflanzen

Die Symptome des Schwefelmangels sind denen des Stickstoffmangels sehr ähnlich. Im Unterschied zum Stickstoffmangel treten die hellgrünen bis hellgelben z. T. auch rötlichen Chlorosen zunächst an jüngeren Blättern auf, da die Schwefelverbindungen von den Pflanzen

fest eingebaut werden und nur in geringem Maße remobilisiert werden können. Bei Brassicaceen werden zusätzlich löffelartige Verformungen der Blätter sowie das frühe Absterben alter Blätter beobachtet. Da Chlorophyll keinen Schwefel enthält, wurde als Ursache für die Schwefelmangelchlorose die Beeinträchtigung der Proteinsynthese bei Mangel an schwefelhaltigen Aminosäuren vermutet. Bei Schwefelmangel kommt es zu einer Anreicherung schwefelfreier Aminosäuren, saurer Amide und Nitrate (LINSER et al., 1964). Nach Untersuchungen von FRIEDRICH u. SCHRADER (1978) wird bei Schwefelmangel sofort die Synthese der Nitratreduktase unterbrochen und die Bildung von Proteinen gehemmt, wodurch die Ausbildung der Chloroplasten behindert wird.

2 Material und Methoden

Es wird darauf hingewiesen, dass in dieser Arbeit für jährliche Stofffrachten im Bereich der Landwirtschaft auf die Angabe des „a“ für Jahr verzichtet wird. Beträgt beispielsweise der Schwefelsaldo 5 kg/(ha·a), wird 5 kg/ha geschrieben. Lediglich in Fällen, in denen Jahresfrachten mit Gesamtsummen verwechselt werden können, wird die Schreibweise 5 kg/(ha·a) verwendet. Erträge werden grundsätzlich in der Frischmasse zur Ernte angegeben, wobei ein standardisierter Trockenmassegehalt unterstellt wird, welcher in Anhang 5, S. 152 und Anhang 6, S. 155 fruchtartsspezifisch aufgeführt ist. Bei der Angabe von Prozentwerten handelt es sich, wenn nicht anders angegeben, um Gewichts-Prozent (Gew.%). Mittelwerte von Flächendaten werden in dieser Arbeit grundsätzlich als flächengewichtete Mittelwerte berechnet.

2.1 Untersuchungsgebiete und ihre Böden

2.1.1 Untersuchungsgebiet Mockritz

2.1.1.1 Naturräumliche Gliederung

Das Untersuchungsgebiet Mockritz liegt in Nordsachsen, nordöstlich von Leipzig. Es wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Weitere wichtige Nutzungsformen sind Forst und Ortslagen. Die Gesamtgröße des Untersuchungsgebietes umfasst 5 300 ha, davon werden 3 870 ha landwirtschaftlich genutzt. In der Flächenbilanz wurden 3 690 ha bilanziert, welches einem Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche von 95 % entspricht.

Das Untersuchungsgebiet gehört nach SCHULZE (1955) naturräumlich zum Großraum des nordsächsischen Flachlandes und verfügt, wie Abb. 3 zeigt, über Anteile an der Dübener Heide und der südlichen Elbaue. Das Gelände weist Höhen zwischen 80 m in der Elbaue und 120 m in der Dübener Heide auf.

Die naturräumlichen Bedingungen werden von HGN (2000) wie folgt beschrieben: Die zwischen sechs und sieben Kilometer breite Elbaue wird stratigraphisch durch die mächtigen pleistozänen Kiese und Sande des eingetieften Taltroges und die holozänen Hochflut-sedimente (Auenlehme) gebildet. Sie unterliegt zeitweise dem Hochflut-Einfluss mit Durchstau und Überstau von Elbewasser. Von den ursprünglich vorhandenen typischen Auenwäldern sind wegen der starken Verdrängung durch landwirtschaftliche Nutzung nur noch unbedeutende Reste erhalten. Die sehr ebene Elbeniederung ist durch den mäandrierenden Lauf der Elbe, durch ihre Altarme sowie erosionsbedingt von fluvialen zum Teil reliktschen Reliefformungen geprägt. Das gesamte Gebiet westlich der holozänen Elbaue ist im Wesentlichen während der Saale-Kaltzeit im Drenthe-Stadial geformt worden. Bedeutsam war vor allem die reliefbildende Tätigkeit der Gletscher, die durch Exaration, Transport und Akkumulation von Erdsubstraten für die Grundzüge der heutigen Oberflächenformen verantwortlich sind.

Die Landschaftseinheit Dübener Heide wird bestimmt durch den zentralen Höhenrücken der Schmiedeberger Stauch-Endmoräne. Den Moränenzug umgeben allseitig leicht abfallende Sanderflächen (Vorschütt- und Backsander). Unter den eiszeitlichen Ablagerungen finden sich Braunkohle führende Schichten des Tertiärs. Die Dübener Heide ist heute großflächig mit Kiefernforsten bestanden. Eine deutliche naturräumliche und landschaftliche Grenze

zwischen diesen altpleistozänen Gebieten und dem jüngeren Elbe-Tiefland ist entlang des als Geländestufe erkennbaren Elbhanges zu ziehen.

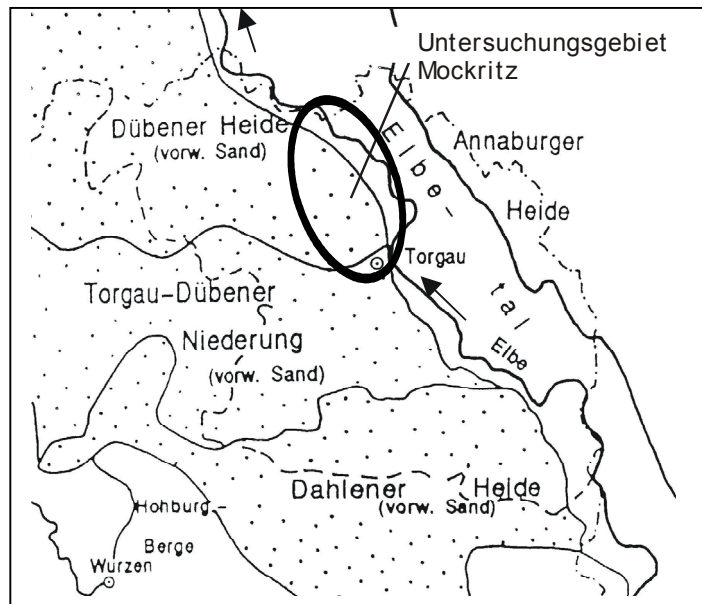


Abb. 3: Untersuchungsgebiet Mockritz und Landschaftseinheiten nach SCHULZE, 1955

Klimatisch ist das Gebiet mit seiner durchschnittlichen Jahres-Niederschlagshöhe von 511 mm (Mittel der Jahre 1982 - 2000) für den deutschen Klimaraum als „trocken“ einzustufen. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,3 °C.

2.1.1.2 Böden

Für die Einteilung der Böden wurde die Mittelmaßstäbige Standortkartierung (MMK) verwendet. Die MMK ist auf Basis der Reichsbodenschätzung entstanden und weiter entwickelt worden. Sie ist in den neuen Bundesländern die gültige Bodenkarte. Die in der MMK ausgewiesenen Bodeneinheiten sind Aggregationen der Reichsbodenschätzung, in denen Flächen mit vergleichbarem Grundwasserstand, Substrat und Bodentyp als „Standorttyp“ zusammengefasst sind (THIERE, 1975). Das Untersuchungsgebiet gliedert sich bodenkundlich zunächst in drei Bodenlandschaften:

1. Elbaue,
2. geringmächtig mit Lehm überdeckte Grundmoräne,
3. glazifluviale Sande.

In diesen Bodenlandschaften kommen ein oder mehrere Standorttypen der Böden vor. Diese Standorttypen wurden mittels Bohrungen und Analysen der Proben auf ihre physikalischen und chemischen Parameter untersucht. Im Folgenden werden die einzelnen Standorttypen beschrieben. Die zur Modellierung notwendigen physikalischen und chemischen Parameter sind in Anhang 1, S. 148 dargestellt. Die räumliche Verteilung der Standorttypen zeigt Abb. 4.

1. In der Bodengesellschaft der Aue sind drei wichtige Bodentypen vertreten: a) Braune Auenböden (Vega) aus Lehmen, b) Braunerden aus Sanden und c) Gley-Vegen aus schluffigen Tonen. Das Relief der Aue ist eben.
 - a) Die Braunen Auenböden sind flächenmäßig mit 1 160 ha die dominierenden Böden. In der MMK wird dieser Standorttyp als Auenlehm- und lehmunterlagerte Auensalm-Vega mit den Standorttyp-Kürzel A13a3 angesprochen. Dabei steht „Salm“ für „Sand-Lehm“.

Die Mächtigkeit der Lehmschicht der braunen Auenböden beträgt etwa 14–20 dm. Die Lehmschicht weist ab 9 dm Tiefe Merkmale von Go-Horizonten auf. Diese stammen aus den regelmäßigen Phasen des Grundwasser-Anstiegs infolge von Elbe-Hochwasser.

Die Sedimentation des Lehmes der Aue fand sowohl in den Endphasen der letzten Eiszeit als im auch Holozän, besonders seit dem Beginn der menschlichen Besiedlung statt. Die Auenlehmschichten bis etwa 12 dm Tiefe sind überwiegend seit dem Beginn der menschlichen Besiedlung abgelagert worden. Von der frühen Besiedlung dieser Region zeugen Reste ehemaliger Feuerstellen, die mehrfach in Bodenprofilen und im Bohrstock gefunden wurden. Infolge der überwiegend mittelalterlichen Rodungstätigkeiten der Menschen wurden Hanglagen im Oberlauf der Elbe erodiert. Das erodierte Material sedimentierte in den Fluss-Auen. Da dieses Material Bestandteile von humosen Oberböden (Ah-Horizonte) enthielt, haben die Auenlehme einen höheren Kohlenstoffgehalt ($> 0,3\%$). Darunter liegen weichsel-kaltzeitliche Hochflutlehme. In Folge der fehlenden bzw. spärlichen Vegetation dieser Zeit haben diese Hochflutlehme nur einen geringen Kohlenstoffgehalt von $< 0,3\%$. Die Mächtigkeit beider Auenlehmschichten variiert im Untersuchungsgebiet erheblich. Für die Böden aus Lehmen liegt die Mächtigkeit beider Schichten zusammen bei etwa 14–20 dm.
 - b) Die Braunerden aus fluvialen Sanden bedecken im Untersuchungsgebiet 380 ha. Die oberen 2–5 dm dieser Böden bestehen aus lehmigen Sanden. In der MMK wird dieser Standorttyp mit Auenlehmsand-Gley und Deckauenlehmsand-Vegagley (A13c6) bezeichnet.
 - c) Die Böden aus schluffigem Ton sind Gley-Vegen. Sie spielen mit 170 ha nur eine untergeordnete Rolle innerhalb des Untersuchungsgebietes. In der MMK wird dieser Standorttyp als Auenton-Gley und -Amphigley (A13c6) bezeichnet. Der Grundwasserabstand liegt bei 8–30 dm unter Flur. Die Mächtigkeit des schluffigen Tons beträgt mehr als 20 dm.
2. Die Bodengesellschaft der geringmächtig mit Lehmen überdeckten, saalekaltzeitlichen Grundmoräne gliedert sich in zwei Bodentypen: a) Pseudogley-Braunerden aus lehmigem Substrat und b) Braunerden aus lehmigen Sanden. Das Relief dieser Bodengesellschaft ist eben.
 - a) Die Pseudogley-Braunerden kommen im Untersuchungsgebiet auf 390 ha vor. Von der MMK wird dieser Standorttyp als Salmtieflehm-Braunstaugley (D5b1) eingestuft. Staunässe tritt bei diesen Böden etwa ab 9 dm unter Flur auf. Bodenart ist schluffiger Lehm, der ab 12 dm in Sand übergeht.

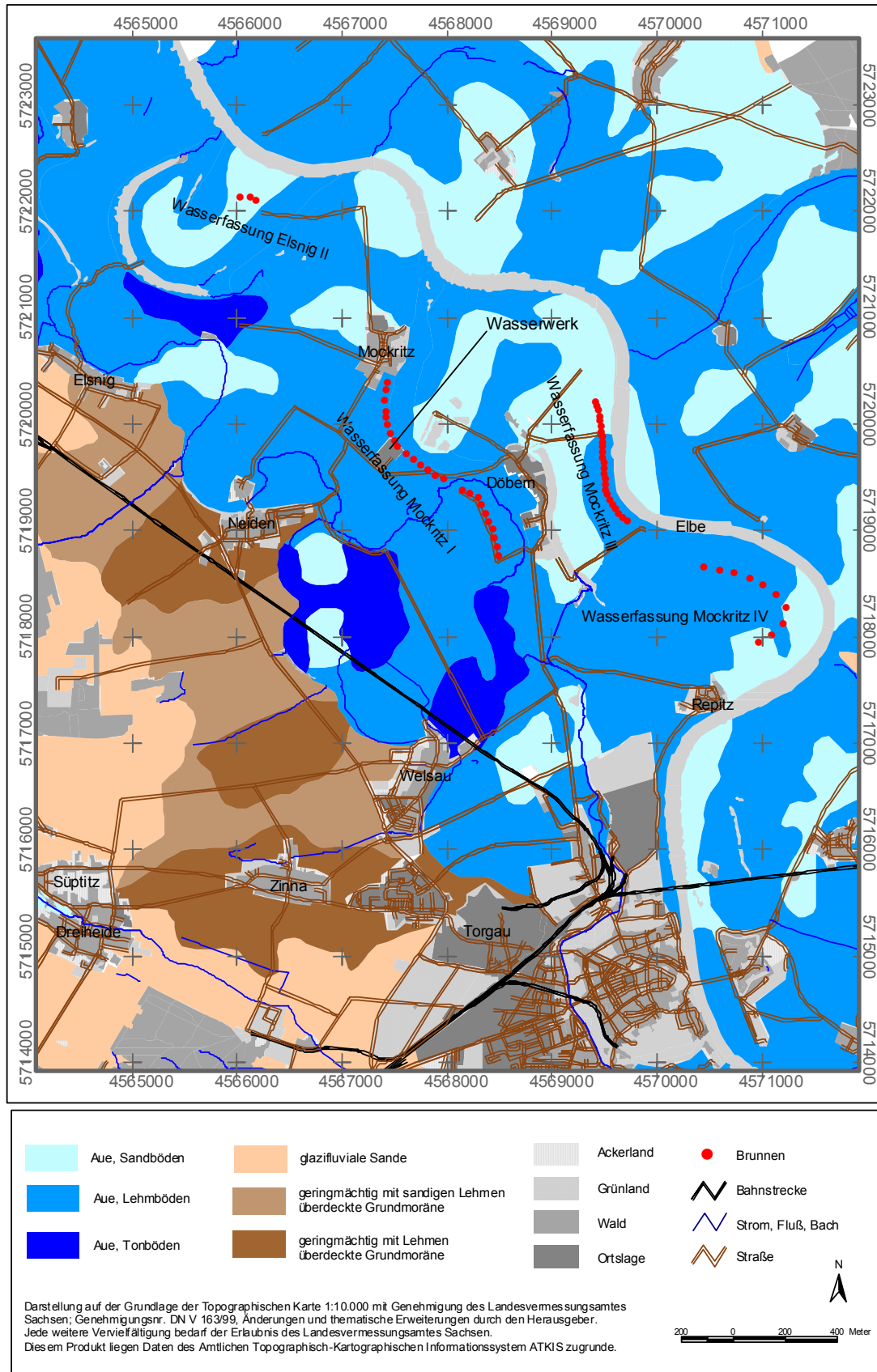


Abb. 4: Standorttypen im Untersuchungsgebiet Mockritz
Kartengrundlage: ATKIS u. MMK25,
GIS: R. Ragnitz/ZALF

- b) Die Braunerden aus lehmigen Sanden bedecken eine Fläche von 470 ha. Von der MMK wird dieser Standorttyp als Decklehmsand-Braunerde und Sand-Rosterde (D3c2) bezeichnet. Hydromorphie-Merkmale treten bei diesen Böden nur schwach auf. Bodenart sind lehmige Sande, die von Sand unterlagert werden.

Im Bereich der glazifluvialen Sande kommen Braunerden und Bänder-Parabraunerden vor. Von der MMK wird dieser Standorttyp als Sand-Braunerde bezeichnet (D2a1). Die Böden dieser Bodenlandschaft kommen im Untersuchungsgebiet auf 740 ha vor. Sie sind grundsätzlich grundwasserfern und haben ein geneigtes Relief

2.1.1.3 Wasserwirtschaft

Die historische Entwicklung der Wasserwirtschaft im Untersuchungsgebiet kann in mehrere Etappen eingeteilt werden. Die Entnahme von Grundwasser aus der Elbaue erlangte in den 30er Jahren eine bedeutsame Größenordnung. Sie diente in erster Linie der Sicherstellung von Brauch- und Trinkwasser für die bei Elsnig angesiedelten Sprengstoffwerke der „Westfälisch-Anhaltinischen Sprengstoff AG“ (WASAG). Von 1936 bis 1945 wurde in der Elbaue eine Gewinnungskapazität von 40 000 m³/d aufgebaut und genutzt. Mit dem Ende des zweiten Weltkrieges erfolgten zunächst Stilllegung und Demontage des Wasserwerkes. Von 1946 bis 1964 betrug die tägliche Förderung für die örtliche Versorgung mit Trinkwasser bis zu 6 000 m³/d. Danach wurden die Möglichkeiten der Wassergewinnung kontinuierlich ausgebaut. Nach 1980 erreichte die Kapazität zur Gewinnung von Trinkwasser schließlich 110 000 m³/d. Ab 1990 gingen, wie Abb. 5 zeigt, die entnommenen Mengen drastisch zurück (NESTLER, 2003). Das Wasserwerk gehört heute zu dem Unternehmen „Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz (FWV)“.

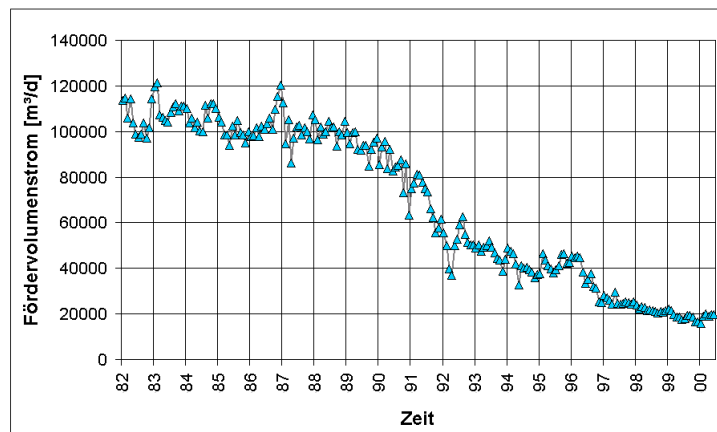


Abb. 5: Geförderte Wassermenge aller Brunnen im Untersuchungsgebiet Mockritz für den Zeitabschnitt 1982 bis 2000 (NESTLER et al., 2004)

Tab. 1 fasst einige Kenndaten der Rohwasser-Beschaffenheit für den Zeitabschnitt 1996 bis 2002 zusammen. In Abb. 6 werden die mittleren monatlichen Rohwasserdaten und ihre Ausgleichslinie (gleitender Mittelwert für 12 Monate) dargestellt. In den Jahren 1993 und 1994 steigt die Sulfatkonzentration sprunghaft von 200 mg/L auf 250–300 mg/L an. Dieser Anstieg geht mit einem Abfallen der Fördermengen einher.

Tab. 1: Beschaffenheit des Rohwassers im Zeitabschnitt 1996 bis 2002 (NESTLER et al., 2004)

Parameter	Einheit	Mittel aller Brunnen
Eisen	mg/L	11,4
Mangan	mg/L	0,8
Ammonium	mg/L	0,4
DOC	mg/L	2,3
Gesamthärte	°dH	15,6

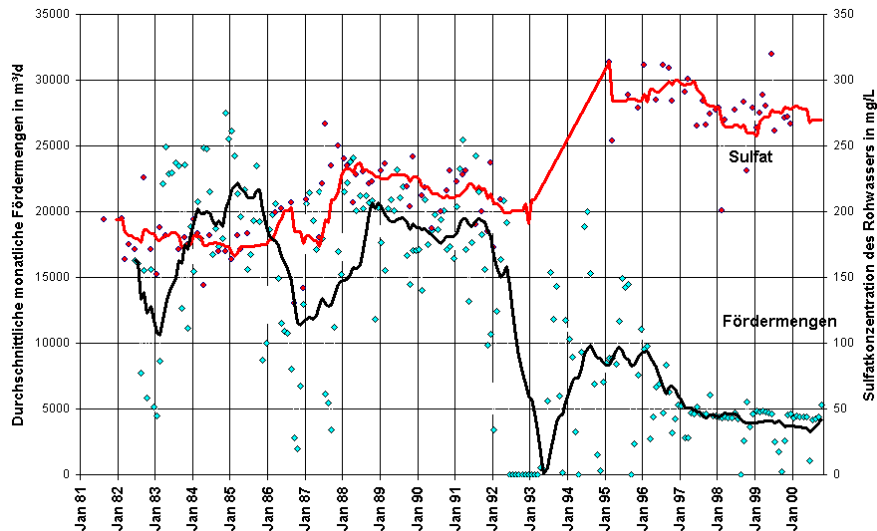


Abb. 6: Trendlinien der mittleren monatlichen Fördermengen und der monatlichen Rohwasser-Sulfatgehalte der Fassung Mockritz I
Die beiden Linien zeigen das gleitende 12-Monatsmittel (NESTLER et al., 2004)

2.1.2 Untersuchungsgebiet Bramstedt

Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von 890 ha. Die wichtigsten Nutzungsformen sind neben der landwirtschaftlichen Nutzung Wald und Ortslagen. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche beträgt 630 ha. Davon werden 468 ha in der Flächenbilanzierung berücksichtigt, welches einem Anteil von 74 % entspricht.

2.1.2.1 Naturräumliche Gliederung

Das Untersuchungsgebiet Bramstedt liegt im norddeutschen Tiefland in Nordwest-Niedersachsen zwischen Bremen und Bremerhaven (Abb. 7). Das Gebiet ist geprägt von saalekaltzeitlichen Sanderflächen (Drenthe-Stadial) und holozänen, heute entwässerten Mooren.

Nach SEEDORF (1977) befindet sich das Untersuchungsgebiet am westlichen Rand der Wesermünder Geest und liegt auf einem 15 km breiten und 40 km langen Geestrücken, der sich in nordöstlicher Richtung erstreckt. Diese Wesermünder Geest ist ein Teilgebiet der zwischen Bremen, Bremerhaven und Stade liegenden Stader Geest. Charakteristisch für das Gebiet sind die ebenen bis flachwelligen, sandig-lehmigen Hochlagen, die im Wechsel mit zumeist moorbedeckten Niederungen stehen. Das Gelände weist Höhen zwischen +2 und +20 m über NN auf. Im Norden und Westen schließen sich an die Geest Marschgebiete an.

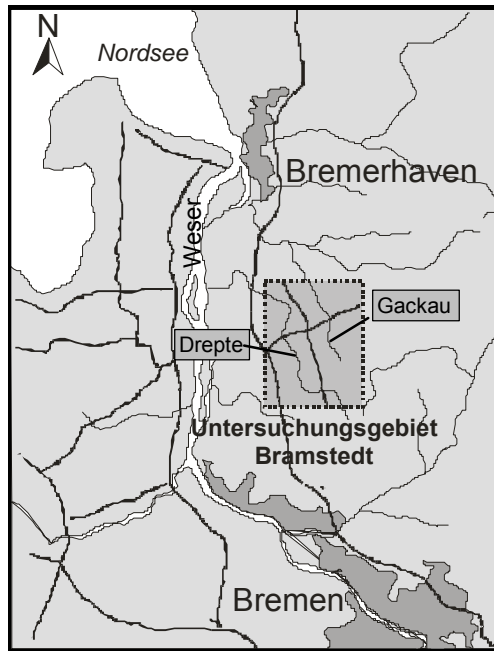


Abb. 7: Geografische Lage des Untersuchungsgebietes Bramstedt (WICHMANN et al., 2003)

Das Untersuchungsgebiet wird durch landwirtschaftliches Kulturland im Wechsel mit kleineren Waldflächen geprägt. Die höher gelegenen Teile des Geländes werden in der Regel ackerbaulich genutzt. Die Niederungsgebiete werden aufgrund des hohen Grundwasserstandes überwiegend als Grünland genutzt. Im Osten begrenzt die Gackau das Untersuchungsgebiet, westlich des Untersuchungsgebietes fließt die Drepte. Beide Fließgewässer entwässern zur Weser hin, die ca. 15 km westlich des Untersuchungsgebietes liegt.

Klimatisch ist das Untersuchungsgebiet dem atlantischen Klimaraum zuzuordnen. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt im Mittel der Jahre 1982–2000 bei 9,0 °C, der mittlere Jahresniederschlag beträgt 781 mm.

2.1.2.2 Böden

Aus bodenkundlicher Sicht gliedert sich das Untersuchungsgebiet in 4 Bodengesellschaften mit den Leitböden:

1. Braunerde-Podsole ,
2. Braunerde-Podsole mit Plaggenauflage,
3. Stau- und Grundwasser-Böden
4. Moore.

Diese Bodengesellschaften sind durch Aggregation ähnlicher Kartierungseinheiten der niedersächsischen Bodenkarte zusammengefasst worden. Im Folgenden werden die einzelnen Leitböden beschrieben. Die zur Modellierung notwendigen physikalischen und chemischen Parameter sind in Anhang 2, S. 149 dargestellt. Die Verbreitung der Bodentypen ist in Abb. 8 dargestellt.

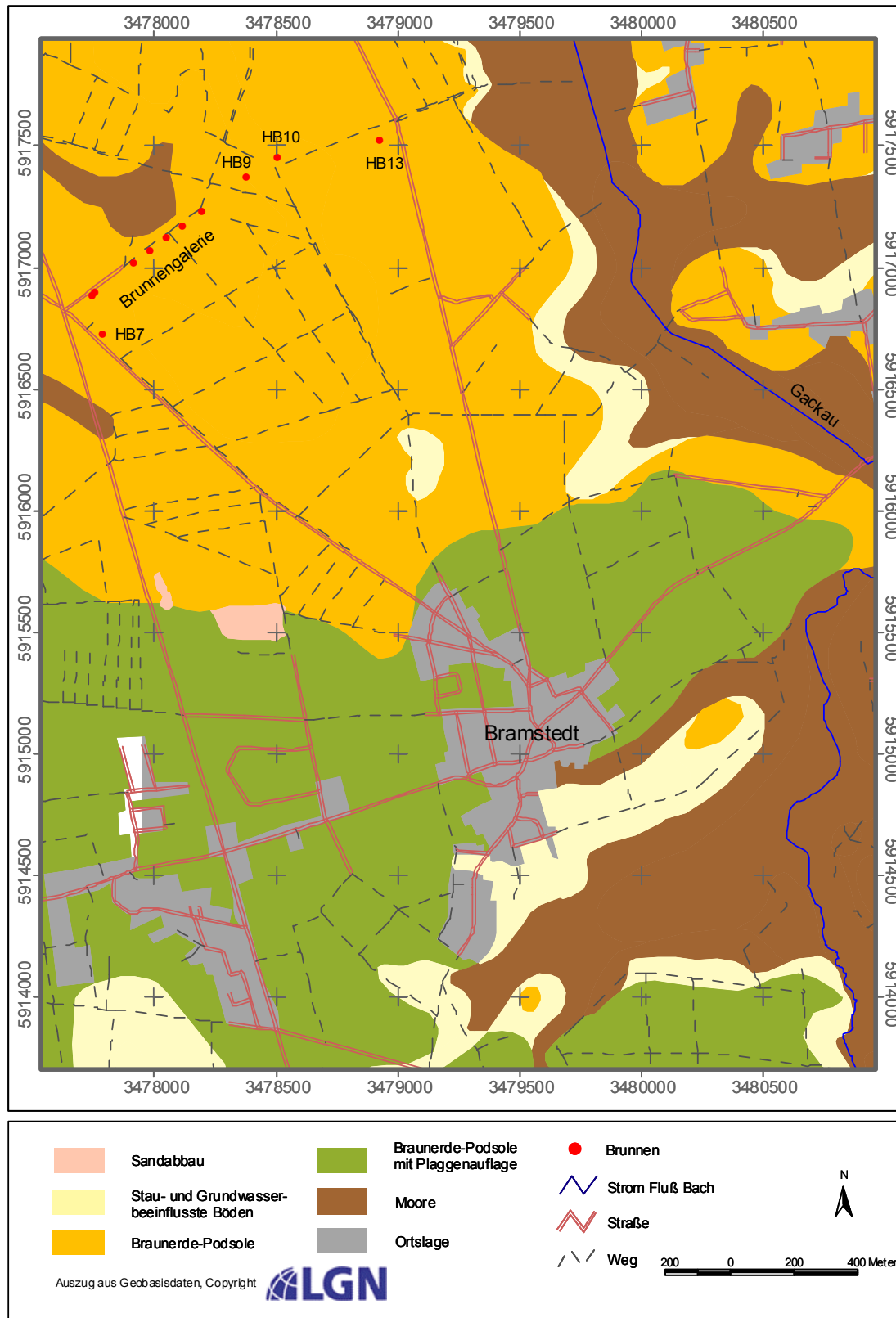


Abb. 8: Verteilung der Bodentypen im Untersuchungsgebiet Bramstedt
Kartengrundlage: LGN u. BÜK50,
GIS: R. Ragnitz/ZALF

Die Braunerde-Podsole liegen in dorfferner Lage, sie haben einen nur geringmächtigen humosen Oberboden von etwa 2 dm. Bis zum Ersten Weltkrieg wurden diese Flächen extensiv als Heideflächen beweidet. In diesen Bereichen wurden Gras- und Heideplaggen gestochen und als Einstreu für das Vieh verwendet. Dadurch verarmten diese Böden im Laufe der Jahrhunderte. Der Einwaschungshorizont (Bsh) der Podsole ist nicht verfestigt, sondern erdig ausgeprägt.

1. Braunerde-Podsole mit Plaggenesch-Auflage liegen in siedlungsnaher Lage. In diesen Landschaftsbereichen wurde der Dünger aus der Viehhaltung mit den Plaggen wieder ausgebracht. Dadurch wurden hier über Jahrhunderte Nährstoffe angereichert. Die Auftragsschichten (E-Horizont) haben Mächtigkeiten von 4–6 dm. Der Einwaschungshorizont (Bsh) ist ebenfalls erdig ausgeprägt.
2. Die stau- und grundwasserbeeinflussten Böden bestehen aus sandigem Substrat. Der Grundwasserstand liegt im Sommer bei 15 dm und im Winter bei 6 bis 9 dm unter Flur. Diese Böden sind vergesellschaftet mit Moor-Gleyen, die eine geringmächtige, stark vererdete Torfauflage haben. Durch den geringen Eisengehalt des Unterbodens ist die Zeichnung des Bodenhorizontes im Grundwasser-Schwankungsbereich (Go-Horizont) mit Rostflecken sehr gering ausgeprägt. Daher wurde der Go-Horizont als zeitweilig grundwassererfüllter Horizont (Gw-Horizont) angesprochen.
3. Bei den Mooren handelt es sich um Nieder- und Hochmoore, die am südlichen und westlichen Rand des Untersuchungsgebietes entlang der Gackau liegen. Infolge von Entwässerung und landwirtschaftlicher Nutzung sind die Torfe stark zersetzt. Der Grundwasserstand liegt zwischen 5 und 9 dm.

Bei allen Böden besteht der Unterboden (C-Horizont) aus Mittel- und Feinsanden. Diese sind infolge von Eisenverarmung weißlich-bleich. In etwa 25 bis 45 dm Tiefe haben die Böden Bänder aus lehmigem Sand. Durch höhere Eisengehalte ändert sich die Farbe des Substrates in dieser Tiefe zu gelblichem Ocker.

2.1.2.3 Wasserwirtschaft

Zur wasserwirtschaftlichen Nutzung des Gebietes führen WICHMANN et al. (2003) aus: Die Wasserfassung besteht aus 11 Vertikalfilterbrunnen, von denen derzeit neun Brunnen betrieben werden. Die Brunnen werden aus südlicher Richtung angeströmt.

Der Wasserversorgungsverband Wesermünde-Süd versorgt heute mit dem Wasserwerk Häsebusch ca. 32 000 Einwohner. Angeschlossen sind die Gemeinde Hagen, Teile der Gemeinden Hambergen, Beverstedt, Loxstedt und Schwanewede. Im Herbst 1962 wurde mit der Fertigstellung der ersten 5 Förderbrunnen die Grundwasserförderung begonnen und kontinuierlich weiter ausgebaut. Der Verlauf der Jahresfördermengen von 1970 bis 2002 ist in Abb. 9 dargestellt.

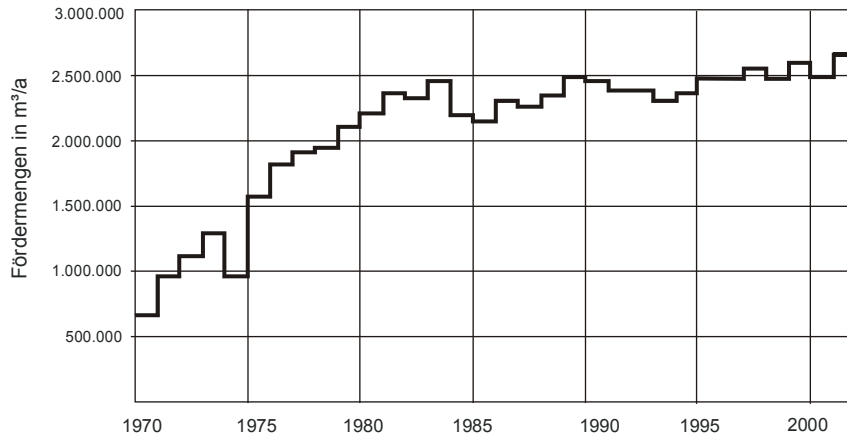


Abb. 9: Jahresfördermengen des Wasserwerkes Häsebusch 1970–2002 (WICHMANN et al., 2003)

Abb. 10 zeigt den Verlauf der Sulfatgehalte im Rohwasser aller 9 Brunnen des Wasserwerkes Häsebusch. Ab 1996 steigt dabei der Sulfatgehalt von 20 bis 40 mg/L auf 30–45 mg/L leicht an.

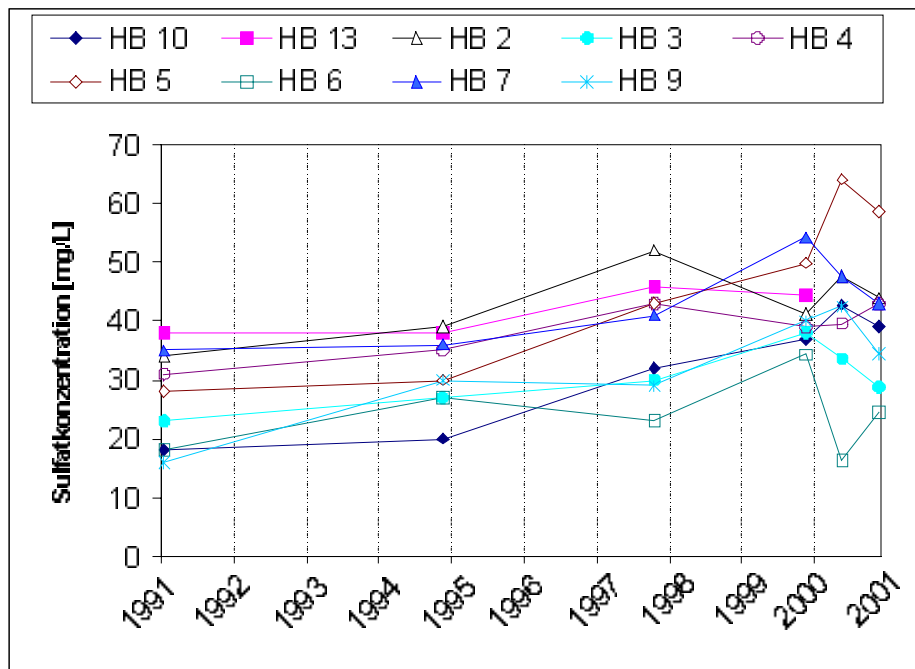


Abb. 10: Verlauf der Sulfatgehalte ausgewählter Brunnen des Wasserwerkes Häsebusch (WICHMANN et al., 2003)

2.2 Analysen

Bohrproben

Bohrungen für die Entnahme von Bodenproben wurden im Herbst 2000 bis 5 m Tiefe mit einem Edelmanbohrer (7 cm Durchmesser) der Firma Eijkelkamp durchgeführt. Bei der Probennahme wurden jeweils Kompartimente von 3 dm Tiefe zu einer Probe zusammengefasst und in PE-Beutel verpackt. Bis zur Analyse wurden diese in einem Kühlbehälter aufbewahrt und anschließend im Kühlhaus bei 4 °C gelagert. Die Ansprache der Bodenarten erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BGR, 1994) mit der Fingerprobe. Die Ansprache der Torfartengruppe wurde nach der Klassifikation des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS), in MÜLLER (1997), durchgeführt. Die Bestimmung der Feldkapazität der Böden für die Simulationsmodelle erfolgte in Abhängigkeit von der Bodenart, dem Steingehalt und der Humus-Gehaltsklasse nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BGR, 1994). Abweichend davon wurde die Feldkapazität der Torfe nach MÜLLER (1997) bestimmt.

Wassergehalte

Zur gravimetrischen Wassergehaltsbestimmung wurden 50 g des feldfrischen Bodens eingewogen und bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Umrechnung in den volumetrischen Wassergehalt erfolgte nach Formel (1):

$$\text{Bodenwassergehalt (Vol.\%)} = \frac{\text{feldfrischer Boden (g)} - \text{Trockenmasse (g)}}{\text{Trockenmasse (g)}} \cdot \text{TD [g/cm}^3\text{]} \cdot 100 \quad (1)$$

Die Trockendichte (TD) wurde einheitlich mit 1,5 g/m³ angesetzt. Für organische Horizonte (nHv, hHv, nHw) wurde die Trockendichte auf 0,5 g/cm³ abgeschätzt (KUNTZE et al., 1994).

C-, S- und N-Analyse

Die Analyse erfolgte an lufttrockenem, auf 2 mm abgeseibtem Bodenmaterial (Feinerde) durch Verbrennen im Sauerstoffstrom bei 1280 °C (C-N-S Analysator, Firma Leco). C_{org} wurde ermittelt, indem vom gemessenen C-Gesamtgehalt der Anteil des carbonatischen nach SCHEIBLER bestimmten C abgezogen wurde. Zur Bestimmung des N_{min}- und Sulfatgehaltes wurden 200 g Boden mit 400 ml 0,02 n CaCl₂-Lösung versetzt und eine Stunde über Kopf geschüttelt. Nach einer Sedimentationspause von 2 Stunden wurde die Lösung filtriert. Das Filtrat wurde mit einem Ionenchromatografen auf SO₄²⁻ analysiert. Die Analyse auf NO₃⁻ und NH₄⁺ erfolgte mit einem Anionen-Analyzer der Firma Skalar. Die Analysewerte von NO₃⁻ und NH₄⁺ sind addiert worden und werden als N_{min} bezeichnet. Die Analysen der Feinerde wurden zunächst auf die des Bodens mit Steinen berechnet. Anschließend erfolgte die Umrechnung in kg/(ha-Schicht) mit Formel (2). Aus diesem Ergebnis wurde die Konzentration im Bodenwasser (BW) bei Feldkapazität nach Formel (3) berechnet. Diese Formeln sind beispielhaft für Schwefel dargestellt. Sie gelten in gleicher Weise für die Umrechnung der Stickstoffwerte. Die Umrechnung von Schwefel in Sulfat sowie von Stickstoff in Nitrat und umgekehrt erfolgte mit 5-stelliger Genauigkeit.

$$\text{SO}_4^{2-} \text{ [kg/(ha \cdot Schicht)]} = \frac{\text{SO}_4^{2-} \text{ [ppm]} \cdot \text{TD [g/cm}^3\text{]} \cdot \text{Schichtdicke [dm]} \cdot (\text{Extraktionsmittel [ml]} + \text{BW [ml]})}{\text{Bodeneinwaage [g]} - \text{Bodenwasser [g]}} \quad (2)$$

$$\text{SO}_4^{2-} \text{ [mg/L BW]} = \frac{\text{SO}_4^{2-} \text{ [kg/(ha \cdot Schicht)]} \cdot 100}{\text{FK je Schicht [mm]}} \quad (3)$$

mit BW = Bodenwasser
TD = Trockendichte

Analyse von Pflanzenproben, Futtermitteln und tierischen Produkten

Für die Analyse von Pflanzen- und Futterproben auf N, P, K und Mg wurde ein modifizierter Aufschluss nach Kjeldahl mit Selen-Schwefelsäure durchgeführt. In den Aufschlusslösungen wurden die Kaliumgehalte im Atom-Absorptions-Spektrometer (AAS) der Firma Unicam mittels Emissionsmessung bestimmt. Die Magnesiumgehalte wurden im selben Gerät mit Atomabsorptionsmessung ermittelt. Phosphorgehalte wurden nach der Vanadat-Molybdat-Methode mit einem Epos-Photometer (Firma Eppendorf) analysiert. Alle Analysen wurden nach den Methoden der Gerätehersteller durchgeführt.

Schwefel wurde elementar bestimmt. Dafür wurden die lufttrockenen Proben gemahlen. Die Analyse erfolgte wie die Bodenanalyse für Schwefel mit dem C-N-S-Analysator. Alle Analysen wurden vom Zentrallabor am ZALF in Müncheberg ausgeführt.

2.3 Landwirtschaftliche Nährstoffbilanzen

Zur Ermittlung des Beitrages der Landwirtschaft zum Austrag von Sulfatschwefel aus der wurzelbeeinflussten Zone (Evapotranspirations-Zone) werden Daten zur Flächennutzung erhoben, um die Raten (hier Jahresraten) der Stoffzu- und -abfuhr quantitativ zu erfassen. Der landwirtschaftliche Betrieb ist unter diesem Gesichtspunkt „Umschlagplatz“ für Güter, die als Produktionsfaktoren importiert oder als Produkt exportiert werden. Die Produktionsfaktoren bzw. Produkte werden dabei mengenmäßig erfasst und mit ihrem Nährstoffgehalt bewertet. Entscheidend für das Belastungspotenzial der landwirtschaftlichen Flächennutzung ist der Saldo der Nährstoffbilanzen. Der resultierende jährliche Nährstoffüberschuss bzw. das -defizit, berechnet aus den Raten des Imports und Exports der landwirtschaftlichen Betriebe, werden im ersten Schritt als gleichmäßig über die gesamte Nutzfläche verteilt gedacht. Sie gestatten die Abschätzung des Belastungspotenzials. Solche Nährstoffbilanzen werden hier außer für Schwefel zusätzlich für die Makronährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium erstellt, um ein umfassenderes Bild der landwirtschaftlichen Flächennutzung sowie rechnerische Kontrollmöglichkeiten zur Plausibilität der erhobenen Daten zu erhalten.

Mit der Methode der Nährstoffbilanz kann zusätzlich die produktionstechnische Notwendigkeit der einzelnen betrieblichen Nährstoff-Flussraten (Fluxe) beurteilt werden, um daraus Steuerungsmaßnahmen für die Sanierung von Einzugsgebieten abzuleiten.

In dieser Arbeit werden landwirtschaftliche Nährstoffbilanzen auf drei Ebenen erstellt:

- Betriebsbilanz
- Stallbilanz
- Flächenbilanz.

Die Erstellung von Bilanzen auf mehreren Ebenen hat den Vorteil, dass mehrere Bilanzgrößen doppelt erfasst und dadurch auf ihre Plausibilität hin geprüft werden können. Ein Bilanzierungsschema, das alle drei Bilanztypen erfasst, ist in Abb. 11 dargestellt. Dabei wird methodisch auf die Arbeiten von EULENSTEIN u. DRECHSLER (1992) und ANTONY (1993) zurückgegriffen.

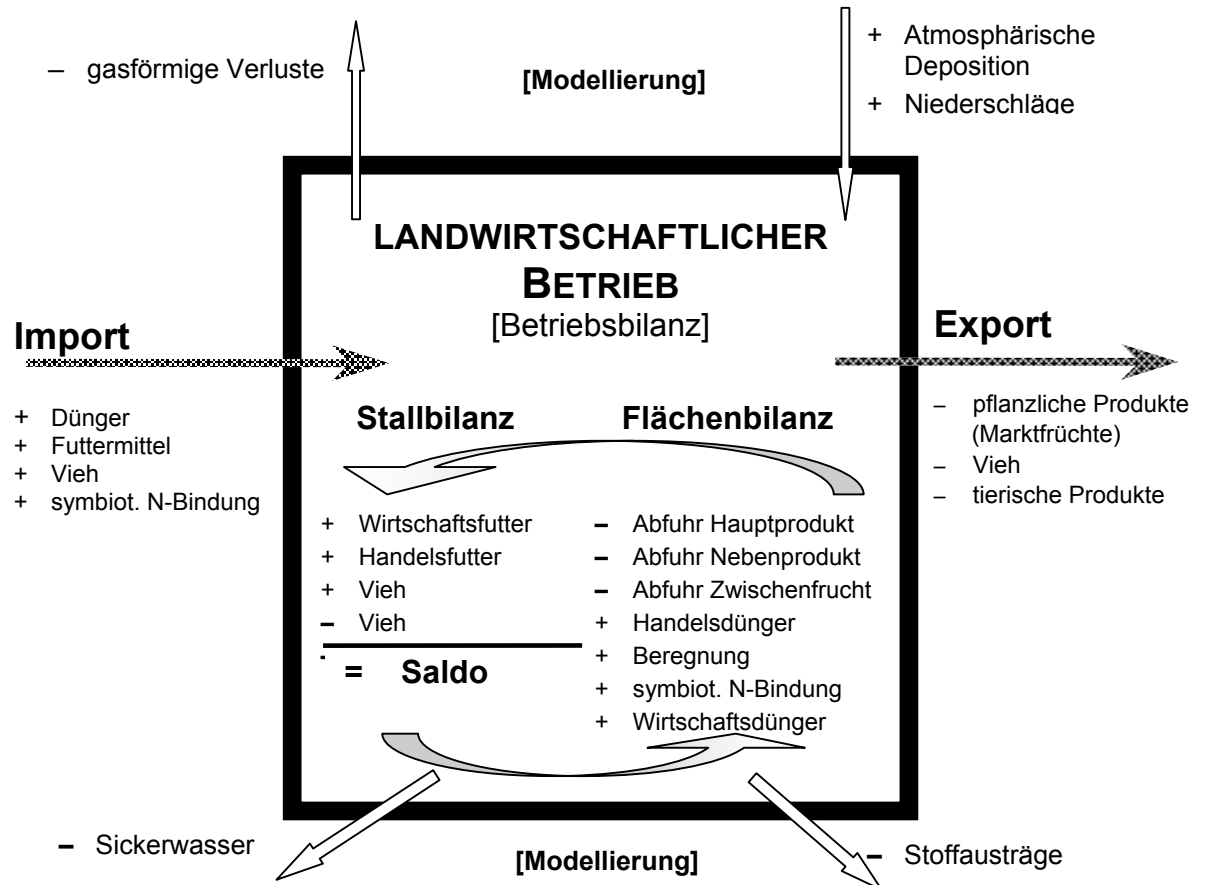


Abb. 11: Schema für Betriebs-, Stall- und Flächenbilanz

In der Betriebsbilanz werden alle oben angeführten Nährstoffe berücksichtigt, die mit landwirtschaftlichen Produktionsmitteln eingekauft (importiert) werden und die Nährstoffe, die der Betrieb in Form von Produkten verkauft (exportiert). Ebenso wird für den Stall und die Fläche eine Nährstoffbilanz erstellt, welche die Posten erfasst, unter denen Nährstoffe zugeführt werden bzw. das System wieder verlassen.

Inwieweit und in welchen Zeitabschnitten die in den Jahresbilanzen ausgewiesenen Nährstoffsalden aus der wurzelbeeinflussten Zone ausgewaschen werden und damit ins Grundwasser gelangen, lässt sich erst durch weitere Messungen und den Einsatz von Simulationsmodellen klären. Im Bilanzierungsteil dieser Arbeit werden ausschließlich die landwirtschaftlichen Schwefel- und Stickstoffbilanzen bearbeitet. Die damit verbundenen Bereiche „atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition, Niederschlag, Sickerwasser und Stoffaustrag“ werden im Teil Modellierung mit den Daten der Bilanzierung verknüpft.

2.3.1 Erhebung der landwirtschaftlichen Nutzungsverhältnisse

Erster Schritt für die Erhebung der landwirtschaftlichen Flächennutzung ist die Begehung des Untersuchungsgebietes mit der Aufnahme und Abgrenzung der Schläge. Unter „Schlag“ wird hier eine räumlich zusammenhängende, mit einer Fruchtart und von einem Bewirtschafter bestellte Fläche verstanden. Durch Umfrage wird die Zuordnung dieser Schläge zu einzelnen Flächennutzern festgestellt. Zugleich wird geklärt, ob die Schlaggrenzen im Verlauf mehrerer Jahre konstant geblieben sind oder ob Veränderungen der Schlaggrößen stattgefunden haben. Wechsel der Bewirtschafter in der Bilanzierungszeit werden rekonstruiert und in den Bilanzen berücksichtigt.

Zur Festlegung der aktuellen und früheren Schlaggrenzen wird Luftbildmaterial der Landesvermessungsämter oder eigener Befliegungen als Hilfsmittel herangezogen.

2.3.2 Betriebsbilanz

In der Betriebsbilanz werden die Jahresraten derjenigen Nährstoffimporte und -exporte saldiert, welche die Grenze des landwirtschaftlichen Betriebes passieren („Hoftorbilanz“). Die zu erhebenden Daten lassen sich wie folgt klassieren:

1. Betriebscharakteristika

- Flächengröße und Flächennutzung
- Aufgliederung des Viehbestandes

2. Nährstoffimporte

- Dünger
- Futter, Stroh
- Zukauf-Vieh
- N-Bindung durch Leguminosen
- Aufnahme von Wirtschaftsdüngern (selten)
- Aufnahme von Sekundärrohstoff-Düngern

3. Nährstoffexporte

- pflanzliche Produkte, Stroh
- tierische Produkte,
- Zucht- und Schlachtvieh
- Abgabe von Wirtschaftsdünger (selten).

Die Übertragung der Betriebsbilanz auf die Fläche, d. h. die Erstellung einer flächenbezogenen Nährstoffbilanz, stößt dann an Grenzen, wenn innerhalb des Betriebes in Abhängigkeit von Standortunterschieden verschiedene Anbaurotationen geführt werden, die unterschiedlich an der Betriebsbilanz beteiligt sind. Wird die Betriebsbilanz in einer ersten Annäherung auf die gesamte Fläche umgelegt, so wird vereinfachend davon ausgegangen, dass sich alle Nährstoffzu- und -abfuhr gleichmäßig auf die gesamte vom Betrieb bewirtschaftete Fläche verteilen. Daraus ergibt sich eine Nährstoffbilanz für den durchschnittlichen Hektar des Betriebes, im Folgenden als „Betriebs-Durchschnittshektar“ bezeichnet. Anhand der Betriebsbilanz ist bereits eine erste Abschätzung möglich, ob die Salden der Flächenbilanzen positiv oder negativ ausfallen werden und in welcher Größenordnung sie liegen.

Herkunft der Daten: Die Daten für diesen Bilanztyp stammen aus den jährlichen Wirtschaftsabschlüssen und ergänzenden Aufzeichnungen des Landwirtes. Da es sich hierbei um

gewogene und bezahlte Größen handelt, liefert die Betriebsbilanz sehr exakte Daten für den Gesamtbetrieb. Eine räumliche Zuordnung zu einzelnen Schlägen ist jedoch nicht möglich.

In Betrieben mit Viehhaltung stößt die Betriebsbilanz auf Schwierigkeiten bei der Umlegung auf einzelne Schläge, da der Nährstofftransfer vom Stall auf die Fläche durch Wirtschaftsdünger in der Praxis unzureichend erfasst wird. Um diesen Nährstofftransfer zu berücksichtigen, wird die Stallbilanz erstellt.

2.3.3 Stallbilanz

Die Stallbilanz ermöglicht eine Abschätzung des jährlichen Nährstoffstromes, der mit dem Wirtschaftsdünger erfolgt. Die räumliche Bezugsebene dieses Bilanztyps ist der Stall, einschließlich der Ackerfutterflächen sowie des Grünlandes. Dabei werden alle Nährstoffim- und -exporte erfasst, die die Stalltür passieren:

1. Importglieder:

Handelsfuttermittel	(Quelle: Betriebsbilanz)
Wirtschaftsfutter	(Quelle: Flächenbilanz)
Einstreu	(Quelle: Flächenbilanz, bei Zukauf: Betriebsbilanz)
Viehzukauf	(Quelle: Betriebsbilanz)

2. Exportglieder:

tierische Produkte	(Quelle: Betriebsbilanz)
Zucht- und Schlachtvieh	(Quelle: Betriebsbilanz).

Da die Mengen an Wirtschaftsfutter und Stroh zur Einstreu in der Regel nicht gemessen werden, sind sie aus den Angaben des Landwirtes und anhand von Richtzahlen zu schätzen. Der Nährstoffsaldo aus Stallimport abzüglich Stallexport ergibt die Nährstoffmengen, die der Wirtschaftsdünger bei verlustfreier Lagerung und Ausbringung enthalten müsste. Die Nährstoffmengen des Wirtschaftsdüngers werden in der Flächenbilanz als Zufuhr erfasst.

Der Weg der Annahme des verlustfreien Stickstofftransfers wird insofern als gerechtfertigt angesehen, als die Ammoniakverluste bei Lagerung und Ausbringung das Gesamtsystem nicht verlassen, sondern an anderer Stelle der Landschaft den Eintrag von Stickstoff aus atmosphärischer Deposition erhöhen.

Herkunft der Daten: Alle Größen der Stallbilanz werden bereits durch die Betriebs- und Flächenbilanz erhoben.

2.3.4 Flächenbilanz

Die Flächenbilanz berücksichtigt alle Ackerschläge und Grünlandstücke des Untersuchungsbetriebes. Sie enthält im Vergleich zur Betriebsbilanz auch Flächen von Bewirtschaftern, bei denen aus dem Grund keine Betriebsbilanz erstellt worden ist, weil sie nur wenige Flächen innerhalb des Untersuchungsgebietes bewirtschaften. In der Flächenbilanz werden die Zu- und Abfuhr von Nährstoffen auf Einzelschlagebene saldiert. Die Flächenbilanz ist damit eine flächenscharfe Bilanz mit hoher räumlicher Auflösung.

Der zeitliche Rahmen für eine Flächenbilanz beginnt mit der Aussaat der Hauptfrucht und reicht bis zu deren Ernte. Aus Gründen der Modellierung wird eine eventuell angebaute Zwischenfrucht als Folgefrucht zu der vorangehenden Hauptfrucht gezählt. Eine Düngung

während der Vegetationsdauer der Zwischenfrucht wird dieser zugerechnet. Das Bilanzierungsjahr endet bei Zwischenfruchtanbau mit dem Vegetationsende der Zwischenfrucht. Die räumliche Grenze der Schlagbilanz ist der Feld- bzw. Weiderand.

Als Zufuhr werden erfasst:

- Handelsdüngemittel,
- Wirtschaftsdünger,
- N-Bindung durch Leguminosen.

Unter Abfuhr werden erfasst:

- Marktfrüchte (Haupt- und Nebenerntegut),
- Wirtschaftsfutter (Haupt-, Nebenerntegut und geerntete Zwischenfrüchte).

Die Ergebnisse dieser Bilanz von Jahres-Input und -Output auf Einzelschlagebene lassen sich *räumlich* nach Untersuchungsgebieten, nach Betrieben oder nach Fruchtarten zusammenfassen; *zeitlich* können jeweils einjährige oder mehrjährige Bilanzperioden betrachtet werden.

Herkunft der Daten: Die Daten werden aus der Ackerschlagkartei, sonstigen betrieblichen Aufzeichnungen und durch Befragung der Landwirte erhoben. Eigene Ertragsmessungen, besonders bei Wirtschaftsfutter werden ergänzend vorgenommen.

2.3.5 Dauer der Erhebung

Die Erfassung der Bilanzgrößen auf den verschiedenen Ebenen muss über eine längere Bilanzierungsperiode hinweg erfolgen. Die Länge dieses Zeitabschnittes sollte so bemessen sein, dass innerhalb dieser Zeit die Rotation der Anbaufrüchte in einer Fruchtfolge in der Regel abgeschlossen ist. Die jährlichen Oszillationen, z. B. durch die Grunddüngung alle 3–4 Jahre, der auf den Schlag bezogenen Bilanzgrößen (Überschüsse, Unterversorgungen) können nach Durchlaufen dieser Zeit als ausgeglichen betrachtet werden, d. h. der Anfangszustand kann zumeist als wieder hergestellt gelten. Dies gilt auch für den Gesamtbetrieb, da Lagervorräte von Dünge- und Futtermitteln innerhalb solcher Zeiten wieder ausgeglichen sind. Die Erfahrungen bei der Bilanzierung der beiden Untersuchungsgebiete Mockritz und Bramstedt haben gezeigt, dass Mehrjahresbilanzen aus diesen Gründen verlässlichere Ergebnisse liefern, als Einjahresbilanzen.

2.3.6 Erfassung der Bilanzgrößen

Um Bilanzen berechnen zu können, müssen zwei Größen bekannt sein: die Produktmengenrate des jeweiligen Bilanzgliedes und dessen Nährstoffkonzentration. Die Mengenerfassung erfolgt bereits mit der Datenerhebung beim Landwirt. Die Exaktheit der Nährstoffsalden ist erheblich von der Güte beider Faktoren abhängig. Faustzahlen können sich negativ auf die Güte der Berechnungen auswirken. Daher ist es empfehlenswert, anhand von Proben die realen Nährstoffgehalte zu prüfen sowie die Mengen der Bilanzglieder auf Plausibilität zu kontrollieren. Im Folgenden wird das Vorgehen zur Erhebung der einzelnen Bilanzglieder dargestellt.

2.3.6.1 Futtermittel

In viehhaltenden Betrieben bildet der Nährstoffimport mit Futtermitteln in der Regel den größten (Futterbau- und Veredelungsbetriebe) oder zweitgrößten Anteil (Mischbetriebe) der Nährstoffimporte des Betriebes. Richtwerte zu den Nährstoffgehalten wichtiger Futtermittel sind in Tab. 2 zusammengestellt. Für diese Tabelle wurden DLG (1997), DLG (1973), TLL (2002) ausgewertet. Fehlende Werte wurden aus SML (1997), KTBL et al. (1999), LWK-HANNOVER (2002) ergänzt. Lokal können Nährstoffkonzentrationen der Futtermittel je nach Hersteller schwanken. Die Konzentrationen von N, P, und Mg lassen sich zusätzlich der Deklaration entnehmen oder beim örtlichen Landhandel erfragen. Zu Schwefelgehalten haben nur wenige Autoren Angaben gemacht. Aus diesem Grund wurden exemplarisch eigene Analysen durchgeführt, deren Ergebnisse im Anhang 3, S. 150 dargestellt sind.

Tab. 2: Richtzahlen für den Nährstoffgehalt von Futtermitteln in der standardisierten Frischmasse (DLG, 1997; DLG, 1973; TLL, 2002; SML, 1997; KTBL et al., 1999; LWK-Hannover, 2002; eigene Analysen)

Futtermittel	TM	N	P	K	Mg	S
	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
Biertreber, siliert	25	0,90	0,20	0,02	0,048	0,375
Ferkelaufzuchtfutter I	88	3,10	0,68	0,90	0,193	0,200
Ferkelaufzuchtfutter II	88	2,90	0,58	0,90	0,163	0,200
Ferkelstarter	88	3,52	0,80	0,90	0,193	0,200
Kälberkraftfutter	88	2,88	0,70	1,30	0,392	0,250
Kartoffelpülpe, siliert	18	0,12	0,02	0,17	0,002	0,017
Melasseschnitzel, getrocknet	90	1,82	0,08	1,10	0,223	0,027
Milchaustauscher, Rind	90	3,52	0,70	1,50	0,084	0,194
Milchaustauscher, Ziege	90	3,07	0,64	1,30	0,084	0,194
Milchleistungsfutter 16/3	88	2,56	0,50	1,16	0,302	0,200
Milchleistungsfutter 18/3	88	2,88	0,50	1,16	0,302	0,200
Milchleistungsfutter, Ziege	88	3,27	0,55	1,13	0,239	0,242
Rindermastfutter	88	3,52	0,57	1,58	0,543	0,360
Raps-Extraktionsschrot	89	5,78	1,08	1,26	0,302	1,000
Sauenfutter hochtragend/säugend	88	2,80	0,61	0,83	0,193	0,160
Sauenfutter niedertragend	88	2,50	0,57	0,83	0,193	0,160
Schrot, Gerste	88	1,84	0,36	0,51	0,099	0,123
Schrot, Triticale	88	1,94	0,36	0,51	0,099	0,123
Schweinemastfutter, Anfangsmast	88	2,72	0,55	0,80	0,193	0,200
Schweinemastfutter, Endmast	88	2,32	0,45	0,70	0,193	0,200
Soja-Extraktionsschrot	90	7,22	0,64	2,15	0,283	0,244
Trockenschnitzel (Zuckerrübe)	90	1,44	0,09	0,55	0,225	0,037

2.3.6.2 Tierische Produkte

Die Nährstoffgehalte von Tierkörpern und tierischen Produkten sind weitgehend unabhängig von Alter, Nutzungsform und Rasse. Unter „tierischen Produkten“ werden Milch, Eier und Wolle zusammengefasst, also Produkte vom lebenden Tier. Die Kategorie „Vieh“ umfasst Tierkörper von Zucht- oder Schlachtvieh. Die Nährstoffgehalte von Tierkörpern und tierischen Produkten sind aus TLL (2002) und LWK-HANNOVER (2002) in Tab. 3 zusammengestellt. Für den Schwefelgehalt in Tierkörpern sind in der Literatur keine Angaben zu finden. Da die Analyse eines gesamten Tieres nicht möglich gewesen ist, wurde dieser Wert

nur näherungsweise abgeschätzt. Dafür sind je zwei Mischproben Muskelfleisch mit Fettgewebe von Rind und Schwein auf ihren Schwefelgehalt analysiert worden. Die Umrechnung auf den Schwefelgehalt des gesamten Tierkörpers erfolgt unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Trockenmasseanteiles des lebenden Tieres. Dieser beträgt nach KIRCHGESSNER (1997) 40–45 %. Die Analysedaten der Proben für tierische Produkte sind im Anhang 4, S. 151, dargestellt.

Der Import von Nährstoffen mit Zuchtvieh spielt in der Betriebsbilanz in der Regel nur eine untergeordnete Rolle. Der Export von Nährstoffen mit tierischen Produkten und Tierkörpern liegt dagegen bei Betrieben mit einer hohen Viehbesatzdichte höher als der Export mit Marktfrüchten.

Tab. 3: Richtzahlen für Nährstoffgehalte in der standardisierten Frischmasse von Tierkörpern und tierischen Produkten (TLL, 2002; LWK-Hannover, 2002; eigene Analysen)

Produkt	TM	N	P	K	Mg	S
	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
Kuh-Milch, 3,2 % RP	13	0,52	0,10	0,15	0,012	0,034
Kuh-Milch, 3,4 % RP	13	0,55	0,10	0,15	0,012	0,034
Kuh-Milch, 3,6 % RP	13	0,58	0,10	0,15	0,012	0,034
Rinder, Tierkörper	40	2,50	0,60	0,20	0,048	0,23
Ziegen-Milch	13	0,50	0,10	0,24	0,013	0,037
Ziegen, Tierkörper	40	2,5	0,60	0,20	0,048	0,23
Hühnereier	28	1,60	0,18	0,12	0,006	0,17
Legehennen, Tierkörper	40	3,5	0,63	0,19	0,048	0,23
Schweine, Tierkörper	40	2,56	0,51	0,20	0,048	0,23
Schafe, Tierkörper	40	2,00	0,52	0,14	0,042	0,23
Schaf, Wolle	15	7,1	0,03	4,94	0,006	1,5

2.3.6.3 Pflanzliche Produkte

Der Export von Nährstoffen mit pflanzlichen Produkten stellt sowohl in der Betriebsbilanz als auch in der Flächenbilanz den größten oder zweitgrößten Bilanzposten dar.

Betriebsbilanz: Die verkaufte Menge an pflanzlichen Produkten (Marktfrüchte) lässt sich der Betriebsbilanz entnehmen. Die Summe der für den Verkauf geernteten Marktfrüchte aus den einzelnen Flächenbilanzen des Betriebes muss dabei den in der Betriebsbilanz genannten Verkäufen entsprechen.

Flächenbilanz: Die Erträge des Haupt-Erntegutes (HEG) werden schlagspezifisch bei den Landwirten erhoben. Sind nicht alle Daten verfügbar, werden betriebs- und standortangepasste Schätzgrößen verwendet. Eine Unsicherheit besteht beim Wirtschaftsfutter, da dessen Erntemengen von den Landwirten in der Regel nur geschätzt und nicht gewogen werden. Für einige Fruchtarten, z. B. Silomais, wird auf die Ergebnisse örtlicher Sortenversuche in Großparzellen und auf eigene Erhebungen zurückgegriffen.

Der Anbau von *Zwischenfrüchten* hat nur eine geringe Bedeutung. Eine Nährstoffabfuhr entsteht bei Zwischenfrüchten nur bei Beweidung oder Schnittnutzung. Zwischenfrüchte werden bei der Bilanzierung, im Hinblick auf die Modellierung, der vorangehenden Hauptfrucht zugerechnet.

Für *Weiden* werden in diesem Bilanzansatz als Nährstoffzufuhr die Düngung und der bei der Beweidung anfallende Weidedung berücksichtigt. Die Nährstoffabfuhr erfolgt mit dem Schnittgut bzw. mit der Beweidung. Dabei wird nur die Summe des Gesamtertrages aller Nutzungen erfasst. Der Gesamtertrag wird als Stallimport berechnet.

In Tab. 4 sind die Richtwerte für die *Nährstoffgehalte im Erntegut* (Haupt- und Nebenerntegut) praxisüblicher Fruchtarten dargestellt. Für diese Tabelle werden VARO et al. (1980a, b), SILLANPÄÄ u. JANNSON (1991), BLOEM (1998), SCHILLING (1982) und DLG (1973), ausgewertet. Zusätzlich werden die Veröffentlichungen der Landesanstalten für Landwirtschaft einiger Bundesländer herangezogen, in denen zur Erstellung von Nährstoffvergleichen nach den Vorgaben der Düngeverordnung (DÜNGEV, 1996) umfangreiche Tabellenwerke mit Nährstoffkonzentrationen enthalten sind (TLL, 2002; SML, 1997; MLUR, 2000; LWK-HANNOVER, 2002; LLG, 2002). Fehlende Daten werden aus KTBL et al. (1999), CROP DATA (1999), FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU (1993), KURMIES (1957 und BUCHNER (1958) ergänzt. Da die Datenlage insbesondere für Schwefel auch hier noch nicht ausreichend ist, wurden zusätzlich eigene Analysen durchgeführt, deren Ergebnisse im Anhang 5, S. 152 dokumentiert sind.

Die Abfuhr des *Neben-Erntegutes* (NEG) (z. B. Stroh bei Getreide) wird bei den Landwirten erfragt. Die Menge dieses Nebenerntegutes wird mit Korn : Stroh-Verhältnissen, besser Haupt-Erntegut (HEG) : Neben-Erntegut (NEG)-Verhältnissen geschätzt. Dieser Faktor gibt an, das Wievielfache an Nebenerntegut im Verhältnis zum Haupterntegut gewachsen ist. Für das HEG : NEG-Verhältnis werden hier Feldversuche am ZALF in Müncheberg und weitere Quellen ausgewertet (TLL, 2002; MLUR, 2000; LWK-HANNOVER, 2002; FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU, 1993; CROP DATA, 1999). Ergänzend wurden eigene Analysen vorgenommen, die im Anhang 6, S. 155, dargestellt sind.

Für Getreide werden große Korn : Stroh-Verhältnisse gewählt, da die heutigen Sorten im Verhältnis zum Korn weniger Stroh bilden. Zusätzlich werden Halmverkürzer, wie z. B. CCC, eingesetzt, welche die Länge der Internodien beim Getreide reduzieren. Die verwendeten Haupterntegut : Nebenerntegut-Verhältnisse sowie die Nährstoffgehalte des Nebenerntegutes sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Richtzahlen für Nährstoffgehalte in der standardisierten Frischmasse einiger landwirtschaftlicher Fruchtarten im Haupt- und Nebenerntegut sowie das Verhältnis von Haupterntegut (HEG) zu Nebenerntegut (NEG), zusammengestellt nach KURMIES, 1957; BUCHNER, 1958; VARO et al. 1980a, b; SILLANPÄÄ u. JANNSON, 1991; BLOEM, 1998; SCHILLING, 1982; KTBL et al., 1999; CROP DATA, 1999; DLG, 1973; FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU, 1993; TLL, 2002; SML, 1997; MLUR, 2000; LWK-HANNOVER, 2002; LLG, 2002

Fruchtart	Haupterntegut	HEG : NEG	TM HEG	N	P	K	Mg	S	TM NEG	N	P	K	Mg	S
			Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
Grünland, hohe Intensität	Grünmasse	–	17	0,45	0,07	0,50	0,036	0,038	–	–	–	–	–	–
Grünland, mittlere Intensität	Grünmasse	–	20	0,40	0,07	0,45	0,030	0,029	–	–	–	–	–	–
Grünland, niedrige Intensität	Grünmasse	–	20	0,36	0,06	0,40	0,029	0,029	–	–	–	–	–	–
Mais, Silo-	Grünmasse	–	28	0,38	0,07	0,31	0,030	0,026	–	–	–	–	–	–
Kleegras	Grünmasse	–	20	0,52	0,06	0,51	0,060	0,030	–	–	–	–	–	–
Luzernegras	Grünmasse	–	20	0,50	0,06	0,50	0,042	0,030	–	–	–	–	–	–
Luzerne-Kleegras	Grünmasse	–	20	0,50	0,06	0,50	0,042	0,030	–	–	–	–	–	–
Luzerne	Grünmasse	–	20	0,60	0,06	0,54	0,042	0,030	–	–	–	–	–	–
Serradella, Zwischenfrucht	Grünmasse	–	20	0,45	0,06	0,40	0,030	0,045	–	–	–	–	–	–
Senf, Zwischenfrucht	Grünmasse	–	15	0,45	0,06	0,40	0,030	0,045	–	–	–	–	–	–
Grünroggen, Winter-; Zwischenfrucht	Grünmasse	–	15	0,50	0,08	0,48	0,023	0,035	–	–	–	–	–	–
Phazelia, Zwischenfrucht	Grünmasse	–	15	0,45	0,04	0,38	0,030	0,050	–	–	–	–	–	–
Gerste, Sommer-, Futter-	Korn	0,8	86	1,70	0,35	0,50	0,096	0,120	86	0,50	0,13	1,41	0,054	0,090
Gerste, Winter-	Korn	0,8	86	1,80	0,35	0,50	0,096	0,120	86	0,50	0,13	1,41	0,054	0,090
Hafer	Korn	1,1	86	1,50	0,35	0,50	0,096	0,120	86	0,50	0,13	1,41	0,054	0,090
Mais, Körner-	Korn	1,3	86	1,38	0,28	0,42	0,090	0,100	86	1,00	0,11	1,25	0,151	0,090
Roggen, Winter-	Korn	0,9	86	1,60	0,35	0,50	0,096	0,120	86	0,50	0,13	1,66	0,054	0,090
Triticale	Korn	0,9	86	1,90	0,35	0,50	0,096	0,120	86	0,50	0,13	1,41	0,054	0,090
Weizen, Winter-	Korn	0,8	86	1,90	0,35	0,50	0,096	0,120	86	0,50	0,13	1,16	0,054	0,090
Öllein	Korn	1,8	91	3,50	0,52	0,83	0,302	0,260	86	0,51	0,09	1,16	0,060	0,110
Raps, Winter-	Korn	2,2	91	3,30	0,70	0,75	0,253	0,390	86	0,55	0,13	1,66	0,090	0,270
Sonnenblume	Korn	3,5	91	2,80	0,59	0,83	0,302	0,200	86	1,35	0,35	3,74	0,103	0,099
Ackerbohnen	Korn	2,0	86	4,10	0,52	1,16	0,121	0,200	86	1,50	0,13	1,49	0,199	0,045
Erbsen	Korn	1,4	86	3,40	0,44	1,04	0,121	0,150	86	0,80	0,13	1,25	0,241	0,045
Lupinen	Korn	1,9	86	4,50	0,55	1,16	0,211	0,250	86	1,00	0,13	1,66	0,151	0,045
Kartoffeln	Knolle	0,5	22	0,35	0,06	0,50	0,024	0,030	25	0,50	0,04	0,83	0,072	0,020
Möhren	Wurzeln	0,3	15	0,20	0,04	0,37	0,018	0,015	15	0,34	0,06	0,50	0,090	0,029
Futtermübe, Gehalts-	Rübe	0,4	15	0,3	0,04	0,42	0,030	0,015	15	0,30	0,03	0,52	0,042	0,030
Zuckerrüben	Rübe	0,7	23	0,18	0,04	0,19	0,042	0,009	16	0,40	0,04	0,54	0,048	0,045

Der Eintrag von Schwefel mit dem *Saatgut* ist sehr gering. Wie in Tab. 5 dargestellt beträgt er weniger als 1 kg/ha, und kann daher bei der Bilanzierung vernachlässigt werden. Der Schwefeleintrag durch Beizmittel, mit denen das Saatgut in der Regel behandelt wird, ist bei den in der Tabelle dargestellten Werten nicht berücksichtigt.

Tab. 5: Schwefeleintrag über Saatgut mit in den Untersuchungsgebieten üblichen Aussaatmengen, Schwefelgehalte in der standardisierten Frischmasse

Fruchtart	Saatstärke	S-Gehalt	S-Eintrag
	kg/ha	Gew. %	kg/ha
Kartoffeln	2500	0,03	0,8
Erbsen	260	0,15	0,4
Weizen	180	0,12	0,2
Wintergerste	150	0,12	0,2
Raps	3,3	0,39	0,01

2.3.6.4 Handelsdünger und Berechnung

Mit dem Bilanzposten Handelsdünger finden in der Regel die größten Nährstoffimporte der *Betriebsbilanz* statt. Für diese werden die eingekauften Düngermengen dem Betriebsabschluss, Lieferscheinen oder Rechnungen entnommen. Für die *Flächenbilanz* werden die in der Ackerschlagkartei oder in sonstigen betrieblichen Aufzeichnungen festgehaltenen Düngermengen verwendet.

Heute sind auf dem Markt zahlreiche schwefelhaltige Mineraldünger verfügbar. Sie lassen sich grob klassieren in schwefelhaltige Stickstoffdünger, wie Schwefelsaures Ammoniak (Ammoniumsulfat) oder Ammonsulfatsalpeter, in schwefelhaltige Kaliumdünger, wie 40er Kali und Patentkali (Kaliumsulfate) und in schwefelhaltige Mehrnährstoffdünger. Weitere Gruppen schwefelhaltiger Dünger nehmen nur eine untergeordnete Rolle ein. Im Kalkammonsalpeter (KAS) und in den nicht zu Schwefeldüngern aufgewerteten NPK-Düngern kommt Schwefel dagegen nur in Spuren vor. Die Höhe des Schwefelgehaltes ist dabei durch die Herkunft des verwendeten Kalks bestimmt. Nach Werksanalysen des Düngemittelherstellers Norsk Hydro, hat dessen Kalkammonsalpeter einen Schwefelgehalt von etwa 0,05 %. In Tab. 6 sind die Nährstoffgehalte einiger praxisüblicher Handelsdünger aufgeführt. Sie stammen aus Angaben der Hersteller sowie aus TLL (2002).

Bei Bewässerung der landwirtschaftlichen Flächen müssen die im Beregnungswasser enthaltenen Nährstoffe ebenfalls als Nährstoffzufuhr berücksichtigt werden, da in der Regel mit großen Mengen an Beregnungswasser auch erhebliche Mengen an Nährstoffen auf die Fläche gelangen. Die Sulfatgehalte von Beregnungswasser liegen häufig zwischen 50 und 300 mg/L. Da diese jedoch je nach Herkunft der Wässer erheblich streuen können, sind lokale Analysen unumgänglich.

Tab. 6: Nährstoffgehalte einiger praxisüblicher Handelsdünger in der standardisierten Frischmasse (TLL, 2002, Herstellerangaben)

Handelsdünger	N	P	K	Mg	S
	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
40er Kali/Kamex*	0	0	33,2	3,6	4
60er Kali*	0	0	49,8	0	0
Patentkali	0	0	24,9	6	18
Magnesia-Kainit	0	0	9,1	3	4
Ammonnitrat-Harnstofflösung (AHL)	28	0	0	0	0
Ammonnitrat-Harnstofflösung m. Schwefel (AHL + S)	24	0	0	0	6
Ammonnitrat-Harnstofflösung m. Schwefel, „Piasan“	24	0	0	0	3
Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung mit Ammoniumthiosulfat (NTS)	27	0	0	0	3
Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung m. Nitrifikationshemmer, „Entec“	26	0	0	0	13
Ammonsulfatsalpeter (ASS)	26	0	0	0	13
Ammonsulfat-Harnstoff, „Piamon“	33	0	0	0	12
Dünge-Harnstoff (z. B. „Piagran“)	46	0	0	0	0
Hydrosulfan	24	0	0	0	6
Kalkammonsalpeter (KAS)	27	0	0	0	0,05
Schwefelsaures Ammoniak (SSA)	21	0	0	0	24
Urea-S	38	0	0	0	7
Diammonphosphat (DAP)	18	46	0	0	0,05
Monoammonphosphat (MAP)	12	52	0	0	0,05
PK 12-24*	0	5,2	19,8	0	5
NPK 15-15-15*	15	6,5	12,5	0	0,05
NPK 18-6-12 (4-2)*	18	2,6	10,0	2,4	2
Thomaskali 13-30 (3-2)*	0	5,7	24,9	1,8	2
Superphosphat	0	7,9	0	0	12
Triplephosphat	0	20,1	0	0	0
Ostrauer Mg-Kalk 85	0	0	0	10,1	0
Söhlder Kreidekalk II (Söka II)	0	0	0	1,4	0

*In der Handelsdüngerbezeichnung geben die Zahlen für P, K und Mg den Gehalt der Oxide in % an.

2.3.6.5 Wirtschaftsdünger

Die Erfassung der in Form von Wirtschaftsdüngern auf die landwirtschaftliche Fläche entfallenden Nährstoffmengen ist für eine Bilanzierung der innerbetrieblichen Nährstoff-Kreisläufe von ausschlaggebender Bedeutung. Auf der Ebene der Flächenbilanzen stellt gerade bei Betrieben mit hohem Viehbesatz die Nährstoffzufuhr zum Boden über Wirtschaftsdünger oft den größten Posten der Gesamtzufuhr dar. Die Differenz zwischen Stallimport und -export wird als Wirtschaftsdünger nach den betrieblichen Angaben den einzelnen Schlägen zugeordnet, ohne dass dabei – wie bereits erwähnt – Abzüge für Verluste bei der Lagerung und der Ausbringung vorgenommen werden. Dazu ist die Aufschlüsselung des Dunganfalls nach Tierarten und -gruppen notwendig, sowie die Anzahl der Weidetage und die tägliche Weidedauer.

2.3.6.6 Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen in der Stickstoffbilanz

Für die Berechnung der *Stickstoffzufuhr* werden zwei Berechnungsansätze durchgeführt:

- Der erste Ansatz berücksichtigt *keine* Abschläge für Lager- und Ausbringungsverluste an Stickstoff bei den Wirtschaftsdüngern. Diese können je nach Bedingungen bei Lagerung und Ausbringung in erheblichem Maße streuen. HORLACHER u. MARSCHNER (1990) haben in ihren Versuchen mit Rindergülle festgestellt, dass die Verluste im Bereich von 5–95 % variieren. Die symbiotische Stickstoff-Fixierung durch Leguminosen kann ebenfalls in Abhängigkeit vom Stickstoffangebot des Bodens erheblich streuen. Wegen der Variabilität beider Kategorien und der damit verbundenen Unsicherheit der zu berücksichtigenden Stickstoffzufuhr, werden in diesem Ansatz keine dieser mehr oder minder genau geschätzten Größen berücksichtigt.
- Im zweiten Ansatz werden geschätzte Größen in Form von Zu- und Abschlägen berücksichtigt: Für Lager- und Ausbringungsverluste bei den Wirtschaftsdüngern werden Abschläge vorgenommen, während für die Stickstoff-Fixierung durch Leguminosen Zuschläge kalkuliert werden. Im Folgenden wird der nach diesem Verfahren berechnete N-Saldo als „Stickstoffsaldo mit Zu- und Abschlägen“ bezeichnet.

Für beide Varianten der Berechnung der Stickstoffzufuhr gilt, dass die Nährstoffe der organischen Dünger im ersten Jahr voll angerechnet werden.

Die *Abschläge* für Lager- und Ausbringungsverluste bei organischen Düngern werden, wie in Tab. 7 dargestellt, nach SML (1997) und in Anlehnung an die Düngeverordnung (DÜNGEV, 1996) vorgenommen. Die Stickstoffverluste der Wirtschaftsdünger entstehen hauptsächlich durch das gasförmige Entweichen von Ammoniak. Das von der Landwirtschaft emittierte Ammonium wirkt einerseits als klimarelevantes Spurengas. Andererseits trägt es erheblich zu der atmosphärischen Deposition von Stickstoff in anderen Ökosystemen bei, wodurch nährstoffarme Biotope wie Wälder oder Moore eutrophiert bzw. durch Oxidation zu Nitrat und dessen Auswaschung als Salz versauert werden.

Tab. 7: Berücksichtigte Stickstoff-Verluste bei Wirtschaftsdüngern (SML, 1997)

	Lagerverlust	Ausbringungsverlust
	Gew. %	Gew. %
Stallmist	25	20
Gülle	10	20
Weidedung	0	50
organische Dünger tierischer Herkunft, z. B. Hühner-Trockenkot	0	20

Die symbiotische Stickstoff-Fixierung durch Leguminosen wird als *Stickstoff-Zuschlag* berücksichtigt. Diese wird mit einem einfachen Schätzverfahren ermittelt, indem der Ertrag mit einem fruchtartspezifischen Faktor multipliziert wird (TLL, 2002). Für Grünland wird die Stickstoff-Bindung durch Leguminosen wegen des sehr unterschiedlichen Stickstoff-Düngungs-Niveaus und des stark streuenden Leguminosen-Anteiles nicht berücksichtigt. Für praxisübliche Fruchtarten sind die verwendeten Faktoren zur Berechnung der symbiotischen Stickstoff-Fixierung in Tab. 8 aufgeführt.

Das Modell HERMES, welches an späterer Stelle noch beschrieben wird, benötigt als Eingangsdaten die jährliche Stickstoffzufuhr mit Berücksichtigung von Schätzgrößen.

Die Speicherung der erhobenen Daten und deren Auswertung erfolgte mit einer dafür selbst entwickelten Datenbank auf Basis des Datenbank-Programms „Microsoft Access“.

Tab. 8: Schätzung der Stickstoff-Bindung durch Leguminosen für verschiedene Fruchtarten in Abhängigkeit vom Ertrag (standardisierte Frischmasse) (TLL, 2002)

Fruchtart	Erntegut	TM	N-Bindung durch Leguminosen	Ertrag UG Mockritz	Summe N-Bindung durch Leguminosen
		Gew. %	kg N / dt Erntegut	dt / ha	kg / ha
Ackerbohnen	Korn	86	3,6	—	—
Erbsen	Korn	86	3,05	33	100
Kleegras	Grünmasse	20	0,26	304	80
Kleegras (Zwischenfrucht)	Grünmasse	10	0,13	—	—
einj. Leguminosengemenge	Grünmasse	20	0,35	290	100
Lupine	Korn	86	4,0	28	110
Luzernegras	Grünmasse	20	0,3	—	—
Luzerne-Kleegras	Grünmasse	20	0,3	—	—
Luzerne	Grünmasse	20	0,57	333	190

2.4 Bilanzkontrolle – Plausibilität von Bilanzdaten

2.4.1 Proteinversorgung des Viehs

Eine wichtige Möglichkeit zur Prüfung der Stallbilanz auf Plausibilität ist der Vergleich von Angebot und Bedarf an Rohprotein. Dafür wird der Rohprotein-Import in Form von zugekauften Futtermitteln und Wirtschaftsfutter mit dem Bedarf des Viehbestandes verglichen.

Dieser Vergleich dient mehreren Zielen:

1. Plausibilitätsprüfung:
Die erhobenen Daten werden auf Plausibilität geprüft; Fehler bei der Erhebung oder der Datenerfassung können auf diese Weise entdeckt und eliminiert werden.
2. Betriebsökonomische und -ökologische Beratung und Steuerung:
Es können Möglichkeiten aufgezeigt werden, den Überschuss des Nährstoffimportes, z. B. den Stickstoff- und Phosphorimport durch Futtermittel, zu reduzieren. Diese dient dazu, den Deckungsbeitrag der entsprechenden Produktionsverfahren zu maximieren, während gleichzeitig der Nährstoffimport sinkt und damit der Nährstoffanfall im Wirtschaftsdünger reduziert werden kann.

Die Korrektur möglicher grober Fehler bei der Erhebung von Nährstoffbilanzen ist von ausschlaggebender Bedeutung: Wie sich in vielen Beispielen gezeigt hat, konnten durch die Plausibilitätsprüfung fehlerhafte Angaben der Landwirte korrigiert werden.

Im folgenden Berechnungsansatz sind die Richtwerte für den Rohproteinbedarf einzelner Viehgruppen dargestellt. Der Rohproteinbedarf für Rinder ist rassenabhängig. Den folgenden Angaben liegen die Bedarfsnormen für Schwarzbunte Rinder (Deutsche Holstein) zugrunde.

Kälber

In den ersten 4 Monaten werden männliche und weibliche Kälber in einer Gruppe zusammengefasst. In dieser Zeit haben die Kälber Lebendgewicht-Tageszunahmen von 650–1 000 g. Sie erreichen nach 4 Monaten ein Gewicht von 120 kg. Nach DLG (1997) beträgt der jährliche Rohproteinbedarf 140 kg je Stallplatz.

Bullenmast

Die Mast von Bullen wird in 2 Abschnitte unterteilt: Für die 4–12 Monate alten Tiere mit einem Gewicht von 120–350 kg, wird von Lebendgewicht-Tageszunahmen von > 1 000 g ausgegangen, welches einem Mittelwert zwischen Intensiv- und Wirtschaftsmast entspricht. DLG (1997) gibt für diesen Mastabschnitt einen jährlichen Rohproteinbedarf von 200 kg je Stallplatz an.

Im zweiten Mastabschnitt haben die Tiere ein Alter von 13–18 Monaten mit einem Gewicht von 350–600 kg. Die Lebendgewicht-Tageszunahmen liegen bei etwa 1 000 g. Nach DLG (1997) beträgt der Rohproteinbedarf für diesen Mastabschnitt jährlich 360 kg je Stallplatz.

Jungrinderaufzucht

Die Fütterung weiblicher Tiere zur Nachzucht unterscheidet sich von derjenigen der Mastbullen. Für 5–27 Monate alte Färsen beträgt der mittlere Rohproteinbedarf 280 kg je Jahr (KIRCHGESSNER, 1997).

Milchkühe

Der jährliche Rohproteinbedarf von Milchkühen ist in hohem Maße abhängig von ihrer Milchleistung, ihrem Gewicht und der Umgebungstemperatur. Bei einem mittleren Gewicht der Kühe von 550–650 kg und einer Milchleistung von 7 000 L je Jahr beträgt der jährliche Rohproteinbedarf nach DLG (1997) 895 kg. Dabei wird bei der produzierten Milch von einem mittleren Fettgehalt von 4 % und einem mittleren Eiweißgehalt von 3,4 % ausgegangen. Der Rohproteinbedarf bei abweichender Milchleistung wird nach DLG (1997) berücksichtigt.

Milchziegen

Für das im Untersuchungsgebiet Mockritz bestehende Produktionsverfahren „Ziegenmilch“ wird von 1,2–2 Lämmern je Ziege im Herdendurchschnitt ausgegangen. Die Säugezeit beträgt 8 Wochen. Die jährliche Leistung liegt bei 850–1 000 L/a Milch mit 3,2–3,5 % Fett und 2,8–3 % Eiweiß. Aus diesem Haltungsverfahren ergibt sich nach DLG (1997) ein Rohproteinbedarf von 55 kg je Tier und Jahr. Der Rohproteinbedarf je Ziegenbock beträgt 45 kg/a.

Mastschweine

Für das Produktionsverfahren Schweinefleisch wird von folgenden Annahmen ausgegangen: Die Aufstallung erfolgt mit 25 kg, das Mast-Endgewicht beträgt 110 kg, welches nach 120 Tagen erreicht wird. Das bedeutet, dass der Stallplatz 2,9 Mal je Jahr belegt wird (Umtriebshäufigkeit). Die durchschnittlichen Tageszunahmen an Lebendgewicht werden mit 700 g angesetzt. Damit ergibt sich für die Schweinemast nach DLG (1991) ein Rohproteinbedarf von 120 kg je Stallplatz und Jahr.

Ferkel

Für das Produktionsverfahren Ferkel (Sauenhaltung) wird von mindestens 2,3 Würfen und 20 aufgezogenen Ferkeln je Jahr ausgegangen. Die Säugezeit beträgt 3 Wochen. Abgesetzt werden die Ferkel mit einem Gewicht von 7–8 kg. Für dieses Verfahren gibt KIRCHGESSNER (1997) einen Rohproteinbedarf von 137 kg je Stallplatz und Jahr an.

2.4.2 Kontrollmöglichkeiten bei Betriebs-, Stall- und Flächenbilanz

Durch die doppelte Erhebung der Daten anhand des Jahres-Wirtschaftsabschlusses für den gesamten Betrieb, für die Stallbilanz sowie anhand der Ackerschlagkartei für die Einzelflächenbilanzen, werden mehrere Bilanzgrößen doppelt und auf verschiedenen Wegen errechnet. Dies kann dazu führen, dass unterschiedliche Nährstoffbilanz-Salden bei der Betriebs- und der Flächenbilanz entstehen. Diese einander anzugleichen und auf produktionstechnische Plausibilität hin zu prüfen, ist Aufgabe von Kontrollrechnungen, welche im Folgenden aufgeführt werden:

1. Der Rohprotein-Import über Wirtschafts- und Handelsfuttermittel in den Stall muss den ernährungsphysiologisch notwendigen Rohprotein-Bedarf des Tierbestandes decken.
2. Die Summe der auf den einzelnen Schlägen jährlich geernteten Marktfrüchte muss unter Berücksichtigung von Veränderungen des Lagerbestandes den jährlich verkauften Marktfrüchten entsprechen.
3. Die Anzahl verkaufter Schlachttiere muss in sinnvollem Zusammenhang zur Remontierungsrate, z. B. bei Milchkühen, stehen. Für die Schweinemast müssen Mastplätze, multipliziert mit der Anzahl der Mastdurchgänge je Jahr, mit der Anzahl verkaufter Schweine übereinstimmen.
4. Die ausgebrachte Menge Wirtschaftsdünger muss unter Berücksichtigung von jahresüberschreitenden Änderungen des Lagerbestandes der produzierten Menge des Viehbestandes entsprechen. Rotteverluste bei Stallmist sind dabei zu berücksichtigen.
5. Die Jahressumme der auf den Schlägen ausgebrachten Mengen an zugekauftem Dünger (nach Flächenbilanz) muss unter Berücksichtigung von jahresüberschreitenden Änderungen des Lagerbestandes mit dem jährlichen Düngemittel-Einkauf in der Betriebsbilanz übereinstimmen.

2.5 Simulations-Modelle zur Kalkulation der Sickerwassermenge und der Sulfat- und Nitrat austräge

Um die Auswaschung von Sulfatschwefel und Stickstoff quantifizieren zu können, wurden die Simulationsmodelle SULFONIE und HERMES eingesetzt. Auf Basis der Landnutzungsdaten, der Bodendaten und der Wetterdaten berechnen diese Modelle die reale Verdunstung, die Sickerwasserrate und die Mineralisation der organischen Substanz. Mit Hilfe dieser Größen können die Verlagerung und der Austrag von Sulfatschwefel und Stickstoff simulativ berechnet werden.

2.5.1 Struktur der Modelle SULFONIE und HERMES

In dieser Arbeit werden zur Abbildung der Stickstoff- und Schwefeldynamik zwei zueinander kompatible Modellansätze verwendet. Das von KERSEBAUM (1995) beschriebene Simulationsmodell HERMES stellt eine Weiterentwicklung seines 1989 beschriebenen Modells zur Stickstoffdynamik in Ackerböden dar (KERSEBAUM 1989). Es berücksichtigt die Prozesse der Stickstoff-Mineralisation, der heterotrophen Denitrifikation, des Transports von Nitrat mit dem Bodenwasser, die atmosphärische Stickstoffdeposition sowie die Stickstoffaufnahme durch Pflanzen. Das Modell arbeitet mit einer zeitlichen Auflösung von einem Tag und 1 dm Tiefenabschnitten des Bodens. Es ist auf den Bereich der Wurzelzone (max. 20 dm) beschränkt. Kapillarer Aufstieg aus Schichten unterhalb von 20 dm wird berücksichtigt. Ein Schema des Modells ist in Abb. 12 wiedergegeben.

Auf der Basis dieses Modellansatzes wurde von KERSEBAUM (2001) unter Nutzung einzelner Teilmodule von HERMES das Modell SULFONIE zur Abbildung der wesentlichen Prozesse der Schwefeldynamik in der Wurzelzone erstellt. Die Simulation erstreckt sich auf die Prozesse der Schwefelmineralisation, der Schwefelaufnahme und der Sulfatverlagerung mit dem Sickerwasser und berücksichtigt die Schwefeleinträge über Düngung und atmosphärische Deposition. Der Prozess der mikrobiell katalysierten Oxidation von Sulfiden bei anaeroben Bedingungen unter Nitratverbrauch wird hier für den Bereich der wurzelbeeinflussten Bodenzone als quantitativ unbedeutend bewertet und daher vernachlässigt. Das Schema des Modells SULFONIE ist in Abb. 13 dargestellt. Es zeigt die Parallelität einzelner Prozesse zum Stickstoffhaushalt.

Im Folgenden werden die Teilmodelle beschrieben, die in beiden Modellen gemeinsam verwendet werden, sowie die Unterschiede zwischen den Teilmodellen.

2.5.2 Teilmodell Wasserhaushalt

Die Notwendigkeit der Simulation des Wasserhaushaltes ergibt sich aus der Transportfunktion des Wassers für Nitrat und Sulfat sowie aus der Beeinflussung biologischer Prozesse wie der Mineralisation von Stickstoff und Schwefel und der Denitrifikation. Für die Beschreibung des Wasserhaushaltes wurde ein einfacher Kapazitätsansatz gewählt. Gegenüber den so genannten „mechanistischen“ Wassermodellen, die auf dem Potenzialkonzept beruhen, hat ein derartiger "funktionaler" Ansatz neben kürzeren Rechenzeiten den Vorteil einer erheblich einfacheren Parameterableitung (ADDISCOTT u. WAGENET, 1985). Die unbestritten höhere Flexibilität des physikalisch basierten („mechanistischen“) Modellansatzes geht einher mit einer hohen Sensitivität gegenüber den notwendigen hydraulischen Funktionen sowie den unteren Randbedingungen. Aufgrund der im Großmaßstab existierenden Ungenauigkeit der Bodendaten relativiert sich die größere Exaktheit eines solchen Modellansatzes gegenüber einem Kapazitätsansatz erheblich. Die für den verwendeten Modellansatz notwendigen Kapazitätsparameter (Wassergehalt bei Feldkapazität und am permanenten Welkepunkt) werden entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BGR, 1994) aus der Texturklasse des Bodens unter Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen für Grundwasserabstand, Humus- und Steingehalt abgeleitet.

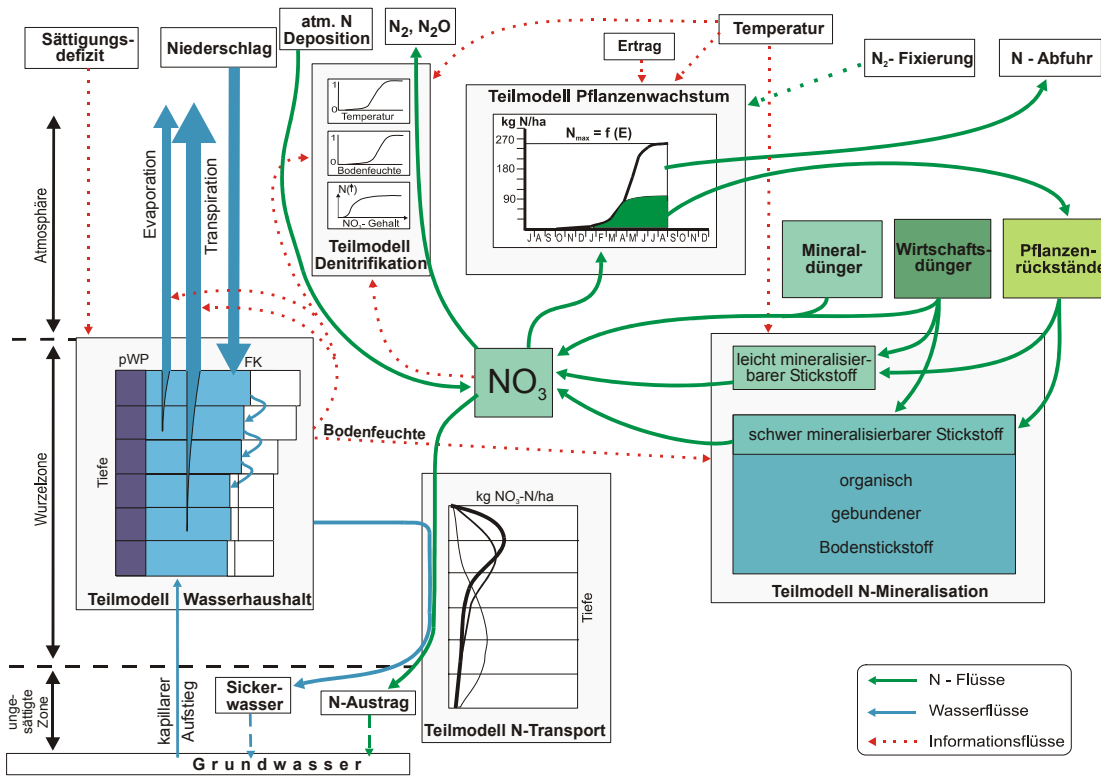


Abb. 12: Schema des Stickstoff-Simulationsmodells HERMES
 Grafik: K. C. Kersebaum/ZALF

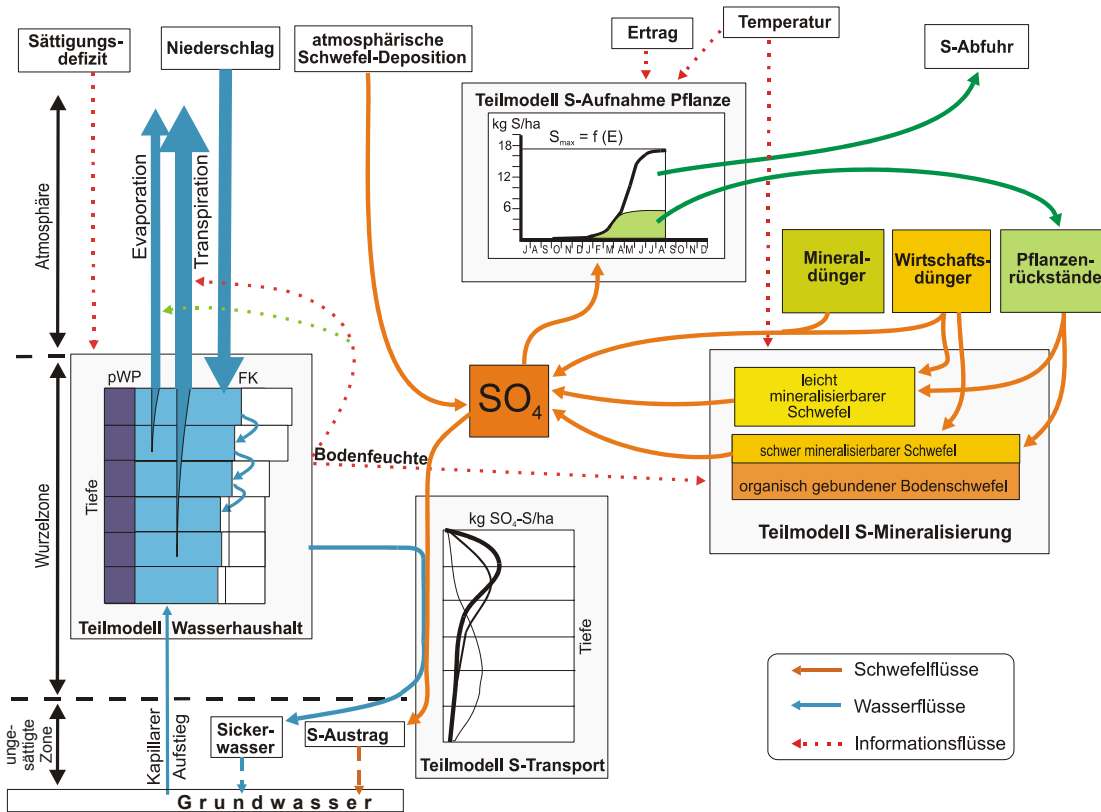


Abb. 13: Schema des Schwefel-Simulationsmodells SULFONIE
 Grafik: K. C. Kersebaum/ZALF

Der tägliche *kapillare Aufstieg* aus dem Grundwasser wird ebenfalls entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BGR, 1994) in Abhängigkeit von Bodenart und Abstand zum Grundwasser des jeweils untersten Tiefenkompartiments, dessen Wassergehalt 70 % nFK unterschreitet, berechnet (KERSEBAUM et al., 1993). Unterhalb der simulierten Profilmächtigkeit wird unterstellt, dass die Bodenart bis zum Grundwasserspiegel nicht wechselt und für die tieferen Bodenkompimente gleiche Bedingungen gelten.

Die *potenzielle Evapotranspiration* (ETp) wird nach HAUDE (1955) unter Verwendung kulturartspezifischer Monatsfaktoren (FkF und FkU) nach HEGER (1978) und dem Deutschen Wetterdienst (FRIESLAND et al., 1998) unter Verwendung des Wasser-Dampfdruck-Sättigungsdefizits um 14:30 Uhr (SD_{14}) in mm Hg mit Formel (4) und (5) berechnet. Für die Zeitangaben gilt die mitteleuropäische Zeit (MEZ); die mitteleuropäische Sommerzeit (MESZ) bleibt unberücksichtigt.

$$ETp = SD_{14} \cdot FkF_{\text{Monat, Pflanze}} \quad \text{für die Vegetationszeit,} \quad (4)$$

außerhalb dieser gilt:

$$ETp = SD_{14} \cdot FkU_{\text{Monat}} \quad (5)$$

Für die Zeiten, in denen der Acker unbestellt ist, werden automatisch die Monatsfaktoren für unbewachsenen Boden (FkU) verwendet, welche auf den Angaben von HAECKEL basieren (DLG 1987, S. 49). Da fruchtartspezifische Faktoren nicht für alle hier zu betrachtenden Fruchtarten vorhanden sind, mussten für einige Fruchtarten Faktoren von ähnlichen Pflanzenarten abgeschätzt werden. Es handelt sich hierbei jedoch um erste Annahmen, die einer genaueren Spezifizierung und Validierung bedürfen.

Die potenzielle Verdunstung wird, abhängig vom Bodenwassergehalt, zu einer realen Verdunstung (ETr) reduziert, wobei abhängig von der Tiefe der Durchwurzelung, verschiedene Bodenschichten beteiligt sind. Der in dieser Arbeit verwendete Begriff „reale Verdunstung“ ist synonym zu dem in der Literatur ebenfalls häufig verwendeten Begriff „aktuelle Evapotranspiration“.

Das Wasserhaushalts-Modul des Modells HERMES ist im Modell SULFONIE ohne Änderung übernommen worden.

2.5.3 Stickstoff- und Schwefeldynamik

Die Simulation der Nitrat- bzw. Sulfatbewegung im Boden erfolgt mit Hilfe der Konvektions-Dispersionsgleichung für instationäre Bedingungen unter Verwendung der mit dem Wassermodell berechneten Flüsse. Die Stickstoff- bzw. Schwefel-Transformationsprozesse und die Stickstoff- bzw. Schwefelaufnahme durch den Pflanzenbewuchs werden simultan berechnet.

Die *Mineralisation* von organischer Substanz im Boden wird im Wesentlichen durch die Temperatur (T) und die Bodenfeuchte (Θ) beeinflusst. Die Abhängigkeit der Mineralisationskoeffizienten k_r (r = resistant, slow) und k_d (d = decompostable, fast) von der Temperatur T (= Tagesmittel der Lufttemperatur in 2 m Höhe) wird durch zwei Arrheniusfunktionen (NUSKE, 1983, NORDMEYER u. RICHTER, 1985) beschrieben (Formel (6) und (7)). Beide Funktionen sind in Abb. 14 grafisch dargestellt.

$$k_r(T) = 4,0 \times 10^9 \times e^{-\frac{8400}{T+273}} \quad (6)$$

$$k_d(T) = 5,6 \times 10^{12} \times e^{-\frac{9800}{T+273}} \quad (7)$$

Der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Mineralisation wird durch Korrektur der Mineralisationskoeffizienten mit einem von MYERS et al. (1982) abgeleiteten Reduktionsfaktor berücksichtigt. Die Reduktion der Mineralisation in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte ist in Abb. 15 dargestellt.

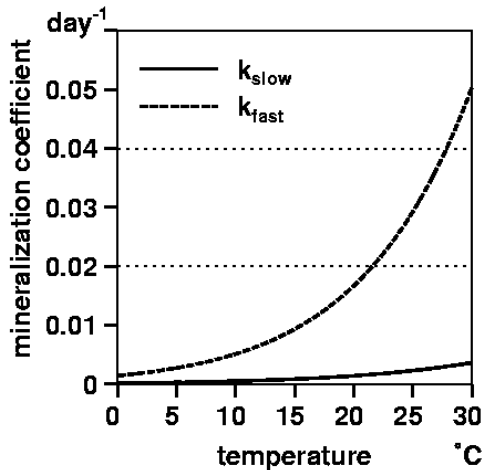


Abb. 14: Funktionen in HERMES und SULFONIE zur Mineralisation von organischem Stickstoff und Schwefel in Abhängigkeit von der Temperatur (KERSEBAUM U. BEBLIK, 2001)

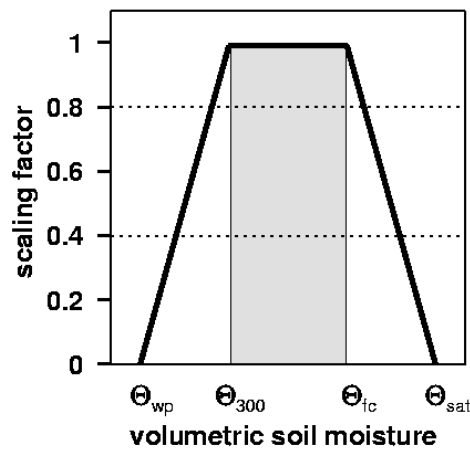


Abb. 15: Funktion in HERMES und SULFONIE zur Reduktion des Mineralisationsfaktors in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte (Θ) mit $w_p = pW_p$, $f_c = FK$, sat = Sättigung des Gesamtporenvolumens (KERSEBAUM U. BEBLIK, 2001)

Die Mineralisation von organischer Substanz und damit die Freisetzung sowohl von mineralischem Stickstoff als auch Schwefel in Abhängigkeit von der Zeit (t), wird im Modell unter Annahme von zwei unterschiedlich schnell mineralisierbaren Fraktionen mit zwei Reaktionsgleichungen 1. Ordnung beschrieben (RICHTER et al., 1982). Für die Mineralisierung von Stickstoff bzw. Schwefel ergibt sich:

$$N_{\min}(t) = N_r [1 - e^{k_r(T, \Theta)t}] + N_d [1 - e^{k_d(T, \Theta)t}] \quad (8)$$

$$S_{\min}(t) = S_r [1 - e^{k_r(T, \Theta)t}] + S_d [1 - e^{k_d(T, \Theta)t}] \quad (9)$$

Dabei stellen N_r bzw. S_r das Mineralisationspotenzial einer langsam abbaubaren organischen Stickstoff- bzw. Schwefelfraktion dar, das sich im Wesentlichen aus einem am Umsatz beteiligten Teil der organischen Substanz des Bodens sowie schwer zersetzbaren Ernterückständen zusammensetzt. Die Mineralisationspotenziale N_d bzw. S_d der schnell umsetzbaren Fraktion bestehen aus den leicht abbaubaren Stickstoff- bzw. Schwefelverbindungen in frischen Ernterückständen. Im vorliegenden Ansatz ergibt sich die Menge an Stickstoff bzw. Schwefel in den Ernte- und Wurzelrückständen aus der simulierten Aufnahme in der gesamten Biomasse abzüglich des abgefahrenen Erntegutes. Der Stickstoff bzw. Schwefel in Residuen wird fruchtartsspezifisch auf die beiden Fraktionen verteilt, wobei die Verteilung beider Nährstoffe

unterschiedlich sein kann. Da bezogen auf das N : S-Verhältnis der organischen Substanz häufig relativ mehr Schwefel als Stickstoff im Jahresverlauf mineralisiert wird (LINK, 1997), ist mit einem höheren Anteil der Schwefelresiduen in der schnell mineralisierbaren Fraktion zu rechnen. Die Mineralisation wird für die oberste Bodenschicht von 3 dm simulativ berechnet.

Gasförmige Stickstoffverluste werden im Wesentlichen durch Denitrifikation und NH_3 -Entbindung hervorgerufen. Die Denitrifikation wird vom Modell für die obersten 3 dm simulativ berechnet. Sie wird durch einen einfachen Modellansatz von RICHTER u. SÖNDGERATH (unveröffentlicht, zit. in SCHNEIDER, 1991) beschrieben. Darin wird die Denitrifikation (D_n) als eine Funktion des Nitratgehalts im Boden, der Bodenfeuchte (als Vol.% wassergefüllten Porenraums, Θ_r) und der Temperatur (T) abgebildet. Das entsprechende Gleichungssystem lautet:

$$\frac{D_n}{\partial t} = \frac{V_{\max} \times (\text{NO}_3)^2}{(\text{NO}_3)^2 + K_{\text{NO}_3}} \times f(\Theta_r) \times f(T) \quad (10)$$

mit

$$f(\Theta_r) = 1 - e^{-\left(\frac{\Theta_r}{\Theta_{\text{crit}}}\right)^6} \quad \text{und} \quad f(T) = 1 - e^{-\left(\frac{T}{T_{\text{crit}}}\right)^{4,6}}$$

Für die Parameter V_{\max} , K_{NO_3} , Θ_{crit} (% wassergefülltes Porenvolumen) und T_{crit} (°C) gelten folgende Werte: V_{\max} ist der maximale Denitrifikationsverlust, mit einem Parameterwert von: $V_{\max} 1274 \text{ g ha}^{-1} (3 \text{ dm})^{-1} \text{ d}^{-1}$. K_{NO_3} ist eine Konstante mit einem Parameterwert von $74 \text{ kg N ha}^{-1} (3 \text{ dm})^{-1}$, Θ_{crit} entspricht 76,6 Vol.% wassergefülltem Porenraum, Θ_r ist die aktuelle Bodenfeuchte, T_{crit} beträgt 15,5 °C, T ist die aktuelle Tagestemperatur. Die Parameter wurden durch statistische Optimierung von SCHNEIDER (1991) auf einem landwirtschaftlich genutzten Löss-Standort in Neuenkirchen (Niedersachsen) ermittelt.

Gasförmige Stickstoffverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern werden abweichend vom Ursprungsmodell, nicht berücksichtigt. Sie müssen bereits bei der Erstellung der Eingabedatei berücksichtigt werden.

Die *atmosphärischen Stickstoff- bzw. Schwefeleinträge* werden spezifisch für das Untersuchungsgebiet und für einzelne Jahre über externe Dateien eingegeben und im Modell, gleichmäßig über das Jahr verteilt, der obersten Bodenschicht zugerechnet.

Stickstoff- und Schwefelaufnahme: Um die vielen verschiedenen Fruchtarten in den Untersuchungsgebieten hinsichtlich ihrer räumlichen und zeitlichen Stickstoff- bzw. Schwefelaufnahme abbilden zu können, wird das in das Ursprungsmodell integrierte dynamische Wachstumsmodell durch pflanzenspezifische Stickstoff-Entzugsfunktionen ersetzt. Diese werden in Anlehnung an den von BOGUSLAWSKI et al. (1962) verwendeten Ausdruck des Zeit-Ertragsgesetzes für die Stickstoff- bzw. Schwefelaufnahme formuliert. Die verwendeten Gleichungen lauten:

$$N_{\text{PF}}(t) = N_{\max} \times 10^{\left(-z \times 10 \log \frac{T_s(t)}{T_{\max}}\right)^n} \quad (11)$$

$$S_{\text{PF}}(t) = S_{\max} \times 10^{\left(-z \times 10 \log \frac{T_s(t)}{T_{\max}}\right)^n} \quad (12)$$

Dabei bedeutet N_{\max} bzw. S_{\max} die im Laufe der Vegetation aufgenommene, maximale Stickstoff- bzw. Schwefelmenge, die sich aus dem vorgegebenen Ertrag, multipliziert mit einem

pflanzenspezifischen Stickstoff- bzw. Schwefel-Gehalt (nach Tab. 4), ergibt. Diese Aufnahme beinhaltet zusätzlich zur Abfuhr mit dem Ernteprodukt die Nährstoffmenge für die Ernte- und Wurzelrückstände.

Um die winterliche Stagnation der Nährstoffaufnahme abbilden zu können, wird deren zeitlicher Verlauf an die Temperatursumme gekoppelt. Dabei werden nur die Temperaturen über 4 °C für die Temperatursumme $T_s(t)$ angerechnet. Die Temperatursumme T_{max} , die notwendig ist, um die gesamte Nährstoffaufnahme zu erreichen, ergibt sich für jede Fruchtart aus der Temperatursumme und der jeweiligen Dauer des Anbaues. Die Parameter „z“ und „n“ beeinflussen die Form der Kurve (Steilheit, Abflachung zum Ende).

Die tägliche Schwefel- und Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen wird über die Bodentiefe proportional zur simulierten S_{min} - bzw. N_{min} -Verteilung und zur simulierten Wurzelverteilung vorgenommen. Hierzu wird ein ebenfalls an die Temperatursumme gekoppeltes Tiefenwachstum der Wurzeln mit einer angenommenen empirischen Wurzel-Verteilungsfunktion nach GERWITZ u. PAGE (1974) berechnet. Die maximale Durchwurzelungstiefe wird fruchtartenspezifisch berücksichtigt. Sie wird jedoch durch die effektive Durchwurzelungstiefe (W_e) in Abhängigkeit von der Bodenart begrenzt (W_e nach BGR, 1994). Zeitweilig nicht realisierbare Stickstoff- bzw. Schwefelaufnahmen können dabei in späteren Perioden aufgeholt werden. Ist jedoch für die Pflanzenwurzeln kein aufnehmbarer Stickstoff bzw. Schwefel im Boden mehr vorhanden, wird die simulierte Aufnahme eingestellt.

Für Leguminosen wird die Höhe der N_2 -Fixierung in der Eingabedatei vorgegeben. Sie wird in der Flächenbilanz nach Tab. 8 berechnet. Die vom Modell in der Ausgabedatei ausgewiesene N-Aufnahme der Pflanzen ist für Leguminosen die aus dem Boden aufgenommene Stickstoffmenge („Ndfs“ Nitrogen derived from soil) und weicht daher von N_{max} in Formel (11) ab.

2.5.4 Datenstruktur und GIS-Umsetzung

Die Modelle operieren auf der Grundlage von kleinsten homogenen Flächeneinheiten (Polygone), die sich aus dem Überlagern (Verschneiden) verschiedener thematischer Karten (GIS-Coverages) ergeben. Für diese Arbeit ist ein Verschnitt von Schlägen und Bodeneinheiten durchgeführt worden.

Die dabei entstehenden Polygone und die ihnen in der Polygon-Attribut-Tabelle (PAT) zugeordneten Eigenschaften werden vom Modell sequenziell verarbeitet. Wie Abb. 16 zeigt, werden dabei über die einzelnen Attribute weitere zugeordnete Tabellen aufgerufen, die notwendige Modelleingaben bzw. Parameterzuweisungen (z. B. Boden- oder Pflanzenparameter) enthalten.

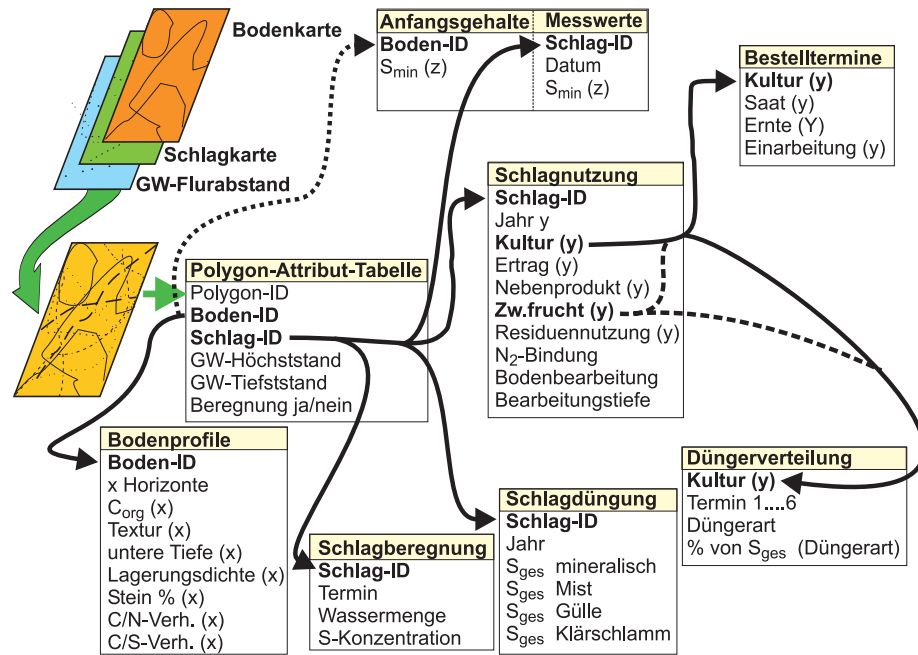


Abb. 16: Datenstruktur des Modells SULFONIE – das Modell HERMES ist analog strukturiert
Grafik: K. C. Kersebaum/ZALF

Die Inhalte der einzelnen der PAT zugeordneten Tabellen sollen im Folgenden kurz umrissen werden: Für die Tabelle *Bodenprofile* sind folgende Bodendaten notwendig:

Bodenart	N_t
C_{org}	S_t
Steingehalt	N_{min}
We	$S_{min.}$

Für die Simulations-Rechnungen müssen diese Bodendaten für jeden Bodentyp (Untersuchungsgebiet Bramstedt) bzw. Standorttyp (Untersuchungsgebiet Mockritz) beschafft werden. Dafür wird für jede Bodeneinheit ein Leitprofil auf Basis der Analysen aller Bohrungen dieser Bodeneinheit erstellt. Für numerische Werte dieses Leitprofils werden Mittelwerte je Horizont verwendet. In den Fällen, in denen die Bodenarten in den einzelnen Schichten der Profile voneinander abweichen, wird die Bodenart anhand ihrer Feldkapazität „gemittelt“. Anhang 1 zeigt die verwendeten Parameter für die einzelnen Leitprofile im Untersuchungsgebiet Mockritz. Diese Eingabedatei wurde für die modellierten Szenarien unverändert verwendet. Sie wird für beide Untersuchungsgebiete separat erstellt.

In der Tabelle *Anfangsgehalte* sind für jede Bodeneinheit die S_{min} - und N_{min} -Werte nach Tiefen gegliedert enthalten.

Bodenuntersuchungen zu den benötigten Werten dieser Tabelle aus den Jahren 1976 bzw. 1968 waren nicht verfügbar. Aus diesem Grund wurden diese Werte näherungsweise abgeleitet. Für die S_{min} - und N_{min} -Startwerte der Simulation wurden daher die Analysewerte der Bodenproben aus dem Jahr 2000 verwendet. Diese wurden zu Mittelwerten je Bodeneinheit und Schicht aggregiert. Da diese näherungsweise Schätzung der Startwerte immer noch unbefriedigend ist, wurde die Zeit des numerischen Modellvorlaufs mit 5 Jahren relativ lang gewählt.

Im Untersuchungsgebiet Bramstedt sind nach 5 Jahren die vorgegebenen Startwerte für S_{\min} und N_{\min} aus dem Boden ausgewaschen und durch simulativ berechnete Mengen ersetzt worden. Im Untersuchungsgebiet Mockritz sind die zu Modellierungsbeginn (Startwerte) eingesetzten Mengen bei Ton- und Lehmböden mehr oder weniger Tief abwärts verlagert, bei Sandböden ganz ausgewaschen. Vorversuche haben jedoch gezeigt, dass sich der Einfluss der Startwerte nach 5 Jahren Vorlauf in vertretbarem Rahmen hält.

Die Eingabedatei Anfangsgehalte ist für jedes Untersuchungsgebiet separat erstellt worden. Für alle Szenarien der Untersuchungsgebiete wird diese Tabelle jeweils unverändert übernommen.

In der *Polygon-Attribut-Tabelle* (PAT) wird der Zeitabschnitt des geringsten und des größten Grundwasser-Flurabstandes eingegeben. Dazwischen wird der Grundwasser-Flurabstand linear interpoliert. Eine eventuelle Beregnung des Schlages wird hier ebenfalls vermerkt. Die *Schlag-ID* in dieser Tabelle verweist auf zwei Tabellen: 1. Tabelle *Schlagnutzung* ohne Düngung, 2. Tabelle *Schlagdüngung*.

In der Tabelle *Schlagnutzung* sind Angaben über die angebaute Hauptfrucht, deren Ertrag und die Abfuhr des Nebenerntegutes enthalten. Zusätzlich enthält sie Angaben über eine evtl. angebaute Zwischenfrucht, deren Ernte sowie die Höhe der Stickstoffbindung durch Leguminosen als Haupt- oder Zwischenfrucht. Für die Simulations-Rechnungen wird diese Eingabedatei aus der Flächenbilanz extrahiert.

In der Tabelle *Schlagdüngung* wird angegeben, wie viel Stickstoff bzw. Schwefel gedüngt ist. Dabei wird unterschieden nach Stickstoff bzw. Schwefel aus Stallmist, Gülle, Klärschlamm und mineralischer Düngung. Durch diese Aufgliederung nach Düngergruppen wird der Anteil mineralisch vorliegenden Schwefels oder Stickstoffs sowie der Anteil von schnell und langsam mineralisierbarer organischer Substanz eines Düngers programmintern berücksichtigt.

In der Tabelle *Bestelltermine* sind Angaben zu Aussaatdatum, Erntedatum und Datum des Umbruchs der Stoppeln für jede Fruchtart enthalten. Diese Daten können nicht retrospektiv und schlagspezifisch bei den Landwirten erhoben werden. Aus diesem Grund enthält diese Tabelle für jede Kultur generalisiert das Datum für diese Maßnahmen. Diese sind in Rücksprache mit den Landwirten für jedes Untersuchungsgebiet getrennt zusammengestellt worden. Die Parameterdatei Bestelltermine wird für alle Szenarien unverändert eingesetzt.

Die Tabelle *Düngerverteilung* enthält die Anzahl der Düngergaben für Schwefel bzw. Stickstoff, den Anteil einer Düngergabe an der Gesamtdüngergabe je Düngergruppe und die Düngetermine je Fruchtart, Beispiel: Winterweizen: 3 Düngergaben, 1. Stickstoffgabe mit 60 % des Stickstoffs aus Mineraldüngern, 2. Stickstoffgabe mit Gülle (100 % der Gesamtstickstoffgabe aus Gülle), 3. mineralische Stickstoffgabe: mit 40 % des Stickstoffs aus Mineraldüngern. Diese Datei ist in Rücksprache mit den Landwirten für jedes Untersuchungsgebiet getrennt zusammengestellt. Sie wird für jedes Szenario unverändert übernommen.

Zentrale Einstellungen: Im Modell SULFONIE werden die folgenden beiden Parameter zentral eingestellt:

- Die Mineralisationsrate des Modells lässt sich kalibrieren. FRENEY (1986) und SWIFT (1985) geben diese mit 1,7–3 % des organischen Schwefels im Boden an. PREUSCHOFF (1995) kommt aufgrund eigener Versuche auf zwei Löss-Standorten in Niedersachsen, bei Hannover, auf Mineralisationsraten von 1,6–3,2 kg/ha. Die Mineralisationsrate des Modells SULFONIE wurde so eingestellt, dass diese im Bereich von 1,7 und 3 % liegt.

- Der Hoch- und Tiefstand des Grundwassers im Jahreslauf wird von den Projektpartnern zur Verfügung gestellt. In Bramstedt ist dies die Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung, DVGW-Forschungsstelle. In Mockritz ist das die Hochschule für Technik und Wirtschaft, Lehrbereich Geotechnik und Wasserwesen in Dresden.
- Bei der Modellierung von Sulfatschwefel-Austrägen muss damit gerechnet werden, dass es zur Überschreitung der Löslichkeit kommt. In diesem Fall wird davon ausgegangen, dass Sulfat in Form von Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ausfällt. Die Löslichkeit von Gips in der Bodenlösung ist abhängig von der Ionenaktivität und der Ionenkonzentration der Bodenlösung (BRESLER et al., 1982). Das Modell arbeitet jedoch vereinfachend mit einer Sättigungskonzentration. Diese wird nach MATTHESS (1994) mit 1925 mg/L gewählt, welches einer Konzentration von 358 mg/L Sulfatschwefel und 448 mg/L Ca entspricht. Diese Sättigungskonzentration gilt für eine Temperatur von 10 °C.

Alle Dateien werden von den Modellen im ASCII-Format eingelesen. Die Ergebnisdateien werden ebenfalls in ASCII-Format ausgegeben. Die Auswertung der Simulationsergebnisse erfolgte mit einer Datenbank auf Basis des Programms Microsoft Access 2000.

2.6 Eingangsdaten der Simulations-Rechnungen

2.6.1 Wetterdaten

Für die Berechnung des Wasserhaushaltes benötigen die Modelle folgende Wetterdaten in täglicher Auflösung:

- Tages-Durchschnittstemperatur [°C],
- Temperatur um 14:30 Uhr MEZ [°C],
- Wasser-Dampfdruck-Sättigungsdefizit um 14:30 Uhr MEZ [mm Hg = Torr],
- Niederschlag in 1 m Höhe [mm].

Die oben genannten Wetterdaten wurden vom Deutschen Wetterdienst für beide Untersuchungsgebiete erworben. Abb. 17 zeigt das Vorgehen bei der Erstellung der Dateien mit den Wetterdaten für die Simulations-Rechnungen. Von 2–3 Wetterstationen, die sich auf verschiedenen Seiten des Untersuchungsgebietes befinden, wurden zunächst die vorhandenen Lücken in den Datenreihen der Messwerte mittels Regressionsrechnung geschlossen. Anschließend wurden die Wetterdaten aller Stationen nach Formel (13) (SCHWARZMEIER et al., 1992), entfernungsabhängig auf das Zentrum der Untersuchungsgebiete interpoliert. Niederschlagswerte konnten für beide Untersuchungsgebiete von sehr nahe gelegenen Messstationen verwendet werden.

Die atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition wurde für das Untersuchungsgebiet Mockritz vom Projektpartner, dem Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig, Sektion Bodenforschung, Forschungsstelle Falkenberg zur Verfügung gestellt. Für das Untersuchungsgebiet Bramstedt wurden die Daten zur atmosphärischen Deposition vom Projektpartner, der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung, DVGW-Forschungsstelle, übernommen. In dieser Arbeit bezieht sich der Begriff „atmosphärische Deposition“ auf die Summe aus nasser, d. h. mit dem Niederschlag er-

folgender und trockener Deposition („Bulk-Deposition“). Die Daten zur atmosphärischen Deposition sind im Anhang 7, S. 156, dargestellt.

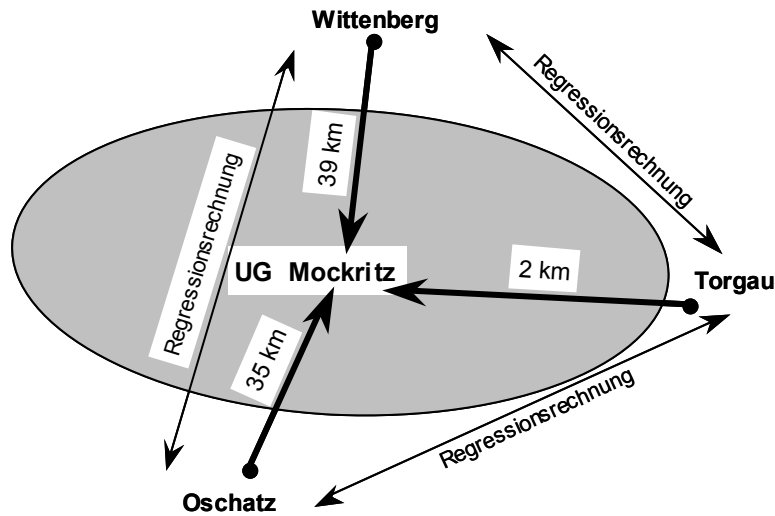


Abb. 17: Regressionsrechnung und Interpolation der Wetterdaten auf das Zentrum des Untersuchungsgebietes am Beispiel des Untersuchungsgebietes Mockritz

$$T_{\text{Zentrum Untersuchungsgebiet}} = \frac{T \cdot \frac{1}{\text{Ort A [km]}} + T \cdot \frac{1}{\text{Ort B [km]}}}{\left(\frac{1}{\text{Ort A [km]}}\right)^2 + \left(\frac{1}{\text{Ort B [km]}}\right)^2} \quad (13)$$

T = Temperatur

2.6.2 Flächennutzungsdaten und Simulationsdauer

Die Modelle SULFONIE und HERMES werden zur Berechnung der Sickerwassermenge sowie der Sulfat- und Nitratverlagerung verwendet. Dabei wird die Simulation auf den von Wurzeln beeinflussten Raum beschränkt. Dieser wird zur besseren Handhabbarkeit einheitlich auf 20 dm Tiefe festgelegt. Die notwendigen Angaben zur landwirtschaftlichen Nutzung werden für die Simulations-Rechnungen der Flächenbilanz entnommen. Für Simulations-Rechnungen reichen Datenreihen über wenige Jahre nicht aus, weil z. B. im Untersuchungsgebiet Mockritz auf den lehmigen Böden bei einer jährlichen Sickerwasserspense von rund 55 mm das Sickerwasser in 5 Jahren nur um 8–10 dm tiefer verlagert wird. Eine Aussage über die Sickerwassermenge und -beschaffenheit in 20 dm Tiefe ist somit nicht möglich. Um Anfangseffekte bei den Simulations-Rechnungen zu minimieren, hat es sich in Testläufen der Modelle als notwendig erwiesen, dass die Modelle einen numerischen Vorlauf von 5 Jahren benötigen. Zusätzlich kann das letzte Jahr der Simulationsrechnung aus modelltechnischen Gründen nicht ausgewertet werden. Um genügend Daten für den numerischen Vor- und Nachlauf der Modelle zu haben, werden die erhobenen Daten der Flächenbilanz für die Simulations-Rechnungen auf einen Zeitabschnitt von 25 Jahren extrapoliert.

Mockritz: Für dieses Untersuchungsgebiet können die Simulations-Rechnungen für den Zeitabschnitt 1968–2001 durchgeführt werden. Diese Periode wird aus technischen Gründen in zwei Abschnitten simuliert. Die zeitliche Grenze zwischen der Bewirtschaftung durch die LPG (Pflanzenproduktion) Zinna und der Bewirtschaftung durch die heute im Unter-

suchungsgebiet tätigen Landwirte wird auf den 31.10.1991 gelegt (Ende des hydrologischen Jahres 1991), da die LPG-Nachfolge-Organisation noch bis 1991 ohne wesentliche Änderung in der Schlagstruktur und der Wirtschaftsweise weitergearbeitet hat.

Die für den Zeitabschnitt 1977–1991 rekonstruierten Daten der LPG Zinna (Pflanzenproduktion) sind zur Modellierung auf den Zeitabschnitt 1968–1976 extrapoliert worden. Nach Abzug des numerischen Vor- und Nachlaufes ist die Zeit 1973–1991 ausgewertet worden.

Für die Simulation des zweiten Abschnittes sind die für den Zeitabschnitt 1995–2001 erhobenen Daten der Flächenbilanz auf den Zeitabschnitt 1992–1994 extrapoliert worden. Damit ein möglichst lückenloser Anschluss der zweiten Modellierungsperiode an die erste realisiert werden kann, wird mit der Modellierung bereits 1986 mit den Landnutzungsdaten der LPG begonnen. Zusätzlich sind die Sulfat- und Nitratgehalte des Bodens aus der Modellierung des ersten Abschnittes zum 01.11.1986 übernommen worden. Nach Abzug des numerischen Vor- und Nachlaufes ist von der zweiten Simulationsperiode der Zeitabschnitt 1992–2000 ausgewertet worden.

Bramstedt: Die erhobenen Daten der Flächenbilanzierung von 1996–2000 sind auf den Zeitabschnitt 1977–1995 extrapoliert worden. Ausgewertet ist der Zeitabschnitt über 19 Jahre von 1982 bis 2000.

Da sich die Salden der extrapolierten Nährstoffbilanzen für die Modellierung auf einen anderen Zeitabschnitt als die erhobenen Daten der Flächenbilanz beziehen, weichen sie geringfügig von diesen ab. So weist z. B. die für das Untersuchungsgebiet Mockritz erhobene Flächenbilanz für den Zeitabschnitt 1995–2000 einen mittleren jährlichen Schwefelsaldo von -1 kg/ha aus (Tab. 17, S. 96). Die für die Modellierung extrapolierte Flächenbilanz ergibt dagegen für den Zeitabschnitt 1992–2000 einen mittleren jährlichen Saldo von 0 kg/ha (Tab. 25, S. 113). Obwohl durch Extrapolation die Datengüte der landwirtschaftlichen Flächennutzungsdaten gesunken ist, wird diesem Verfahren der Vorzug gegeben, da für die Simulations-Rechnungen lückenlose Datenreihen über längere Zeitabschnitte notwendig sind.

2.6.3 Entwicklung von potenziellen Szenarien der Landnutzung

Um die Beeinflussung von Sickerwassermenge und -beschaffenheit von veränderten Landschafts-Standortfaktoren zu untersuchen, werden folgende Szenarien für mögliche zukünftige Veränderungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung untersucht:

- die Änderung der Sickerwasserrate wird am Beispiel eines Klima-Szenarios untersucht,
- die Erhöhung der landwirtschaftlichen Schwefelzufuhr wird simuliert, indem eine flächendeckende Schwefeldüngung unterstellt wird,
- eine allgemeine Verringerung der Zufuhr und Abfuhr von Nährstoffen wird untersucht, indem eine Bewirtschaftung nach den Richtlinien des Ökologischen Landbaus unterstellt wird.

Die einzelnen Szenarien und deren Kombinationen sind in Tab. 9 dargestellt. Simuliert wurde jeweils ein Abschnitt von 25 Jahren, von dem 19 Jahre ausgewertet wurden. Für die einzelnen Szenarien werden die extrapolierten Landnutzungsdaten der Flächenbilanz verwendet, jeweils modifiziert in der im Folgenden angegebenen Weise.

Tab. 9: Simulierte Landnutzungsszenarien

Ist-Wetter	Szenario 'Klimaänderung' 2062–2080
Bewirtschaftung 1973–1991 Mockritz, extrapoliert	—
Bewirtschaftung 1992–2000 Mockritz, extrapoliert	Bewirtschaftung 1992–2000 extrapoliert
Bewirtschaftung 1982–2000 Bramstedt, extrapoliert	Bewirtschaftung 1982–2000, extrapoliert
'Schwefeldüngung' Mockritz, extrapoliert	'Schwefeldüngung' Mockritz, extrapoliert
'Schwefeldüngung' Bramstedt, extrapoliert	'Schwefeldüngung' Bramstedt, extrapoliert
'Ökologischer Landbau' Mockritz, extrapoliert	'Ökologischer Landbau' Mockritz, extrapoliert
'Ökologischer Landbau' Bramstedt, extrapoliert	'Ökologischer Landbau' Bramstedt, extrapoliert

2.6.4 Szenario 'Klimaänderung'

Die mögliche Entwicklung des künftigen Klimas in Mitteleuropa ist in zahlreichen Studien behandelt worden. Das Klimaszenario für die Untersuchungsgebiete basiert auf den Studien des IIASA (International Institute for System Analysis in Laxenburg, Österreich), welches in HULME et al. (1990) beschrieben ist. Das verwendete Szenario heißt „Business as usual“ (BUS), in welchem für die Mitte des 21. Jahrhunderts eine Verdoppelung des CO₂-Partialdrucks der Atmosphäre angenommen wird.

Nach diesem Klimaszenario wird sich die Temperatur um 4 °C erhöhen und die Summe der Jahresniederschläge etwa um 140 mm steigen, s. Tab. 10. Die Steigerung von Niederschlag und Temperatur wird jedoch je nach Jahreszeit unterschiedlich ausfallen. Die Temperatur wird im Winter um etwa 5 °C, im Sommer jedoch nur um etwa 3 °C steigen. Die Niederschläge während der Vegetationsperiode werden zurückgehen, während die Winterniederschläge steigen. In der Vegetationsperiode wird also den Pflanzen bei höherer realer Verdunstung weniger Wasser aus der Atmosphäre zur Verfügung stehen.

Tab. 10: Vergleich der Jahresdurchschnittstemperatur und der jährlichen Niederschlagssumme des Ist-Klimas mit dem des Klimaszenarios

	Mockritz Niederschlag	Bramstedt Niederschlag	Mockritz Temperatur	Bramstedt Temperatur
	mm/a	mm/a	°C	°C
Ist-Klima (1982–2000)	511	781	9,3	9,0
Klima-Szenario (2062–2080)	654	925	13,2	12,9

Die von HULME et al. (1990) beschriebenen Algorithmen zur Simulation der Wetteränderung werden auf die Daten des Ist-Klimas angewendet. Die dazu verwendeten Formeln zur Berechnung der Temperatur und des Niederschlags im Klimaszenario befinden sich im Anhang 8, S. 156. In Abb. 18 und Abb. 19 ist der mittlere monatliche Betrag der Abweichung von Temperatur und Niederschlag vom Ist-Klima dargestellt. Nach dem in HULME et al. (1990) beschriebenen Klimaszenario liegen die Untersuchungsgebiete Mockritz und Bramstedt in der gleichen geografischen Region des Klimaszenarios. Daher werden für beide Gebiete die gleichen Algorithmen angewendet. Da die Daten der atmosphärischen Schwefel- und Stickstoffdeposition nicht vorhergesagt werden können, wird mit den Werten für das Jahr 2001 gerechnet.

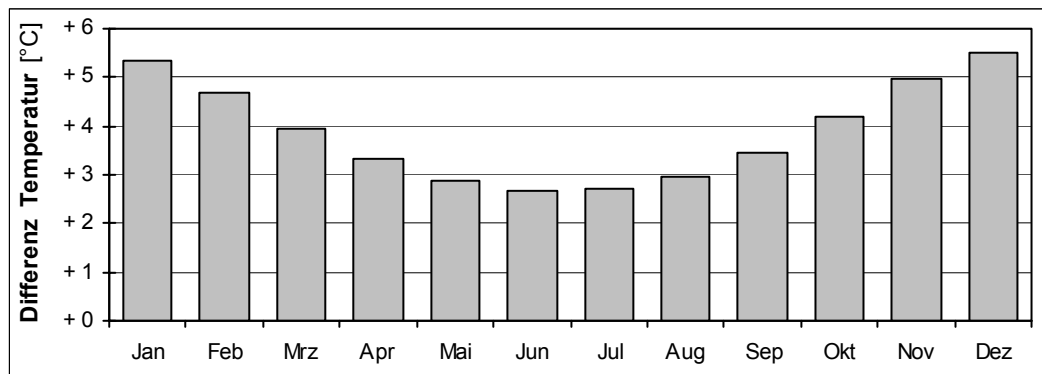


Abb. 18: Monatliche Abweichung der Tages-Durchschnittstemperatur des Klimaszenarios vom Ist-Klima

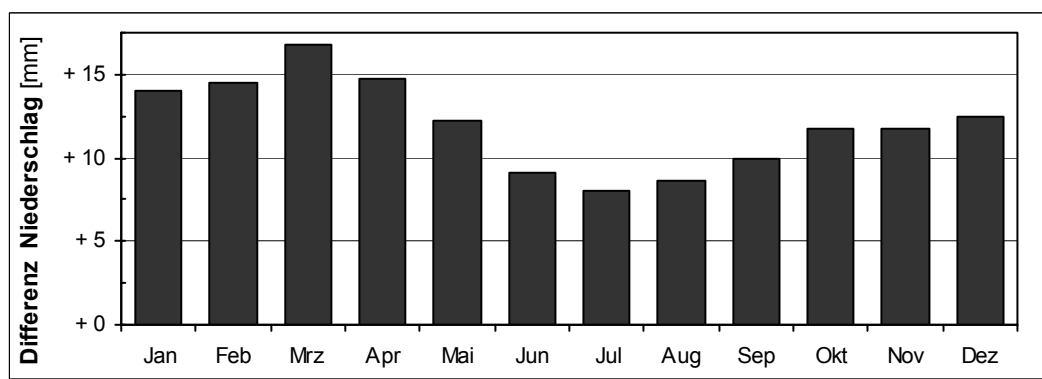


Abb. 19: Monatliche Differenz der Niederschlagshöhe des Klimaszenarios vom Ist-Klima

2.6.5 Szenario 'Schwefeldüngung'

Durch die erfolgreiche Umsetzung der TA-Luft (BMUNR, 1985) ist die atmosphärische Schwefeldeposition so weit gesunken, dass der Schwefelbedarf der landwirtschaftlichen Fruchtarten durch die atmosphärische Deposition nicht mehr gedeckt ist. Dies konnte zunächst durch Bodenvorräte ausgeglichen werden, bis sich Symptome des Schwefelmangels vor allem an Raps, später auch an Getreide, zeigten. Aus diesem Grund werden seit den 90er Jahren zunehmend schwefelhaltige Mineraldünger, insbesondere schwefelhaltige Stickstoff- und Kaliumdünger, sowie schwefelhaltige Mehrnährstoffdünger, eingesetzt (SCHNUG, 1988).

In diesem Szenario wird davon ausgegangen, dass auf jedem Schlag jährlich schwefelhaltige Dünger eingesetzt werden, unabhängig davon, ob es sich um organische oder mineralische Dünger handelt. Für die Schläge, die nicht mit Schwefel gedüngt werden, wird für dieses Szenario eine Düngung mit schwefelhaltigem Mineraldünger simuliert. Die erhobenen Daten der Flächenbilanzierung werden für dieses Szenario wie folgt modifiziert:

Zunächst werden die Fruchtarten eingeteilt in solche, die nur eine oder gar keine mineralische Stickstoffgabe erhalten, z. B. Leguminosen, und in Fruchtarten, bei denen üblicherweise der Stickstoff in zwei oder mehr Gaben verteilt gedüngt wird.

Generell ist bei Fruchtarten, die mineralischen Stickstoff erhalten haben, der Stickstoffdünger, z. B. Kalkammonsalpeter (KAS), durch einen schwefelhaltigen Stickstoffdünger mit

24 % Stickstoff und 6 % Schwefel ersetzt worden. Die Höhe der Stickstoffgabe ist dabei unverändert geblieben. Im Speziellen werden dabei vier Varianten berücksichtigt:

1. Für Fruchtarten, die den Stickstoff in einer Gabe erhalten, wird der Stickstoffdünger durch den oben genannten schwefelhaltigen Stickstoffdünger ersetzt.
2. Für Fruchtarten mit geteilter Stickstoffgabe, wird der oben genannte schwefelhaltige Stickstoffdünger mit der ersten Stickstoffgabe ausgebracht. Die Höhe der ersten Stickstoffgabe wird so bemessen, dass mit ihr 60 % der Gesamt-Stickstoffmenge ausgebracht wird. Die restliche Stickstoffgabe wird mit Kalkammonsalpeter (KAS) gedüngt.
3. Für Fruchtarten, die als mineralische Düngung ausschließlich einen Mehrnährstoffdünger (NPK-Dünger) erhalten haben, wird dieser durch einen schwefelhaltigen NPK-Dünger ersetzt (12 % N, 12 % P_2O_5 , 12 % K_2O , 2 % MgO , 8 % S).
4. Keine Änderung der Düngung erfolgt bei Fruchtarten, die bereits mit einem schwefelhaltigen Dünger gedüngt werden, bei Fruchtarten, die ausschließlich organisch gedüngt werden und bei Fruchtarten die nicht gedüngt werden.

Die Untersuchungsgebiete Mockritz und Bramstedt werden bei diesem Szenario gleich behandelt. Die Höhe der atmosphärischen Deposition wird wie folgt abgeschätzt: Die Depositionsraten der letzten Jahre sinken seit dem Ende der 90er Jahre nur noch geringfügig. Daher wird der Fehler als gering und vertretbar bewertet, wenn für die in die Zukunft gerichteten Szenarien, der letzte verfügbare gemessene Wert, in diesem Fall die atmosphärische Deposition des Jahres 2001, eingesetzt wird.

2.6.6 Szenario 'Ökologischer Landbau'

Der Ökologische Landbau ist ein Produktionssystem, welches in Zukunft eine stärkere Bedeutung erlangen könnte. Ein zentraler Punkt im Ökologischen Landbau ist das Leitbild eines möglichst geschlossenen Nährstoffkreislaufs für den Betrieb (KÖPKE, 1990). Aus diesem Grund werden in dem Szenario 'Ökologischer Landbau' keine hoch löslichen Mineraldünger eingesetzt.

Mit diesem Szenario soll geprüft werden, ob und wie stark bei der Betriebsumstellung auf Ökologischen Landbau die Schwefel- und Stickstoffausträge reduziert werden können. Da dieses Szenario eine mögliche künftige Entwicklung der Landwirtschaft abbildet, werden die Depositionswerte des Jahres 2001 verwendet.

Bei der Erstellung dieses Szenarios wird generell davon ausgegangen, dass das gesamte Untersuchungsgebiet auf Ökologischen Landbau umgestellt wird. Der Umfang des Viehbestandes wird auf Grund seiner Bedeutung für das wirtschaftliche Gesamtergebnis der Betriebe beibehalten. Die Düngung erfolgt ausschließlich mit Wirtschaftsdüngern. Für die Berechnung der Nährstoffabfuhr mit dem Erntegut werden dem Ökologischen Landbau angepasste, niedrigere Nährstoffgehalte im Erntegut verwendet. Da der Ökologische Landbau auf Halmverkürzer beim Getreide verzichtet, wird ein Korn : Stroh-Verhältnis von 1 : 1,1 angenommen.

Untersuchungsgebiet Mockritz

Anpassung der Fruchtfolge: Wegen des geringen Viehbesatzes im Untersuchungsgebiet von 0,4 GV/ha ist es möglich, die Fruchtfolge den technologischen Erfordernissen des Ökolo-

gischen Landbaues anzupassen. Dafür wird das Untersuchungsgebiet in 3 Standortklassen mit unterschiedlichem Ertragspotenzial unterteilt:

- Aue,
- geringmächtig mit Lehmen überdeckte Grundmoräne,
- glazifluviale Sande.

In diesen drei Standortklassen wird jeweils eine 7-gliedrige und eine 5-gliedrige Fruchtfolge angebaut, die in Tab. 11 dargestellt ist. Bei der Gestaltung der Fruchtfolgen wird darauf geachtet, dass der Rohproteinbedarf des Viehs mit Wirtschaftsfutter gedeckt werden kann, und dass die produzierte Menge Stroh zur Einstreu im Stall ausreicht, wenn der gesamte Viehbestand auf Stroh steht. Es werden zwei Fruchtfolgen verwendet, da andernfalls die Anteile an Speisekartoffeln und Silomais zu hoch wären und die Strohmenge des Getreides als Stalleinstreu nicht ausreicht. Der produzierte Wirtschaftsdünger dieses Szenarios wird zu den in Tab. 11 genannten Kulturen ausgebracht. Die ausgebrachte Menge beträgt je Düngergabe 130 dt. Die damit ausgebrachte Nährstoff-Fracht wird mittels Stallbilanz berechnet.

Die Fruchtfolgen sind mit Hilfe des Fruchtfolgegenerators nach BACHINGER u. ZANDER (2001) auf ihre produktionstechnische Machbarkeit für den Ökologischen Landbau geprüft worden. Dabei werden folgende Bedingungen und Restriktionen für die Fruchtfolgegestaltung beachtet: Maximierung des Deckungsbeitrages, Kontrolle der Verunkrautung und des Befalles mit Pflanzenkrankheiten, Ausgeglichenheit des Nährstoffsaldos für Stickstoff, wobei für diesen eine leichte Unterdeckung zugelassen wird. Der jährliche Grünlandertrag wird auf maximal 250 dt/ha geschätzt.

Untersuchungsgebiet Bramstedt

Wegen des großen Viehbestandes und des daraus resultierenden Futterbedarfs wird die bisherige Anbaufolge der Betriebe beibehalten. Da durch den Verzicht auf synthetische Pflanzenschutzmittel und durch das geringere Düngungsniveau das Ertragspotenzial sinkt, werden die Erträge pauschal um 20 % reduziert.

Tab. 11: 7-gliedrige und 5-gliedrige Fruchtfolge des Szenarios 'Ökologischer Landbau' im Untersuchungsgebiet Mockritz nach Standortklassen

7-gliedrige Fruchtfolge

Standortklasse	Fruchtart	Düngung	Ertrag	Abfuhr Neben- erntegut	Grundboden- bearbeitung	Zwischenfrüchte
			dt/ha			
Auenböden	Luzerne-Klee gras	—	359	—	—	
	Luzerne-Klee gras	—	359	—	ja	
	Speisekartoffeln	Stallmist	284	—	ja	
	Winterweizen	—	46	ja	ja	
	Ackerbohnen	—	35	—	ja	Grasuntersaat
	Silomais	Stallmist	273	—	ja	Luzerne-Klee gras-Untersaat
	Hafer		26	—	—	Luzerne-Klee gras-Untersaat
geringmächtig mit Lehmen überdeckte Grundmoräne	Luzerne-Klee gras	—	313	—	—	
	Luzerne-Klee gras		313	—	ja	
	Speisekartoffeln	Stallmist	219	—	ja	
	Winterweizen	—	34	ja	ja	
	Ackerbohnen	—	25	—	ja	Grasuntersaat
	Silomais	Stallmist	218	—	ja	Luzerne-Klee gras-Untersaat
	Hafer	—	19	—	—	Luzerne-Klee gras-Untersaat
glazifluviale Sande	Luzerne-Klee gras	—	207	—	—	
	Luzerne-Klee gras	—	207	—	ja	
	Speisekartoffeln	Stallmist	134	—	ja	
	Triticale	—	23	ja	ja	
	Lupine	—	14	—	ja	Grasuntersaat
	Silomais	Stallmist	150	—	ja	Luzerne-Klee gras-Untersaat
	Hafer	—	12	—	—	Luzerne-Klee gras-Untersaat

5-gliedrige Fruchtfolge

Auenböden	Luzerne-Klee gras	—	359	—	—	
	Luzerne-Klee gras	—	359	—	ja	
	Winterweizen	—	39	ja	ja	
	Triticale	Stallmist	47	ja	ja	
	Sommergerste		26	—	—	Luzerne-Klee gras-Untersaat
geringmächtig mit Lehmen überdeckte Grundmoräne	Luzerne-Klee gras	—	313	—	—	
	Luzerne-Klee gras	—	313	—	ja	
	Winterweizen	—	28	ja	ja	
	Triticale	Stallmist	36	ja	ja	
	Sommergerste	—	19	—	—	Luzerne-Klee gras-Untersaat
glazifluviale Sande	Luzerne-Klee gras	—	207	—	ja	
	Luzerne-Klee gras	—	207	—	ja	
	Winterweizen	—	14	ja	ja	
	Triticale	Stallmist	23	ja	ja	
	Sommergerste	—	12	—	—	Luzerne-Klee gras-Untersaat

3 Ergebnisse

3.1 Modellvalidierung

In diesem Kapitel soll untersucht werden, inwieweit die simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen und die Nitratstickstoff-Mengen der Modelle SULFONIE und HERMES mit den unter Feldbedingungen gemessenen Werten übereinstimmen. Dazu dienen die zahlreichen Bohrungen bis in 30–40 dm Tiefe, mit den jeweils in 3 dm-Kompartimenten durchgeführten Analysen.

Für das Modell HERMES sind bezüglich der Sickerwassermenge wie auch der Stickstoff-Austräge zahlreiche Validierungen vorgenommen worden, z. B. DIEKKRÜGER et al., 1995, McVOY et al., 1995. Aus diesem Grund wird hier die Sickerwassermenge nicht erneut hinterfragt. Geprüft werden soll an dieser Stelle nur die Aussagekraft der mit den Modellen SULFONIE und HERMES simulierten Sulfatschwefel- und Stickstoffmengen im Bodenprofil.

Die in diesem Kapitel verwendeten Bodenproben sind in beiden Untersuchungsgebieten im Herbst 2000 genommen worden. Die Auswertung erfolgt nur bis zur Grenze des Grundwassers, da dort zusätzlich laterale Flüsse auftreten die von den Modellen nicht abgebildet werden.

Die Sickerwasserrate ist mit dem Modell SULFONIE berechnet worden. Für die Sickerwasserperiode wird das hydrologische Jahr (vom 01.11. bis 31.10.) statt des Kalenderjahres verwendet, da bei der Modellierung am Ende des Kalenderjahres auftretendes Sickerwasser möglicherweise erst im nächsten Jahr berücksichtigt wird.

Eingangsdaten für die Simulations-Rechnungen sind die Landnutzungsdaten des jeweiligen Schlages sowie die Bodendaten der entsprechenden Bohrung. Die Simulations-Rechnungen werden für den Zeitabschnitt von 1977 bis 2001 durchgeführt. Vorversuche haben ergeben, dass ein numerischer Vorlauf von 10 Jahren für die Auenböden im Untersuchungsgebiet Mockritz notwendig ist, damit die Sulfatschwefel-Mengen im Boden zu Beginn der Modellierung einen vernachlässigbaren Einfluss auf den ausgewerteten Zeitabschnitt der Simulations-Rechnungen haben. Aus diesem Grund wird der Zeitabschnitt von 1986 bis 2000 ausgewertet. Der Maßstab für die Vernachlässigbarkeit der Sulfatschwefel-Mengen zu Beginn der Modellierung wird für die Modellvalidierung bewusst genauer angelegt, als für die Modellierung der Untersuchungsgebiete, für die nur ein numerischer Vorlauf von 5 Jahren verwendet wird.

In zwei Schritten soll geklärt werden, welche Genauigkeit die Modellaussagen für die Simulations-Rechnungen besitzen:

- Im ersten Schritt, in Kap. 3.1.1, werden einzelne Bohrungen beispielhaft untersucht. Es wird erörtert, zu welcher Zeit die gemessenen Sulfatschwefel-Mengen in den Boden eingetragen worden sind.
- Im zweiten Schritt, in Kap. 3.1.2, werden die gemessenen Daten aller Bohrungen mit den simulativ berechneten verglichen und Korrelationen berechnet.

3.1.1 Exemplarische Untersuchung einzelner Bohrungen und deren Simulations-Rechnungen

Am Beispiel charakteristischer Sulfatschwefel-Tiefenverteilungs-Profile von beiden Untersuchungsgebieten soll exemplarisch untersucht werden, welche Sulfatschwefel-Mengen im Boden vorliegen und wie diese über die Tiefe verteilt sind. Zusätzlich soll geprüft werden, inwieweit das Modell SULFONIE die gemessenen Werte reproduzieren kann. Zur Beantwortung der Frage, wann der Sulfatschwefel eingetragen worden ist, werden die jährlichen Strecken der Abwärtsverdrängung des Sulfates nach Formel (14) berechnet, welche von BÖTTCHER et al. (1983) an Lysimetern und von EULENSTEIN u. DRECHSLER (1992) an Tracer-Versuchen im Freiland geprüft worden sind:

$$\text{jährl. Verdrängungsstrecke [dm]} = \frac{\text{Sickerwasserrate [mm]}}{\text{Feldkapazität [Vol\%]}} \quad (14)$$

Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die sulfathaltige Lösung mit der Sickerwasserfront nach unten verdrängt wird. Dabei wird unterstellt, dass das verdrängte Sickerwasser zunächst den Porenraum bis zur Feldkapazität füllt und dass erst dann eine Abwärtsverlagerung des Sickerwassers stattfindet (Matrix-Fluss). Ein präferenzzieller Fluss durch Makroporen wird dabei nicht berücksichtigt. Die Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe (W_e) erfolgt nach BGR (1994) und MÜLLER (1997).

Tiefenfunktion der Sulfatschwefel-Mengen in der Profil-Darstellung

In der folgenden repräsentativen Darstellung der Bodenprofile (Abb. 20 bis Abb. 34, S. 66ff.) sind grafische Darstellungen der Tiefenabhängigkeit der Verteilung der vorhandenen Mengen an Sulfatschwefel enthalten. Diese Mengen sind nach den mit Formel (14) berechneten Jahreslinien der Verdrängungsfronten des Bodenwassers einzelnen Jahren zugeordnet.

Die Kurven der Tiefenverteilung des Sulfatschwefels in Mockritz zeigen unterschiedlich geformte Maxima (Bäuche und Peaks). Diese spiegeln weniger die von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Raten des Eintrages wider, als das Wechselspiel von verdunstungsbedingter Sulfat-Konzentrierung, Wiederauffüllung der „eingetrockneten“ Bodenschicht durch sulfathaltiges Wasser von oben und anschließender Verdrängung der Sulfatlösung durch das frontal abwärts verdrängende Sickerwasser – beides modifiziert vom Witterungsgeschehen und der Feldkapazität des jeweiligen Boden-Abschnittes. Dabei ergeben sich im Verlauf der Modellrechnung Konzentrierungen des Sulfatschwefels, die selbst bei Sättigung des Bodens bis zur Feldkapazität über die Löslichkeit des Gipses hinausgehen, also zumindest vorübergehend zur Ausfällung von Gips führen können. Das ist in den Tiefenabschnitten des Bodens dort der Fall, wo bei hoher Feldkapazität und entsprechend geringer Verdrängungsgeschwindigkeit des Kapillarwassers, eine vegetationsbedingte Austrocknung einzelner Boden-Tiefenabschnitte stattfindet. Die Verdrängung des gefällten Gipses von oben her setzt Wiederauffüllung bis zur Feldkapazität voraus, wobei diese Wiederauffüllung in der Regel nicht mit reinem Wasser, sondern ebenfalls wieder mit Sulfatlösung erfolgt – eine Ursache für weitere Aufkonzentrierungen.

Obwohl das Wassereinzugsgebiet Mockritz im Mitteldeutschen Trockengebiet liegt und die verdunstungsbedingte Sulfatkonzentrierung eher als im feuchteren Westen Deutschlands gegeben ist, wird nach natürlicher Aufsättigung aller Boden-Tiefenabschnitte bis zur Feldkapazität in keinem der aufgeführten Böden die Löslichkeit des Gipses zum Zeitpunkt der Probenahme im Herbst 2000 überschritten. Dies zeigt der Vergleich der angegebenen

Sulfatkonzentrationen in den Tabellen „Bodendaten“ der Abb. 20, Abb. 23, Abb. 25 und Abb. 28, S. 66ff. Das heißt, dass ein „Überdauern“ ausgefallten Gipses über die Jahre unwahrscheinlich ist. Im Zuge der weiteren Ausführungen zu den Daten für Mockritz werden aber die in der Modellrechnung ermittelten Phasen und Tiefenabschnitte angegeben, in denen sich eine vorübergehende Gipsausfällung abzeichnet.

3.1.1.1 Untersuchungsgebiet Mockritz

Für dieses Untersuchungsgebiet wird je ein repräsentatives Profil für wichtige Böden ausgewählt:

1. Böden der Aue aus lehmigem Substrat,
2. Böden der Aue aus tonigem Sediment,
3. Böden aus dem Bereich der geringmächtig mit Lehm überdeckten Grundmoräne,
4. Böden aus glazifluvialen Sanden.

Für diese Böden sind im Folgenden jeweils die bodenkundlichen Daten, die Landnutzungsdaten und die Ergebnisse der Simulationsrechnung zusammengefasst.

Profil 13

Boden: Profil 13 in Abb. 20 repräsentiert Auenböden aus Lehm, vornehmlich Vegen. Nach dem Klassifikationssystem der MMK ist der Standorttyp eine Auenlehm-Vega (Al3a3). Wie die Tabelle Bodendaten zeigt, ist die Bodenart der oberen 9 dm schluffiger Lehm. Darunter nimmt der Beimischungsanteil an Sand zu. Ab 15 dm Tiefe folgen fluviale Sande. Der dargestellte Schwankungsbereich des Grundwassers (Gw. Min. und Gw. Max.) wurde vom Projektpartner, der Hochschule für Technik und Wirtschaft, Lehrbereich Geotechnik und Wasserwesen in Dresden im Jahr 2000 bestimmt (NESTLER et al. 2004).

Landwirtschaftlich werden die Auenböden aus Lehm als Acker genutzt. Wie Abb. 20, Tab. „Landnutzung“ zeigt, beträgt die jährliche Schwefelzufuhr durch die landwirtschaftliche Nutzung in der Zeit von 1995 bis 2000 mit einer Ausnahme weniger als 1 kg/ha. Sie liegt damit weit unter der Ernte-Abfuhr von etwa 7 kg/ha. Die relativ starke Schwefeldüngung im Jahr 1995 mit 36 kg/ha ist auf eine Grunddüngung mit Superphosphat (12 % S) zurückzuführen. Der jährliche Schwefeleintrag durch die atmosphärische Deposition halbiert sich während dieser Zeit von 10 auf 4 kg/ha.

Der jährliche Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition beträgt für diesen Zeitabschnitt +5 kg/ha. Für die Zeit 1992–1995 konnten keine Daten erhoben werden. Daher werden für diesen Abschnitt die Bewirtschaftungsdaten extrapoliert.

Für den Zeitabschnitt 1977–1991 beträgt der jährliche Schwefeleintrag durch die Landwirtschaft bis zu 80 kg/ha. Schwefel spielte zu dieser Zeit als Begleitstoff in Düngern eine erhebliche Rolle. In diesem Fall wurde Schwefelsaures Ammoniak (damalige Bezeichnung Ammoniumsulfat) mit 24 % S und 21 % N als Stickstoffdünger eingesetzt. Zusätzlich wurden durch die atmosphärische Deposition in dieser Zeit jährlich 100–200 kg/ha Schwefel eingetragen.

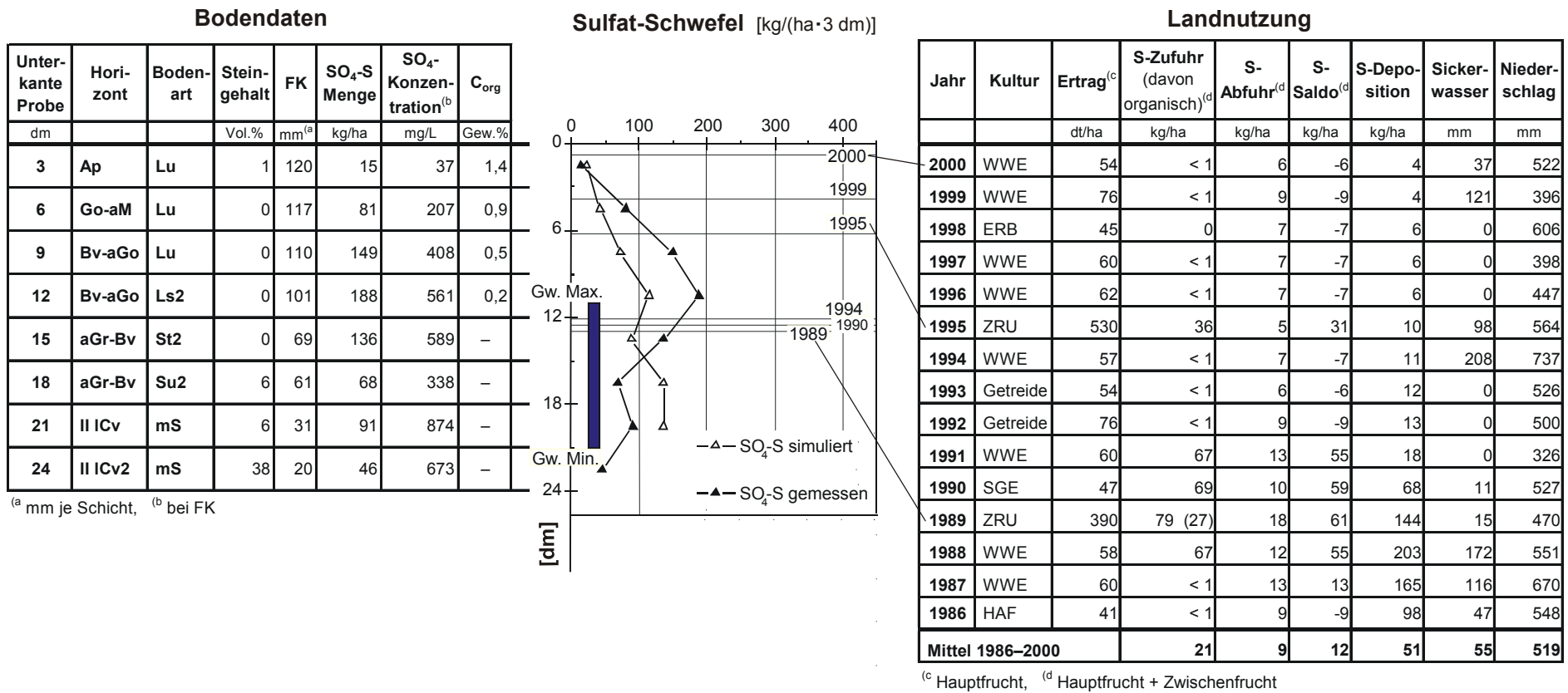


Abb. 20: Profil 13, Vega aus Lehmen, Standorttyp Al3a3, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen Abweichungen rundungsbedingt

Wasserhaushalt: Das dargestellte Profil hat für die oberen 2 m eine Feldkapazität von 598 mm. Die Feldkapazität der 3 dm mächtigen Krume beträgt 120 mm (40 Vol.%), die des Unterbodens beträgt durchschnittlich 28 mm/dm. Die effektive Durchwurzelungstiefe (W_e) wird auf 9 dm geschätzt. Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes ($nFK W_e$) bis 9 dm Tiefe beträgt 158 mm.

Für diesen Standort mit der angegebenen Anbaufolge wird für die 15-jährige Periode von 1986 bis 2000 modellmäßig eine durchschnittliche Sickerwassermenge von 55 mm/a errechnet. Die Raten der Sickerwasserspense schwanken in den einzelnen Jahre jedoch zwischen 11 und 208 mm. Unter Zugrundelegung der durchschnittlichen Sickerwasserrate und Feldkapazität des Profils errechnet sich eine mittlere Tiefenverlagerung des Sulfats um 1,8 dm/a. Aufgrund der Witterung und der angebauten Kulturen wurde Sickerwasser nur in 9 von 15 Jahren gebildet, wobei während zweier Jahre die Sickerwasserrate mit weniger als 20 mm sehr gering gewesen ist.

Die *gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen* im Boden werden in der Abb. 20 beigefügten Grafik dargestellt. Im gesamten Profil bis 2 m werden 697 kg/ha Sulfatschwefel gemessen. Die vom Modell simulierend berechnete Gesamtmenge beträgt 565 kg/ha bzw. 81 % der gemessenen Menge. Damit unterschätzt das Modell die Summe des Sulfatschwefels um 132 kg/ha. Die gemessene Sulfatschwefel-Menge beträgt in der Krume bis 3 dm Tiefe 15 kg/ha. Darunter steigt sie rasch an, und erreicht in 9–12 dm Tiefe ihr Maximum mit 188 kg/ha Sulfatschwefel. Die vom Modell SULFONIE simulativ berechnete Sulfatschwefel-Menge hat ebenfalls in der Tiefe von 9–12 dm ein lokales Maximum, welches in seiner Höhe jedoch die gemessenen Werte unterschätzt. In 2 m Tiefe überschätzt das Modell dagegen die Sulfatschwefel-Menge im Boden. Die Zuordnung der Sulfatschwefel-Mengen zu einzelnen hydrologischen Jahren zeigt, dass der Sulfatschwefel-Bauch durch Einträge während der frühen 90er Jahre entstanden ist.

Abb. 21 zeigt die Entwicklung der simulativ berechneten Sulfatschwefel-Akkumulation für Profil 13. Infolge der stark angestiegenen Deposition (s. Abb. 20, Tab. „Landnutzung“), steigt ab 1988 die berechnete Sulfatschwefel-Akkumulation im Boden an. Diese wird erst ab dem Jahr 1994 infolge der hohen Jahresniederschlagssumme von 737 mm und den damit verbundenen hohen Sickerwasserraten abgebaut. Am Ende des hydrologischen Jahres 2000 ist aus der Schicht 0–9 dm der größte Teil des akkumulierten Sulfatschwefels bereits abwärts verlagert worden. Die Sulfatschwefel-Akkumulation der darunter liegenden Schicht von 9–20 dm beträgt dagegen noch ein Mehrfaches der darüber liegenden Schicht. Der Austrag dieser Sulfatschwefel-Akkumulation wird noch für einige Jahre hohe Sulfatschwefel-Frachten im Sickerwasser verursachen.

Wie Abb. 22 zeigt, ist in der Simulationsrechnung die Sättigungskonzentration für dieses Profil nur kurzfristig erreicht worden: Der Zeitabschnitt von Winter 1992 bis Sommer 1993 ist die einzige Periode, in der für die Bodenschicht 6–9 dm das Überschreiten der Sättigungskonzentration vom Modell berechnet wird. In der Schicht 15–20 dm weist die Modellierung nur während sehr kurzer Zeitabschnitte das Überschreiten der Sättigungskonzentration aus. Allerdings ist zu beachten, dass die Feldkapazität in dieser Schicht mit 10–20 Vol.% sehr gering ist und dass auf diese Weise leicht hohe Konzentrationen entstehen.

Fazit: Im Profil ist deutlich die „Aushagerung“ der oberen Horizonte als Folge der Senkung der atmosphärischen Deposition zu erkennen. Für dieses Profil unterschätzt das Modell oberhalb des Schwankungsbereiches des Grundwassers die gemessene Sulfatschwefel-Fracht. Innerhalb des Schwankungsbereiches führen möglicherweise präferenzielle Flüsse zu einem

vorschnellen Abfluss des Sulfats, laterale Flüsse können ebenfalls auftreten. Aus diesen Gründen werden die berechneten Zeiten des Eintrages der Sulfatfrachten verfälscht und sind nur schwer interpretierbar. Gleiches gilt für die simulierten Sulfatschwefel-Mengen: Da das Modell weder präferenzielle noch laterale Flüsse abbildet, kann im Schwankungsbereich des Grundwassers keine Übereinstimmung mit den gemessenen Mengen erzielt werden.

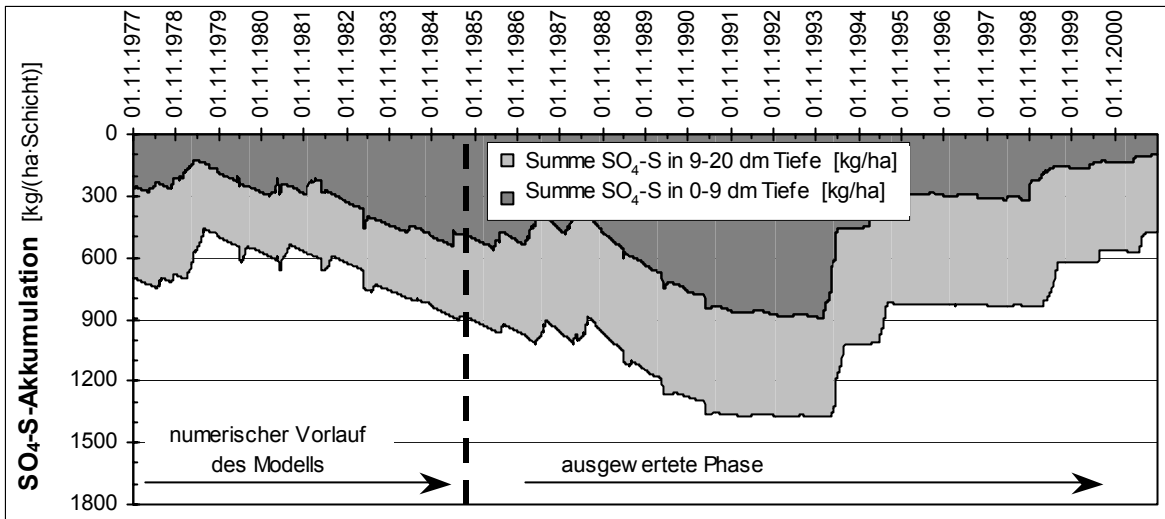


Abb. 21: Verlauf der simulierten Sulfatschwefel-Akkumulation von Profil 13, Vega, Untersuchungsgebiet Mockritz

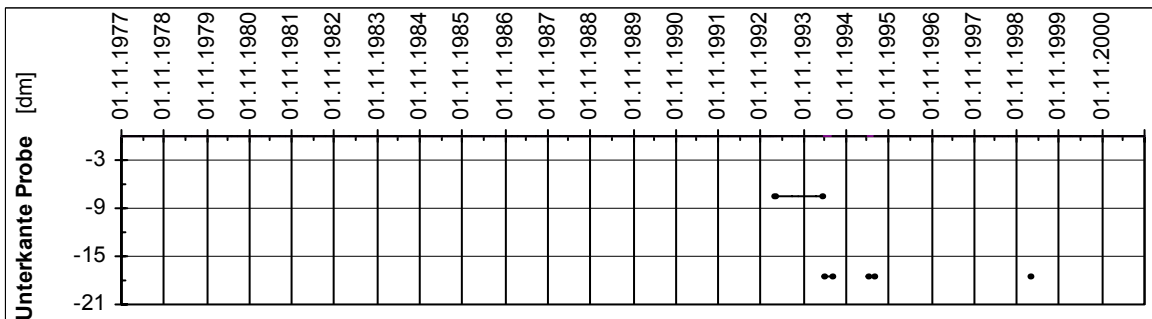


Abb. 22: Modellberechnete Zeitabschnitte, in denen Sulfat in Form von Gips ausgefallen ist, differenziert nach Schichten, Profil 13, Vega

Profil 25

Boden: Profil 25 in Abb. 23 zeigt eine für Senken in der Aue typische Gley-Vega aus stark schluffigem Ton. Nach der MMK ist der Standorttyp ein Auenton-Gley, bzw. ein Auen-Amphigley (A11b3). Die Tonschicht hat eine Mächtigkeit von 21 dm und geht darunter abrupt in fluvialen Sand über. Gw. Min. und Gw. Max. zeigen den anhand von Pegeldaten gemessenen und interpolierten Grundwasserstand (NESTLER et al., 2004). Der beobachtete Grundwasserstand am Ort der Bohrung betrug im Herbst 2000 35 dm.

Landwirtschaftlich werden diese Auenböden als Acker genutzt. Die in Abb. 23, Tab. „Landnutzung“ dargestellten Schwefelzu- und -abfuhr erfolgen nach ähnlichem Muster wie bei Profil 13. Die relativ starke Schwefelzufuhr von 18 kg/ha im Jahr 1997 ist wie in Profil 13 auf eine Düngung mit Superphosphat zurückzuführen. Die hohe Schwefelabfuhr von 22 kg/ha im Jahr 1987 ist auf die Ernte eines Leguminosen-Gemenges zurückzuführen,

welches als Zwischenfrucht (ZF) angebaut worden war. Für den Zeitabschnitt 1995–2000 beträgt der durchschnittliche jährliche Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition +2 kg/ha.

Wasserhaushalt: Das Profil 25 hat für die oberen 2 m eine Feldkapazität von insgesamt 817 mm. Die Feldkapazität der 3 dm mächtigen Krume beträgt 122 mm (41 Vol.%), die des Unterbodens beträgt ebenfalls durchschnittlich 41 mm/dm. Die effektive Durchwurzelungstiefe ist aufgrund der Vergleyung auf 9 dm beschränkt. Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes beträgt 162 mm. Für diesen Standort und die dargestellte Anbaufolge beträgt die mittlere simulativ berechnete Sickerwasserrate nur 35 mm/a. Die daraus berechnete durchschnittliche Abwärtsverdrängung des Sickerwassers beträgt 0,9 dm/a. Aufgrund der ungleichmäßigen Niederschläge in der 15jährigen Periode 1986–2000 ist nur in 6 Jahren Sickerwasser gebildet worden, wobei die Sickerwasserrate in 3 Jahren mit weniger als 20 mm sehr gering war.

In Abb. 23 werden in der Grafik die *gemessenen und die simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen im Boden* dargestellt. Die gemessene Menge beträgt im gesamten Profil bis 2 m Tiefe 992 kg/ha Sulfatschwefel. Die simulativ berechnete Menge beträgt dagegen nur 959 kg/ha bzw. 97 % der gemessenen Menge. Auch dieses Profil zeigt den charakteristischen Peak einer Sulfatschwefel-Akkumulation. Dieser beträgt 338 kg/ha in der Schicht 12–15 dm. Die Sulfatschwefel-Akkumulation dieses Tonbodens ist damit fast doppelt so hoch, wie der des Auenbodens aus Lehm, liegt aber 3 dm tiefer. Nach der in Formel (14) dargestellten Methode zur Berechnung der Sulfatverdrängungs-Strecken, handelt es sich um Sulfatschwefel, der in den 80er Jahren eingetragen worden ist. Das Maximum der Sulfatschwefel-Menge tritt ebenfalls wenige dm oberhalb des Grundwasser-Schwankungsbereiches (Gw. Min. und Gw. Max.) auf. Zum Zeitpunkt der Bohrung im August 2000 lag der Grundwasserspiegel bei 35 dm.

Abb. 24 zeigt den Verlauf der simulativ berechneten Sulfatschwefel-Akkumulation für das Profil 25. Seit Mitte der 80er Jahre steigt die im Bodenwasser akkumulierte Sulfatschwefel-Menge an und erreicht von 1989 bis 1993 eine Plateauphase. Der Austrag ab dem Jahr 1994 erfolgt im Vergleich zur Vega aus Lehm (Profil 13) infolge der hohen Feldkapazität dieses Profils deutlich langsamer. Nach der Simulationsrechnung des Modells tritt in diesem Profil keine Ausfällung von Gips auf.

Fazit: Die oberen Horizonte zeigen aufgrund der ab 1991 geringeren Schwefelzufuhr-Raten eine deutliche „Aushagerung“ der Mengen an Sulfatschwefel. Für dieses Profil folgen die simulierend berechneten Werte den gemessenen. Ein Tiefen-Maximum der Sulfatschwefel-Menge ist aus der Simulation nicht zu entnehmen, da diese ab 13 dm Tiefe eine Plateauphase zeigt. Der gemessene Sulfatschwefel-Peak in 12–15 dm Tiefe wird vom Modell nachgebildet, jedoch in seiner Höhe unterschätzt. Die geringen gemessenen Sulfat-S-Mengen im Schwankungsbereich des Grundwassers weisen möglicherweise auf einen Sulfataustrag infolge lateraler Flüsse hin.

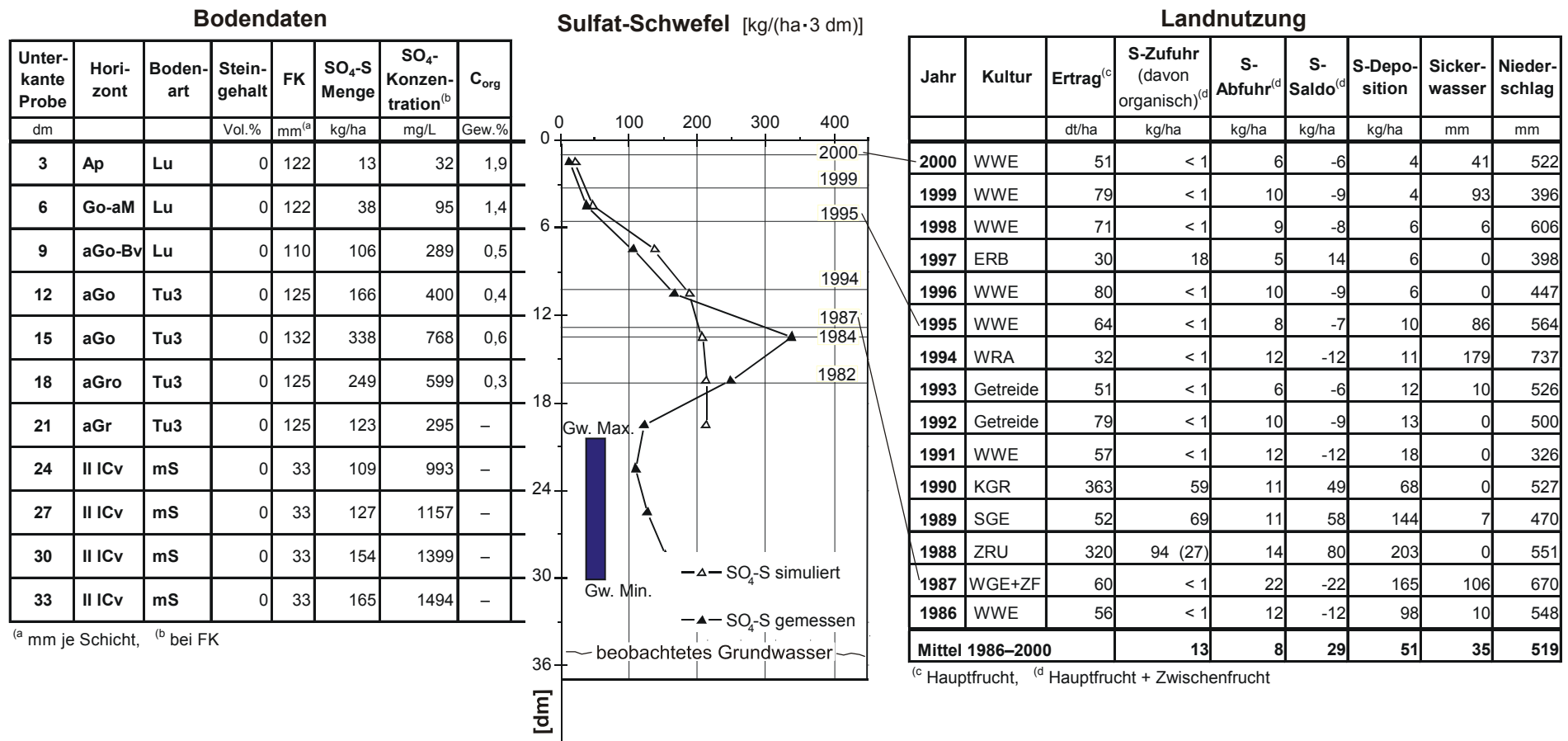


Abb. 23: Profil 25, Gley-Vega aus Ton, Standorttyp Al1b3, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen Abweichungen rundungsbedingt

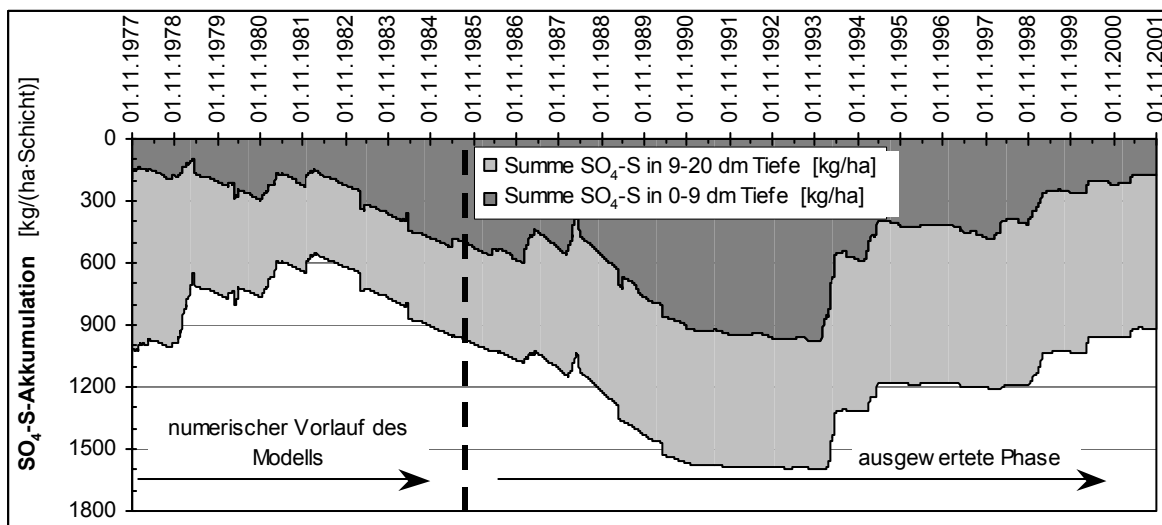


Abb. 24: Verlauf der simulativ berechneten Sulfatschwefel-Akkumulation in Profil 25, Gley-Vega, Untersuchungsgebiet Mockritz

Profil 12

Boden: Das Profil 12 in Abb. 25 zeigt eine Pseudogley-Braunerde, welche typisch für die mit Lehmen überdeckte Grundmoräne ist. Nach dem Klassifikationssystem der MMK ist der Standorttyp ein Salmtieflehm-Braunstaugley (D5b1). Bodenart ist stark schluffiger Sand, über schluffigem Lehm, über Sand. Das Profil ist grundwasserfern.

Landwirtschaftlich werden die Böden als Acker genutzt. Die in Abb. 25, Tab. „Landnutzung“, dargestellten landwirtschaftlichen Zu- und Abfuhr von Schwefel erfolgen nach ähnlichem Muster, wie in den beiden vorangegangenen Profilen. Für den Zeitabschnitt von 1995 bis 2000 beträgt der mittlere jährliche Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition -2 kg/ha. Für dieses Profil ist also der Schwefelsaldo geringer, als für die beiden vorangegangenen Profile, da der Schlag in diesem Zeitabschnitt keinen schwefelhaltigen Dünger erhalten hat.

Wasserhaushalt: Die Feldkapazität des dargestellten Profils beträgt bis 2 m Tiefe 665 mm. Die Feldkapazität der Krume beträgt 88 mm (29 Vol.%), die des Unterbodens durchschnittlich 34 mm/dm. Die effektive Durchwurzelungstiefe beträgt aufgrund der Pseudovergleyung 9 dm. Im effektiven Wurzelraum beträgt die nutzbare Feldkapazität 167 mm. Für die angegebene Anbaufolge ist simulativ eine durchschnittliche Sickerwasserspense von 53 mm/a berechnet worden. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche Abwärtsverdrängung des Sickerwassers um 1,6 dm/a. Die Sickerwasserraten der einzelnen Jahre streuen zwischen 7 und 179 mm. Für diesen Standort ist bei der dargestellten Anbaufolge nur in 8 von 15 Jahren Sickerwasser gebildet worden.

Die gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen sind in der in Abb. 25 enthaltenen Grafik dargestellt. Im gesamten Profil bis 2 m Tiefe werden 755 kg/ha Sulfatschwefel gemessen. Das Modell SULFONIE berechnet nur 500 kg/ha, welches 66 % der gemessenen Sulfatschwefel-Menge entspricht. Die Verteilung des Sulfatschwefels in diesem Profil weist ebenfalls einen Bauch auf, dessen Peak in einer Tiefe von 12–15 dm liegt und 201 kg/(ha·3 dm) beträgt.

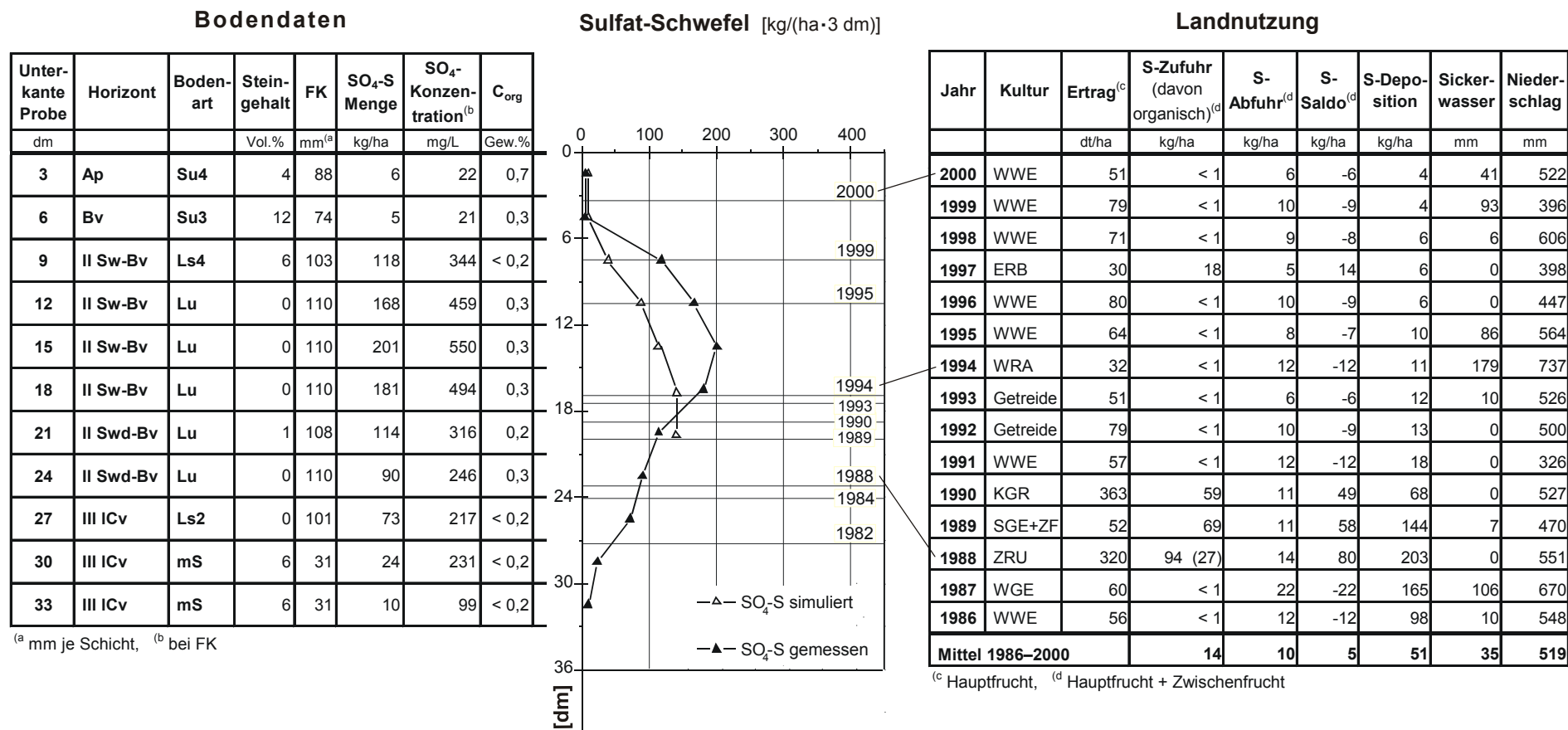


Abb. 25: Profil 12, Pseudogley-Braunerde, Standorttyp D5b1, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen
Abweichungen rundungsbedingt

Im Tiefenverlauf des Profils unterschätzt das Modell die Sulfatschwefel-Menge bis in eine Tiefe von 15 dm. Darunter wird sie vom Modell überschätzt. Nach der Berechnung der Verdrängungsstrecken wäre die heute im Peak enthaltene Menge erst Anfang der 90er Jahre eingetragen worden. Die Bilanzierung der Schwefelzu- und -abfuhr weist jedoch für diesen Zeitabschnitt viel zu geringe Zufuhren auf, sodass ein Eintrag in dieser Zeitspanne unplausibel ist.

Abb. 26 zeigt den Verlauf der simulativ berechneten Sulfatschwefel-Akkumulation im Boden. Wie in den vorangegangenen Profilen hat die Menge an Sulfatschwefel mit Beginn der 80er Jahre stark zugenommen. Im Jahr 1994 wurde infolge der hohen Niederschläge und der damit verbundenen hohen Sickerwasserrate ein erheblicher Anteil des akkumulierten Sulfatschwefels ausgewaschen. Zum Ende des hydrologischen Jahres 2000 ist die Schicht 0–9 dm Tiefe bereits weitgehend entleert. In der darunter liegenden Schicht von 9–20 dm liegen dagegen noch erhebliche Sulfatschwefel-Mengen vor, deren Auswaschung noch einige Jahre lang zu hohen Sulfatkonzentrationen des Sickerwassers führen dürften. Wie in Abb. 27 dargestellt, wird das Überschreiten der Sättigungskonzentration für die Ausfällung von Gips durch das Modell längerfristig nur in der Zeit von Winter 1990 bis Winter 1993 in der Bodenschicht 6–9 dm registriert.

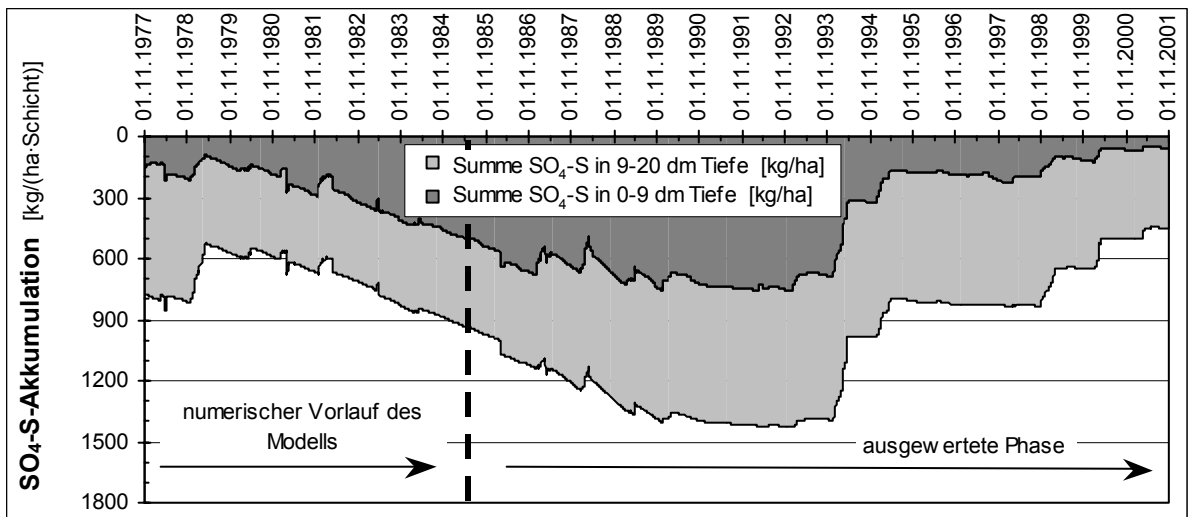


Abb. 26: Verlauf der simulierten Sulfatschwefel-Akkumulation von Profil 12, Pseudogley-Braunerde, Untersuchungsgebiet Mockritz

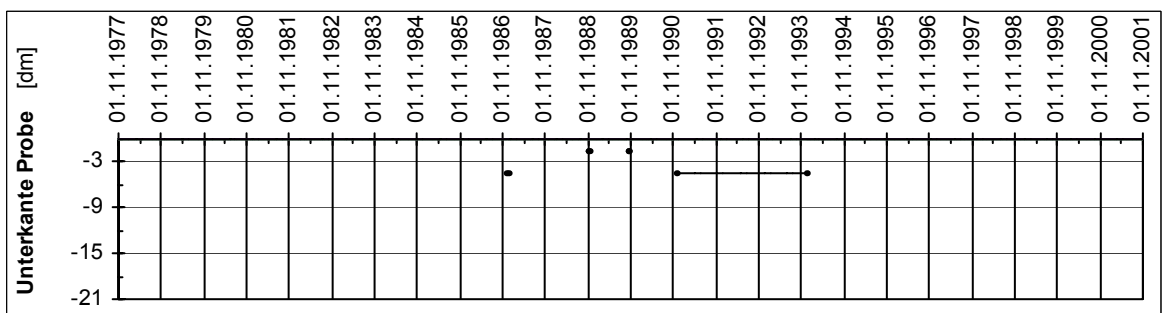


Abb. 27: Modellberechnete Zeitabschnitte, in denen Sulfat in Form von Gips ausgefallen ist, differenziert nach Schichten, Profil 12, Pseudogley-Braunerde

Fazit: Die Unterschätzung der Sulfatschwefel-Menge durch das Modell kann für dieses außerhalb der Aue und des Grundwasser-Einflussbereiches liegende Profil im Gegensatz zu den vorherigen, nicht auf dem angenommenen Einfluss des Grundwassers beruhen. Die Abweichung lässt sich vermutlich damit begründen, dass das Modell von einer zu schnellen Verlagerung des Sulfats ausgeht. Dieser Sachverhalt ist noch zu diskutieren.

Profil 39

Boden: Das Profil 39 in Abb. 28 zeigt eine Bänder-Parabraunerde, welche im Untersuchungsgebiet Mockritz im Bereich der glazifluvialen Sande häufig vorkommt. Nach der MMK ist der Standorttyp eine Sand-Braunerde (D2a1). Bodenart ist Sand mit Bändern aus stark sandigem Lehm. Das Profil ist grundwasserfern.

Landwirtschaftlich werden die Böden als Acker genutzt. Aufgrund der geringen Fruchtbarkeit der Böden werden diese jedoch bevorzugt stillgelegt oder mit Roggen und Triticale bestellt. Abb. 28, Tab. „Landnutzung“, zeigt, dass die landwirtschaftliche Zu- und Abfuhr von Schwefel nach ähnlichem Muster, wie in den drei vorangegangenen Profilen erfolgt. Die Schwefelzufuhr im Jahr 2000 in Höhe von 6 kg/ha stammt aus der Anwendung von Thomas-kali (mit 2 % S).

Für den Zeitabschnitt 1995–2000 beträgt der durchschnittliche jährliche Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition +2 kg/ha.

Wasserhaushalt: Die Feldkapazität des dargestellten Profils bis 2 m beträgt 415 mm. Die Feldkapazität der 3 dm starken Krume liegt bei 83 mm (28 Vol.%), die des Unterbodens beträgt durchschnittlich 20 mm/dm. Die effektive Durchwurzelungstiefe (W_e) beträgt 8 dm. Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes beträgt 147 mm.

Für die angegebene Anbaufolge wird simulativ eine mittlere Sickerwasserrate von 71 mm/a berechnet. Die Streuung der jährlichen Sickerwasserspense variiert jedoch zwischen 17 und 271 mm. Aus der mittleren Sickerwasserrate errechnet sich unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Feldkapazität des Profils eine mittlere Abwärtsverdrängung des Sickerwassers um 3,4 dm/a. Für dieses Profil ist bei der dargestellten Anbaufolge in 12 von 15 Jahren Sickerwasser gebildet worden. Sowohl die Häufigkeit der Jahre mit einer Sickerwasserspense als auch die durchschnittliche Höhe der Sickerwasserrate (71 mm/a) ist höher als bei den anderen Profilen.

Messung und simulative Berechnung des Sulfatschwefels im Boden: Im gesamten Profil bis 2 m Tiefe werden 89 kg/ha Sulfatschwefel gemessen. Das Modell SULFONIE berechnet 93 kg/ha, was 104 % der gemessenen Sulfatschwefel-Menge entspricht. Die gemessene Tiefenverteilung des Sulfatschwefels hat einen Peak im Bereich der Bänder aus sandigem Lehm. Dabei ist die Anreicherung von Sulfatschwefel im Bereich des Maximums mit 26 kg/(ha·3 dm) relativ gering. Die errechneten Mengen folgen mit nur sehr geringen Differenzen den gemessenen. Die Sulfatschwefel-Anreicherung im Bereich der Lehmänder wird vom Modell gut nachgezeichnet.

Abb. 29 zeigt den simulierten Verlauf der Mengen angereicherten Sulfatschwefels im Boden. Ab Mitte der 80er Jahre steigt wie bei den anderen Profilen die akkumulierte Sulfatschwefel-Menge an. Dieser Anstieg wird jedoch immer wieder von kürzeren Phasen der Auswaschung unterbrochen, da, bedingt durch die geringere Feldkapazität dieses Bodens, die Sickerwasserrate größer, als die der vorangegangenen Böden ist. Am Ende des hydrologischen Jahres 2000 liegt in den beiden Schichten 0–9 dm und 9–20 dm fast kein Sulfatschwefel mehr vor.

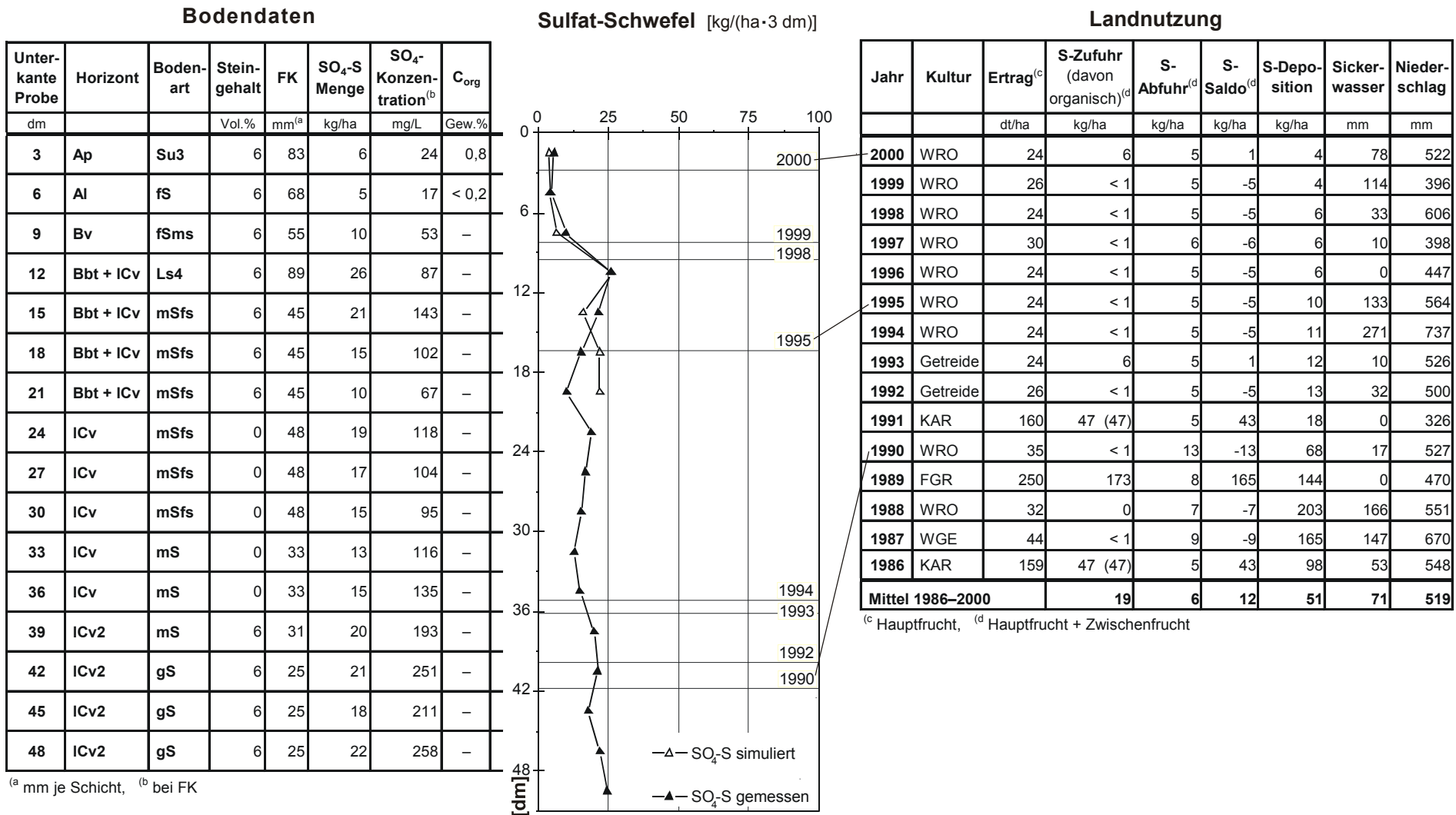


Abb. 28: Profil 39, Bänder-Parabraunerde aus Sand, Standorttyp D2a1, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfat-schwefel-Mengen
Abweichungen rundungsbedingt

Abb. 30 zeigt die Zeitabschnitte, in denen während der Simulationsrechnung infolge hoher Sulfatschwefel-Akkumulation im Boden die Sättigungsgrenze für die Ausfällung von Gips überschritten worden ist. In den Jahren 1989 und 1990 wird sogar in der Krume die Sättigungsgrenze erreicht. Wie Abb. 28, Tab. „Landnutzung“, zeigt, betrug in diesem Jahr die Schwefelzufuhr aus Düngung und atmosphärischer Deposition mehr als 300 kg/ha. In der darunter liegenden Schicht von 6–9 dm wird von Frühjahr 1990 bis Herbst 1993 die Sättigungsgrenze überschritten.

Fazit: Für dieses Profil folgen die simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen den gemessenen im gesamten Profil bis 2 m Tiefe mit nur sehr geringen Abweichungen. Dabei wird auch der gemessene Peak des Lehmbandes in 9 bis 12 dm Tiefe von der Simulationsrechnung gut nachgebildet. Für dieses Profil ist daher die Übereinstimmung von gemessenen und modellmäßig berechneten Mengen in hohem Maße gegeben.

Phasen der Ausfällung von Gips durch das Überschreiten der Löslichkeitsgrenze werden für dieses Profil häufiger, als für die übrigen drei Profile errechnet. Das liegt darin begründet, dass bei ähnlichen Einträgen infolge der geringen Feldkapazität des Sandes die Sättigungsgrenze schneller überschritten wird.

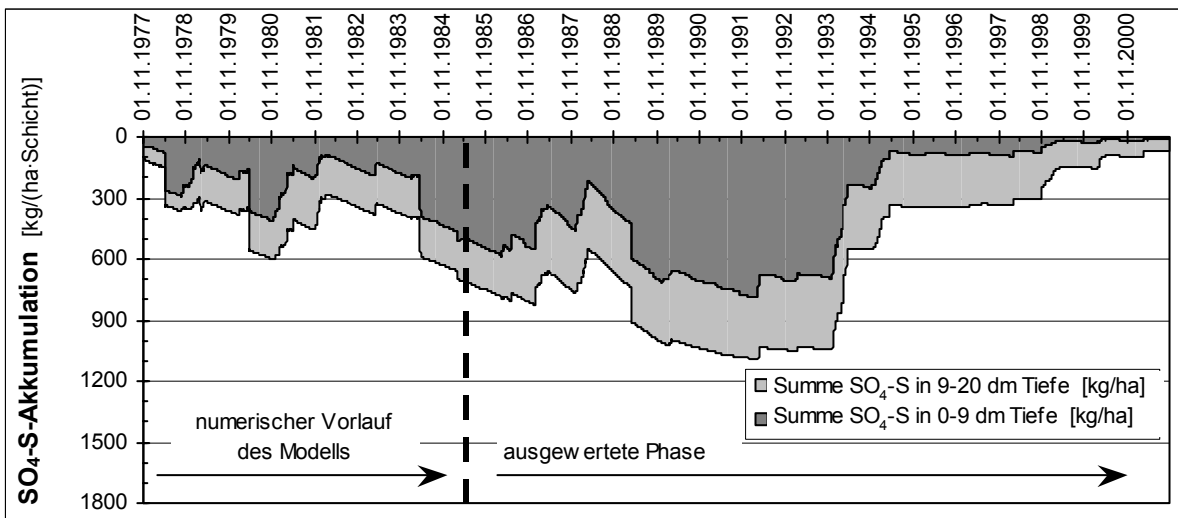


Abb. 29: Verlauf der simulierten Sulfat-S-Akkumulation von Profil 39, Bänder-Parabraunerde, Untersuchungsgebiet Mockritz

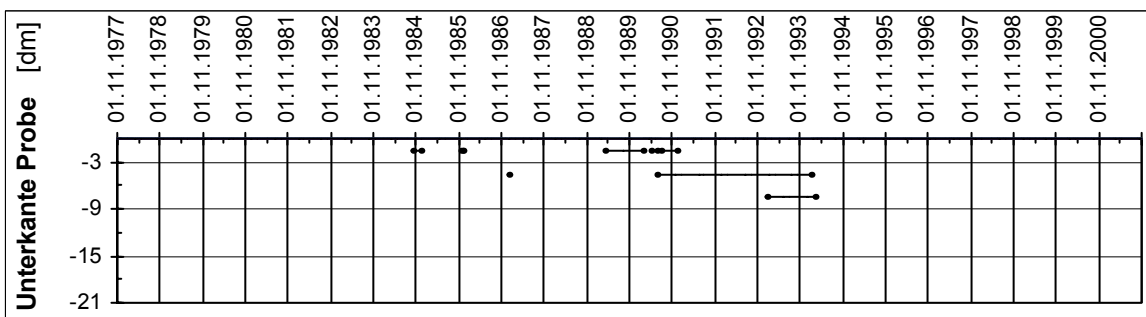


Abb. 30: Modellberechnete Zeitabschnitte in denen Sulfat in Form von Gips ausgefallen ist, differenziert nach Schichten, Profil 39, Bänder-Parabraunerde

Zusammenfassung und Diskussion Untersuchungsgebiet Mockritz

Landwirtschaftliche Nutzung und atmosphärische Deposition: Der Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung ist für die dargestellten Leitprofile im Zeitabschnitt 1995–2000 im Mittel negativ (ca. $-13 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$), für den davor liegenden Zeitabschnitt von 1986–1991 beträgt er $+30 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Nach den Berechnungen zur Flächenbilanz, Tab. 17, S. 96, liegt der Schwefelsaldo 1995–2000 dagegen im Mittel bei $-1 \text{ kg}/\text{ha}$, für den Zeitabschnitt 1977–1991 bei $49 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ (s. Tab. 17, S. 96). Wird die atmosphärische Deposition ins Verhältnis zum landwirtschaftlichen Schwefelsaldo gesetzt, so liegt diese für den Zeitabschnitt 1986–1991 bei $116 \text{ kg}/\text{ha}$. Damit ist mehr als doppelt so viel Schwefel durch die atmosphärische Deposition eingetragen worden im Vergleich zur landwirtschaftlichen Flächennutzung. Für den Zeitabschnitt 1995–2000 werden mit der atmosphärischen Deposition jährlich im Mittel nur $6 \text{ kg}/\text{ha}$ eingetragen. Damit hat in der heutigen Zeit die landwirtschaftliche Nutzung gegenüber der atmosphärischen Deposition nur einen sehr geringen Einfluss auf die Sulfatbefruchtung des Sickerwassers. Für beide Zeitabschnitte gilt, dass die Schwefeleinträge durch atmosphärische Deposition die der Landwirtschaft übersteigen.

Wasserhaushalt: Die jährlichen mittleren Sickerwasserraten sind für das gesamte Untersuchungsgebiet sehr gering: Für die Auenböden aus schluffigem Ton beträgt sie 35 mm , steigt auf 55 mm für die Böden aus Lehmen und erreicht 71 mm für die Sandböden. Die aus der Sickerwasserrate und der mittleren Feldkapazität der jeweiligen Böden errechenbare mittlere jährliche Abwärtsverdrängung des Sickerwassers beträgt für die Tonböden $0,9 \text{ dm}$, steigt auf $1,6\text{--}1,8 \text{ dm}$ für die Böden aus Lehm und erreicht den höchsten Wert in den Böden aus Sand mit $3,4 \text{ dm}$. Infolge der geringen Sickerwasserraten und der langsamen Abwärtsverdrängung des Sickerwassers vergehen erhebliche Zeiten, bis das Sickerwasser und mit ihm auch die darin gelösten Stoffe, wie Sulfat, Verlagerungstiefen von 2 m erreicht haben. Für die Lehm Böden dauert dieser Prozess etwa 10 Jahre , für die Böden aus schluffigem Ton $15 \text{ bis } 20 \text{ Jahre}$, während im Sand nur 5 Jahre benötigt werden. Daraus leitet sich ab, dass zum Zeitpunkt der Probennahme in den Böden aus Lehm und schluffigem Ton noch Sulfatschwefel enthalten ist, der vor 1991 eingetragen worden ist.

Gemessene und simulativ berechnete Sulfatschwefel-Mengen: Die in den Tabellen und Grafiken dargestellten Bodenprofile zeigen eine erhebliche Sulfatschwefel-Anreicherung. Sie zeigen einen Sulfatschwefel-Bauch mit Peak in der Tiefe von gut einem Meter. Betrachtet man die gesamte Anreicherungszone („Bauch“) von etwa $9 \text{ bis } 18 \text{ dm}$, so ist in dieser Schicht ein Vorrat von etwa $500 \text{ kg}/\text{ha}$ Sulfatschwefel gespeichert. Davon ausgenommen sind die Sandböden, die aufgrund ihrer geringen Feldkapazität nur wenig Sulfatschwefel im Bodenwasser gespeichert haben.

Der Auenboden aus Lehm (Profil 13) und die Pseudogley-Braunerde aus Lehm der geringmächtig überdeckten Grundmoräne (Profil 12) haben beide in etwa der gleichen Tiefe von $9 \text{ bis } 18 \text{ dm}$ einen Bauch der Sulfatschwefel-Mengen. In dieser Schicht liegen 540 bzw. $670 \text{ kg}/\text{ha}$ Sulfatschwefel vor. Nach dem in Formel (14), S. 64, genannten Rechen-Ansatz ist dieser Schwefel in der Zeit von $1989 \text{ bis } 1995$ eingetragen worden. Berücksichtigt man die Eintragsraten, so ist diese zeitliche Zuordnung jedoch falsch. Aufgrund der Höhe der Eintragsraten wäre zu erwarten, dass diese Schwefeleinträge bereits vor 1990 erfolgt sind. Welche Faktoren können dazu führen, dass die Sulfatfracht langsamer als die Front des Sickerwassers verlagert wird?

Die Zuordnung von Sulfatschwefel-Mengen in den einzelnen Tiefenabschnitten des Bodens zu einzelnen Jahren ist mit einigen Unsicherheiten behaftet. Der Grundwasserstand der

Böden in der Aue ist abhängig vom Pegelstand der Elbe. Während der Sommermonate steigt gelöstes Sulfat mit dem Grundwasser kapillar auf. Dadurch wird die „Nettoverlagerungstiefe“, welche sich aus der Verlagerungstiefe abzüglich des kapillaren Aufstieges errechnet, geringer.

Nach RICHTER (2003) ist ein weiterer Effekt für die Verlagerungsgeschwindigkeit von Sulfat in Betracht zu ziehen: Anhand von Tracer-Versuchen, welche Richter im Untersuchungsgebiet Mockritz durchgeführt hat, sowie anhand der Auswertung von Daten aus Lysimetern, wird Sulfat verzögert gegenüber der Abwärtsverdrängung von Sickerwasser verlagert. Dabei hängt diese Verzögerung linear vom Tongehalt der Böden ab. Dazu ist jedoch anzumerken, dass die Verzögerung zwar linear vom Tongehalt abhängt, jedoch für jedes Untersuchungsgebiet in unterschiedlicher Höhe. Die Ursachen für diese verzögerte Verlagerung hat Richter nicht untersucht. Möglicherweise ist der Tongehalt jedoch nur ein Indikator und nicht die Ursache der verzögerten Verlagerung. Angewendet auf die dargestellten Profile bedeutet dies, dass für die Lehm- und Tonböden die Schwefeleinträge bereits älter sind, als in den Abbildungen dargestellt. Für die Lehm Böden würde dann die Zeit des Eintrages der Sulfatschwefel-Peaks in die Zeit vor 1991 rücken. Damit wären diese heute noch in den Böden anzureichenden hohen Sulfatschwefel-Anreicherungen mit den Eintragsdaten erklärbar.

Aufgrund großer Schwefelzufuhren und geringer Austräge infolge geringer Sickerwasserraten, kommt es während der 80er Jahre in den vier exemplarisch vorgestellten Böden zur Akkumulation von Sulfatschwefel. Dies führt dazu, dass Ende der 80er Jahre die Sättigungsgrenze für die Ausfällung von Gips überschritten wird. Da die Sättigungsgrenze bei Böden mit geringerer Feldkapazität bereits bei geringeren Sulfatschwefel-Einträgen erreicht wird, dauern die Phasen der Ausfällung von Gips in der Bänder-Parabraunerde aus Sand (Profil 39) länger, als in den übrigen Profilen an. Für das Profil der Gley-Vega aus schluffigem Ton (Profil 25) mit einer hohen Feldkapazität wird vom Modell das Erreichen der Sättigungsgrenze gar nicht ausgewiesen.

Das Überschreiten der Sättigungsgrenze für die Ausfällung von Gips kommt im Untersuchungsgebiet Mockritz, wie die modellmäßigen Simulations-Rechnungen zeigen, in einigen Jahren vor. Dabei wird die Sättigungsgrenze nur in einzelnen Bodenschichten überschritten.

3.1.1.2 Untersuchungsgebiet Bramstedt

Die charakteristischen Böden des Untersuchungsgebietes Bramstedt sind Sandböden und Moore. Bedingt durch die hohen Jahresniederschläge betragen die jährlichen Sickerwasserraten 100–550 mm. Die relativ geringe Feldkapazität der Sandböden führt zu geringeren Sulfatschwefel-Mengen der Böden im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Mockritz.

Profil 200

Boden: In Abb. 31 sind die Daten einer typischen Podsol-Braunerde mit geringmächtigem Esch-Horizont dargestellt. Der Boden besteht bis in eine Tiefe von etwa 24 dm aus Mittel-/Feinsand-Gemisch. Darunter treten Bänderungen aus lehmigem Sand auf. Die effektive Durchwurzelungstiefe beträgt 7 dm. Der Standort ist grundwasserfern.

Landwirtschaftlich werden die Flächen dieses Standortes als Acker genutzt. Abb. 31, Tab. „Landnutzung“ zeigt, dass an diesem Standort mit der Düngung im Mittel der Jahre etwa 16 kg/ha Schwefel ausgebracht werden.

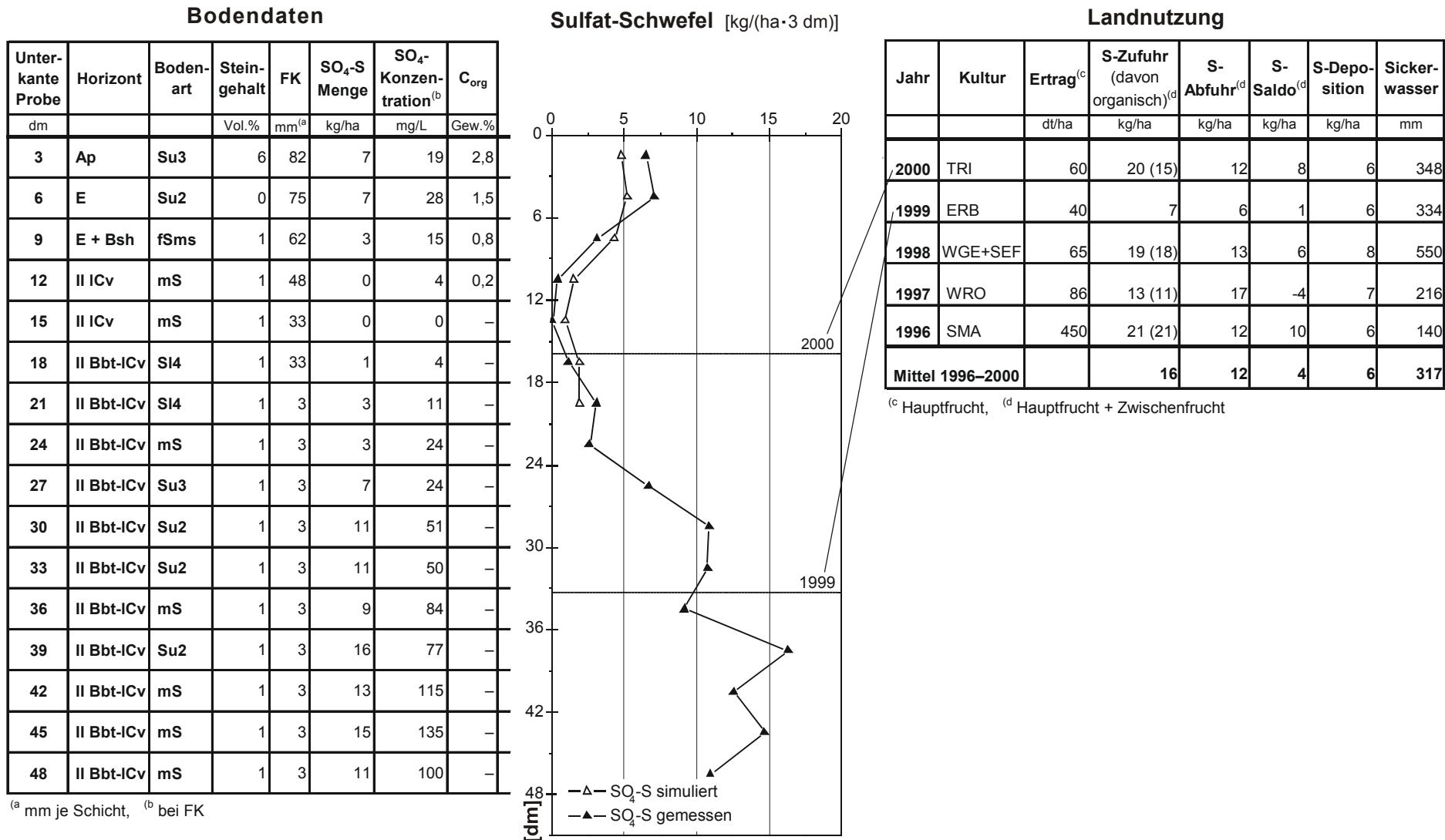


Abb. 31: Profil 200, Podsol-Braunerde, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen Abweichungen rundungsbedingt

Dabei stammt der Schwefel fast ausschließlich aus Wirtschaftsdüngern. Zusätzlich gelangen mit der atmosphärischen Deposition etwa 6 bis 8 kg/ha Schwefel auf die Fläche. Die Schwefelabfuhr mit dem Erntegut liegt bei 6 bis 8 kg/ha und hat damit eine ähnliche Größenordnung, wie die atmosphärische Deposition. Der Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition beträgt im Mittel der Jahre 10 kg/ha und Jahr.

Wasserhaushalt: Das Profil 200 hat für die oberen 2 m eine Feldkapazität von 354 mm. In der Krume mit einer Mächtigkeit von 3 dm beträgt die Feldkapazität etwa 82 mm (27 Vol.%), während die Sande des Unterbodens eine Feldkapazität von 11 bis 20 mm/dm haben. Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFK We) bis 7 dm Tiefe beträgt 121 mm. Für die dargestellte Anbaufolge wird simulativ

für die 15-jährige Periode von 1986 bis 2000 eine durchschnittliche jährliche Sickerwasser-rate von 366 mm errechnet. Daraus ergibt sich eine jährliche Tiefenverlagerung des Sulfatschwefels von 20,7 dm. Das heißt, dass das Bodenwasser der effektiv durchwurzelten Zone fast drei Mal pro Jahr ausgetauscht wird.

Die Grafik in Abb. 31 zeigt die *gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen* im Vergleich. Die gemessene Menge der oberen 2 m des Profils beträgt 20 kg/ha, die vom Modell berechnete ebenfalls 20 kg/ha. Für den humosen Oberboden unterschätzt das Modell die Sulfatschwefel-Menge geringfügig, während sie für den Unterboden leicht überschätzt wird.

Der gemessene Sulfatschwefel-Gehalt liegt im humosen Oberboden bei 7 kg/(ha·3 dm). Im Unterboden sinkt er auf weniger als 5 kg/(ha·3 dm). Ab 24 dm Tiefe, im Bereich der lehmigen Bänder, steigt er erneut auf 10 bis 15 kg/(ha·3 dm) an.

Fazit: Bezogen auf das Profil von 2 m weisen die Messung und die Simulation die gleiche Sulfatschwefelfracht aus. Dabei folgt das Modell sehr eng den gemessenen Minima und Maxima. Im humosen Oberboden unterschätzt das Modell jedoch leicht die gemessenen Sulfatschwefel-Mengen.

Profil 214

Boden: Abb. 32 zeigt ein für die Niedermoor-Gleye charakteristisches Profil. Die Böden haben einen humosen Oberboden aus stark zersetzten Torfen. Der Humusgehalt liegt in den oberen 3 dm bei 5 bis 15 %. Ab 6 dm Tiefe folgt der mineralische Untergrund aus Sanden. Der Grundwasserstand liegt 9 bis 15 dm unter Geländeoberkante. Die effektive Durchwurzelungstiefe beträgt 4–6 dm.

Landwirtschaftlich werden diese Standorte als Grünland genutzt. Wie Abb. 32, Tab. „Landnutzung“ zeigt, erfolgt die Schwefeldüngung in der Regel mit Wirtschaftsdüngern in Form von Gülle oder Weidedung. Zusätzlich werden teilweise mineralische Kali- und Magnesiumdünger mit Schwefelanteilen eingesetzt. Der jährliche Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition beträgt für diesen Standort etwa 11 kg/ha..

Wasserhaushalt: Die Feldkapazität der Krume beträgt aufgrund des hohen Humusgehaltes 114 mm (38 Vol.%), die des mineralischen Unterbodens 12–20 mm/dm. Die nutzbare Feldkapazität innerhalb des effektiv durchwurzelten Raumes (5 dm) ist aufgrund des großen Anteils an organischer Substanz mit 114 mm relativ hoch. Für die dargestellte Nutzung beträgt die Sickerwasserspende im Mittel der Jahre 1986–2000 341 mm.

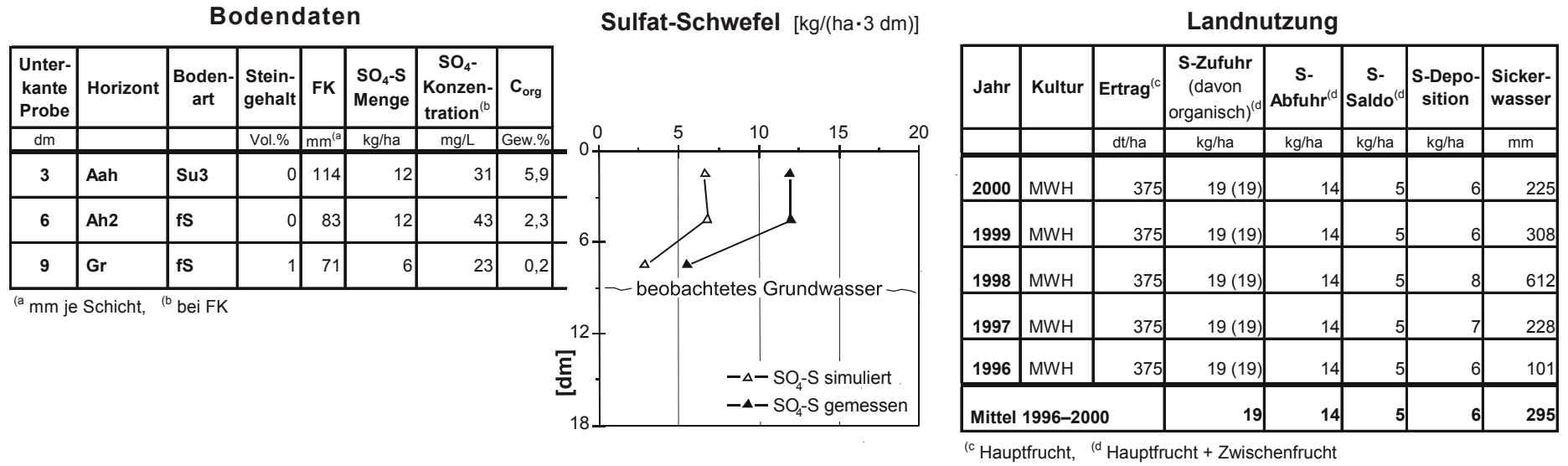


Abb. 32: Profil 214, Niedermoor-Gley, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen
Abweichungen rundungsbedingt

Bei einem mittleren Jahresniederschlag in dieser Periode von 784 mm stehen 43 % des Niederschlages als Sickerwasserspende zur Verfügung. Die Grafik in Abb. 32 zeigt die *gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen* dieses Profils. Die gemessene Sulfatschwefel-Menge beträgt im humosen Oberboden bis 6 dm Tiefe 12 kg/(ha·3 dm). Im mineralischen Unterboden sinkt er auf 5 kg/(ha·3 dm) ab.

Fazit: Aufgrund des geringen Grundwasser-Flurabstandes können die Profil-Daten nur bis 9 dm Tiefe ausgewertet werden. Das Modell bildet die gemessene Abnahme der Sulfatschwefel-Menge unterhalb der Krume ab. Dabei wird jedoch die Menge in der mit 5,9 % C sehr stark humosen Krume vom Modell um etwa 10 kg/(ha·3 dm) unterschätzt.

Profil 207

Boden: Abb. 33 zeigt das Profil eines entwässerten, landwirtschaftlich genutzten Hochmoors. Die Torfauflage hat eine Mächtigkeit von 5 bis 7 dm, dabei sind die Torfe im Wurzelbereich stark vererdet. Der Wasserstand liegt heute 5 bis 9 dm unter Flur.

Landwirtschaftlich werden diese Standorte ausschließlich als Wiese oder Weide genutzt. Wie Tab. „Landnutzung“ in Abb. 33 zeigt, sind im Vergleich zu dem Grünland auf dem Niedermoor-Gley die Düngung und der Ertrag geringer. Die Düngung erfolgt in der Regel durch Wirtschaftsdünger. Eine mineralische Kali- und Magnesium-Zusatzversorgung findet nicht statt.

Die Grafik in Abb. 33 stellt die *gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen* einander gegenüber. Die gemessene Sulfatschwefel-Menge des organischen Oberbodens ist mit knapp 20 kg/(ha·3 dm) relativ hoch. Sie sinkt bereits in der Schicht von 3–6 dm auf unter 10 kg/(ha·3 dm) ab. Die vom Modell SULFONIE modellierten Sulfatschwefel-Mengen spiegeln die Abnahme der gemessenen Werte im Boden wider.

Fazit: Aufgrund des geringen Grundwasser-Flurabstandes können ebenfalls nur 9 dm dieses Profils ausgewertet werden. Wie bei dem vorangegangenen Profil unterschätzt das Modell die gemessenen Sulfatschwefel-Mengen der Krume um etwa 10 kg/(ha·3 dm).

Profil 208

Die Niedermoorböden des Untersuchungsgebietes, deren Daten in Abb. 34 dargestellt sind, haben eine Torfmächtigkeit von etwa 6 dm, von denen die oberen 3 dm stark zersetzt sind. Die landwirtschaftliche Nutzung entspricht der der Hochmoorböden. Der Grundwasserstand liegt 5 bis 9 dm unter Flur. Die gemessene Sulfatschwefel-Menge liegt jedoch erheblich über der der anderen Standorte: Bis in 9 dm Tiefe werden durchschnittlich 180 kg/(ha·3 dm) gemessen. Vom Modell werden im Mittel jedoch nur 16 kg/(ha·3 dm) simulativ berechnet. Diese sehr schlechte Abbildung der gemessenen Werte durch das Modell wird noch diskutiert.

Zusammenfassung und Diskussion Untersuchungsgebiet Bramstedt

Am Beispiel der vier Profile aus dem Untersuchungsgebiet Bramstedt kann gezeigt werden, dass das Modell SULFONIE die gemessenen Minima und Maxima der Sulfatschwefel-Verteilung im Boden nachzeichnet. Auf das Profil bis 2 m Tiefe bezogen, stimmen die gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen weitestgehend überein. Für den humosen Oberboden neigt das Modell jedoch zu einer Unterschätzung, welche mit zunehmendem Anteil an organischer Substanz größer wird.

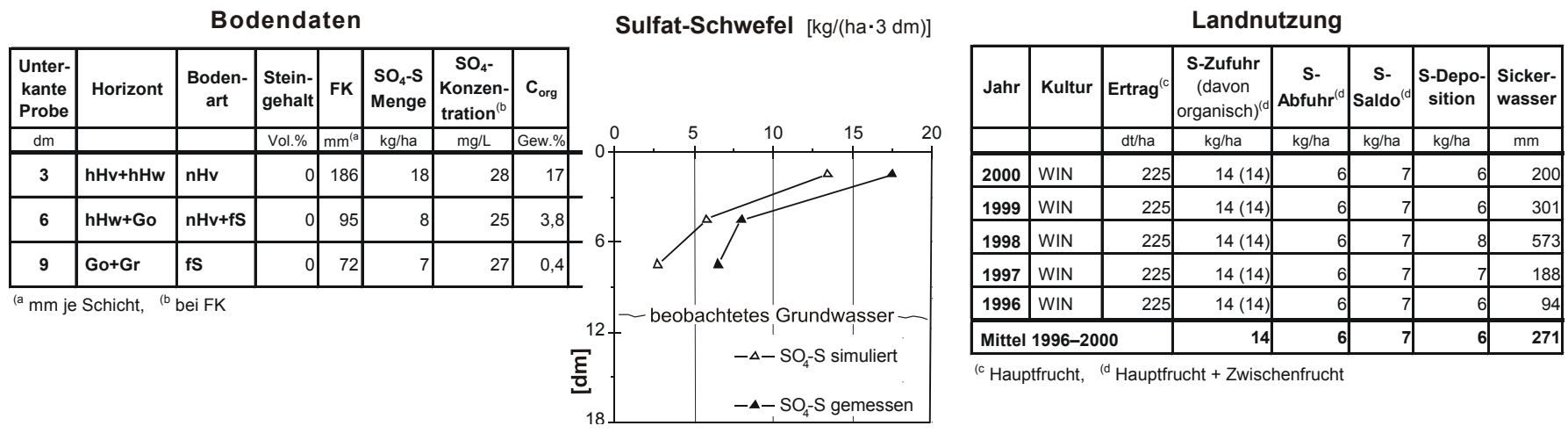


Abb. 33: Profil 207, entwässertes, landwirtschaftlich genutztes Hochmoor, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfat-schwefel-Mengen
Abweichungen rundungsbedingt

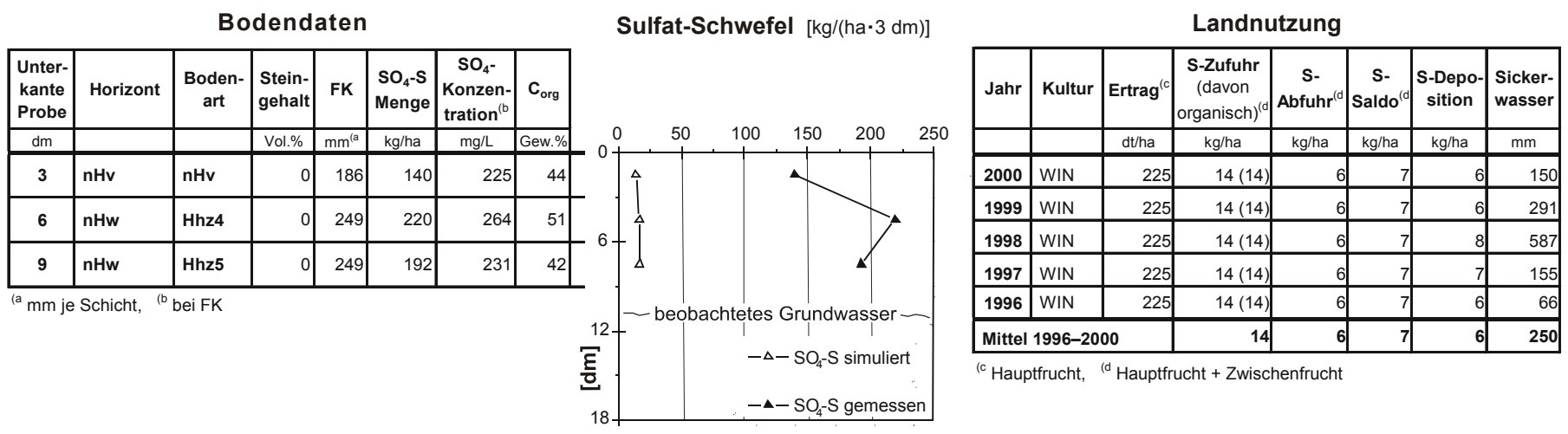


Abb. 34: Profil 208, entwässertes, landwirtschaftlich genutztes Niedermoor, Übersicht zu Bodendaten, Landnutzung sowie gemessenen und simulierend berechneten Sulfat-schwefel-Mengen
Abweichungen rundungsbedingt

Aus diesem Grund werden die gemessenen Mengen auf den moorigen Böden durch die Simulationsrechnung in besonderem Maße unterschätzt. Eine Ausfällung von Gips findet im Untersuchungsgebiet Bramstedt aufgrund der relativ geringen eingetragenen Schwefelmengen nicht statt. Die Niedermoorböden fallen durch sehr hohe Sulfatschwefel-Mengen auf. Diese werden in den beiden Bohrungen 208 und 205 (Daten der Bohrung 205 nicht dargestellt) für die Tiefen 0–9 dm gemessen. Da die Sulfatschwefel-Menge aller im Labor analysierten Proben in ähnlicher Größenordnung liegt, weist nichts auf ein zufälliges oder verfälschtes Messergebnis hin.

Die hohen Sulfatschwefel-Mengen im humosen Oberboden können Ergebnis der Akkumulation und Mineralisation der organischen Substanz sein. Zusätzlich kommt der kapillare Aufstieg von sulfathaltigem Grundwasser in Betracht. Ein weiterer Punkt ist die hohe Variabilität der Bodendichte der Torfe. Bei der Umrechnung der Analysenwerte wird von einer Trockendichte des Bodens von $0,5 \text{ g/cm}^3$ ausgegangen. Es ist jedoch möglich, dass dieser Wert zu hoch liegt. Bei einer alternativen Umrechnung der Analysen für das Profil 208 mit einer Dichte von $0,3 \text{ g/cm}^3$, sinkt die durchschnittlich gemessene Sulfatschwefel-Menge von 180 auf $110 \text{ kg/(ha}\cdot\text{3 dm)}$. Festzuhalten bleibt jedoch, dass die Niedermoorböden sehr hohe Sulfatschwefel-Mengen aufweisen, die vom Modell nicht abgebildet werden.

Vergleich der Ergebnisse von den Untersuchungsgebieten Mockritz und Bramstedt

Tab. 12 zeigt eine Zusammenfassung der zuvor dargestellten Profile. Im Vergleich mit Bramstedt sind in Mockritz in den bindigen Böden sehr viel höhere Sulfatschwefel-Mengen gemessen worden. Die Ursache liegt in den vor 1991 sehr hohen Schwefeleinträgen aus atmosphärischer Deposition und landwirtschaftlicher Flächennutzung. Aufgrund der geringen Niederschläge und der damit verbundenen niedrigen Sickerwasserraten, sind diese akkumulierten Sulfatschwefel-Mengen noch nicht ausgewaschen worden. Sie stellen sich in den Profilen in Form von Bäuchen und Peaks dar. Die durch Simulation berechneten Sulfatschwefel-Mengen folgen den gemessenen Minima und Maxima. Dabei können jedoch die Peaks nicht in voller Höhe abgebildet werden.

Werden in Mockritz atmosphärische Deposition und landwirtschaftliche Flächennutzung bezüglich ihres Beitrages zur Befruchtung des Sickerwassers mit Sulfat verglichen, so wird im Zeitabschnitt von 1986 bis 1991 die doppelte Menge Schwefel durch atmosphärische Deposition im Vergleich zur landwirtschaftlichen Düngung eingetragen. Dabei liegt der Eintrag aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung mit im Mittel 49 kg/ha auf hohem Niveau (s. Tab. 17, S. 96). Im folgenden Zeitabschnitt von 1995 bis 2000 sinkt das Niveau der Schwefeleinträge erheblich. Der Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Flächennutzung ist jetzt ausgeglichen, während die atmosphärischen Einträge zwar erheblich gesunken sind, aber immer noch jährlich 6 kg/ha betragen.

Im Untersuchungsgebiet Bramstedt beträgt der jährliche landwirtschaftliche Schwefelsaldo 5 kg/ha (s. Tab. 30, S. 119). Dieser stammt fast ausschließlich aus dem Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Der Schwefeleintrag durch die atmosphärische Deposition liegt mit 6 kg/ha und Jahr auf gleichem Niveau. Damit tragen beide in gleicher Weise zur Sulfatbefruchtung des Sickerwassers bei.

Tab. 12: Zusammenfassung der Daten zu Landnutzung und Wasserhaushalt sowie der gemessenen und simulierend berechneten Sulfatschwefel-Mengen der exemplarisch vorgestellten Profile

Profil	Landnutzung		atm. Depos.	Wasserhaushalt							Messung und Modellierung		Sättigungsgrenze für Ausfällung von Gips wird in Simulation zeitweise erreicht (bei FK)
	mittlerer S-Saldo 1986–1999	mittlerer S-Saldo 1995–2000		1995–2000 (1986–1991)	FK bis 2 m Tiefe	FK Krumme 0–3 dm Tiefe	FK Unterboden 6–20 dm Tiefe	We	nFK der We	Sicker- wasser 1986–2000	mittlere jährl. Abwärts- verdrängung des Sickerwassers 1986–2000	Messung bis 2 m	
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	mm	mm	Vol. %	dm	dm	mm/a	dm	kg/(ha·2 m-Schicht)	kg/(ha·2 m-Schicht)	
Mockritz													
13	35	–1	6 (116)	598	120	17	9	158	55	1,8	697	565	ja
25	24	–4	6 (116)	817	122	41	9	162	35	0,9	992	959	nein
12	23	–8	6 (116)	666	88	34	9	167	53	1,6	755	600	ja
39	37	–4	6 (116)	415	83	20	8	147	71	3,4	89	93	ja
Bramstedt		1996–2000	1996–2000						1986–2000	1986–2000			
200	—	4	6	354	82	12	7	121	366	20,7	20	20	nein
214	—	5	6	24 (bis 9 dm)	114	12 (6–9 dm)	5	114	341	—	16 (bis 9 dm)	29 (bis 9 dm)	nein
207	—	7	6	118 (bis 9 dm)	186	24 (6–9 dm)	3	96	316	—	32 (bis 9 dm)	22 (bis 9 dm)	nein
208	—	7	6	228 (bis 9 dm)	186	83 (Torf)	3	96	250	—	551 (bis 9 dm)	47 (bis 9 dm)	nein

3.1.2 Vergleich gemessener und simulativ berechneter Sulfatschwefel-Mengen im Boden

In diesem Kapitel soll statistisch untersucht werden, inwiefern die mit den Modellen SULFONIE und HERMES für die einzelnen Tiefenabschnitte simulierend berechneten Mengen an Sulfatschwefel und für Nitratstickstoff mit den unter Feldbedingungen gemessenen Mengen übereinstimmen. Dazu werden die gemessenen und simulativ berechneten Daten aller Bohrungen in beiden Untersuchungsgebieten ausgewertet. Die Bohrungen wurden bis in eine Tiefe von 3–4 m durchgeführt (Tiefbohrungen). Wurde dabei der Grundwasserspiegel erreicht, wurden die Bohrungen nur bis zu diesem ausgewertet. Um eine größere Sicherheit für die mittleren C_{org} -Gehalte der Krume und die stark variierenden Sulfatschwefel- und N_{min} -Mengen in den oberen 9 dm des Bodens zu erhalten, wurden zusätzliche Bohrungen nur bis 9 dm Tiefe durchgeführt. Insgesamt wurden 41 Bohrungen durchgeführt, 17 davon waren tiefer als 9 dm. In Mockritz wurden 28 Bohrungen durchgeführt, von denen 13 tiefer als 9 dm waren. In Bramstedt beträgt die Anzahl der Bohrungen 13, von denen infolge des geringen Grundwasserflurabstandes vieler Standorte nur 4 tiefer als 9 dm sind.

Ergebnisse

Im **ersten Ansatz** soll geprüft werden, inwieweit die vom Modell berechneten Sulfatschwefel- und Stickstoffmengen der Bodenprofile bis 2 m Tiefe mit den gemessenen übereinstimmen. Dies soll zeigen, ob die vom Modell für die Profile berechneten Mengen in der Größenordnung der Messwerte liegen. Dabei bleibt zunächst unberücksichtigt, ob das Modell richtige Angaben zur Tiefenverteilung des Sulfatschwefels macht. In Abb. 35 werden jeweils die simulativ berechneten Werte den gemessenen gegenübergestellt.

Schwefel: Abb. 35a zeigt die gemessenen und simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen bis 2 m Tiefe. Die Steigung der Regressionsgeraden zeigt, dass das Modell im Durchschnitt die gemessenen Werte leicht unterschätzt. Der Korrelationskoeffizient r^2 beträgt für beide Untersuchungsgebiete zusammen 0,78, für das Untersuchungsgebiet Mockritz 0,89, für das Untersuchungsgebiet Bramstedt nur 0,77.

Werden für jede Bodeneinheit (in Mockritz: Standorttyp, in Bramstedt: Bodentyp) zunächst Mittelwerte gebildet und für diese aggregierten Daten die gemessenen Sulfatschwefel-Mengen mit den simulativ berechneten verglichen (Abb. 35b), so sinkt r^2 zunächst auf 0,58. Wird jedoch das Niedermoor ausgegrenzt, so steigt der Korrelationskoeffizient auf 0,98. Dabei nähert sich die Regressionsgerade der 1 : 1-Geraden an.

Stickstoff: Abb. 35e zeigt die gemessenen und simulativ berechneten N_{min} -Werte des Bodenprofils bis 2 m. Die Korrelation von gemessenen und simulierten N_{min} -Mengen ist geringer als die für Sulfatschwefel. Auf Basis der Werte von Einzelbohrungen liegt keine Korrelation vor ($r^2 = 0,34$). Auf Basis der Mittelwerte je Bodeneinheit ist die Korrelation mit $r^2 = 0,51$ immer noch unbefriedigend. Erst nach Ausgrenzung der Niedermoore wird ein sehr guter Korrelationskoeffizient von 0,92 erreicht (Abb. 35f).

Im **zweiten Ansatz** soll geprüft werden, inwieweit das Modell die Tiefenverteilung des Sulfatschwefels im Boden abbilden kann. Dafür werden für jede einzelne 3 dm-Schicht die gemessenen Werte den simulativ berechneten gegenübergestellt (Abb. 35c und d). Die Anzahl der insgesamt ausgewerteten 3 dm-Schichten beträgt 170.

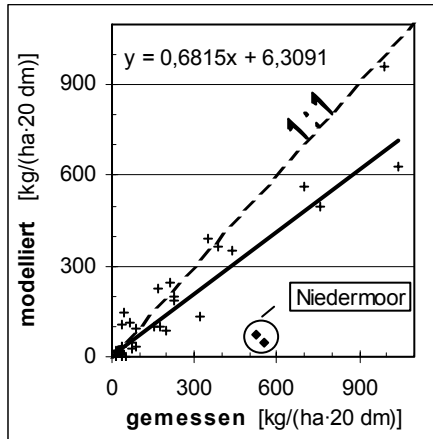


Abb. 35a: Sulfatschwefel-Mengen summiert für das Bodenprofil bis 2 m Tiefe

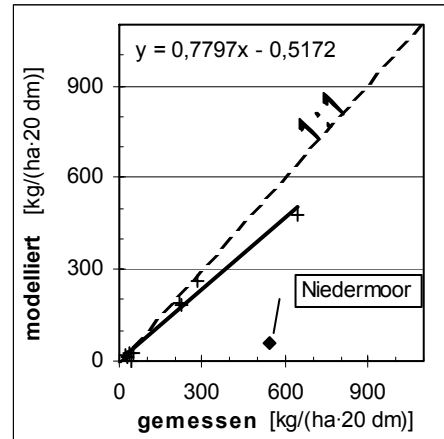


Abb. 35b: Sulfatschwefel-Mengen summiert für das Bodenprofil bis 2 m Tiefe, berechnet als Mittelwerte je Standorttyp bzw. Bodentyp, Niedermoor ausgegrenzt

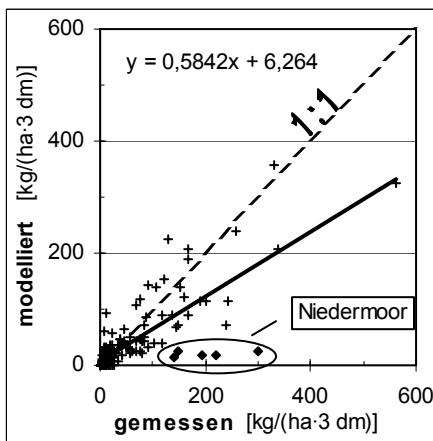


Abb. 35c: Sulfatschwefel-Mengen je 3 dm-Schicht

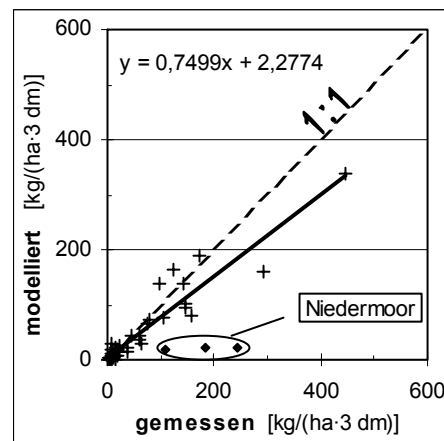


Abb. 35d: Sulfatschwefel-Mengen je 3 dm-Schicht, berechnet als Mittelwerte je Standorttyp, bzw. Bodentyp, Niedermoor ausgegrenzt

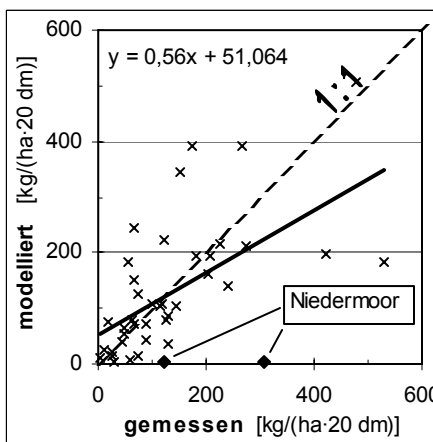


Abb. 35e: N_{min}-Mengen summiert für das Bodenprofil bis 2 m Tiefe

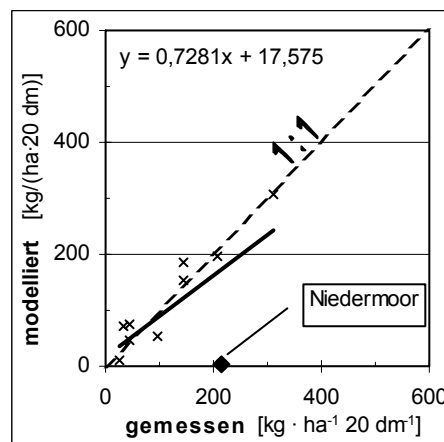


Abb. 35f: N_{min}-Mengen summiert für das Bodenprofil bis 2 m Tiefe, berechnet als Mittelwerte je Standorttyp bzw. Bodentyp, Niedermoor ausgegrenzt

Abb. 35: Vergleich gemessener und simulativ berechneter Sulfatschwefel- und N_{min}-Mengen in den Untersuchungsgebieten Mockritz und Bramstedt

Schwefel: Die Regressionsgerade in Abb. 35c zeigt, dass auch in diesem Fall das Modell die gemessenen Werte leicht unterschätzt. Der Korrelationskoeffizient r^2 liegt für beide Untersuchungsgebiete bei 0,65, für Mockritz bei 0,75, für Bramstedt bei 0,60. Die gemessene mittlere Sulfatschwefel-Menge einer 3 dm-Schicht beträgt 49 kg/ha. In Mockritz liegt diese im Mittel bei 57 kg/ha, während sie in Bramstedt nur 28 kg/ha beträgt. Werden in Bramstedt die Niedermoore ausgegrenzt, beträgt die durchschnittliche Sulfatschwefel-Menge je Schicht nur noch 7 kg/ha. Der Betrag der absoluten Abweichung der simulativ berechneten Werte von den gemessenen beträgt im Mittel beider Untersuchungsgebiete 23 kg/ha.

Werden für jede Bodeneinheit Mittelwerte je Schicht gebildet, sinkt der Korrelationskoeffizient zunächst auf 0,50 ab. Nach Ausgrenzung der Niedermoore steigt r^2 auf 0,98 (Abb. 35d).

Stickstoff: Eine Korrelation von gemessenen und simulierten Nitratstickstoff-Mengen auf der Ebene von 3 dm-Schichten kann nicht gefunden werden. Der Korrelationskoeffizient liegt hier ebenfalls bei 0,34. Durch die Verwendung von Mittelwerten je Bodeneinheit und Schicht und unter Ausgrenzung der Niedermoore kann eine gute Korrelation von $r^2 = 0,83$ gefunden werden.

Diskussion

Nach einer Simulationsdauer von 25 Jahren mit dem Modell SULFONIE bestehen zwischen gemessenen und simulativ berechneten Werten je 3-dm-Schicht Korrelationskoeffizienten von $r^2 = 0,65$ bis 0,98. Das zeigt, dass das Modell auch über lange Zeitabschnitte stabil läuft und zu plausiblen Werten führt.

Schwefel: Der hier durchgeführte Vergleich gemessener und simulativ berechneter Werte verwendet in der Praxis erhobene Landnutzungsdaten. Es handelt sich somit nicht um einen Exaktversuch, für den alle Parameter der Landnutzung bekannt sind. In folgenden Bereichen können die Eingangsdaten zur Modellierung wegen unzureichender Datenquellen Abweichungen von der Realität aufweisen: Aufgrund ungleichmäßiger Düngerausbringung innerhalb des Schlages kann die tatsächliche Nährstoffzufuhr am Ort der Boden-Probenahme abweichen. Dies gilt insbesondere für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in Bramstedt. Weiter kann die Nährstoffabfuhr infolge schlaginterner Ertragsschwankungen variieren. Für die Modellierung der Sulfat-, bzw. Nitratverlagerung sind zusätzlich das Datum der Aussaat, die Aufteilung der Gesamtdüngergabe (1. Gabe, 2. Gabe), das Düngedatum und das Erntedatum von Bedeutung. Diese Termine wurden pauschal für jedes Untersuchungsgebiet und jede Kultur nach Rücksprache mit den Landwirten festgelegt. Schlagspezifische, retrospektive Angaben zum Datum der oben genannten ackerbaulichen Maßnahmen waren bei den Landwirten nicht verfügbar.

Diese Pauschalisierung der Daten führt zu einer geringeren Güte der Modellierung. In Vorversuchen hat sich dabei gezeigt, dass das Aussaat- und Erntedatum einen besonders großen Einfluss hat, da hiervon die Berechnung der Evapotranspiration und infolgedessen auch die Berechnung der Sickerwasserrate und der Sulfatverlagerung beeinflusst wird.

Für das Untersuchungsgebiet Mockritz kommt hinzu, dass die Höhe der atmosphärischen Deposition einige Unsicherheiten aufweist.

Trotz dieser nicht behebbaren Mängel in der Exaktheit der Eingangsdaten zur Modellierung, folgen die mit dem Modell SULFONIE simulierend berechneten Mengen den gemessenen Minima und Maxima. Dabei wird die Sulfatschwefel-Menge der Maxima jedoch oft zu niedrig berechnet. Die Gesamtmenge innerhalb des Profils bis 2 m Tiefe wird mit nur geringer Abweichung wiedergegeben. Daraus folgt, dass die mit dem Modell SULFONIE

simulativ berechnete Sulfat-Dynamik in hohem Maße mit den gemessenen Werten übereinstimmt.

Stickstoff: Das Niveau der Korrelation von gemessenen und simulierten Werten kann für Stickstoff nicht erreicht werden. Insbesondere im Untersuchungsgebiet Bramstedt sind Korrelationen nicht nachweisbar. Dafür kommen folgende Gründe in Betracht: Die Stickstoffzufuhr erfolgt in Bramstedt zu hohen Anteilen mit Wirtschaftsdünger. Dabei unterliegen die ausgebrachte Nährstoffmenge und die Verteilungsgenauigkeit großen Schwankungen. Weiter wird die Mineralisierung der organischen Substanz unterhalb der Krume (3 dm) vom Modell nicht berücksichtigt. Diese spielt z. B. bei den Esch-Horizonten und den Moorböden eine erhebliche Rolle. Unter anaeroben Bedingungen kann auch Denitrifikation in den humosen Horizonten unterhalb der Krume stattfinden. Dabei spielen für diese Prozesse die Niedermoore eine erhebliche Rolle. Werden diese bei der Regressionsrechnung ausgegrenzt, steigt der Korrelationskoeffizient auf über 0,8.

Bei den simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen zeigt sich, dass über die pauschalen Unsicherheiten bei den Eingangsdaten hinaus noch andere systematische Fehler vorliegen müssen. Der Vergleich über alle Bohrungen hinweg ergibt, dass die simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen zu gering sind. Dem liegen verschiedene Ursachen zugrunde:

- Im Untersuchungsgebiet Bramstedt wird die Sulfatschwefel-Menge im humosen Oberboden unterschätzt. Dieser Effekt wird mit steigenden Humusgehalten größer. Möglicherweise bildet hier das Modell die Mineralisation nicht richtig ab.
- Ebenfalls wird im Untersuchungsgebiet Bramstedt die Sulfatschwefel-Menge in den Mooren unterschätzt. Mögliche Ursachen sind, dass beim Umrechnen der gemessenen Laborergebnisse eine zu hohe Trockendichte des Bodens angenommen worden ist. Weiter ist es möglich, dass aufgrund der unterschiedlich stark zersetzten Torfe die Feldkapazität nicht zutreffend zugeordnet wird und dass die Mineralisationsrate der Torfe vom Modell nicht zutreffend abgebildet wird.
- Im Untersuchungsgebiet Mockritz unterschätzt das Modell besonders die Sulfatschwefel-Mengen im Unterboden der Auenböden. Dort tritt bei den tonigen und lehmigen Böden ein Sulfatschwefel-Bauch auf. Dieser wird vom Modell zwar nachgebildet, jedoch mit deutlich geringeren Mengen. Die größere Sulfatschwefel-Menge der Messwerte kann dabei aus der autotrophen Denitrifikation stammen, die vom Modell nicht abgebildet wird. Für diesen Prozess wird Nitrat im Sickerwasser unter anaeroben Bedingungen durch Bakterien reduziert, wobei Sulfide (FeS , FeS_2) mit dem Sauerstoff des Nitrats zu Sulfat oxidieren. Nach den Untersuchungen des Projektpartners, der Hochschule für Technik und Wirtschaft, Lehrbereich Geotechnik und Wasserwesen in Dresden, ist der Prozess der autotrophen Denitrifikation in der Elbaue nachgewiesen (HERLITZIUS et al., 2002; NESTLER et al. 2004). Dieser Prozess der zusätzlichen Sulfatfreisetzung im Boden, wird vom Modell jedoch nicht abgebildet. In den Tonböden der Aue ist mit hoher Wahrscheinlichkeit der vom Modell als zu gering ausgewiesene Sulfatschwefel-Peak darauf zurückzuführen, dass dieser Prozess nicht berücksichtigt wird.
- Ein weiterer Grund für die nicht in ausreichender Größe simulativ berechneten Sulfatschwefel-Mengen in den Böden der Aue liegt darin, dass im Grenzbereich des Grundwassers der Aufstieg von Sulfat mit kapillar aufsteigendem Wasser in die Evapotranspirations-Zone nicht berücksichtigt wird. Dieser kann, wenn in der Evapotranspirations-Zone eine Konzentrierung des Bodenwassers durch Verdunstung stattfindet, zu einer Erhöhung der Sulfatschwefel-Mengen im Boden führen.

3.2 Untersuchungsgebiet Mockritz

3.2.1 Landwirtschaftliche Flächennutzung

Der zeitliche Verlauf der landwirtschaftlichen Nutzung des Untersuchungsgebietes lässt sich in zwei Perioden gliedern. Bis 1989 wurde das Untersuchungsgebiet von der Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaft (LPG) Zinna bewirtschaftet. Für diese Zeit konnte die Landnutzung von 1977 bis 1989 anhand von schlagbezogenen Aufzeichnungen des Produktionsleiters der Pflanzenproduktion rekonstruiert werden. Die Daten der heutigen landwirtschaftlichen Flächennutzung für den Zeitabschnitt 1995–2000 basieren auf eigenen Erhebungen bei den Betrieben. Da sich die landwirtschaftliche Flächennutzung beider Perioden erheblich voneinander unterscheidet, werden sie grundsätzlich getrennt ausgewertet. Das Areal der bilanzierten Schläge in beiden Zeitabschnitten ist dabei in Bezug auf die geografische Lage und die Flächengröße weitgehend gleich.

Landnutzung 1977–1989: Während dieser Zeit wurde das Untersuchungsgebiet ausschließlich von der LPG (Pflanzenproduktion) Zinna bewirtschaftet. In der hier dargestellten Auswahl wird von der Fläche der LPG jedoch nur der Teil berücksichtigt, der sich mit der Fläche der darauf folgenden Untersuchungsperiode deckt. Ausgewertet wurden etwa 3 100 ha der LPG (Pflanzenproduktion), die insgesamt etwa 5 000 ha bewirtschaftete. Der Viehbesatz der LPG lag mit 1,1 GV/ha mehr als doppelt so hoch wie der der heutigen Landwirtschaft. Für die LPG (Pflanzenproduktion) wurde wegen der dafür nicht ausreichenden Angaben keine Betriebsbilanz berechnet. Die Kennzahlen der beiden Bilanzierungsperioden für das Untersuchungsgebiet sind in Tab. 13 zusammengefasst.

Landnutzung 1995–2000: Die heute im Untersuchungsgebiet wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betriebe haben Betriebsflächen von 500–1 000 ha und sind in der Mehrzahl Marktfruchtbetriebe. Bei der Erhebung der Landnutzungsdaten in diesen Betrieben trat das Problem auf, dass die Datengrundlage für die Fläche des Gesamt-Untersuchungsgebiets zwischen den Jahren 1992 und 1994 unvollständig war. Die Ursache dafür lag in den zu dieser Zeit noch ungeklärten Eigentums- und Bewirtschaftungsverhältnissen infolge des Beitritts der DDR zur Bundesrepublik Deutschland.

Die wichtigsten Feldfrüchte sind Wintergetreide, die auf mehr als der Hälfte der Fläche angebaut werden. Der Viehbesatz ist seit Anfang der 90er Jahre stark gesunken. Teilweise werden nur noch Mutterkühe ganzjährig auf extensiven Weiden gehalten. Vollständige Betriebsbilanzen konnten für 4 Betriebe erstellt werden. Diese Betriebe bewirtschaften 85 % der Fläche, die in der Flächenbilanzierung berücksichtigt wird.

Tab. 13: Kennzahlen der Erhebungsperioden des Untersuchungsgebietes Mockritz

Zeitspanne	Fläche	Fläche	Betriebe	Betriebe	Schläge	mittlere Schlaggröße	Großvieh-Einheiten
Ebene der Bilanzierung	Betriebsbilanz	Flächenbilanz	Betriebsbilanz	Flächenbilanz	Flächenbilanz	Flächenbilanz	Betriebsbilanz
	ha	ha	Anz.	Anz.	Anz.	ha	GV/ha
1977–1989	—	3 108	—	1	78	40	1,1
1995–2000	3 024	3 690	4	10	290	12	0,4

3.2.1.1 Angebaute Fruchtarten

Die Flächenanteile der in den beiden Untersuchungsperioden angebauten Fruchtarten haben sich stark geändert. Durch die 1995–2000 betriebene Landwirtschaft wurde der Anteil des

Wintergetreides stark ausgeweitet, während der Anbau von Sommergetreide keine Rolle mehr spielt. Insbesondere hat sich der Winterweizen-Anteil mehr als verdoppelt. Der Umfang des Maisanbaues hat sich dagegen kaum verändert, der Anbau von Kartoffeln ist weggefallen und der Zuckerrübenanbau ist auf 30 % des vorherigen Umfanges verringert worden. Neu hinzugekommen ist der Anbau von Raps sowie die Flächenstilllegung. Innerhalb der Periode 1995–2000 verschieben sich die Anbauverhältnisse nur wenig mit Ausnahme des Anbaues von Winterweizen. Dessen Anbaufläche hat auf Kosten der übrigen Getreide leicht zugenommen.

Zwischenfrüchte wurden in der Periode 1977–1989 auf 23 % der Fläche angebaut und meist als Viehfutter verwendet. Wichtige Zwischenfrüchte dieser Periode waren Leguminosengemenge, Grünroggen, Klee gras und Serradella. In der Folgeperiode wurden Zwischenfrüchte nur noch auf 2 % der Fläche als Gründung angebaut. Dabei handelt es sich um Grünroggen und Phazelie.

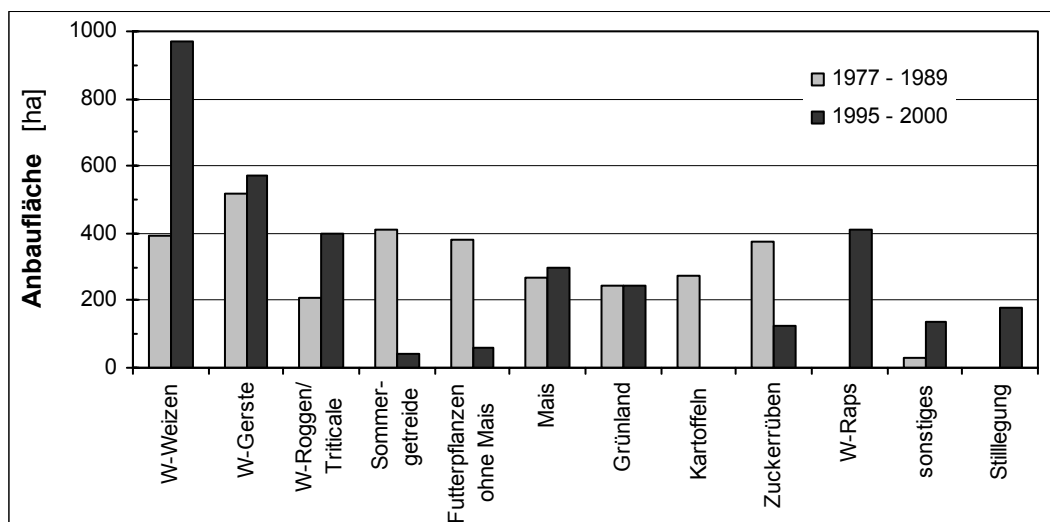


Abb. 36: Flächenverhältnis wichtiger Fruchtarten des Untersuchungsgebietes Mockritz
Mittelwert der Bilanzierungsperioden 1977–1989 und 1995–2000 auf Basis der Flächenbilanzierung

3.2.1.2 Erträge

Die durchschnittlichen Erträge wichtiger Fruchtarten der beiden Untersuchungsperioden sind in Tab. 14 als flächengewichtete Mittelwerte dargestellt. Für die meisten Fruchtarten sind die Erträge der Periode 1995–2000 gegenüber der vorausgegangenen um 10–30 % gestiegen, was auf den Züchtungsfortschritt und verbesserte Produktionstechnik zurückzuführen ist. Für Futterleguminosen ist der Ertrag dagegen zurückgegangen, was darauf beruht, dass sie heute nur noch auf den ärmeren Standorten angebaut werden.

Tab. 14: Durchschnittserträge der Bilanzierungsperioden 1977–1989 und 1995–2000 im Untersuchungsgebiet Mockritz, flächengewichteter Mittelwert der Jahre 1995–2000, Datenbasis Flächenbilanzierung

	1977–1989	1995–2000
	dt/ha	dt/ha
Gerste, Winter-	50	55
Kartoffeln	215	—
Luzerne/Luzernegras	354	328
Mais, Silo-	339	399
Raps, Winter-	—	29
Roggen, Winter-	35	43
Weizen, Winter-	53	62
Zuckerrüben	368	468

3.2.2 Nährstoffbilanzen

3.2.2.1 Betriebsbilanzen

Für Betriebe, von denen mindestens 50 % der bewirtschafteten Fläche innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen, werden Betriebsbilanzen und gegebenenfalls auch Stallbilanzen erstellt. Für kleine Betriebe (< 50 ha) werden keine Betriebsbilanzen erstellt. Zur Auswertung der Betriebsbilanzen werden diese räumlich für das gesamte Untersuchungsgebiet aggregiert. Zeitlich erfolgt die Auswertung sowohl für Einzeljahre als auch für den 6-Jahres-Abschnitt von 1995 bis 2000.

In Tab. 15 sind für das Untersuchungsgebiet die aggregierten Betriebsbilanzen für Stickstoff und Schwefel dargestellt. Dabei handelt es sich um flächengewichtete Mittelwerte der Jahre 1995–2000. Für die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium ist die Bilanz im Anhang 9, S. 157, dargestellt.

Der *Nährstoffimport* mit zugekauften Düngern (meist Mineraldüngern) ist der größte Bilanzposten. Mit diesem Bilanzglied werden 100 kg Stickstoff und 4 kg Schwefel, bezogen auf den Durchschnittshektar des Untersuchungsgebietes, importiert. Dies entspricht 80 % der gesamten Stickstoffimporte und 70 % der Schwefelimporte.

Mit Futtermitteln werden durchschnittlich 2 kg/ha Schwefel importiert, dies entspricht 30 % der gesamten Schwefelimporte. Der Stickstoffimport mit Futtermitteln beträgt im Durchschnitt des Untersuchungsgebietes 20 kg/ha (20 % der gesamten Stickstoffimporte). Der Nährstoffimport mit zugekauftem Vieh spielt aufgrund des niedrigen Viehbesatzes keine Rolle.

Beim *Nährstoffexport* bilden die verkauften pflanzlichen Produkte mit über 90 % der gesamten Nährstoff-Exporte den größten Bilanzposten. Mit ihnen werden durchschnittlich 85 kg Stickstoff und 6 kg Schwefel exportiert. Die Stickstoffexporte mit tierischen Produkten (Milch) und verkauftem Vieh betragen durchschnittlich 7 kg/ha. Das entspricht einem Anteil von 8 % an den gesamten Stickstoffexporten. Der Schwefelexport mit diesem Bilanzposten beträgt 7 %.

Der Bilanzsaldo für Schwefel ist im Mittel der Jahre negativ. Es ist jedoch in Zukunft zu erwarten, dass durch den Einsatz schwefelhaltiger Mineraldünger dieser Saldo positiv ausfallen wird. Der Bilanzsaldo für Stickstoff von 28 kg/(ha·a) entspricht der Menge, die langfristig gasförmig freigesetzt oder aber aus der Evapotranspirations-Zone ausgewaschen wird. Dies

gilt unter der Voraussetzung, dass das jeweilige betriebsspezifische System genügend lange praktiziert wird, sodass keine Veränderung der in der organischen Substanz des Bodens gespeicherten Stickstoffmengen stattfindet.

Tab. 15: Betriebsbilanz für Stickstoff und Schwefel des Untersuchungsgebietes Mockritz, aggregierte Daten von 4 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 3 024 ha, flächengewichtete Mittelwerte der Bilanzierungsperiode 1995–2000, Abweichungen rundungsbedingt

Bilanzposten	N		S	
	kg/(ha·a)	%	kg/(ha·a)	%
+ Dünger	100	83	4	70
+ Futtermittel	20	17	2	29
+ Vieh	1	< 1	< 1	1
Import gesamt	+ 120	100	+ 5	100
– Marktfrüchte	85	92	6	93
– Tierische Produkte und Vieh	7	8	< 1	7
Export gesamt	– 92	100	– 6	100
Nährstoffsaldo	+ 28		– 1	

Die **zeitliche Entwicklung** der einzelnen Bilanzglieder und der Nährstoffsalden ist in Tab. 16 zusammengefasst. Für die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium befindet sich die Bilanz in Anhang 10, S. 157.

Importe: Der Schwefelimport ist in den Jahren 1995 und 2000 erhöht: Im Jahr 1995 hat ein Betrieb seine Phosphordüngung mit Superphosphat (12 % Schwefel) durchgeführt. Ab dem Jahr 2000 haben die Landwirte begonnen, besonders zu Raps schwefelhaltige Mineraldünger einzusetzen. Bei Futtermitteln steigen die Schwefel- und Stickstoffimporte in den Jahren 1997 und 1998 an, da ein Betrieb mit der Schweinemast begonnen hat und ein weiterer Betrieb einen Milchziegen-Bestand aufgebaut hat. Innerhalb der Futtermittel gelangt Schwefel insbesondere mit Soja-Extraktionsschrot in die Betriebe. Soja-Extraktionsschrot hat einen Schwefelgehalt von 0,24 % (Tab. 2, S. 37).

Der um etwa 10 % höhere Stickstoff-Import mit Düngemitteln im Jahr 2000 erklärt sich aus dem großflächigen Einsatz von Hühner-Trockenkot durch einen der Betriebe.

Der *Stickstoffsaldo* ist im Jahr 2000 doppelt so hoch wie in den Vorjahren, da infolge einer Frühsommer-Trockenheit die Erträge in diesem Jahr zurückgegangen sind. Der Schwefel- und Stickstoffexport mit Marktfrüchten liegt aus diesem Grund rund 20 % niedriger als in den übrigen Jahren.

Tab. 16: Zeitgang der Betriebsbilanzen für Stickstoff und Schwefel im Untersuchungsgebiet Mockritz, aggregierte Daten von 4 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 3 024 ha, Abweichungen rundungsbedingt

Importe mit Dünger			Importe mit Futter			Importe mit Vieh		
Jahr	N	S	Jahr	N	S	Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha		kg/ha	kg/ha		kg/ha	kg/ha
1995	100	8	1995	5	< 1	1995	< 1	< 1
1996	86	1	1996	16	1	1996	< 1	< 1
1997	91	2	1997	18	1	1997	1	< 1
1998	86	1	1998	28	2	1998	1	< 1
1999	111	2	1999	26	2	1999	1	< 1
2000	124	8	2000	26	2	2000	1	< 1

Exporte mit Marktfrüchten			Exporte mit tierischen Produkten und Vieh			Saldo		
Jahr	N	S	Jahr	N	S	Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha		kg/ha	kg/ha		kg/ha	kg/ha
1995	83	6	1995	5	< 1	1995	16	3
1996	78	5	1996	5	< 1	1996	19	-3
1997	93	6	1997	7	< 1	1997	10	-3
1998	89	6	1998	8	< 1	1998	17	-3
1999	98	7	1999	8	< 1	1999	31	-3
2000	69	5	2000	8	< 1	2000	72	5

3.2.2.2 Flächenbilanzen

Plausibilitätskontrolle durch Vergleich von Betriebs- und Flächenbilanz

Zur Überprüfung der Angaben der Landwirte werden Betriebs- und Flächenbilanz miteinander abgeglichen, wie dies in Kap. 2.4.2, S. 46, beschrieben ist. Dabei muss z. B. die Menge der verkauften Marktfrüchte der Menge der geernteten Marktfrüchte entsprechen. Ebenso sollte die Menge der auf allen Schlägen ausgebrachten Dünger (Datenherkunft: Flächenbilanz) der eingekauften Düngermenge entsprechen (Datenherkunft: Betriebsbilanz). Wird die Bilanz über einen Zeitabschnitt von mehreren Jahren erstellt, so ist davon auszugehen, dass sich die Änderungen des Lagerbestandes ausgeglichen haben. In Abb. 37 wird die nach Betriebserhebung zur Betriebsbilanz eingekaufte Menge an Düngemittel-Nährstoffen der ausgebrachten Menge an Handelsdünger-Nährstoffen der Flächenbilanz gegenübergestellt. Entscheidend für die gute Übereinstimmung der auf unterschiedlichem Wege ermittelten Daten ist, dass von fast allen Betrieben Ackerschlagkarteien geführt worden sind.

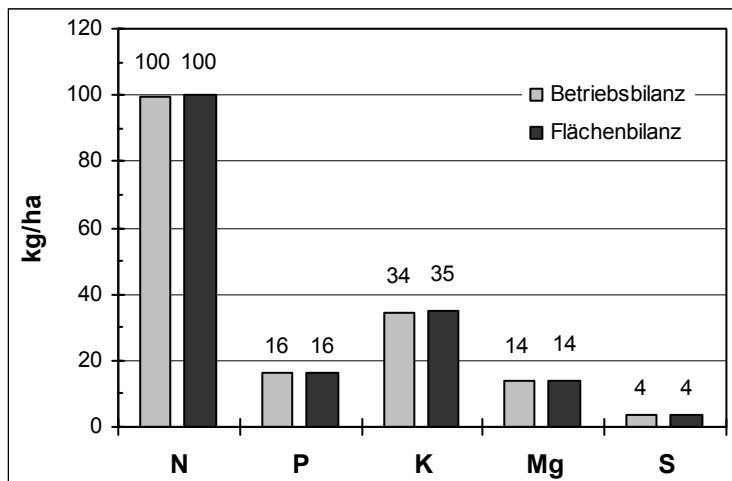


Abb. 37: Vergleich der Mengen an zugekauften Düngernährstoffen im Untersuchungsgebiet Mockritz

- a) nach Erhebung zur Betriebsbilanz,
 b) nach Erhebung zur Flächenbilanz dieser Betriebe
 berechnet für das Mittel der Jahre 1995–2000

Zu- und Abfahren und die Saldierung von Nährstoffen auf Basis der Flächenbilanz

Mit Hilfe von Flächenbilanzen können schlaggenaue Aussagen über die Höhe der Bilanzüberschüsse und der Bilanzunterdeckungen gemacht werden. Für das Untersuchungsgebiet sind die Landnutzungsdaten der aggregierten Einzel-Flächenbilanzen als flächengewichtete Durchschnittswerte in Tab. 17 dargestellt. Im Mittel der Jahre weicht der Nährstoffsaldo der aggregierten Flächenbilanzen geringfügig von dem der Betriebsbilanzen (Tab. 15, S. 93) ab. Diese Abweichung ist jedoch in einzelnen Jahren erheblich größer. Für die Differenzen zwischen Betriebsbilanz und Flächenbilanz sind zwei Sachverhalte verantwortlich:

1. Mit der Flächenbilanz werden zusätzliche Schläge erfasst, die von Betrieben bewirtschaftet werden, für die keine Betriebsbilanz erstellt worden ist.
2. Zusätzlich können durch Änderung des Lagerbestandes bei Handelsdüngern und bei Handelsfuttermitteln oder auch durch Schwankungen der ausgebrachten Menge an Wirtschaftsdüngern in einzelnen Jahren Abweichungen von der Betriebsbilanz entstehen.

Bilanz-Periode 1995–2000: Der Schwefelsaldo dieser Bilanzierungsperiode ist im Mittel der Jahre negativ. Dadurch kommt der landwirtschaftlichen Flächennutzung eine Filterfunktion zum Schutz des Grundwassers zu, indem atmosphärisch eingetragener Schwefel mit dem Erntegut abgefahren wird. Künftig wird durch den Einsatz schwefelhaltiger Mineraldünger jedoch der Schwefelsaldo positiv sein, wie dies bereits im Jahr 2000 der Fall ist.

Die Stickstoffzufuhr steigt ab 1998 von rund 130 auf 150 kg/ha im Jahr 2000 an. Davon entfallen im Durchschnitt des Untersuchungsgebietes rund 10 kg/ha auf den vermehrten Zukauf von Mineraldüngern und 10 kg/ha auf den Einsatz von Hühner-Trockenkot. Diese erhöhte Stickstoffzufuhr wird jedoch nicht in eine Steigerung der Stickstoff-Abfuhr umgesetzt, sodass die Salden entsprechend ansteigen. Im Jahr 2000 liegt die Stickstoffabfuhr gut 15 % unter dem Mittelwert. Wie bereits in der Betriebsbilanz dargestellt, liegt dies an den Ernteausfällen in Folge der Frühsommer-Trockenheit im Jahr 2000.

LPG (Pflanzenproduktion) Zinna 1977–1989: Die Schwefelzufuhr liegt in dieser Zeit etwa 10-mal so hoch wie in der nachfolgenden Bilanzierungsperiode. Dies ist auf den Einsatz von schwefelhaltigen Stickstoffdüngern zurückzuführen, z. B. Ammoniumsulfat (AS) mit 24 % Schwefel und 21 % Stickstoff. Der Anteil des eingesetzten Stickstoffs aus Ammoniumsulfat (heutige Bezeichnung: Schwefelsaures Ammoniak, SSA) beträgt in dieser Periode etwa 20 % des insgesamt eingesetzten Stickstoffs. Eine weitere wichtige Schwefelzufuhr mit Düngern erfolgt mit der Phosphordüngung durch den Einsatz von Superphosphat (12 % Schwefel). Obwohl die Erträge des Hauptertrages der Hauptfrucht niedriger sind als in der Folgeperiode, sind die Stickstoff- und Schwefel-Abfuhr höher. Die höheren Abfuhr entstehen durch die Bergung des Stroh im Getreidebau und durch den Anbau von Zwischenfrüchten (auf etwa 23 % der Fläche) als Futter.

Zufuhr, Abfuhr und Saldo der Flächenbilanz für die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium sind im Anhang 11, S. 158, dargestellt.

Tab. 17: Flächenbilanz für Stickstoff und Schwefel der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Mockritz flächengewichtete Mittelwerte der Bilanzierungsperioden 1995–2000 und 1977–1989, Abweichungen rundungsbedingt

	Zufuhr		Abfuhr		Saldo	
	N	S	N	S	N	S
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1995 (2 959 ha)	135	11	116	9	20	3
1996 (3 554 ha)	119	5	102	7	17	-3
1997 (3 518 ha)	118	5	115	8	3	-3
1998 (3 510 ha)	129	6	112	8	17	-3
1999 (3 523 ha)	150	7	122	9	28	-2
2000 (3 584 ha)	153	11	92	7	61	5
1995–2000 (3 690 ha)	134	7	110	8	25	-1
1977–1989 LPG Pflanzenproduktion Zinna (3 108 ha)	165	60	141	12	24	49

Tab. 18 zeigt für das Untersuchungsgebiet Mockritz zwei Stickstoffsalden, die auf unterschiedliche Weise berechnet worden sind (s. Kap. 2.3.6.6, S. 43). Für die Periode 1977–1989 ist der Stickstoffsaldo mit geschätzten Zu- und Abschlägen höher als der Stickstoffsaldo ohne geschätzte Zu- und Abschläge. Das liegt an den in erheblichem Umfang angebauten Leguminosen. In der zweiten Periode von 1995 bis 2000 spielt dagegen der Anbau von Leguminosen nur eine untergeordnete Rolle. Die Ausbringungs- und Lagerverluste von Mist, Gülle und Hühner-Trockenkot bewirken eine Reduzierung des Stickstoffsaldos von 25 auf 13 kg/ha.

Tab. 18: Vergleich der Stickstoffsalden mit und ohne Zu- und Abschläge im Untersuchungsgebiet Mockritz Mittelwert der Bilanzierungsperioden 1995–2000 und 1977–1989, Datengrundlage Flächenbilanzierung

	N-Saldo 1977–1989	N-Saldo 1995–2000
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)
N-Saldo <i>ohne</i> Zu- und Abschläge	24	25
N-Saldo <i>mit</i> Zu- und Abschlägen	30	13

Schwefelzufuhr nach Düngergruppen

In Tab. 19 wird die Schwefelzufuhr der Schläge nach Düngergruppen aufgegliedert. Die Gesamtschwefel-Zufuhr liegt für die Periode 1995–2000 bei 7 kg/ha. Mit Wirtschaftsdüngern werden etwa 4 kg/ha gedüngt. Mit jeweils etwa 1 kg/ha folgen Stickstoff- und Kalidünger. Die Schwefelzufuhr mit Phosphordüngern ist ein Sonderfall. Hier wurde in einem Jahr von einem Betrieb die Phosphordüngung als Vorratsdüngung mit Superphosphat durchgeführt. Da Phosphor heute mit anderen Düngern billiger gedüngt werden kann, wird dafür Superphosphat nicht mehr eingesetzt.

In der Bilanzperiode 1977–1989 ist die Gesamtschwefel-Zufuhr mit 61 kg/ha fast 10-mal so hoch wie in der nachfolgenden Periode. Mit schwefelhaltigen Stickstoffdüngern werden knapp 30 kg/ha Schwefel zugeführt. Dies entspricht einem Anteil von 45 % an der gesamten Schwefelzufuhr. Als Phosphordünger wird vor allem schwefelhaltiges Superphosphat eingesetzt. Hiermit gelangen fast 20 kg/ha Schwefel auf die Fläche. Mit Wirtschaftsdüngern werden 6 kg/ha, mit Kalidüngern 3 kg/ha Schwefel ausgebracht. Schwefelhaltige NPK-Dünger werden in dieser Periode nur in unbedeutender Menge eingesetzt.

Tab. 19: Durchschnittliche Schwefeldüngung nach Düngergruppen im Untersuchungsgebiet Mockritz
Mittelwerte der Jahre 1995–2000 und 1977–1989 auf Basis der Flächenbilanzierung, Abweichungen rundungsbedingt

Düngergruppe	1995–2000		1977–1989	
	Zufuhr	Anteil an der Gesamtzufuhr	Zufuhr	Anteil an der Gesamtzufuhr
	kg/(ha-a)	Gew. %	kg/(ha-a)	Gew. %
Wirtschaftsdünger	3,8	52	6	10
Phosphordünger	1,1	15	19	31
Stickstoffdünger	0,9	12	27	45
Kalidünger	0,7	10	3	4
NPK-Dünger	0,4	5	< 1	< 1
Beregnung	—	—	6	9
Hühner-Trockenkot	0,3	4	—	—
Klärschlamm	< 0,1	< 1	—	—
Summe	7,4	100	60	100

Stickstoff- und Schwefelbilanzen der Hauptfrüchte

In Tab. 20 sind für ausgewählte Fruchtarten die Erträge sowie die Bilanzkomponenten für Schwefel und Stickstoff dargestellt. Dabei wird bei der Nährstoffzufuhr nach mineralischen und organischen Düngern unterschieden. Der Stickstoffsaldo wird einmal ohne Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen ausgewiesen und einmal mit Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen.

Stickstoff: Der Vergleich der beiden Bilanzierungsperioden zeigt, dass der Saldo für Stickstoff in der Periode 1977–1989 kleiner oder gleich groß wie der Saldo der Folgeperiode ist. Eine Ausnahme bildet Grünland, welches damals intensiver bewirtschaftet worden ist.

In der Periode 1995–2000 ist der organische Dünger fast ausschließlich zu Silomais und Zuckerrüben ausgebracht worden. Der Stickstoffsaldo mit Berücksichtigung der Abschläge für organische Dünger ist für beide Kulturen mit etwa 40 kg/ha relativ gering.

Schwefel: Die positiven Schwefelsalden sind in der Periode 1977–1989 durchgängig mit 12–144 kg/ha um ein Mehrfaches höher als die meist negativen Salden der Folgeperiode. Wie bereits geschildert, ist dies auf den Einsatz von Schwefelsaurem Ammoniak (SSA) als Stickstoffdünger zurückzuführen. Da dieser produktionstechnische Nachteile hat wie seine stark nitrifikationsbedingt versauernde Wirkung auf den Boden und zu damaliger Zeit seine schlechtere Streubarkeit, ist er vor allem zu unempfindlichen Fruchtarten wie Silomais oder Winterroggen verwendet worden.

Tab. 20: Zufuhren, Abfuhren und Salden für Stickstoff und Schwefel für ausgewählte Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Mockritz.
Werte als flächengewichtete jährliche Mittelwerte auf Basis der Flächenbilanzierung berechnet, Abweichungen ergeben sich rundungsbedingt

Fruchtart	Winterweizen		Wintergerste		Winterroggen		Winterrapen		Silomais		Grünland		Feldgemüse		Zuckerrüben	
	95-00	77-89	95-00	77-89	95-00	77-89	95-00	77-89	95-00	77-89	95-00	77-89	95-00	77-89	95-00	77-89
Ertrag [dt/ha]	62	53	55	50	43	35	29	—	399	339	316	332	—	360	468	368
Flächenanteil [%]	28	13	17	17	8	7	12	—	7	9	7	8	—	0,4	4	12
+ N-Zufuhr mineralisch [kg/ha]	132	131	104	113	90	105	125	—	53	92	30	257	—	148	61	122
+ N-Zufuhr organisch [kg/ha]	11	2	12	0	0	0	13	—	227	72	161	44	—	0	110	104
– N-Abfuhr [kg/ha]	137	128	108	110	71	77	96	—	151	129	114	133	—	91	84	184
N-Saldo [kg/ha]	6	4	9	2	18	29	42	—	129	35	77	168	—	67	87	42
N-Saldo mit Zu- und Abschlägen [kg/ha]	—	—	—	—	—	—	—	—	40	6	–4	146	—	—	43	1
+ S-Zufuhr mineralisch [kg/ha]	3	23	4	38	4	48	5	—	3	88	0	113	—	154	6	42
+ S-Zufuhr organisch [kg/ha]	1	0	1	0	0	0	1	—	27	14	14	3	—	0	10	21
– S-Abfuhr [kg/ha]	9	11	8	11	6	8	12	—	10	9	9	10	—	10	4	17
S-Saldo [kg/ha]	–5	12	–4	28	–2	40	–5	—	20	93	5	107	—	144	11	46

Die Schwefelzufuhr mit mineralischen Düngern zu Silomais beträgt durchschnittlich 88 kg/ha, die zu Winterroggen 48 kg/ha. Winterweizen hat dagegen bevorzugt Kalkammonsalpeter (KAS) erhalten. Dadurch bleibt der Schwefelsaldo von Winterweizen mit 12 kg/ha relativ niedrig. Die sehr hohen Schwefelsalden für Grünland und Feldgemüse sind auf den Einsatz von sulfathaltigem Beregnungswasser zurückzuführen. Bei dem Grünland handelt es sich um 227 ha elbnahes Grünland, welches mit Elbewasser beregnet worden ist. Auf 21 ha wurde Feldgemüse mit sulfathaltigem Wasser aus einem Tiefbrunnen beregnet. Die Schwefelzufuhr mit dem Beregnungswasser für die elbnahen Weiden betrug 60 kg/ha, die für den Feldgemüsebau 200 kg/ha. Die Schwefelabfuhr ist in der Periode 1977–1989 bei Getreide etwa 2–3 kg/ha höher als in der Folgeperiode, da das Stroh generell geborgen wurde.

In Abb. 38 ist der Zeitgang der landwirtschaftlichen Schwefelzufuhr, -abfuhr und des Saldo für Winterrapen dargestellt. Bis zum Jahr 1999 ist dieser Saldo negativ, da Schwefel nicht gezielt gedüngt, sondern als Nebenbestandteil der Düngemittel auf den Acker gelangt ist. Rapen zeigt als die empfindlichste Fruchtart als erste Schwefelmangel-Symptome. Aus diesem Grund ist ab dem Jahr 2000 Rapen gezielt mit schwefelhaltigen Düngern gedüngt worden.

Dies ist entweder mit schwefelhaltigen Stickstoffdüngern oder mit 40er Kali (4 % Sulfat-schwefel) erfolgt. Am Beispiel Raps zeigt sich eine mögliche Gefahr für die Zukunft: Wenn die Jahresrate der Schwefeldüngung deutlich oberhalb der Abfuhrn liegt, können landwirtschaftlich genutzte Flächen künftig wieder zu Schwefel-Emittenten in das Grundwasser werden.

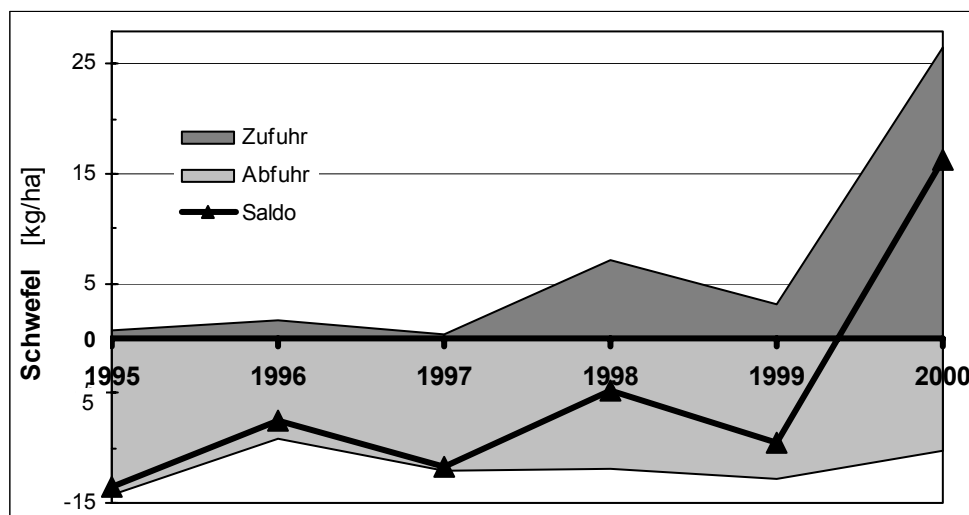


Abb. 38: Entwicklung der Schwefelsalden zu Raps im Untersuchungsgebiet Mockritz nach Daten der Flächenbilanzierung

3.2.2.3 Zusammenfassung

Die erhobenen Daten der landwirtschaftlichen Flächennutzung im Untersuchungsgebiet Mockritz gliedern sich in zwei Perioden: 1977–1989 und 1995–2000. Der Viehbesatz liegt in der ersten Periode bei 1,1 GV/ha. Während dieser Zeit gelangen mit schwefelhaltigem Stickstoffdünger erhebliche Mengen Schwefel auf die Flächen. Dabei werden die Schwefelabfuhrn bei weitem überschritten. Der Schwefelsaldo dieses Zeitabschnittes beträgt im Mittel 49 kg/ha, der Stickstoffsaldo mit Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen 30 kg/ha.

In der anschließenden Periode 1995–2000 sinkt der Viehbestand auf 0,4 GV/ha. Die Schwefelbilanz für das Untersuchungsgebiet wird zunächst leicht negativ (-3 kg/ha), sodass der landwirtschaftlichen Flächennutzung eine Filterfunktion für den durch die atmosphärische Deposition eingetragenen Schwefel zukommt. Damit ist gemeint, dass der atmosphärische Eintrag in den Bodenvorrat eingeht und damit düngewirksam wird. Schwefel ist bis 1999 nicht gezielt gedüngt worden, sondern war ein nicht sonderlich beachteter Nebenbestandteil der Dünger. Durch die Rauchgas-Entschwefelung von Großfeuerungsanlagen in Folge der Umsetzung der TA-Luft sinkt die Schwefeldeposition unter den Bedarf der landwirtschaftlichen Fruchtarten. Zunächst kann das mit Vorräten aus dem Boden ausgeglichen werden, bis sich Schwefelmangel-Symptome vor allem an Raps, später auch an Getreide, zeigen. Aus diesem Grund werden vom Jahr 2000 an gezielt schwefelhaltige Dünger eingesetzt. Dafür werden schwefelhaltige Mehrenährstoffdünger, schwefelhaltige Kaliumdünger und vor allem schwefelhaltige Stickstoffdünger verwendet. Hierdurch steigt der Schwefelsaldo auf 5 kg/ha an.

Beim Stickstoffsaldo ist eine steigende Tendenz zu beobachten. Dabei ist der relativ hohe Saldo im Jahr 2000 von 61 kg/ha auch auf Ernteauffälle infolge einer Fröhsommer-Trocken-

heit zurückzuführen. Der mittlere Stickstoffsaldo beträgt im Untersuchungsgebiet nur 25 kg/ha, mit Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen sinkt er weiter auf 13 kg/ha.

3.2.2.4 Bewertung des Sulfateintrages durch die Landwirtschaft

Aus der Analyse der landwirtschaftlichen Flächennutzung ist folgender Schluss zu ziehen: Im Unterschied zur Nitratbelastung des Grundwassers ist die Sulfatbelastung nicht zwangsläufig auf Emissionen der Landwirtschaft zurückzuführen. In dem Zeitabschnitt 1995–2000 ist die landwirtschaftliche Flächennutzung in der Lage gewesen, atmosphärische Einträge durch negative nutzungsbedingte Salden abzupuffern.

Die landwirtschaftliche Flächennutzung kann aber auch, wie vor 1990, in erheblichem Umfang zur Sulfatbefruchtung des Sickerwassers beitragen.

Wichtig ist immer, dass sich die Höhe der Schwefelgabe an der Abfuhr mit der jeweiligen Fruchtart orientiert. Solange dies gewährleistet ist, ist der Einfluss der Landwirtschaft auf den Sulfatgehalt des Grundwassers sehr gering.

In der landwirtschaftlichen Praxis spielt die Düngung mit Hühner-Trockenkot in den letzten Jahren eine größere Rolle. Dieser Dünger ist ökonomisch sehr interessant für die Landwirtschaft, da die darin enthaltenen Nährstoffe preisgünstiger sind als die entsprechende Menge Nährstoffe in Mineraldüngern. Da die Bewertung dieses Düngers häufig auf der Basis der Grundnährstoffe Kalium und Phosphor erfolgt, wird nicht selten eine Vorratsdüngung für mehrere Jahre durchgeführt. Diese Verfahrensweise führt zu einer unbeabsichtigten Überversorgung mit Schwefel und Stickstoff im Jahr der Ausbringung. In ähnlicher Weise kann eine ebenfalls für mehrere Jahre bemessene Kaliumversorgung mit Kaliumsulfat (z. B. Patent-Kali, 18 % S) und Magnesiumdüngung mit Kieserit (21 % S) wirken. Der Bilanzüberschuss, der beim Einsatz dieser Dünger entsteht, stellt die potenziell auswaschbare Menge Sulfat-Schwefel dar.

Auch mit Beregnungswasser können erhebliche Mengen Sulfat ausgebracht werden. Es ist bei der Erschließung von Brunnen für Beregnungszwecke darauf zu achten, dass die üblichen Beregnungsgaben von 100–200 mm pro Jahr nicht zu überhöhten positiven Schwefelsalden führen.

Im Hinblick auf die heutigen erhöhten Sulfatgehalte im Rohwasser des Wasserwerkes Mockritz, kann Folgendes zusammenfassend gesagt werden:

- Aus dem Zeitabschnitt 1977–1989 sind aufgrund des damaligen hohen Schwefelsaldos heute erhebliche Austräge unter den landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erwarten.
- Für den Zeitabschnitt 1995–2000 liegt ein negativer Schwefelsaldo vor. Aus diesem Grund sind aus dieser Zeit nur geringe Austräge in das Grundwasser durch die landwirtschaftliche Flächennutzung zu erwarten.
- In welchem Ausmaß jedoch die landwirtschaftlichen Salden von Schwefel und Stickstoff zur Auswaschung in 2 m Bodentiefe führen, wird in Kap. 3.2.3 mit Hilfe der Modelle SULFONIE und HERMES durch Simulations-Rechnungen untersucht. Im Gegensatz zu diesem Kapitel wird dabei die atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition berücksichtigt.

3.2.3 Simulative Berechnung von Schwefel- und Stickstoffausträgen

3.2.3.1 Landnutzung ab 1973

Mit Hilfe der Simulationsmodelle SULFONIE und HERMES sind die potenzielle Verdunstung nach Haude, die reale Verdunstung, die Rate des Sickerwassers und der Austrag von Schwefel und Stickstoff berechnet worden. Die simulativ berechneten Werte werden als flächengewichtete, jährliche Mittelwerte bzw. als Mittelwerte des simulierten Zeitabschnittes berechnet. Dabei werden in diesem Kapitel die Werte zunächst für das gesamte Untersuchungsgebiet als flächengewichtete Mittelwerte berechnet. Erst im nächsten Schritt erfolgt eine Auswertung nach Bodeneinheiten, in diesem Fall nach dem Standorttyp der MMK.

Überblick: Die Simulationsergebnisse für den Wasserhaushalt unterscheiden sich in den beiden Zeitabschnitten 1973–1991 und 1992–2000 nur geringfügig. Wegen des besseren Überblicks sind sie hier für den gesamten Zeitabschnitt 1973–2000 zusammengefasst als Mittelwerte dargestellt: Bei einem Niederschlag von durchschnittlich 526 mm/a beträgt die potenzielle Verdunstung nach Haude 570 mm/a. Sie liegt damit über den Jahresniederschlägen. Die reale Evapotranspiration liegt wegen der begrenzten Verfügbarkeit des Bodenvassers in den Sommermonaten um rund 110 mm tiefer und beträgt nur 457 mm/a. Die restliche Wassermenge von 82 mm/a steht ab 2 m Tiefe als Sickerwasserspende zur Verfügung. Die Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Wasserhaushalt getrennt nach Bodeneinheiten sind in Tab. 21, S. 108 dargestellt, die Ergebnisse des gesamten Untersuchungsgebietes getrennt nach Simulationsperioden sind in Tab. 25, S. 113, ausgewertet.

Simulationsrechnung 1973–1991

Landnutzung: Für diesen Zeitabschnitt beträgt die jährliche Schwefelzufuhr im Mittel 155 kg/ha. Dabei stammen 98 kg/(ha·a) aus der atmosphärischen Deposition, während 57 kg/(ha·a) mit Düngung und Beregnung ausgebracht werden. Die Schwefelabfuhr mit dem Erntegut beträgt 12 kg/(ha·a), der Saldo 45 kg/(ha·a). Damit übersteigt die Zufuhr (155 kg/ha) die Abfuhr (12 kg/ha) jährlich um 143 kg/ha.

Ergebnisse der Simulationsrechnung: Auf Basis der Daten des Wasserhaushaltes und des Stoffhaushaltes wird vom Modell in 2 m Bodentiefe ein Schwefelaustrag von 121 kg/(ha·a) simulativ errechnet. Bei einer durchschnittlichen Sickerwasserrate von 88 mm/a ergibt sich eine Sulfatkonzentration des Sickerwassers von 413 mg/L für den Durchschnitt des Untersuchungsgebietes. Wegen der geringen Sickerwassermengen liegt die Menge des jährlich ausgewaschenen Schwefels unterhalb des jährlichen Eintrages, sodass es im Boden zur Akkumulation von gelöstem Sulfat-Schwefel kommt. Wie Abb. 41 auf S. 106 zeigt, beträgt die Sulfatschwefel-Akkumulation in der Bodenschicht 0–2 m zu Beginn der 80er Jahre 600 kg/ha und steigt auf 1050 kg/ha im Jahr 1991 an. Im Mittel der Jahre beträgt sie 773 kg/ha. Wie bereits in Kap. 3.1.1 ausgeführt, kommt es dabei in einzelnen Bodenschichten zur Ausfällung von Gips.

Stickstoff: Durch die landwirtschaftliche Flächennutzung gelangen mit Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen (s. Kap. 2.3.6.6, S. 43) im Mittel des Untersuchungsgebietes 170 kg/(ha·a) Stickstoff auf die Fläche. Dem steht eine Abfuhr von 144 kg/(ha·a) gegenüber. Unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition von 20 kg/(ha·a) beträgt der simulierte Stickstoffaustrag in 2 m Bodentiefe 62 kg/(ha·a). Die daraus zu berechnende Nitrat-

konzentration des Sickerwassers beträgt 311 mg/L (s. Abb. 43, S. 113). Weitere Ergebnisse der Simulationsrechnung für diesen Zeitabschnitt sind im Anhang 12, S. 159, dargestellt.

Simulationsrechnung 1992–2000

Landnutzung: Im folgenden Zeitabschnitt 1992–2000 ändert sich das Muster der Schwefelzu- und -abfuhr erheblich: Der Eintrag aus atmosphärischer Deposition und landwirtschaftlicher Nutzung beträgt jetzt im Mittel 16 kg/(ha·a). An diesem Gesamteintrag sind beide Quellen mit je 8 kg/(ha·a) beteiligt. Mit dem Erntegut werden 8 kg/(ha·a) abgefahren. Der Saldo aus atmosphärischer Deposition und landwirtschaftlicher Flächennutzung beträgt jetzt 8 kg/(ha·a).

Ergebnisse der Simulationsrechnung: Trotz dieser geringen Einträge beträgt der simulativ berechnete Sulfat-Schwefelaustrag im Mittel des Untersuchungsgebietes in 2 m Bodentiefe 75 kg/(ha·a). Die Schwefelausträge werden dabei aus der Abwärtsverlagerung des während der vorangegangenen Periode eingetragenen Schwefels gespeist. Wie in Abb. 41, S. 106, dargestellt, werden dabei die Schwefelvorräte in 0–2 m Bodentiefe von rund 840 auf 300 kg/ha abgesenkt. Die Schwefelausträge dieses Zeitabschnitts in das Grundwasser werden also fast ausschließlich durch die Abwärtsverlagerung des im vorangegangenen Zeitabschnitt im Boden akkumulierten Sulfat-Schwefels verursacht. Bei einer Sickerwasserspende von 70 mm/a errechnet sich für diesen Zeitabschnitt eine Sulfatkonzentration im Sickerwasser von 323 mg/L. Weitere Ergebnisse der Simulationsrechnung dieses Zeitabschnitts sind im Anhang 12 enthalten.

Die räumlich differenzierte Verteilung der simulativ berechneten Schwefelausträge ist in Abb. 39 dargestellt. Dabei folgen die Grenzlinien der Schwefel-Austragsklassen zum einen den Schlaggrenzen, zum anderen zeichnen sie die Grenzen von lehmigen, tonigen und sandigen Böden, wie sie die MMK ausweist, nach. Dies gilt für den Bereich der Aue und den der lehmig überdeckten Grundmoräne. Die Standorttypen der MMK sind auf der Karte in Abb. 4, S. 24, dargestellt.

Stickstoff: Die Stickstoffzufuhr unter Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen (s. Kap. 2.3.6.6, S. 43) beträgt für die landwirtschaftlich genutzte Fläche im Durchschnitt des Untersuchungsgebietes 125 kg/(ha·a). Dem steht eine Abfuhr von 108 kg/(ha·a) gegenüber. Unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition von 14 kg/(ha·a) beträgt der simulativ berechnete Stickstoffaustrag in 2 m Bodentiefe 47 kg/(ha·a). Dies entspricht einer Nitratkonzentration des Sickerwassers in 2 m Bodentiefe von 295 mg/L (Abb. 43, S. 113).

Die räumlich differenzierte Verteilung der modellmäßig berechneten Stickstoffausträge ist in Abb. 40 dargestellt. Für den Verlauf der Grenzen der Nitrat-Austragsklassen gilt das Gleiche wie für die der Schwefelausträge. Die vollständigen Ergebnisse der Simulationsrechnung für den Zeitabschnitt 1992–2000 sind im Anhang 12 dargestellt.

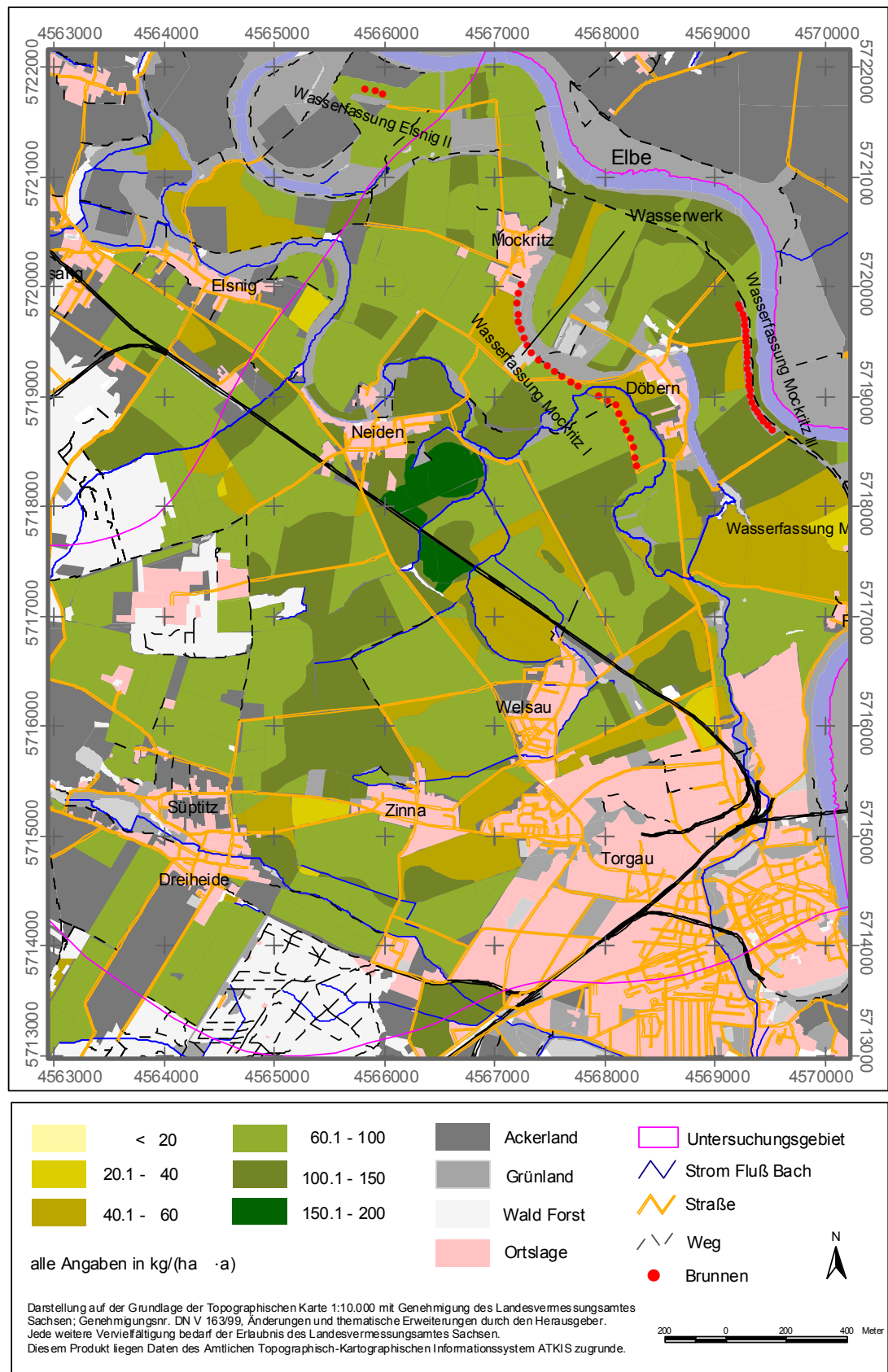


Abb. 39: Simulativ berechnete jährliche Schwefelausträge im Untersuchungsgebiet Mockritz unter landwirtschaftlich genutzten Flächen
Mittel der Jahre 1992–2000, Kartengrundlage: ATKIS u. MMK25,
GIS: R. Ragnitz/ZALF

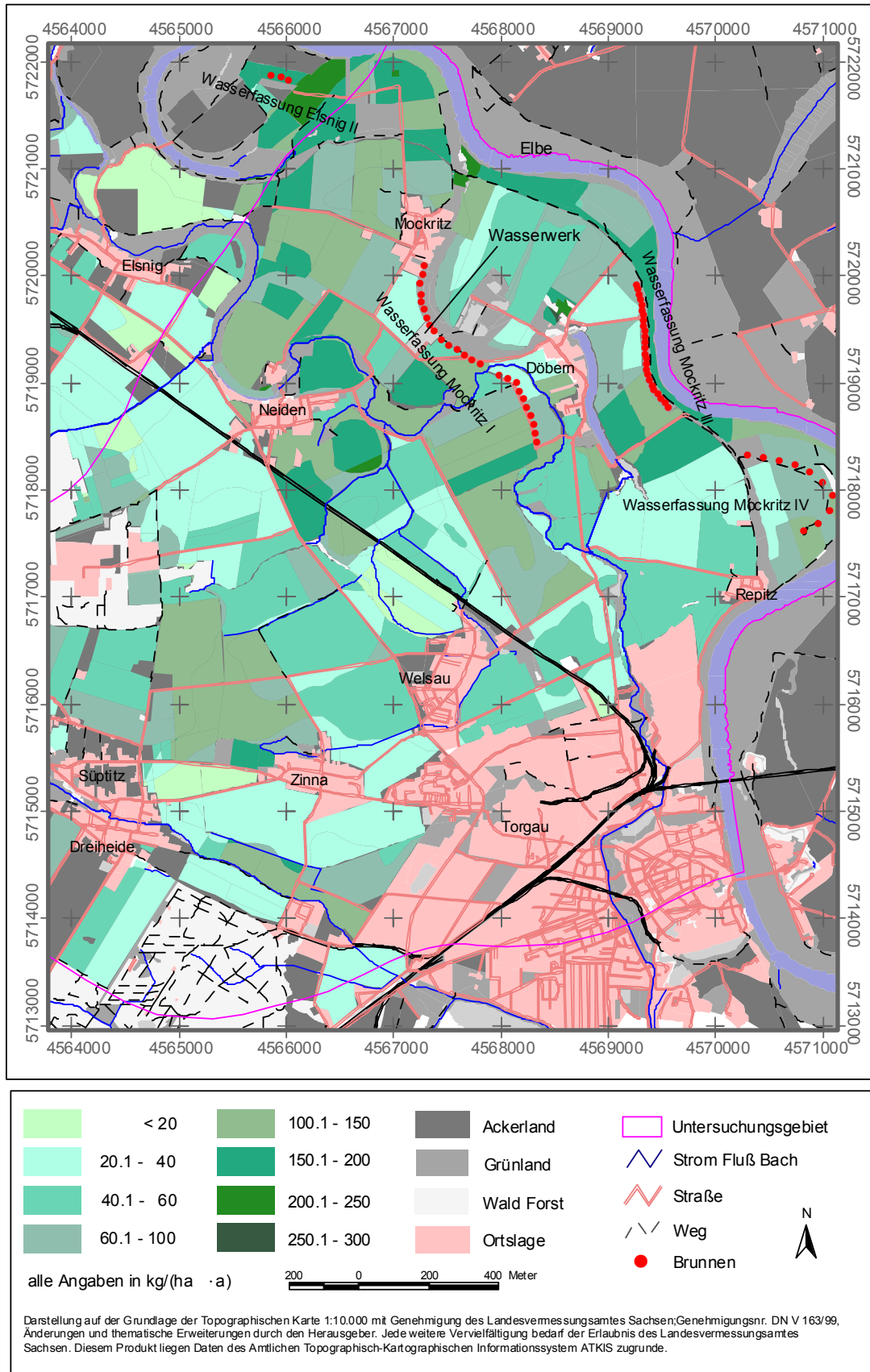


Abb. 40: Simulativ berechnete jährliche Stickstoffausträge im Untersuchungsgebiet Mockritz unter landwirtschaftlich genutzten Flächen
Mittel der Jahre 1992–2000, Kartengrundlage: ATKIS u. MMK25,
GIS: R. Ragnitz/ZALF

Abb. 41 zeigt den *zeitlichen Ablauf* ausgewählter Eingangsdaten und den der simulativ berechneten Ergebnisse. Generell ist die jährliche Sickerwassermenge und damit auch die der jährlichen Schwefelausträge starken Schwankungen unterworfen. Jahre mit weniger als 550 mm Niederschlag führen zu sehr geringen Sickerwasserraten von weniger als 50 mm, wie z. B. die Perioden 1983–1985 und 1989–1993. Der Schwefelaustrag sinkt in diesen Jahren proportional, sodass sich die Sulfatkonzentration im Sickerwasser nicht wesentlich ändert. Generell liegt die Sulfatkonzentration bis einschließlich 1993 mit 300–400 mg/L auf sehr hohem Niveau. Das Jahr 1994 ist mit einer Niederschlagssumme von 740 mm extrem niederschlagsreich. In diesem Jahr steigt die Sickerwassermenge auf 250 mm und beträgt damit das 3-fache des vieljährigen Mittelwertes. Dadurch werden in diesem Jahr etwa 350 kg/ha Schwefel aus der Bodenschicht 0–2 m ausgewaschen. Nach diesem Ereignis ist die Sulfatkonzentration des Sickerwassers auf 100–150 mg/L gesunken. Die Talsohle dieses Abwärtstrends ist im Jahr 2000 noch nicht erreicht worden.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser schwankt stärker als die Sulfatkonzentration. Bis 1993 pendelt sie zwischen 200 und 400 mg/L und liegt unterhalb der Sulfatkonzentration. Im Jahr 1994 sinkt sie drastisch ab und pendelt sich um 200 mg/L ein.

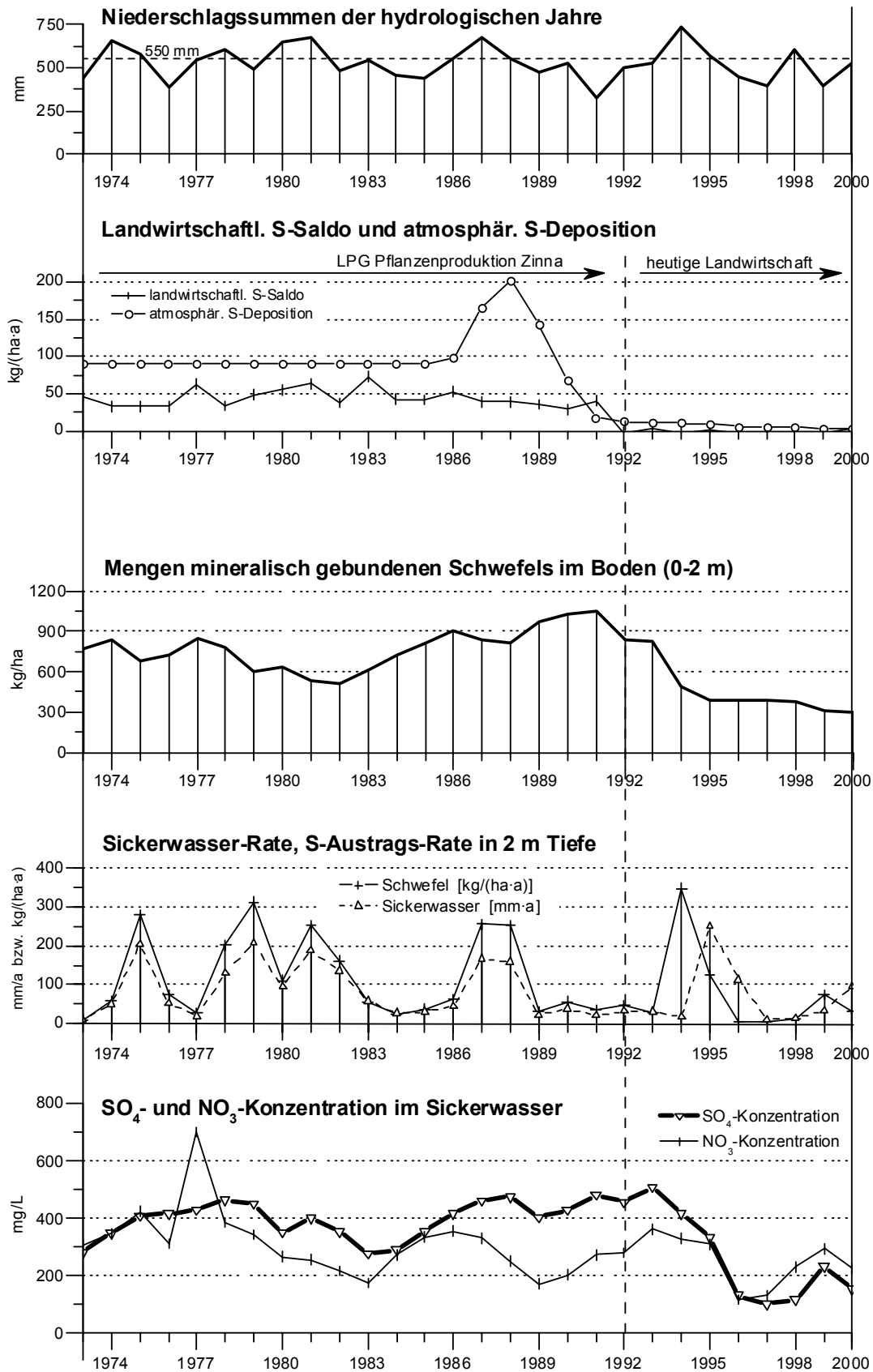


Abb. 41: Verlauf der jährlichen Werte für Niederschlag, atmosphärische Deposition, landwirtschaftlichen Schwefelsaldo sowie ausgewählter Werte der Simulations-Rechnungen 1973–2000 in Mockritz
Werte berechnet als flächengewichtete Mittelwerte des Untersuchungsgebietes

Modellierungsergebnisse nach Standorttypen

Nachdem die Ergebnisse der Modell-Rechnungen für das gesamte Untersuchungsgebiet vorgestellt worden sind, sollen in diesem Abschnitt die Ergebnisse für ausgewählte Standorttypen behandelt werden. In Abb. 42 wird beispielhaft der Verlauf der Sulfatkonzentration des Sickerwassers für Auenböden aus Lehm und Braunerden aus glazifluvialen Sanden verglichen. Zusätzlich zeigt die Grafik den Jahresniederschlag des hydrologischen Jahres. Die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser der Auenböden aus Lehm und der Braunerden aus Sand verlaufen zueinander versetzt. Das liegt darin begründet, dass bei den Sandböden die Abwärtsverdrängung des Sickerwassers aus der 2 m-Zone in das „Grundwasser“ etwa 5 Jahre benötigt, während dies für die Lehm Böden 10–12 Jahre dauert.

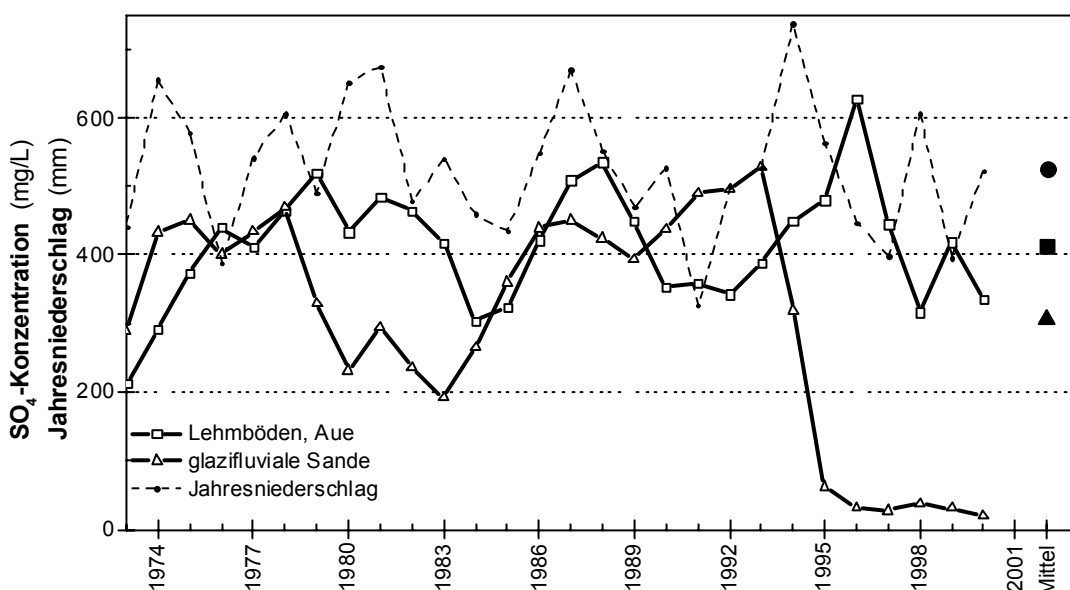


Abb. 42: Verlauf der Sulfatkonzentration im Sickerwasser in 2 m Bodentiefe, differenziert nach Standorttyp
Werte berechnet als flächengewichtete Mittelwerte

Tab. 21 zeigt eine Auswertung der Simulationsergebnisse, aggregiert nach Standorttypen. Die Auswertung zeigt, dass für den Zeitabschnitt von 1992–2000 die Sickerwasserraten im Mittel zwischen 112 und 44 mm/a liegen. Die glazifluvialen Sande haben dabei die höchsten Sickerwasserraten. Die mittleren Sulfatschwefel-Mengen in 0–2 m Bodentiefe zeigen ein ähnliches Bild wie in Kap. 3.1.1. Die größten Mengen akkumulierten Schwefels liegen in den Böden aus Ton und Lehm vor, während bei den glazifluvialen Sandböden der Schwefel bereits mit dem Sickerwasser abwärts verdrängt worden ist. Die simulativ berechnete Sulfatkonzentration des Sickerwassers in 2 m Tiefe beträgt für die Böden der Aue und der Grundmoräne im Mittel 393 mg/L (1992–2000) und liegt damit auf hohem Niveau. In den glazifluvialen Sandböden liegt sie mit 181 mg/L dagegen relativ niedrig. Weitere Ergebnisse der Simulationsrechnung mit nach Standorttypen aggregierten Daten sind im Anhang 13, S. 160, enthalten.

Tab. 21: Simulationsergebnisse, aggregiert nach Standorttypen, Untersuchungsgebiet Mockritz
Werte berechnet als flächengewichtete Mittelwerte

Zeitabschnitt und ausgewertete Bodeneinheit	Standorttyp	atmosphärische S-Deposition	landwirtschaftl. S- Saldo	S-Austrag in 2 m Tiefe	Niederschlag	Sickerwasser-Spende in 2 m Tiefe	reale Evapotranspiration	SO ₄ -Konzentration in 2 m Tiefe	FK des Leitprofils 0–2 m Tiefe	SO ₄ -S im Boden in 0–2 m Tiefe (Min/Max)
		kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	mm/a	mm/a	mm/a	mg/L	mm	
Landnutzung 1973–1991, gesamtes UG	—	98	45	121	528	88	462	413	—	773 (1 055 / 507)
Aue, Sand [389 ha]	Al3c6			133		96	471	414	274	458 (701 / 223)
Aue, Lehm [1 107 ha]	Al3a3			102		66	490	465	580	943 (1 318 / 658)
Aue, Ton [152 ha]	Al1b3			135		80	460	503	899	1 368 (1 737 / 984)
geringmächtig mit Lehmen überdeckte Grundmoräne [473 ha]	D5b1			108		80	457	406	681	1 058 (1 354 / 778)
geringmächtig m. sand. Lehmen überdeckte Grundmoräne [346 ha]	D3c2			117		91	452	387	528	776 (1 124 / 471)
glazifluviale Sande [755 ha]	D2a1			146		118	421	370	257	383 (591 / 165)
Landnutzung 1992–2000, gesamtes UG	—	8	0	75	522	70	445	323	—	479 (835 / 296)
Aue, Sand [383 ha]	Al3c6			91		86	431	319	274	215 (686 / 21)
Aue, Lehm [1 200 ha]	Al3a3			64		44	468	441	580	6 521 (978 / 478)
Aue, Ton [172 ha]	Al1b3			87		68	445	381	899	848 (1 277 / 567)
geringmächtig mit Lehmen überdeckte Grundmoräne [409 ha]	D5b1			73		55	463	396	681	737 (1 062 / 537)
geringmächtig m. sand. Lehmen überdeckte Grundmoräne [499 ha]	D3c2			97		68	446	426	528	496 (970 / 200)
glazifluviale Sande [761 ha]	D2a1			68		112	405	181	257	104 (417 / 13)

Simulation eines 'Referenz-Szenarios'

Um die heutige Landnutzung mit den Szenarien möglicher künftiger Formen der Landnutzung vergleichen zu können, wird eine Variante der gegenwärtigen Landnutzung als 'Referenz-Szenario' so modelliert, dass sie als Vergleich mit den Zukunfts-Szenarien dienen kann. Dazu ist es notwendig, dass dieses Referenz-Szenario über die gleiche Zeitdauer von 25 Jahren simuliert wird, wie die Szenarien künftiger Landnutzungsformen. Wie bereits in Kap. 2.6.2, S. 56, dargestellt ist, werden von diesen 25 Jahren nur 19 ausgewertet. Zur Modellierung des Referenz-Szenarios wurden die Daten wie folgt zusammengestellt:

Landnutzung: Die heutigen Landnutzungsdaten von 1992–2000 werden auf den Zeitabschnitt 1977–1991 extrapoliert.

Deposition und Wetterdaten: Für die atmosphärische Deposition werden, wie in allen Szenarien der künftigen Landnutzung, die Werte des Jahres 2001 (Schwefel 4 kg/ha, Stickstoff 13 kg/ha) verwendet. Für die Wetterdaten sind die Werte der Jahre 1977–2000 verwendet worden.

Boden: Die Menge von gelöstem Schwefel im Boden aus der Zeit von 1973 bis 1991 wird für dieses Szenario nicht berücksichtigt. Als S_{\min} - und N_{\min} -Startwert der Modellierung werden die für die Leitprofile ermittelten, im Jahr 2000 gemessenen Werte verwendet.

Ergebnisse: Mit diesem Referenz-Szenario werden die Sulfatschwefel-Austräge ermittelt, die bei der heutigen Landnutzung entstehen würden, wenn diese über 25 Jahre unverändert praktiziert würde. Der mittlere jährliche Schwefelaustrag in 2 m Tiefe betrüge für dieses Szenario nur noch 9 kg/(ha·a). Bei der durchschnittlichen Sickerwasserrate von 64 mm/a entstünde, wie in Abb. 43, S. 113 dargestellt, eine Sulfatkonzentration von 42 mg/L. Gegenüber der für 1992–2000 simulierend berechneten Sulfatkonzentration von 323 mg/L würde dies eine Verringerung der Konzentration um den Quotienten 7,7 bedeuten. Die Nitratkonzentration würde in diesem Szenario lediglich von 295 auf 272 mg/L sinken. Dies wäre im Wesentlichen auf den reduzierten Eintrag durch die atmosphärische Deposition zurückzuführen. Weitere Ergebnisse der Modellrechnung für dieses Szenario sind im Anhang 14, S. 161 dargestellt.

3.2.3.2 Modellierung möglicher künftiger Szenarien der Agrarflächen-Nutzung

Szenario 'Klimaänderung' 2062–2080

Dieses Szenario kombiniert die Landnutzungsdaten der heutigen Landwirtschaft (1992–2000) mit den Wetterdaten eines angenommenen künftigen Klimaszenarios (s. Kap. 2.6.4). Tab. 22 zeigt dazu eine vereinfachte Darstellung des Wasserhaushaltes. Für das Klimaszenario wurde ein etwa 140 mm höherer Jahresniederschlag gegenüber dem Ist-Klima berechnet. Dies entspricht einer Steigerung um knapp 30 %. Im Mittel der Jahre steigt durch die höheren Temperaturen und den höheren Niederschlag die reale Evapotranspiration von 451 mm auf 572 mm/a an, welches einer Steigerung um etwa ein Drittel entspricht. Infolge des überproportionalen Anstiegs der Verdunstung, steigt die Sickerwasserspense lediglich um 23 mm/a an.

Aus der Bilanz des Wasserhaushaltes in Tab. 22 errechnet sich eine Änderung des Bodenwasser-Vorrats für das Ist-Klima von insgesamt -76 mm (-4 mm · 19 Jahre). Diese Vorratsänderung ergibt sich aus der Änderung des Wassergehalts in der Bodenschicht von 0 bis 2 m zwischen dem Ende der Simulationsperiode (31.10.2000) und deren Beginn (01.11.1982). Gleiches gilt für das Klimaszenario. Hier beträgt die Änderung des Bodenwasser-Vorrats -95 mm (-5 mm · 19 Jahre).

Tab. 22: Komponenten des Wasserhaushaltes für das heutige Klima und das künftige Klimaszenario im Untersuchungsgebiet Mockritz

Klima	Nieder-schlag	=	reale Evapotran-spiration	+	Sicker-wasser	+	Vorrats-änderung
	mm/a		mm/a		mm/a		mm/a
Ist-Klima 1982–2000 ('Referenz-Szenario')	511	=	451	+	64	+	-4
Klimaszenario 2062–2080	654	=	572	+	87	+	-5

Der Schwefelaustrag des Klimaszenarios liegt wie für das Referenz-Szenario bei 9 kg/(ha·a), die Sulfatkonzentration im Sickerwasser jedoch nur bei 32 mg/L. Sie liegt damit um 10 mg/L niedriger als die des Referenz-Szenarios, welches durch die höhere Sickerwasserrate bedingt ist.

Die Nitratkonzentration des Sickerwassers ist gegenüber dem Referenz-Szenario geringfügig von 272 auf 233 mg/L gesunken. Zusätzliche Ergebnisse der Modellrechnung für das Szenario 'Klimaänderung' sind im Anhang 14, S. 161, zusammengefasst.

Szenario 'Schwefeldüngung'

Für dieses Szenario wird der flächendeckende Einsatz mineralischer Schwefeldünger angenommen. Dadurch wird der landwirtschaftsbedingte Schwefelsaldo von 0 auf 11 kg/(ha·a) angehoben (Tab. 23). Bei gleich bleibend niedriger atmosphärischer Deposition von 4 kg/(ha·a) liegt die ausgewaschene Schwefelmenge bei 17 kg/(ha·a). Bei einer Sickerwasserrate von 64 mm/a entsteht eine mittlere Sulfatkonzentration von 78 mg/L (s. Abb. 43, S. 113). Diese ist um etwa 35 mg/L höher als die des Referenz-Szenarios (42 mg/L). Die Nitratkonzentration bleibt unverändert.

Szenario 'Schwefeldüngung' und 'Klimaänderung': Die Verknüpfung beider Szenarien bewirkt aufgrund der gestiegenen Sickerwasserspense eine Verringerung der Sulfatkonzentration von 78 mg/L auf 61 mg/L, während die Nitratkonzentration von 270 mg/L auf 225 mg/L sinkt. Weitere Ergebnisse der Modellrechnung für die beiden Schwefeldüngungs-Szenarien sind im Anhang 15, S. 162 dargestellt.

Tab. 23: Veränderung der landwirtschaftlichen Schwefelbilanz im Szenario 'Schwefeldüngung' gegenüber der derzeitigen Landnutzung

	atm. Deposition	Zufuhr	Abfuhr	ldw. Saldo	Saldo + atm. Deposition
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)
'Referenz-Szenario'	4	7	8	-1	3
Szenario 'Schwefeldüngung'	4	19	8	11	15

Szenario 'Ökologischer Landbau'

In dem Szenario 'Ökologischer Landbau' wird durch den Verzicht auf mineralische Düngemittel die Nährstoffzufuhr und infolgedessen auch der Ertrag und die Nährstoffabfuhr verringert. Die Änderung der Nährstoffbilanz für Stickstoff und Schwefel ist in Tab. 24 dargestellt. Dabei sind aufgrund des ausschließlichen Einsatzes von Wirtschaftsdüngern und des umfangreichen Leguminosenanbaus die Jahresraten der Stickstoffzufuhr und des Stickstoffsaldos mit Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen nach Tab. 7 und Tab. 8 (S. 43) berechnet worden. Der Stickstoffsaldo beträgt -31 kg/(ha·a), ohne Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen -51 kg/(ha·a).

Tab. 24: Veränderung der Stickstoff- und Schwefelbilanz im Szenario 'Ökologischer Landbau' gegenüber der derzeitigen Landnutzung

	N-Zufuhr mit Zu- und Abschlägen	N- Abfuhr	N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	S- Zufuhr	S- Abfuhr	S- Saldo
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)
'Referenz-Szenario'	121	108	12	7	8	-1
'Ökologischer Landbau'	62	93	-31	4	7	-3

Der Schwefelsaldo beträgt in diesem Szenario $-3 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition von $4 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, wird für dieses Szenario ein Schwefelsaldo von $1 \text{ kg}/\text{ha}$ erreicht.

Der mittlere Schwefelaustrag dieses Szenarios von $5 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ stammt also im Wesentlichen aus der Deposition und der Auswaschung der mineralischen Sulfatvorräte der Bodenlösung aus der Schicht von 0 bis 2 m. Der in Lösung befindliche Sulfat-Schwefel im Boden wird während dieses Szenarios von 39 kg auf $11 \text{ kg}/\text{ha}$ gesenkt, d. h. fast vollständig ausgewaschen. Infolge der geänderten Fruchtfolge durch den Ökologischen Landbau, hat sich der Wasserhaushalt gegenüber dem 'Referenz-Szenario' geändert: Obwohl vermehrt Zwischenfrüchte und Untersaaten angebaut wurden, sank die reale Verdunstung von 451 auf $424 \text{ mm}/\text{a}$ während die Sickerwasserspende von 64 auf 92 mm anstieg. Dieser Effekt ist auf den verminderten Anbau von Fruchtarten mit hoher Verdunstung wie z. B. Weizen zurückzuführen. In gleicher Weise wirkt der häufigere Anbau von Lupinen mit einer relativ geringen Verdunstung.

Die mittlere Sulfatkonzentration im Sickerwasser dieses Szenarios liegt bei $16 \text{ mg}/\text{L}$, während die Nitratkonzentration bei $87 \text{ mg}/\text{L}$ liegt. Gegenüber der Sulfat-Schwefelkonzentration des Referenz-Szenarios mit $42 \text{ mg}/\text{L}$, würde durch die Umstellung auf Ökologischen Landbau die Konzentration im Sickerwasser um den Quotienten $2,6$ reduziert.

Szenario 'Ökologischer Landbau' und 'Klimaänderung': Die Verknüpfung beider Szenarien bewirkt infolge der gestiegenen Sickerwasserrate eine geringfügige Senkung der durchschnittlichen Sulfatkonzentration von $16 \text{ mg}/\text{L}$ auf $12 \text{ mg}/\text{L}$. Die Nitratkonzentration würde sich im Mittel der Jahre von 87 auf $80 \text{ mg}/\text{L}$ verringern (s. Abb. 43). Zusätzliche Ergebnisse der Modellrechnungen für die beiden Szenarien des Ökologischen Landbaues enthält Anhang 16, S. 163.

3.2.3.3 Zusammenfassung

Der Zeitabschnitt 1973–1991 ist durch hohe Schwefel-Einträge aus atmosphärischer Deposition und landwirtschaftlicher Flächennutzung gekennzeichnet. Dabei ist der Schwefel-eintrag durch die atmosphärische Deposition mit jährlich $98 \text{ kg}/\text{ha}$ etwa doppelt so hoch wie der aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Die Schwefeleinträge in den Boden während dieser Zeit übersteigen die Austräge, sodass es im Boden zur Akkumulation von Sulfat kommt. In Kap. 3.1.1 ist beschrieben worden, dass das Modell für einzelne Bodenprofile und einzelne Schichten eine vorübergehende Ausfällung von Gips infolge des Überschreitens der Sättigungskonzentration berechnet. Infolge der Aggregation der Daten je Untersuchungsgebiet bzw. je Standorttyp und über alle Bodenschichten bis 2 m Tiefe, erscheint dieser Effekt rechnerisch nicht mehr. Es handelt sich dabei also um einen Vorgang, der auf einzelne Bodenschichten begrenzt ist.

Die Sulfatkonzentration des Sickerwassers von $413 \text{ mg}/\text{L}$ ist $1,6$ -mal so hoch wie der heute geltende Indikatorwert für Trinkwasser von $240 \text{ mg}/\text{L}$. Einschränkend ist anzuführen, dass die simulativ berechnete Konzentration des Sickerwassers in 2 m Bodentiefe nicht derjenigen entspricht, die in den Brunnen zur Trinkwasserförderung gemessen wird.

Im Zeitabschnitt 1992–2000 liegt eine ausgeglichene landwirtschaftliche Schwefelbilanz vor. Die atmosphärische Deposition liegt mit $8 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ auf niedrigem Niveau. Trotz geringer Einträge ist der simulierend errechnete mittlere Schwefelaustrag mit $75 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ sehr

hoch. Dies ist auf den Austrag des im Bodenwasser akkumulierten Sulfatschwefels zurückzuführen. Die Sulfatkonzentration ist im Mittel der Jahre mit 323 mg/L ebenfalls sehr hoch.

Das Referenz-Szenario zeigt, welche Auswirkungen die derzeitige Form der Landnutzung haben würde, wenn diese 25 Jahre lang fortgeführt wird. Der Sulfataustrag würde mit 9 kg/(ha·a) auf einen sehr niedrigen Wert sinken. Die Sulfatkonzentration betrüge für diesen Fall im Mittel nur noch 42 mg/L. Die Sulfatkonzentration im Sickerwasser dieses Szenarios läge damit noch weit unterhalb des Indikatorwertes für Trinkwasser. Damit wird gezeigt, dass die heutige Form der Landnutzung nur marginal an den überhöhten Sulfatkonzentrationen beteiligt sein kann, die im Wasserwerk an den Brunnen gemessen wird (siehe Abb. 6, S. 26).

Die derzeitige Form der Landbewirtschaftung wird jedoch nicht mehr fortgesetzt werden. Durch den starken Rückgang der atmosphärischen Deposition sind Symptome des Schwefelmangels an den Kulturpflanzen aufgetreten. Diesem wurde bereits im Jahr 2000 mit verstärkter mineralischer Schwefeldüngung entgegengetreten. Künftig wird die landwirtschaftliche Flächennutzung also eher dem Szenario 'Schwefeldüngung' entsprechen, welches eine flächendeckende Schwefeldüngung unterstellt. Im Szenario Schwefeldüngung steigt der Schwefelaustrag von 9 kg/ha auf 17 kg/ha. Die Sulfatkonzentration im Sickerwasser steigt dann von 42 mg/L auf 78 mg/L. Auch unter diesen Bedingungen würde die landwirtschaftliche Flächennutzung nur zu einem kleinen Teil zur Sulfatbefruchtung des Sickerwassers beitragen.

Tab. 25: Übersicht ausgewählter Größen der Simulationsrechnungen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien für das Untersuchungsgebiet Mockritz
 Werte berechnet als flächengewichtete durchschnittliche Jahresraten der jeweiligen Modellierungsperiode, Abweichungen rundungsbedingt

Mockritz: derzeitige Landnutzung und Szenarien	atmosphär. S-Deposition	landwirtschaftl. S-Saldo	S-Austrag in 2 m Tiefe	atmosphär. N-Deposition	landwirtschaftl. N-Saldo	N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	N-Austrag in 2 m Tiefe	Niederschlag	Sickerwasserrate in 2 m Tiefe	reale Evapo- transpiration	SO ₄ -S im Boden in 0–2 m Tiefe
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	mm/a	mm/a	mm/a	kg/(ha·2 m)
Landnutzung 1973–1991	98	45	121	20	20	27	62	528	88	462	773
Landnutzung 1992–2000	8	0	75	14	27	16	47	522	70	445	379
'Referenz-Szenario' 25 Jahre heutige Landnutzung	4	-1	9	13	23	12	39	511	64	451	66
'Klimaänderung' 2062– 2080 + 'Referenz-Szenario'	4	-1	9	13	23	12	46	654	87	572	50
'Schwefeldüngung'	4	11	17	13	23	12	39	511	64	451	132
'Schwefeldüngung' + 'Klimaänderung 2062–2080'	4	11	18	13	23	12	45	654	87	572	104
'Ökologischer Landbau'	4	-3	5	13	-51	-31	18	511	92	424	22
'Ökologischer Landbau' + 'Klimaänderung 2062–2080'	4	-3	5	13	-51	-31	21	654	117	543	16

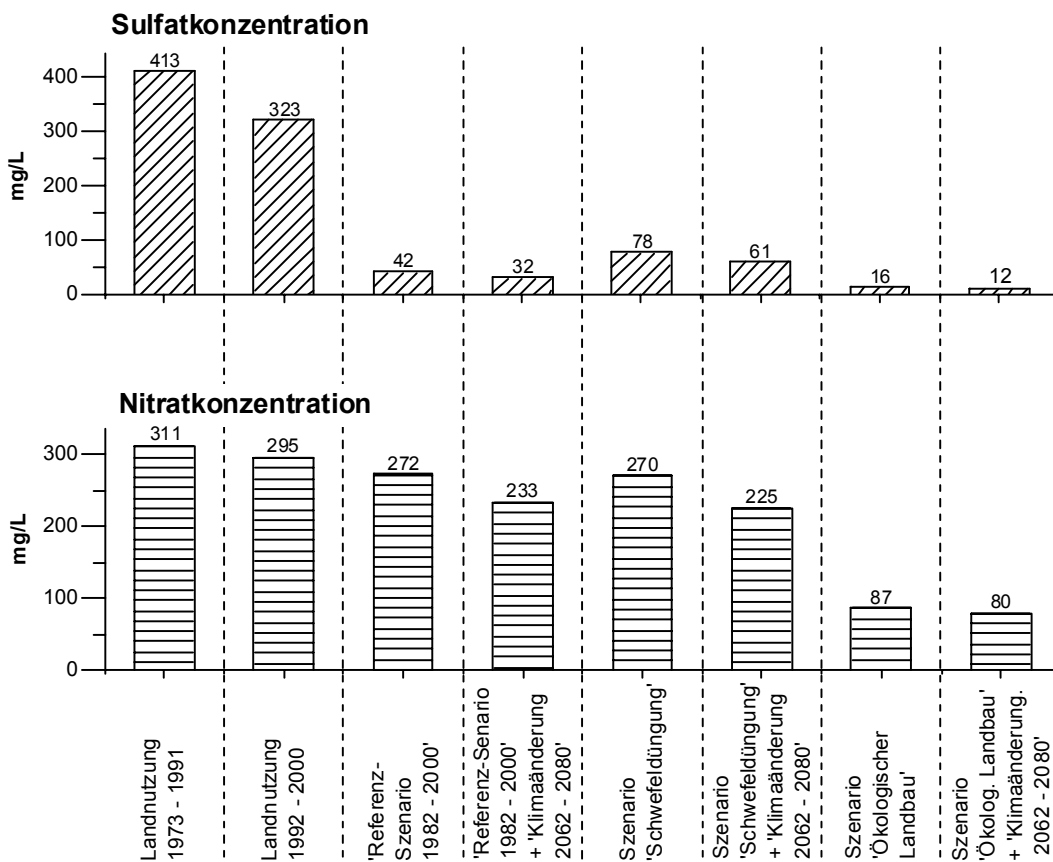


Abb. 43: Vergleich der simulativ berechneten Sulfat- und Nitratkonzentrationen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien im Untersuchungsgebiet Mockritz
 Werte berechnet als flächengewichtete durchschnittliche Jahresraten der jeweiligen Modellierungsperiode, Abweichungen rundungsbedingt

3.3 Untersuchungsgebiet Bramstedt

3.3.1 Landwirtschaftliche Flächennutzung

Die Daten für die Nutzung der landwirtschaftlichen Fläche wurden im Untersuchungsgebiet Bramstedt für die Jahre 1996–2000 durch Befragung der Betriebsleiter erhoben. Bei den Betrieben handelt es sich um Futterbau- und Veredelungsbetriebe. Über die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche wird als Grünland genutzt. Innerhalb der Ackerfläche dominiert der Maisanbau. Der Viehbesatz beträgt im Mittel der Jahre 2,0 GV/ha. Dabei ist er von 1,7 GV/ha im Jahr 1996 auf 2,5 GV/ha im Jahr 2000 gestiegen. Einige Kennzahlen für das Untersuchungsgebiet zeigt Tab. 26.

Tab. 26: Kennzahlen des Untersuchungsgebietes Bramstedt
Mittelwert der Jahre 1996–2000

Zeitspanne	Fläche		Betriebe		Schläge	mittlere Schlaggröße	Großvieh-Einheiten
	Betriebsbilanz	Flächenbilanz	Betriebsbilanz	Flächenbilanz	Flächenbilanz	Flächenbilanz	Betriebsbilanz
	ha	ha	Anz.	Anz.	Anz.	ha	GV/ha
1996–2000	366	468	4	13	140	3,3	2,0

3.3.1.1 Angebaute Fruchtarten

Wie Abb. 44 zeigt, ist Grünland mit etwa 52 % die wichtigste Form der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Maisanbau findet auf 27 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche statt. Bezogen auf die Ackerfläche wird Mais auf etwa 60 % der Fläche angebaut. Auf der Skala von Einzelschlägen betrachtet, tritt Mais auf vielen Schlägen in Folge und über viele Jahre hinweg als Monokultur auf. Stilllegung spielt wegen der geringen Flächenausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe nur eine untergeordnete Rolle. Als Zwischenfrüchte werden Winterraps und Senf auf insgesamt 5 % der Fläche angebaut.

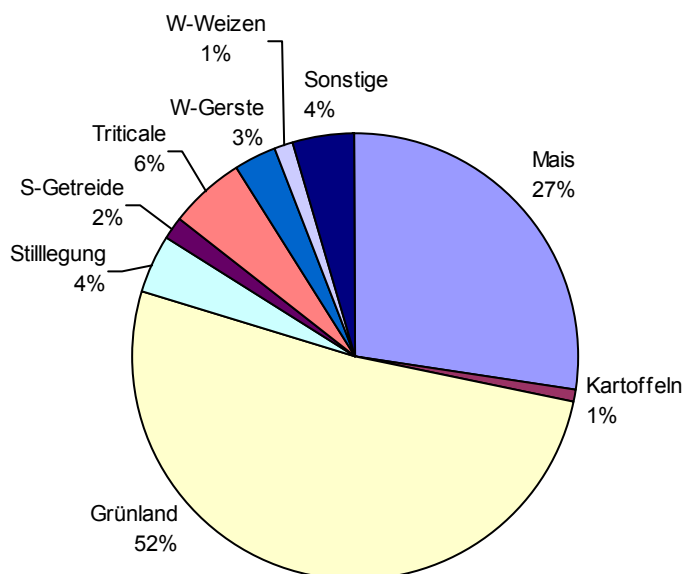


Abb. 44: Flächenverhältnis der angebauten Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Bramstedt
Mittelwert der Jahre 1996–2000 auf Basis der Flächenbilanzierung

3.3.1.2 Erträge

Die durchschnittlichen Erträge der wichtigsten Fruchtarten sind in Tab. 27 als flächengewichtete Mittelwerte dargestellt. Infolge der hohen Niederschlagsmengen und der günstigen Niederschlagsverteilung innerhalb des Jahres können auch auf den sandigen Böden des Untersuchungsgebietes hohe Erträge erzielt werden.

Tab. 27: Durchschnittserträge ausgewählter Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Bramstedt flächengewichteter Mittelwert der Jahre 1996–2000, Datenbasis Flächenbilanzierung

	1996–2000
	dt/ha
Gerste, Winter-	60
Kartoffeln	297
Mais, Silo-	450
Raps, Winter-	33
Weizen, Winter-	77
Triticale	76

3.3.2 Nährstoffbilanzen

3.3.2.1 Betriebsbilanzen

Für Betriebe, die mindestens 50 % ihrer Flächen im Untersuchungsgebiet haben, wurden Betriebs- und Stallbilanzen erstellt. Für kleine Nebenerwerbsbetriebe wurden keine Betriebsbilanzen erstellt. Zur Auswertung der Betriebsbilanzen wurden diese räumlich für das gesamte Untersuchungsgebiet aggregiert. Zeitlich erstreckte sich die Auswertung auf Einzeljahre und den 5-Jahres-Abschnitt von 1996 bis 2000. Insgesamt sind für 4 Betriebe Betriebsbilanzen berechnet worden, die zusammen 78 % der Fläche einnehmen, für welche die Flächenbilanzen erstellt worden sind.

In Tab. 28 sind die aggregierten Betriebsbilanzen dargestellt. Dabei handelt es sich um die Mittelwerte der Jahre 1996–2000. Für die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium ist die Bilanz im Anhang 17, S. 164, dargestellt.

Beim **Nährstoffimport** stellt unter den zugekauften Düngern der Stickstoff aus Mineraldüngern den größten Bilanzposten dar. Die Jahresmenge der mit Mineraldüngern zugekauften Nährstoffe beträgt für Stickstoff 114 kg/ha, bezogen auf den Durchschnittshektar des Untersuchungsgebietes, für Schwefel 2 kg/ha. Dies entspricht etwa 60 % der gesamten Stickstoffimporte und 25 % der gesamten Schwefelimporte.

Mit Handelsfuttermitteln gelangen 70 % der gesamten Schwefelimporte in das Untersuchungsgebiet, bezogen auf den Durchschnittshektar 4 kg/ha. Eine wichtige Rolle beim Schwefelimport mit Futtermitteln spielt Soja-Extraktionsschrot, welches mit $\approx 0,24$ % (s. Tab. 2, S. 37) einen relativ hohen Schwefelgehalt hat. Der Stickstoffimport mit Futtermitteln beträgt 64 kg/ha, was 35 % des gesamten Stickstoffimportes entspricht. Der Nährstoffimport mit zugekauftem Vieh ist unbedeutend.

Der **Nährstoffexport** mit verkauften pflanzlichen Produkten (Marktfrüchten) beträgt für Stickstoff nur 8 kg und für Schwefel weniger als 1 kg, bezogen auf den Durchschnittshektar des Untersuchungsgebietes. Diese relativ geringen Nährstoffexporte mit Marktfrüchten im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Mockritz, weisen auf den hohen Anteil an Flächen hin,

auf denen Wirtschaftsfutter produziert wird. Der Nährstoffexport mit tierischen Produkten ist das größte Bilanzglied. Mit diesem Bilanzglied werden rund 50 kg/ha Stickstoff und 3 kg/ha Schwefel exportiert. Dies entspricht knapp 90 % der gesamten Stickstoffexporte und etwa 75 % der gesamten Schwefelexporte.

Tab. 28: Betriebsbilanz für Stickstoff und Schwefel des Untersuchungsgebietes Bramstedt, aggregierte Daten von 4 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 366 ha, flächengewichtete Mittelwerte der Jahre 1996–2000, Abweichungen rundungsbedingt

Bilanzposten	N		S	
	kg/(ha-a)	%	kg/(ha-a)	%
+ Dünger	114	62	2	25
+ Futtermittel	64	35	4	70
+ Vieh	5	3	< 1	4
Import gesamt	+ 184	100	+ 6	100
- Marktfrüchte	8	14	1	26
- Tierische Produkte und Vieh	51	87	3	74
Export gesamt	- 59	100	- 4	100
Nährstoffsaldo	+ 125		+ 2	

Wenn sämtliche Schläge eines Betriebes mit ein und derselben Anbaufolge bewirtschaftet werden und sich die Düngung der einzelnen Fruchtarten über mehrere Rotationen nicht wesentlich ändert, dann stellt der Saldo der Betriebsbilanz, geteilt durch die landwirtschaftlich genutzte Fläche des Betriebes, auch gleichzeitig das jährliche Mittel des Nährstoffsaldos eines Schlages dar.

Werden jedoch verschiedene Rotationen nebeneinander durchgeführt oder neben dem Ackerbau ein nennenswerter Grünlandanteil bewirtschaftet, was in der Regel der Fall ist, so lässt sich der auf die Fläche bezogene Saldo der Betriebsbilanz lediglich als Durchschnittsbelastung der Betriebsfläche verwenden. Die Beurteilung eines bestimmten Schlages ist in diesem Falle nicht möglich.

Der Bilanzsaldo für Stickstoff von 125 kg/(ha-a) ist die Menge, die langfristig gasförmig freigesetzt oder aber aus der Evapotranspirations-Zone ausgewaschen wird. Das gilt unter der Voraussetzung, dass das jeweilige betriebsspezifische System genügend lange praktiziert wird und dabei keine Veränderung der in der organischen Substanz des Bodens gespeicherten Schwefel- und Stickstoffmengen stattfindet.

Der Schwefelsaldo ist schwach positiv, was insbesondere auf die hohen Schwefelimporte mit Futtermitteln zurückzuführen ist. Künftig wird der Schwefelsaldo durch die verstärkt durchgeführte mineralische Schwefeldüngung noch weiter steigen.

Die **zeitliche Entwicklung** der einzelnen Bilanzposten und der Nährstoffsalden ist in Tab. 29 dargestellt. Insgesamt weisen die Werte für das Untersuchungsgebiet auf eine Intensivierung des Ackerbaues und auf eine Ausweitung der Viehhaltung hin.

Import: Die Stickstoffimporte mit Düngern sind von 1996 bis 1999 von 100 auf 130 kg/ha angestiegen, im Jahr 2000 jedoch wieder auf knapp 120 kg/ha gesunken. Der Viehbesatz im Untersuchungsgebiet ist in der Zeit von 1996 bis 2000 von 1,7 auf 2,5 GV/ha angestiegen. Parallel dazu wurde der Nährstoffimport mit Futtermitteln gesteigert. Der Stickstoffimport mit Futtermitteln ist in diesem Zeitabschnitt von rund 52 kg/ha auf 92 kg/ha angestiegen.

Der Stickstoffimport mit zugekauftem Vieh ist in den Jahren 1999 und 2000 von 4 auf 8 kg/ha gestiegen, da ein Betrieb mit der Aufzucht von Ferkeln (Systemferkel) begonnen hat.

Export: Der Stickstoffexport mit Marktfrüchten liegt auf niedrigem Niveau. Trotz der Ausweitung der Viehhaltung wurde der Stickstoffexport mit Marktfrüchten verdoppelt. Dieses lässt darauf schließen, dass der Anteil von Wirtschaftsfutter in der Gesamtfutter-Ration zugunsten von Handelsfutter zurückgegangen ist. Parallel zur Aufstockung des Viehbestandes in den Jahren 1999 und 2000 ist der Stickstoffexport mit Vieh von 44 auf 64 kg/ha gestiegen.

Der *Saldo* für Stickstoff ist von 1995 bis 1999 von 107 auf 146 kg/(ha·a) gestiegen. Das entspricht einer Steigerung um das 1,3-fache. Durch Verringerung der Stickstoff-Zukäufe mit Handelsdüngern im Jahr 2000 sank der Stickstoffsaldo leicht. Der Schwefelsaldo ist im Jahr 2000 fast doppelt so hoch gewesen wie im Vorjahr, da zu Silomais statt der sonst gedüngten Mischung aus Monoammonphosphat (MAP) und Kalkammonsalpeter (KAS) ein Mehrnährstoffdünger mit Magnesium und Schwefel ausgebracht wurde. Zusätzlich wurde der Schwefelsaldo durch den gesteigerten Zukauf von Futtermitteln angehoben. Die Betriebsbilanzen für die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium befinden sich im Anhang 18, S. 164.

Tab. 29: Zeitgang der Betriebsbilanzen für Stickstoff und Schwefel im Untersuchungsgebiet Bramstedt, aggregierte Daten von 4 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 366 ha, Abweichungen rundungsbedingt

Importe mit Dünger

Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha
1996	100	1
1997	99	1
1998	125	1
1999	130	1
2000	118	3

Importe mit Futter

Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha
1996	52	4
1997	53	4
1998	51	4
1999	74	5
2000	92	6

Importe mit Vieh

Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha
1996	4	< 1
1997	4	< 1
1998	4	< 1
1999	5	< 1
2000	8	< 1

Exporte mit Marktfrüchten

Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha
1996	5	1
1997	6	1
1998	8	1
1999	11	1
2000	11	1

Exporte mit tierischen Produkten und Vieh

Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha
1996	44	3
1997	44	3
1998	50	3
1999	51	3
2000	64	4

Saldo

Jahr	N	S
	kg/ha	kg/ha
1996	107	2
1997	104	2
1998	123	1
1999	146	3
2000	143	5

3.3.2.2 Flächenbilanzen

Plausibilitätskontrolle durch Vergleich von Betriebs- und Flächenbilanz

Der Abgleich zwischen Betriebs- und Flächenbilanz zur Korrektur von Fehlern, die bei der Datenerhebung entstanden sind, wird in der gleichen Weise wie in Mockritz durchgeführt. In Abb. 45 wird die nach Betriebserhebung zur Betriebsbilanz eingekaufte Menge an Düngemittel-Nährstoffen der ausgebrachten Menge an Handelsdünger-Nährstoffen gegenübergestellt. Die Abweichungen beider Erhebungen voneinander liegen im Bereich von 10 bis 20 %. Sie ergeben sich dadurch, dass bei den Angaben für die Flächenbilanz (Ackerschlagkarte, mündliche Auskunft der Betriebsleiter) nicht immer die exakte Düngergabe mitgeteilt worden ist, welche mit dem Düngerstreuer auch tatsächlich ausgebracht worden ist.

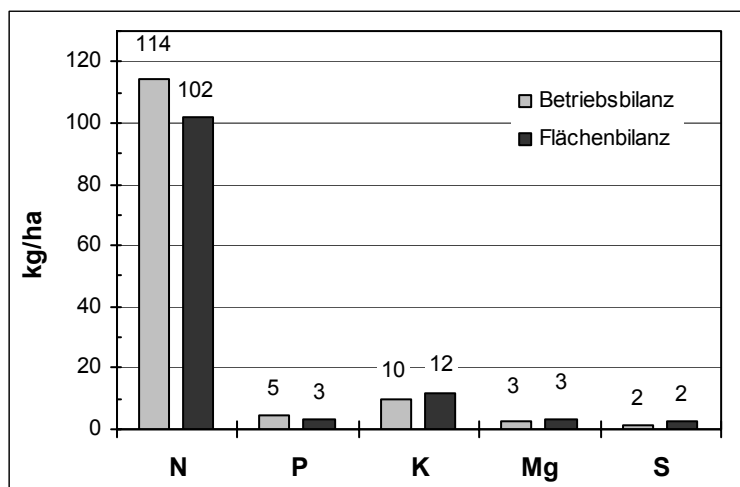


Abb. 45: Vergleich der Mengen an zugekauften Düngernährstoffen, Untersuchungsgebiet Bramstedt
 a) nach Erhebung zur Betriebsbilanz
 b) nach Erhebung zur Flächenbilanz dieser Betriebe
 berechnet für das Mittel der Jahre 1996–2000

Zu- und Abfahren und die Saldierung von Nährstoffen auf Basis der Flächenbilanz

Mit Hilfe von Flächenbilanzen können schlaggenaue Aussagen über die Höhe der Bilanzüberschüsse und -unterdeckungen gemacht werden. Die Landnutzungsdaten der aggregierten Einzel-Flächenbilanzen sind als flächengewichtete Durchschnittswerte in Tab. 30 dargestellt. Während der Stickstoffsaldo der Betriebsbilanzen in Tab. 28, S. 116, bei 125 kg/ha liegt, beträgt er bei der Flächenbilanz nur 82 kg/ha. Der Grund dafür ist, dass in der Flächenbilanz Schläge zusätzlich erfasst werden, die von Betrieben bewirtschaftet werden, für die keine Betriebsbilanz erstellt worden ist. Diese Betriebe sind zum Teil kleine Nebenerwerbsbetriebe mit sehr extensiven Produktionsverfahren. Durch diese Betriebe wird der Nährstoffsaldo im Mittel des Untersuchungsgebietes erheblich gesenkt. Für die Abweichung zwischen Betriebs- und Flächenbilanz im Vergleich von Tab. 30 mit Tab. 29, S. 117, auf der Ebene von Einzeljahren, ist ein zusätzlicher Effekt verantwortlich. Infolge der Änderung von Lagerbeständen bei Handelsdüngern und Handelsfuttermitteln oder als Folge von Schwankungen der ausgebrachten Mengen an Wirtschaftsdüngern in einzelnen Jahren können Verschiebungen zwischen den Werten beider Bilanztypen entstehen.

Die *Stickstoffzufuhr* in der Flächenbilanz in Tab. 30 hält sich mit geringen Schwankungen bei ≈ 227 kg/ha auf sehr hohem Niveau. Die Steigerung des Schwefelsaldos ist, wie bereits bei den Betriebsbilanzen erwähnt, auf den Einsatz eines schwefelhaltigen Mehrnährstoffdüngers zu Mais zurückzuführen.

Bei der *Nährstoffabfuhr* lässt sich auf Basis der Flächenbilanzierung weder bei Stickstoff noch bei Schwefel ein Trend erkennen.

Der *Stickstoffsaldo* liegt bei 82 kg/(ha·a). Er wird wesentlich durch die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers und des zugekauften mineralischen Stickstoffdüngers beeinflusst.

Der *Schwefelsaldo* hat sich im Jahr 2000 gegenüber 1999 fast verdoppelt. Dies liegt an dem Einsatz des oben bereits erwähnten Mehrnährstoffdüngers mit Schwefel.

Zufuhr, Abfuhr und Saldo der Flächenbilanz für die Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium befinden sich im Anhang 19, S. 165.

Tab. 30: Flächenbilanz für Stickstoff und Schwefel der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Bramstedt
flächengewichtete Mittelwerte der Jahre 1996–2000, Gesamtfläche 468 ha, Abweichungen rundungsbedingt

	Zufuhr		Abfuhr		Saldo	
	N	S	N	S	N	S
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1996	228	16	146	12	82	4
1997	226	16	144	12	82	4
1998	224	16	142	12	82	4
1999	231	17	146	12	85	5
2000	227	19	147	12	81	8
1996–2000	227	17	145	12	82	5

In Tab. 31 wird der Stickstoffsaldo ohne Zu- und Abschläge dem Stickstoffsaldo mit Zu- und Abschlägen gegenübergestellt. Infolge des hohen Viehbesatzes im Untersuchungsgebiet spielen die Lager- und Ausbringungsverluste von Gülle und Stallmist eine erhebliche Rolle. Dadurch beträgt der Stickstoffsaldo *unter* Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen nur 34 kg/(ha·a) für den Durchschnittshektar des Untersuchungsgebietes. Der auf diese Weise berechnete Stickstoffsaldo erreicht nur 40 % desjenigen ohne Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen. Der Anbau von Leguminosen spielt im Untersuchungsgebiet fast keine Rolle.

Stickstoffverluste von Wirtschaftsdüngern entstehen hauptsächlich durch das Entweichen von Ammoniak. Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft tragen erheblich zu der atmosphärischen Stickstoffdeposition in anderen Ökosystemen bei. Dieses stellt ein Problem für nährstoffarme Biotope wie Wälder oder Moore dar, die dabei eutrophiert und versauert werden. Zusätzlich tragen die Gase zum Treibhauseffekt bei.

Tab. 31: Vergleich der Stickstoffsalden mit und ohne Zu- und Abschläge im Untersuchungsgebiet Bramstedt
Mittelwert der Jahre 1996–2000 auf Basis der Flächenbilanzierung

	Stickstoffsaldo 1996–2000
	kg/(ha·a)
N-Saldo <i>ohne</i> Zu- und Abschläge	82
N-Saldo <i>mit</i> Zu- und Abschlägen	34

Schwefelzufuhr nach Düngergruppen

In Tab. 32 wird die Schwefelzufuhr der Schläge nach Düngergruppen aufgegliedert. Die Schwefelzufuhr erfolgt zu gut 80 % durch Wirtschaftsdünger. Mit ihnen werden 14 kg/ha Schwefel ausgebracht. Mit Kalidungern sind es 2 kg/ha Schwefel, entsprechend 12 % des insgesamt ausgebrachten Schwefels. Die Schwefelzufuhr mit anderen Düngergruppen ist unbedeutend.

Tab. 32: Durchschnittliche Schwefeldüngung nach Düngergruppen im Untersuchungsgebiet Bramstedt
Mittelwert der Jahre 1996–2000 auf Basis der Flächenbilanzierung, Abweichungen rundungsbedingt

Düngergruppe	Schwefelzufuhr	Anteil an der Gesamtzufuhr
	kg/(ha·a)	Gew. %
Wirtschaftsdünger	143,6	81
Kalidünger	1,9	12
NPK-Dünger	0,8	5
Stickstoffdünger	< 0,5	1
Klärschlamm	< 0,5	1
Summe	16,7	100

Stickstoff und Schwefelbilanzen der Hauptfrüchte

In Tab. 33 sind für ausgewählte Fruchtarten die Erträge sowie die Bilanzkomponenten für Schwefel und Stickstoff dargestellt. Dabei wird die Nährstoffzufuhr nach mineralischen und organischen Düngern differenziert.

Stickstoff: Für Winterraps liegt die Stickstoffzufuhr mit 180 kg/ha aus Mineraldüngern bereits um 70 kg/ha über der Abfuhr. Zusätzlich werden unter Berücksichtigung der gasförmigen Verluste (Zufuhr mit Zu- und Abschlägen) 124 kg/ha Stickstoff mit Gülle ausgebracht. Dies entspricht 172 kg/ha Stickstoff bei nicht erfolgtem Abzug der gasförmigen Verluste. Für Wintergerste liegt die Stickstoffzufuhr mit Mineraldüngern in Höhe der Stickstoffabfuhr. Zusätzlich werden bei Abzug der gasförmigen Verluste noch 78 kg/ha Stickstoff mit Gülle ausgebracht, was 109 kg/ha Stickstoff bei Nichtabzug der gasförmigen Verluste entspricht. Beide Beispiele zeigen, dass eine bessere Anrechnung des Stickstoffs aus Wirtschaftsdüngern bei der Führung der Bestände notwendig ist. Da der Wirtschaftsdünger jedoch in jedem Fall anfällt, ist es notwendig, den Zukauf von Mineraldüngern so weit wie möglich zu reduzieren. Dies zeigt z. B. der Anbau von Triticale, welcher von einem Landwirt im Untersuchungsgebiet durchgeführt wird. In diesem Fall wird die Stickstoffdüngung mit Mineraldüngern zusammen mit der Stickstoffdüngung durch Gülle der Stickstoffabfuhr mit dem Erntegut angepasst. Der Stickstoffsaldo mit Zu- und Abschlägen ist daher mit 15 kg/ha sehr niedrig.

Schwefel: Die Schwefelsalden der Getreidearten sind mehr oder weniger ausgeglichen. Dagegen sind die von Silomais, Winterraps und Kartoffeln erhöht und gehen ins Positive. Der erhöhte Schwefelsaldo von Silomais ist auf den Einsatz eines schwefelhaltigen Mehrnährstoffdüngers im Jahr 2000 und auf den Einsatz von Wirtschaftsdüngern zurückzuführen. Raps ist die Fruchtart, die als erste Symptome des Schwefelmangels zeigt. Aus diesem Grund wird auf die Schwefelversorgung von Raps besonderer Wert gelegt. Der Schwefelsaldo von plus 10 kg/ha stammt aus der ausgebrachten Gülle und aus 40er Kali (mit 4 % S). Bei Kartoffeln führt eine gute Kaliumversorgung des Bodens zu einer verbesserten Qualität. Wird die Kaliumdüngung im Frühjahr durchgeführt, müssen Kalidünger gewählt werden, die das Kalium in sulfatischer Form gebunden haben, da bei chloridischer Bindung des Kaliums Chlorid die Stärkeeinlagerung in die Knollen behindert. Flächenmäßig ist der Anbau von Kartoffeln jedoch unbedeutend. Den Kartoffelanbau wegen zu hoher Schwefelbilanz-Überschüsse einzustellen, ist keine sinnvolle Empfehlung, da er eine wichtige Erweiterung der sonst sehr einseitigen Fruchtfolge mit über 60 % Mais darstellt.

Tab. 33: Zufuhren, Abfuhren und Salden für Stickstoff und Schwefel für ausgewählte Fruchtarten im Untersuchungsgebiet Bramstedt. Werte als jährliche flächengewichtete Mittelwerte der Jahre 1996–2000 auf Basis der Flächenbilanzierung, Abweichungen ergeben sich rundungsbedingt

	Winterweizen	Wintergerste	Triticale	Silomais	Grünland mittlerer und hoher Nutzungsintensität	Winterraps	Kartoffeln
Ertrag [dt/ha]	77	60	76	450	369	33	297
Flächenanteil [%]	1	3	6	27	39	2	1
+ N-Zufuhr mineralisch [kg/ha]	165	139	122	19	104	181	125
+ N-Zufuhr organisch [kg/ha]	132	109	99	225	186	172	0
– N-Abfuhr [kg/ha]	169	131	179	171	166	107	104
N-Saldo [kg/ha]	128	117	42	72	124	245	21
N-Saldo mit Zu- und Abschlägen [kg/ha]	91	86	15	9	63	197	—
+ S-Zufuhr mineralisch [kg/ha]	2	5	3	2	1	9	54
+ S-Zufuhr organisch [kg/ha]	11	9	7	21	16	14	0
– S-Abfuhr [kg/ha]	15	11	15	12	14	13	9
S-Saldo [kg/ha]	-2	3	-5	11	3	10	45

3.3.2.3 Zusammenfassung

Die atmosphärische Deposition von Schwefel ist in den letzten Jahren allgemein so weit gesunken, dass sie zur Deckung des Bedarfs der landwirtschaftlichen Fruchtarten nicht mehr ausreicht. Schwefelmangel wird im Untersuchungsgebiet bei dem bestehenden hohen Viehbesatz jedoch nicht auftreten, da durch den Zukauf von Futtermitteln genügend Schwefel in die Betriebe gelangt, der dann in Form von Wirtschaftsdünger die Schwefelversorgung der Flächen gewährleistet. Mit einer Güllegabe von 30 bis 40 m³ je Jahr werden 10 bis 20 kg/ha Schwefel ausgebracht.

Charakteristisch für das Untersuchungsgebiet Bramstedt sind landwirtschaftliche Futterbau- und/oder Veredelungsbetriebe, die eine Fläche von je 50–150 ha bewirtschaften. Der Vieh-

besatz des Untersuchungsgebietes liegt auf Basis der Erhebungen bei 2 GV/ha. 50 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche werden als Grünland genutzt. Bezogen auf die Ackerfläche nimmt Silomais 60 % der Fläche ein. Die Stickstoffsalden liegen im Untersuchungsgebiet, bedingt durch den hohen Viehbesatz, bei 82 kg/ha. Der Anteil an Handelsdüngern am Gesamt-Stickstoffimport beträgt 60 %. Der Rest wird mit Futtermitteln importiert. Für Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel sind die Verhältnisse umgekehrt. Sie werden zu 70–80 % mit Futtermitteln importiert, der Rest mit Handelsdüngern. Der Nährstoffimport mit zugekauftem Vieh spielt eine untergeordnete Rolle.

Um zukünftig die Nährstoffsalden zu senken, ist es notwendig, den Zukauf von Mineraldüngern so weit, wie produktionstechnisch möglich, zu senken und die Nährstoffe in den Wirtschaftsdüngern stärker zu berücksichtigen.

Wird zusätzlich zur Gülledüngung eine Vorratsdüngung für mehrere Jahre mit Kaliumchlorid, z. B. 40er Kali mit 4 % Schwefel, durchgeführt, steigt die Schwefelzufuhr in dem betreffenden Jahr um weitere 10 kg/ha an. Der Bilanzüberschuss, der beim Einsatz dieser Dünger entsteht, stellt die potenziell auswaschbare Menge Schwefel dar. Daher ist künftig beim Einsatz dieser Dünger aus Gründen des Grundwasserschutzes die ausgebrachte Menge so zu bemessen, dass sich die Schwefelzufuhr an der Abfuhr orientiert.

In welchem Ausmaß die landwirtschaftlichen Salden von Schwefel und Stickstoff zur Auswaschung in 2 m Bodentiefe führen, wird in Kap. 3.3.3 mithilfe der Modelle SULFONIE und HERMES durch Simulations-Rechnungen untersucht. Im Gegensatz zu diesem Kapitel wird dabei die atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition berücksichtigt.

3.3.3 Simulative Berechnung von Schwefel- und Stickstoffausträgen

3.3.3.1 Derzeitige Landnutzung

Die Simulationsmodelle SULFONIE und HERMES werden wie bereits beschrieben eingesetzt, um den Wasserhaushalt und die Verlagerung von Sulfat und Nitrat im Boden simulativ zu berechnen. Die Simulationsergebnisse werden als flächengewichtete jährliche Mittelwerte für den jeweiligen Zeitabschnitt berechnet.

Wasserhaushalts-Simulation aufgrund der Landnutzung 1982–2000: Bei einem Niederschlag von 781 mm/a beträgt die potenzielle Evapotranspiration nach Haude 468 mm/a. Die reale Evapotranspiration liegt aufgrund der begrenzten Wasserverfügbarkeit in den Sommermonaten rund 50 mm niedriger und beträgt etwa 420 mm/a, s. Tab. 37, S. 130. Die Differenz von etwa 360 mm/a zwischen Niederschlag und realer Verdunstung steht als Sickerwasserspende zur Verfügung. Innerhalb des Untersuchungsgebietes ist die Sickerwasserspende der Moore am geringsten, da im Sommer, bedingt durch den hohen Grundwasserstand, große Mengen Wasser verdunsten können.

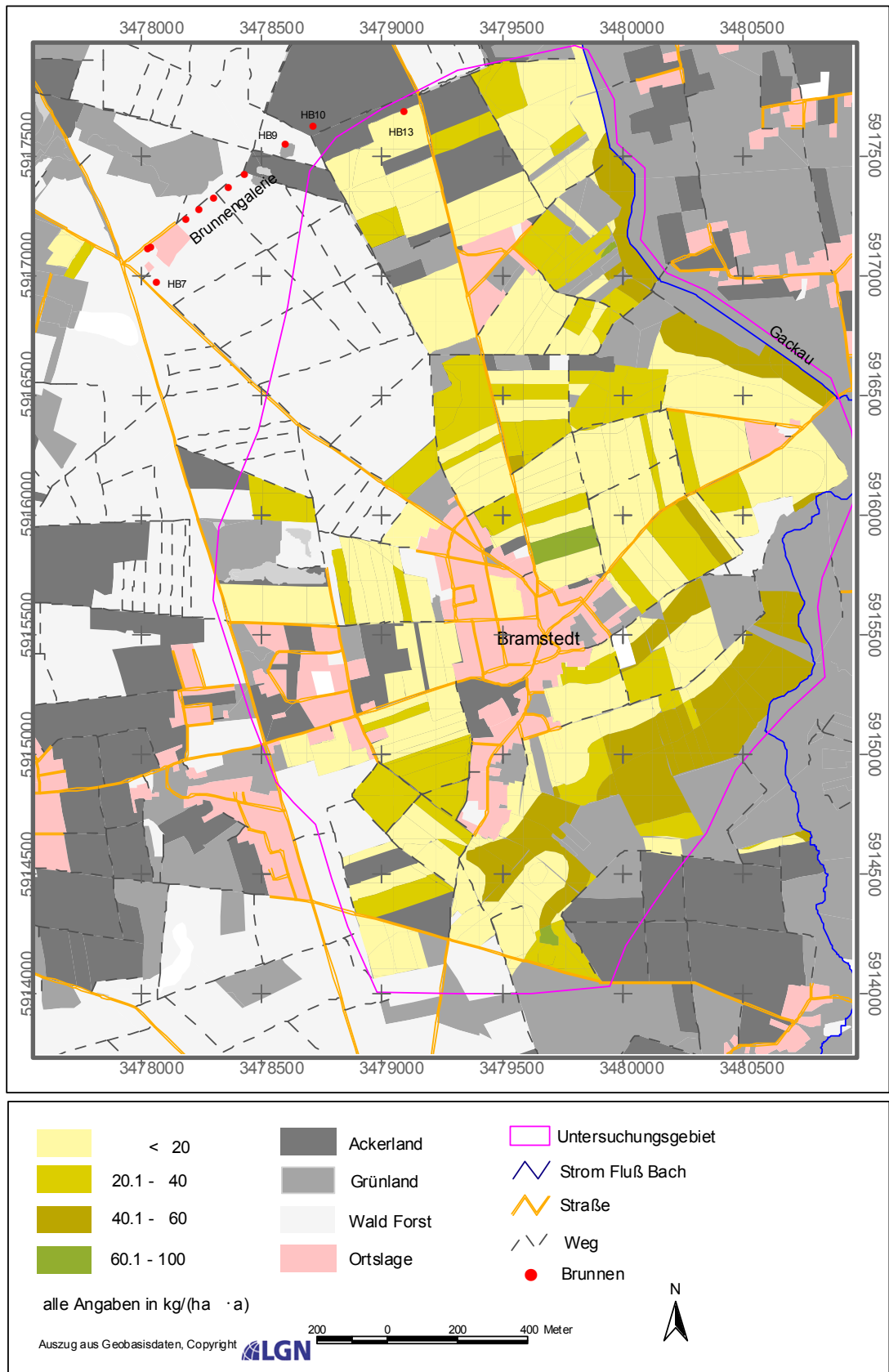


Abb. 46: Simulativ berechnete jährliche Schwefelausträge im Untersuchungsgebiet Bramstedt unter landwirtschaftlich genutzten Flächen
 Mittel der Jahre 1982–2000, Kartengrundlage: LGN u. BÜK50
 GIS: R. Ragnitz/ZALF

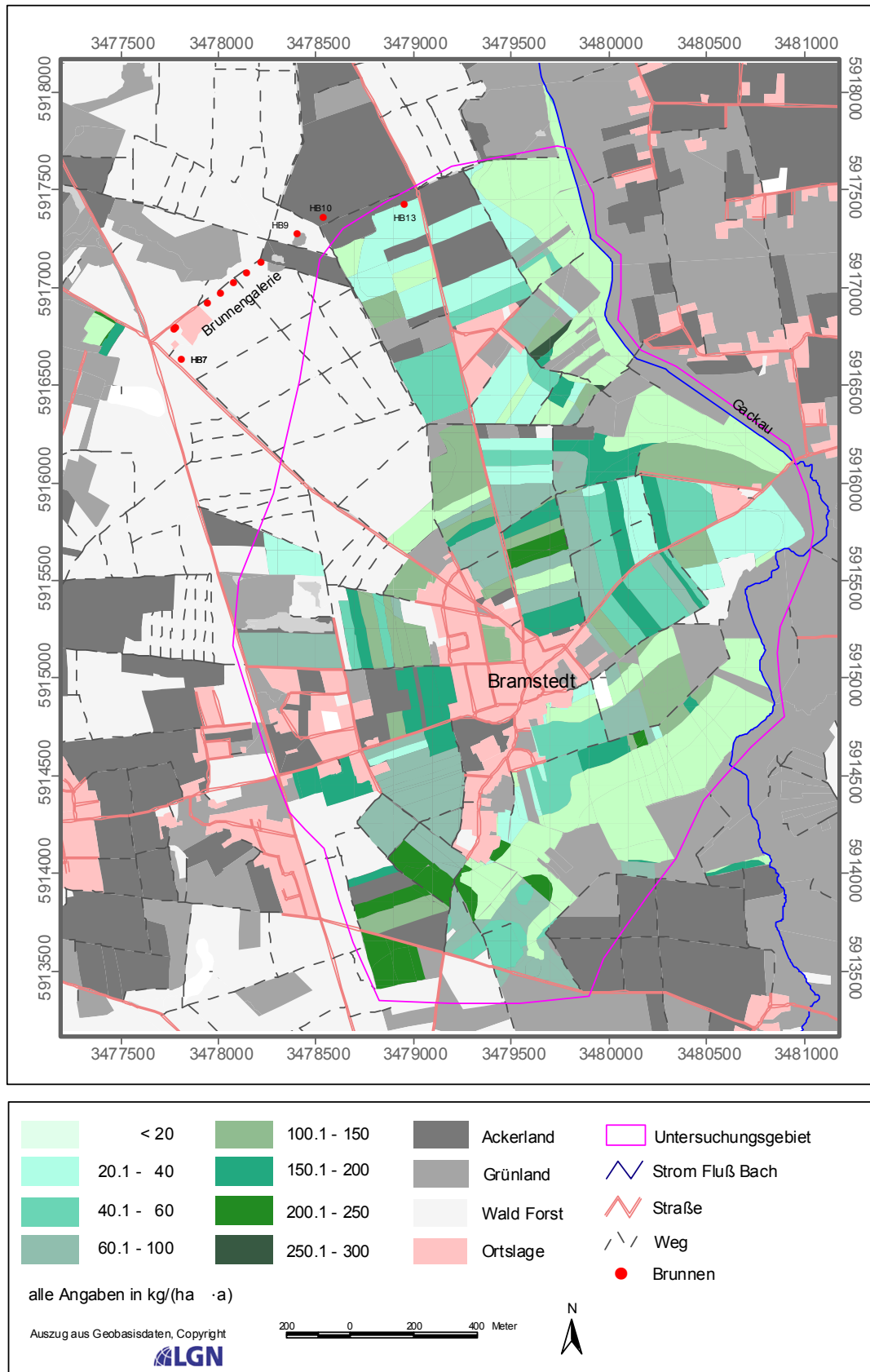


Abb. 47: Simulativ berechnete jährliche Stickstoffausträge im Untersuchungsgebiet Bramstedt unter landwirtschaftlich genutzten Flächen
 Mittel der Jahre 1982–2000, Kartengrundlage: LGN u. BÜK50
 GIS: R. Ragnitz/ZALF

Schwefel: Die Schwefelzufuhr zur landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt insgesamt etwa 27 kg/(ha·a). Davon stammen 10 kg/(ha·a) aus der atmosphärischen Deposition. Mit der Düngung werden durchschnittlich 17 kg/(ha·a) Schwefel zugeführt. Dem steht eine Schwefelabfuhr von 12 kg/(ha·a) mit dem Erntegut gegenüber, der Schwefelsaldo beträgt also 5 kg/(ha·a). Der vom Modell simulierte Schwefelaustrag in 2 m Bodentiefe beträgt demgegenüber im Durchschnitt des Untersuchungsgebietes 20 kg/(ha·a). Das sind 5 kg/(ha·a) mehr als der rechnerische Saldo aus landwirtschaftlicher Nutzung und atmosphärischer Deposition. Dies wird auf die Mineralisation von Torf in den entwässerten Mooren zurückgeführt. Bei einer Sickerwasserspense von etwa 360 mm/a beträgt dessen mittlere Sulfatkonzentration 16 mg/L, s. Tab. 37, S. 130.

Die räumliche Verteilung der simulativ berechneten Schwefelausträge ist in Abb. 46, S. 123, dargestellt. Im östlichen und südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes folgen die Klassengrenzen der jährlichen Schwefelausträge nicht den Schlaggrenzen sondern den Grenzen der Moorböden, wie sie auf der Bodenkarte in Abb. 8, S. 28 dargestellt sind. In den Bereichen mit Moorböden ist der Sulfataustrag infolge der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz höher als auf den angrenzenden Flächen bei gleicher Bewirtschaftung.

Stickstoff: Die räumliche Verteilung der simulierend berechneten Stickstoffausträge ist in Abb. 47, S. 124, dargestellt. Die Moorböden im östlichen und südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes fallen dabei aufgrund der hohen Denitrifikation in die unterste Klasse des Nitrataustrages. Durch die Düngung gelangen bei Anwendung geschätzter Zu- und Abschläge (siehe Kap. 2.3.6.6, S. 43) durchschnittlich 177 kg/(ha·a) Stickstoff auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen. Dem steht eine Abfuhr von 143 kg/(ha·a) mit dem Erntegut gegenüber. Der landwirtschaftliche Stickstoffsaldo beträgt 33 kg/(ha·a). Aus landwirtschaftlichem Saldo zuzüglich der atmosphärischen Deposition von 10 kg/(ha·a) ergibt sich ein Gesamtsaldo von 43 kg/(ha·a). Die Differenz zu dem modellmäßig berechneten Stickstoffaustrag von 68 kg/(ha·a) in 2 m Bodentiefe ist auf die Mineralisierung sich zersetzender Torfreste in den sehr humosen Böden zurückzuführen. Aufgrund der hohen Sickerwasserspense beträgt die Nitratkonzentration des Sickerwassers in 2 m Bodentiefe nur 84 mg/L. Dies ist im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Mockritz sehr wenig.

Abb. 48, S. 126, zeigt die *zeitliche Entwicklung* einiger Ausgabegrößen der Modelle SULFONIE und HERMES. Generell liegt die Sulfatkonzentration im Sickerwasser mit 15 bis 30 mg/L im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Mockritz auf niedrigem Niveau und mit fallender Tendenz. Die fallende Tendenz ist, wie oben bereits erwähnt, auf den zurückgehenden Abbau der organischen Substanz der Moore zurückzuführen. Die relativ niederschlagsarmen Jahre 1989 und 1996 haben kaum Auswirkungen auf die Sulfatkonzentration des Sickerwassers. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser liegt in diesen Jahren jedoch besonders niedrig. In dem niederschlagsreichen Jahr 1998 haben der Stickstoffaustrag und die Nitratkonzentration im Sickerwasser einen Peak. Für Schwefel lässt sich eine erhöhte Auswaschungsrate jedoch nicht feststellen. Weitere Ergebnisse der Simulationsrechnung sind Anhang 20, S. 166, zu entnehmen.

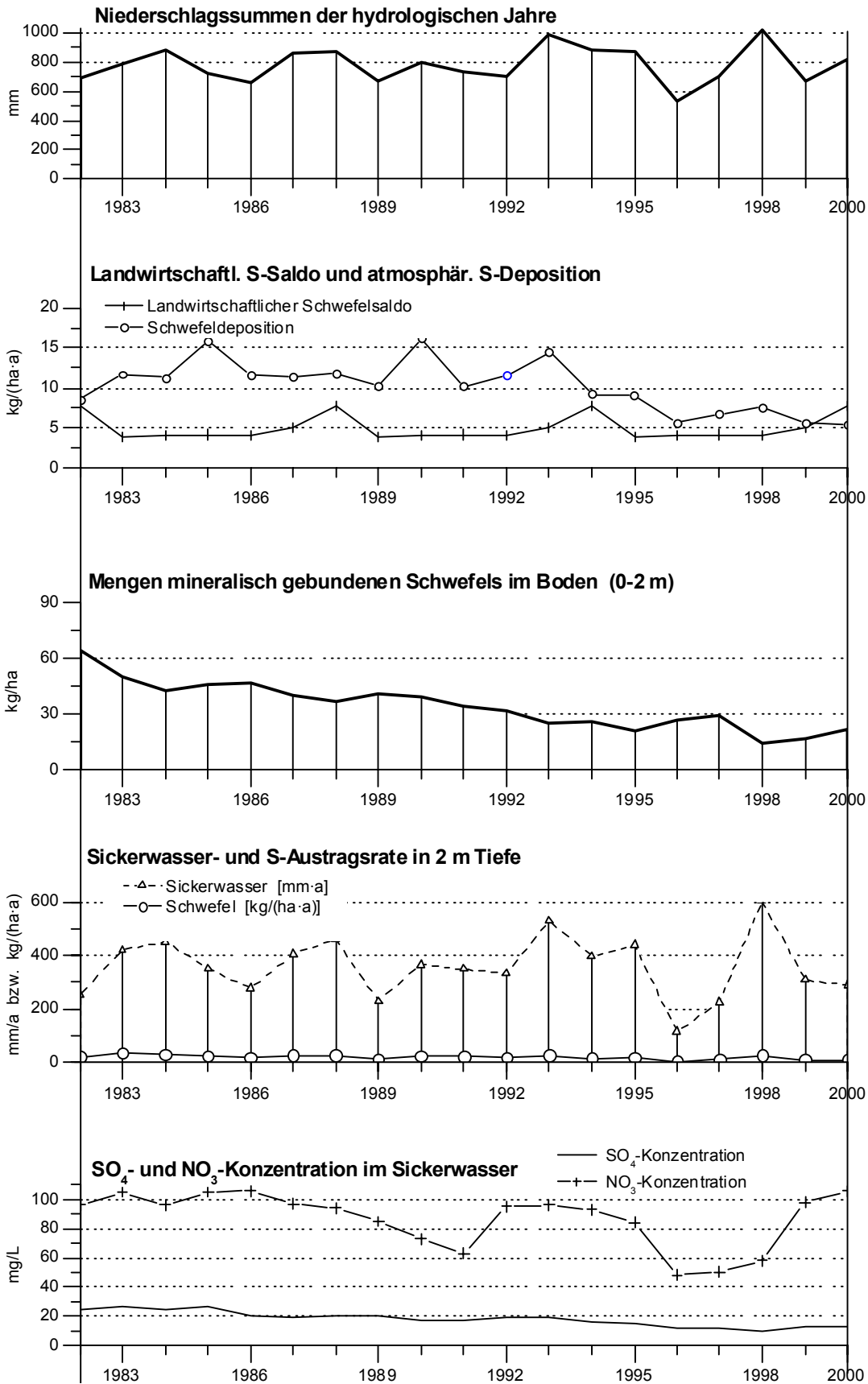


Abb. 48: Verlauf der jährlichen Werte für Niederschlag, atmosphärische Deposition, landwirtschaftlichen Schwefelsaldo sowie ausgewählter Werte der Simulations-Rechnungen 1982–2000 in Bramstedt
Werte als flächengewichtete Mittelwerte des Untersuchungsgebietes berechnet

Simulation eines 'Referenz-Szenarios'

Um die Landnutzung 1982–2000 mit den Szenarien möglicher künftiger Formen der Landnutzung direkt vergleichen zu können, wird eine Variante der heutigen Landnutzung als 'Referenz-Szenario' simuliert. In diesem Szenario werden Landnutzungsdaten und die Startwerte für S_{\min} und N_{\min} im Boden wie bei der Simulation der heutigen Landnutzung von 1982 bis 2000 eingesetzt. Für die Deposition werden dagegen die Werte des Jahres 2001 verwendet, wie dies in allen Szenarien geschieht: Für Schwefel beträgt die atmosphärische Deposition im Jahr 2001 5 kg/(ha·a) gegenüber 10 kg/(ha·a) im 19-jährigen Mittel, für Stickstoff 11 kg/(ha·a) gegenüber 12 kg/(ha·a) im 19-jährigen Mittel. Damit sind die Ergebnisse des 'Referenz-Szenarios' direkt mit denen der Szenarien künftiger Landnutzungen vergleichbar.

Ergebnisse: Durch die Senkung der Depositionsrate sinkt der Saldo von landwirtschaftlicher Flächennutzung und atmosphärischer Deposition von 15 kg/(ha·a) auf 10 kg/(ha·a). Die Konzentration des Sulfats im Sickerwasser sinkt nur leicht von 16 auf 12 mg/L. Die Konzentration des Nitrats bleibt wegen der nur geringfügigen Änderung der atmosphärischen Deposition mit 83 mg/L fast unverändert. Weitere Ergebnisse der Simulationsrechnung für das 'Referenz-Szenario' sind im Anhang 21, S. 167, zusammengefasst.

3.3.3.2 Modellierung möglicher künftiger Szenarien der Agrarflächen-Nutzung

Szenario 'Klimaänderung'

Dieses Szenario kombiniert die Landnutzungsdaten der heutigen Landwirtschaft (1982–2000) mit den Wetterdaten eines angenommenen künftigen Klimaszenarios. Danach erhöht sich der Niederschlag um knapp 20 % von 781 auf 925 mm/a. Tab. 34 zeigt eine vereinfachte Darstellung des Wasserhaushaltes. Im Mittel der Jahre steigt durch die höheren Temperaturen und die höheren Niederschläge die reale Evapotranspiration um knapp ein Drittel von 422 auf 546 mm/a an. Die Sickerwasserspende erhöht sich um etwa 20 mm von 359 auf 380 mm/a.

Der simulativ berechnete Schwefelaustrag beträgt 14 kg/(ha·a). Bei einer Sickerwasserspende von 380 mm errechnet sich eine mittlere Sulfatkonzentration von 12 mg/L, s. Abb. 49, S. 130. Die Abweichungen gegenüber dem 'Referenz-Szenario' sind damit unbedeutend. Die Nitratkonzentration verringert sich gegenüber dem 'Referenz-Szenario' nur tendenziell. Zusätzliche Ergebnisse der modellmäßigen Berechnung dieses Szenarios sind im Anhang 21, S. 167 enthalten.

Tab. 34: Komponenten des Wasserhaushaltes im Untersuchungsgebiet Bramstedt für das heutige Klima und ein Klimaszenario

Klima	Nieder- schlag	=	reale Evapotran- spiration	+	Sicker- wasser	+	Vorrats- änderung
	mm/a		mm/a		mm/a		mm/a
Ist-Klima 1982–2000 ('Referenz-Szenario')	781	=	422	+	359	+	0
Klimaszenario 2062–2080	925	=	546	+	380	+	-1

Szenario 'Schwefeldüngung'

Für dieses Szenario wird der flächendeckende Einsatz von schwefelhaltigen Düngern unterstellt. Damit wird die Schwefelzufuhr durch die landwirtschaftliche Flächennutzung von 17 auf 27 kg/(ha·a) angehoben, s. Tab. 35. Der Schwefelsaldo aus landwirtschaftlicher Flächen-

nutzung (16 kg/(ha·a)) und atmosphärischer Deposition (5 kg/(ha·a)) steigt von 10 auf 21 kg/(ha·a) gegenüber dem 'Referenz-Szenario' an. Der simulativ berechnete Schwefelaus-
trag in 2 m Tiefe steigt von 15 auf 24 kg/(ha·a) an, s. Tab. 37, S. 130. Die Differenz zwischen
landwirtschaftlichem Schwefelsaldo und jährlicher Auswaschungsrate ist auch in diesem Fall
auf die Mineralisation der Moore zurückzuführen. Bei einer simulativ berechneten Sicker-
wassermenge von 359 mm/a errechnet sich eine mittlere Sulfatkonzentration von 20 mg/L.
Diese ist um knapp 10 mg/L höher als die des 'Referenz-Szenarios'. Für Stickstoff bleiben
Zufuhr, Abfuhr und Saldo in diesem Szenario unverändert.

Tab. 35: Veränderung der landwirtschaftlichen Schwefelbilanz im Szenario 'Schwefeldüngung' im
Untersuchungsgebiet Bramstedt
gewichteter 19-jähriger Durchschnitt, Abweichungen rundungsbedingt

	atm. Deposition	Zufuhr	Abfuhr	ldw. Saldo	Saldo + atm. Deposition
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)
'Referenz-Szenario'	5	17	12	5	10
Szenario 'Schwefeldüngung'	5	27	12	16	21

Szenario 'Schwefeldüngung' und 'Klimaänderung': Die Verknüpfung beider Szenarien
bewirkte aufgrund der gestiegenen Sickerwasserrate nur eine tendenzielle Verringerung der
Sulfat- und Nitratkonzentration im Sickerwasser. Zusätzliche Ergebnisse der simulativen Be-
rechnung für die beiden Schwefeldüngungs-Szenarien sind im Anhang 22, S. 168, dargestellt.

Szenario 'Ökologischer Landbau'

Im Szenario 'Ökologischer Landbau' werden durch den Verzicht auf mineralische Dünge-
mittel die Nährstoffzufuhr und infolgedessen auch die Erträge und damit die Nährstoff-
abfuhr verringert. Die Änderung der Nährstoffbilanz für Schwefel und Stickstoff ist in Tab.
36 dargestellt. Dabei sind auf Grund des ausschließlichen Einsatzes von Wirtschaftsdüngern
die Stickstoffzufuhr und der Stickstoffsaldo unter Anwendung der geschätzten Zu- und Ab-
schläge nach Tab. 7, S. 43, berechnet worden.

Tab. 36: Stickstoff- und Schwefelbilanzen der derzeitigen Landnutzung und des Szenarios 'Öko-
logischer Landbau' im Untersuchungsgebiet Bramstedt
gewichteter 19-jähriger Durchschnitt, Abweichungen rundungsbedingt

	N-Zufuhr mit Zu- und Abschlägen	N- Abfuhr	N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	S- Zufuhr	S- Abfuhr	S-Saldo
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)
Landnutzung 1982–2000	177	144	33	17	12	5
Ökologischer Landbau	110	99	11	13	8	5

Die Simulationsrechnung für dieses Szenario weist eine Sulfatkonzentration von 12 mg/L
und eine Nitratkonzentration von 73 mg/L im Sickerwasser aus. Die relativ hohe Stickstoff-
zufuhr nach den Maßstäben des Ökologischen Landbaues ist durch den hohen Viehbesatz be-
gründet.

Die Verknüpfung der Szenarien 'Ökologischer Landbau' und 'Klimaänderung' bewirkt
aufgrund der gestiegenen Sickerwasserrate nur eine sich tendenziell andeutende Verringerung
der Sulfat- und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Weitere Ergebnisse der Modell-
rechnungen für die beiden Szenarien des Ökologischen Landbaues sind im Anhang 23, S. 169
zusammengefasst.

3.3.3.3 Zusammenfassung

Im Zeitabschnitt 1982–2000 liegt der jährliche Saldo aus landwirtschaftlicher Flächennutzung und atmosphärischer Deposition bei 15 kg/(ha·a). Bei einer Sickerwasserrate von 359 mm/a beträgt die Sulfatkonzentration im Sickerwasser 16 mg/L. Im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Mockritz ist damit die Sulfatkonzentration im Sickerwasser sehr gering, welches zum einen auf die fehlende Akkumulation von Sulfatschwefel im Boden zurückzuführen ist, zum anderen auf die vergleichsweise hohe Sickerwasserrate.

Das Szenario einer flächendeckenden Schwefeldüngung hat die Schwefelsalden aus landwirtschaftlicher Flächennutzung auf 10–20 kg/ha angehoben. Dies ist im Sinne der „guten fachlichen Praxis“ geschehen. Die Erhöhung der Schwefelsalden führt bei einer Sickerwasserrate von rund 360 mm zu einem Anstieg der Sulfatkonzentration um lediglich 10 mg/L.

Zusätzlich zum direkten Sulfateintrag in das Grundwasser unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ist der indirekte Beitrag zu berücksichtigen. Stickstoffüberschüsse in der Flächenbilanz führen zu Nitrat im Sickerwasser. Dieses Nitrat dient als Sauerstoffquelle für die autotrophe Denitrifikation im anaeroben Bereich des Grundwasserleiters. Dabei werden mit Hilfe von Bakterien Eisensulfide (FeS_2) in den pleistozänen Sanden mit Hilfe des Sauerstoffs aus dem Nitrat oxidiert. Das Nitrat wird dabei zu N_2O bzw. N_2 reduziert.

Zusammenfassend gilt also, dass die landwirtschaftliche Flächennutzung auch bei dem vorhandenen hohen Viehbesatz von 2 GV/ha auf dem direkten Eintragspfad nur geringfügig zu einer Erhöhung des Sulfatgehaltes im Sickerwasser beiträgt. Eine Überschreitung des Indikatorwertes für Trinkwasser von 240 mg/L ist im Sickerwasser in der Bodentiefe von 2 m nicht zu erwarten.

Tab. 37: Übersicht ausgewählter Größen der Simulationsrechnungen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien für das Untersuchungsgebiet Bramstedt
Werte berechnet als flächengewichtete durchschnittliche Jahresraten im 19-jährigen Mittel, Abweichungen rundungsbedingt

Bramstedt, derzeitige Landwirtschaft und Szenarien	atmosphär. S-Deposition	landwirtschaftl. S-Saldo	S-Austrag in 2 m Tiefe	atmosphär. N-Deposition	landwirtschaftl. N-Saldo	N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	N-Austrag in 2 m Tiefe	Niederschlag	Sickerwasser- menge in 2 m Tiefe	reale Evapo- transpiration
	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	kg/(ha·a)	mm/a	mm/a	mm/a
Landnutzung 1982–2000	10	5	20	12	81	33	68	781	359	422
'Referenz-Szenario' 25 Jahre heutige Landnutzung	5	5	15	11	81	33	67	781	359	422
'Referenz-Szenario + 'Klimaänderung 2062–2080'	5	5	14	11	81	33	66	925	380	546
'Schwefeldüngung'	5	16	24	11	81	33	67	781	359	422
'Schwefeldüngung' + 'Klimaänderung 2062–2080'	5	16	24	11	81	33	66	925	380	546
'Ökologischer Landbau'	5	5	15	11	58	11	59	781	360	420
'Ökologischer Landbau' + 'Klimaänderung 2062–2080'	5	5	14	11	58	11	59	925	382	544

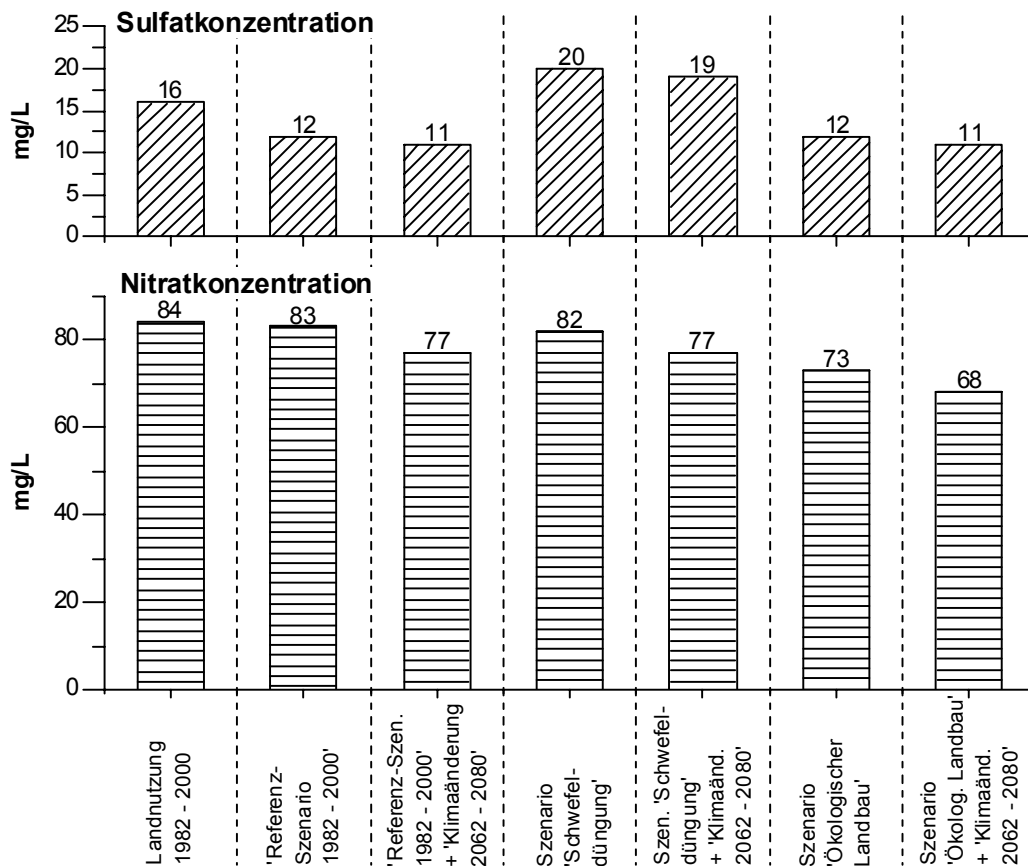


Abb. 49: Vergleich der simulativ berechneten Sulfat- und Nitratkonzentrationen: a) der realen Landnutzung, b) der 6 Landnutzungs-Szenarien im Untersuchungsgebiet Bramstedt
Werte berechnet als flächengewichtete durchschnittliche Jahresraten der jeweiligen Modellierungsperiode, Abweichungen rundungsbedingt

4 Diskussion

Zur Gliederung der Diskussion sei die in Abb. 50 dargestellte Skizze verwendet. Sie zeigt den relativ kurzen (2 Jahre) Beobachtungs- und Mess-Zeitabschnitt. Aus diesem heraus wurde die vorausgegangene ökologische Situation rekonstruiert, um die innerhalb des Messabschnittes erfassten System-Kenngrößen – z. B. Sulfatschwefel-Mengenverteilung im Boden oder die Erstellung von Schwefelbilanzen – zu interpretieren und Vorhersagen für Abschnitt III zu ermöglichen.

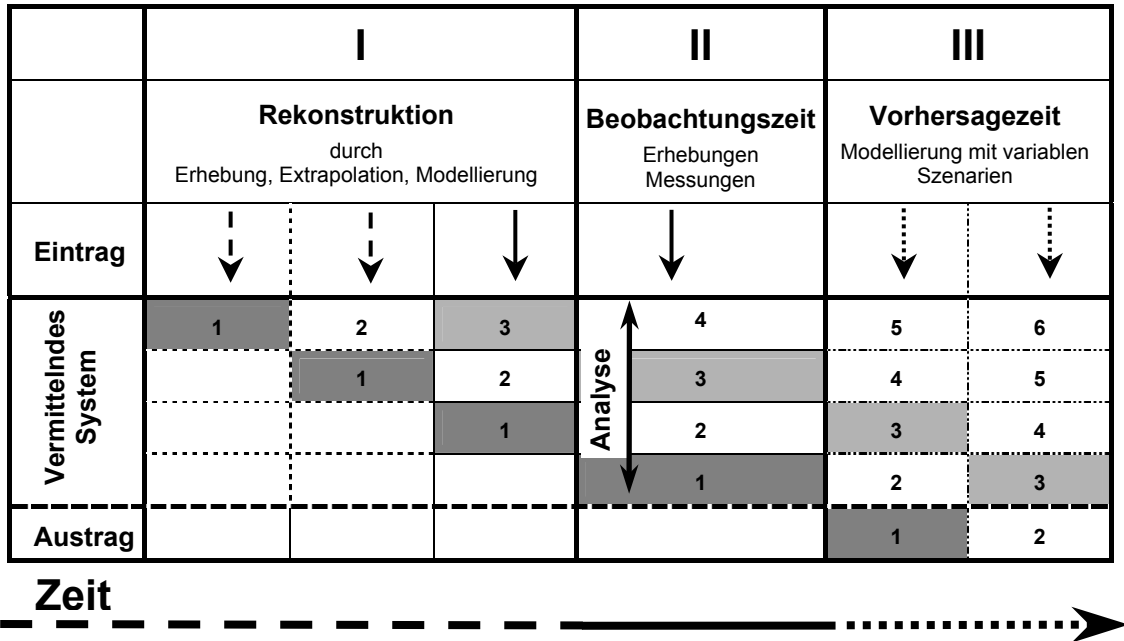


Abb. 50: Schema zur Gliederung der Daten in: Beobachtungs-Zeit, Rekonstruktion der Vergangenheit und Vorhersage-Zeit

Zu den Punkten, die an dieser Stelle zu diskutieren sind – und zwar in erster Linie bezogen auf das Untersuchungsgebiet Mockritz bei Torgau – gehören: Kritik der verwendeten Schwefelgehalte des Pflanzenmaterials, Validitätsprüfung der Simulationsmodelle und Methodik der agrarischen Betriebserhebungen.

4.1 Schwefelgehalte der landwirtschaftlichen Betriebsmittel

Für die Bilanzierung von Nährstoff-Flüssen in landwirtschaftlichen Betrieben sind zwei Vorgehensweisen von Bedeutung: die Erhebung der Menge des jeweiligen stofflichen Betriebsmittels und dessen Nährstoff-Konzentration, hier insbesondere des Schwefels. Die erhobenen Mengen werden in dieser Arbeit mit einer Reihe von Prüfungen auf ihre Plausibilität getestet. Zur Ermittlung der Gehalte an Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel der Betriebsmittel und des Erntegutes der angebauten Fruchtarten ist auf verschiedene Autoren zurückzugreifen. Ergänzend werden exemplarisch eigene Analysen durchgeführt. Bei den

Angaben zum Schwefelgehalt im Erntegut, lassen sich unter den Autoren zwei Gruppen bilden: 1) solche, die relativ hohe Schwefelgehalte im Erntegut der Fruchtarten angeben, und solche, die relativ niedrige Schwefelgehalte nennen. Zur ersten Gruppe zählen die Arbeiten von KURMIES (1957), BUCHNER (1958), LLG (2002) und FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU (1993); zur zweiten Gruppe die Arbeiten von VARO et al. (1980a, 1980b), SILLANPÄÄ u. JANNSON (1991), BLOEM (1998) und SCHILLING (1982), die niedrige Werte angeben. Die Werte der eigenen Analysen lagen im unteren Bereich, weshalb für die angebauten Kulturen Schwefelgehalte verwendet worden sind, die sich an den Autoren mit den relativ geringen Schwefelgehalten orientieren.

Nährstoffgehalte sind keine statischen Größen. Sie variieren in Abhängigkeit vom Schwefelangebot und von den Wachstumsbedingungen. Versuche mit unterschiedlich hoher Schwefelversorgung zeigen (BLOEM, 1998), dass der Schwefelgehalt im Erntegut bei erhöhtem Schwefelangebot steigt. Dabei hat SCHMALENBACH (1996) festgestellt, dass die Pflanzen bei geringem Schwefel-Angebot diesen vor allem in ihre generativen Organe einbauen. Bei steigender Schwefelversorgung steigen die Schwefelgehalte in den vegetativen Organen der Pflanzen. Dies würde auch die relativ hohen Schwefelgehalte im Nebenerntegut bei KURMIES (1957) und BUCHNER (1958) erklären, deren Versuche zu einer Zeit durchgeführt worden sind, als die atmosphärische Deposition bereits mehrfach den Schwefelbedarf der Pflanzen zu decken in der Lage war. PREUSCHOFF (1995) hat an Weißkohl Versuche mit einer Steigerung der Schwefeldüngung durchgeführt, wobei jedoch der Sulfat-Schwefelgehalt des Bodens auch ohne Schwefeldüngung bereits so hoch war, dass keine Mangelerscheinungen auftraten. Die zusätzliche Schwefeldüngung bewirkte, dass hier der Schwefelgehalt der Umblätter des Weißkohls stieg, der der Köpfe jedoch konstant blieb.

Eine Steigerung des Nährstoffangebotes muss sich jedoch nicht in jedem Fall in einem erhöhten Gehalt dieses Nährstoffes in der Pflanze widerspiegeln. ANTONY (1993) hat zahlreiche Proben von Weizen auf ihren Stickstoffgehalt untersucht. Da Analysen jedoch immer zeit- und kostenaufwändig sind, hat er die Analyseergebnisse mit zwei Schätzverfahren zum Stickstoffgehalt verglichen: a) Annahme eines konstanten, der Region angepassten Stickstoffgehaltes, b) Annahme einer Steigerung des Stickstoffgehaltes, wenn die Düngung ein bestimmtes Niveau übersteigt. Die Analysenwerte sind von keinem der Schätzverfahren richtig getroffen worden. Die Abweichungen der Schätzungen von dem Messergebnis lag für beide Verfahren in ähnlicher Größenordnung. Nach ANTONY kann bei erhöhter Stickstoffdüngung der Stickstoff von der Pflanze sowohl in einen höheren Gehalt des Kornes als auch in einen gesteigerten Ertrag umgesetzt werden.

Eine weitere Möglichkeit der Berücksichtigung unterschiedlicher Stickstoffgehalte in den Pflanzen ist hier noch in die Diskussion zu bringen: die dynamische Modellierung des Stickstoffgehaltes durch die simulative Berechnung der Wachstumsbedingungen mit Hilfe von Modellen. Das Modell HERMES hat ein solches dynamisches Modul für die Stickstoffaufnahme einiger Fruchtarten. Es wurde jedoch in dieser Arbeit nicht eingesetzt, da es bislang noch zu wenige Fruchtarten umfasst und somit eine flächendeckende Modellierung des Untersuchungsgebietes nicht möglich ist. Für Schwefel liegt ein derartiges dynamisches Wachstumsmodell bislang nicht vor.

Für diese Arbeit ist der Weg der „konstanten Nährstoffgehalte“ im Erntegut der Fruchtarten gewählt worden, da andernfalls eine sehr hohe Anzahl an Analysen hätte durchgeführt werden müssen. Außerdem wären wichtige Teile dieser Arbeit nicht durchführbar gewesen: die Rekonstruktion der Nutzungsverhältnisse in der Vergangenheit und die Projektion mög-

licher Formen der Landnutzung in die Zukunft in Form veränderter Szenarien. Zusätzlich ist die modellmäßige Berechnung der Sickerwasserspense und der Stoffausträge auf lange Datenreihen angewiesen, da andernfalls sich die Stoffausträge nicht auf die Ein- und Austräge sowie die daraus folgenden Umsetzungsprozesse beziehen, sondern lediglich die Startbedingungen der Modellierung wiedergeben. Aus diesem Grund sind in dieser Arbeit die Zeitreihen verlängert worden, indem fehlende Landnutzungsdaten aus den erhobenen Daten abgeleitet worden sind. Die dadurch möglichen Fehler werden in Kauf genommen, um das Ziel der Modellierung großer Flächen (Mockritz 3 700 ha) und langer Zeiträume (Mockritz 34 Jahre, Bramstedt 25 Jahre) zu erreichen, wobei die darin liegenden Unsicherheiten im Hinblick auf die große Linie tragbar erscheinen.

4.2 Modellvalidierung

Die exemplarische Untersuchung der Einzelbohrungen zeigt, dass in Mockritz noch erhebliche Mengen Sulfatschwefel im Boden gelöst vorliegen. Mit Hilfe der Simulationsrechnung kann gezeigt werden, dass die akkumulierte Sulfatschwefel-Menge seit Mitte der 80er Jahre kontinuierlich angestiegen ist. Einen wesentlichen Einfluss hat dabei das Ansteigen der atmosphärischen Deposition von 90 auf 200 kg/(ha·a) gehabt. Ab 1991 sind die Einträge sowohl aus der Atmosphäre als auch aus der Landnutzung in erheblichem Maße gesunken. Wie Abb. 20, Abb. 23, Abb. 25 und Abb. 28, S. 66ff, zeigen, bleibt jedoch die Menge des im Boden akkumulierten Sulfatschwefels auf hohem Niveau, da die Jahre 1991–1993 sehr niederschlagsarm waren und sich infolgedessen im Boden kaum absteigendes Sickerwasser gebildet hat. Im Jahr 1994 steigt infolge hoher Niederschläge die Sickerwassermenge auf 250 mm an, welches dem 3-fachen des Mittelwertes entspricht. In diesem Jahr werden wesentliche Mengen an Sulfatschwefel verdrängt und zum Teil aus dem Bodenabschnitt bis 2 m Tiefe ausgewaschen. In den Böden aus Lehm und Ton wird Sulfat aus den oberen Schichten bis in eine Tiefe von 6 oder 9 dm verdrängt, während in den Sandböden die Sulfatschwefel-Mengen fast vollständig ausgewaschen werden.

Bei dem Vergleich gemessener und simulativ berechneter Werte für einzelne Bohrungen werden Korrelationskoeffizienten mit $r^2 = 0,65$ bis $0,98$ gefunden. Bei diesem Vergleich gemessener und simulativ berechneter Sulfatschwefel-Mengen der Profile ist zu bedenken, dass bei den Eingangsdaten des Modells Unsicherheiten vorliegen können, die das Ergebnis verfälschen:

Für die Berechnung der Nährstoffbilanzen wird der Schlag als die kleinste homogene Einheit betrachtet. Wird jedoch eine Einzelbohrung auf einem Schlag zum Gegenstand der Betrachtung, so ist von Bedeutung, welche Schwefelzu- und -abfuhr genau an dieser Stelle stattgefunden haben. Da Daten unterhalb der Ebene „Schlag“ nicht vorliegen, soll hier eine Fehlerabschätzung unter Berücksichtigung der Heterogenitäten innerhalb eines Schlages erfolgen. Dafür wird ein Modellfall konstruiert, dessen Zu- und Abfuhr-Daten für Schwefel sich an denen des Untersuchungsgebietes Bramstedt orientieren. Darüber hinaus wird dieses Beispiel vereinfacht, indem die Nettomineralisation unberücksichtigt bleibt und der Saldo mit der in 2 m Bodentiefe ausgetragenen Fracht gleich gesetzt wird. Abb. 51 zeigt, mit welchen Streubreiten dabei in der Praxis zu rechnen ist. Bei der angegebenen Streubreite der Eingangsdaten ist mit einer Streuung des Saldos von $\pm 33\%$ zu rechnen. Die Sulfatkonzentration

streut mit -46 und +77 % um den simulativ berechneten Wert. Die Asymmetrie des Streubereiches kommt dadurch zustande, dass die größte Jahresrate mit der kleinsten Sickerwasserrate und die kleinste Jahresrate mit der größten Sickerwasserrate kombiniert wird. Die Unsicherheit bei der Höhe der Sickerwasserrate wird mit 25 % relativ hoch gewählt, da es sich um einen Sammelparameter handelt, in den die Größen der Wetterdaten zur Berechnung der realen Evapotranspiration und die Bodenart einfließen.

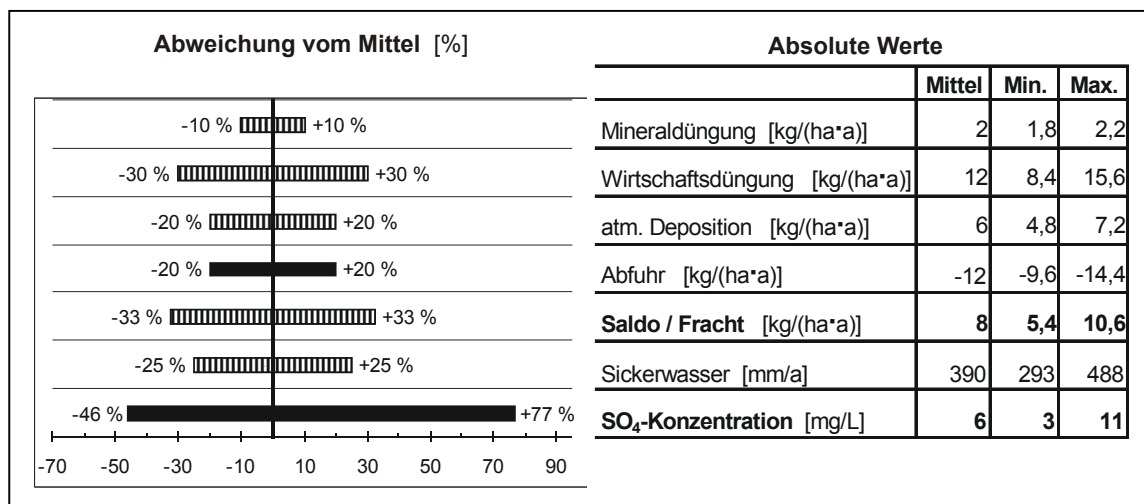


Abb. 51: Beispiel für mögliche maximale und minimale Abweichungen der Eingangsdaten des Modells durch Heterogenität innerhalb von Schlägen in % (links) und in absoluten Werten (rechts)

Vor diesem Hintergrund ist die Abweichung der simulativ berechneten Werte von den gemessenen zu untersuchen. Dabei wird wie folgt vorgegangen: Zunächst wird der Betrag der absoluten Abweichung je Schicht errechnet. Anschließend wird die Höhe der absoluten Abweichung des simulativ berechneten Wertes in % des gemessenen Wertes berechnet. Daraus ergibt sich eine Differenz zwischen gemessenen und simulativ berechneten Werten von insgesamt 42 %, in Mockritz von 52 %, in Bramstedt von 18 %. In Bramstedt würde die absolute Abweichung damit im Bereich der Schwankungsbreite der Eingangswerte liegen, in Mockritz nicht.

In der Praxis ist jedoch davon auszugehen, dass die dargestellten maximalen und minimalen Abweichungen vom berechneten Mittelwert nur selten auftreten. Es ist vielmehr anzunehmen, dass sich die Fehler zum Teil ausgleichen, sodass die zu erwartende Abweichung der simulierten Werte von den gemessenen geringer ist. Außer der Streubreite der Eingangsdaten der Landnutzung, sind beim Prozess der Modellierung jedoch noch weitere systematische Ursachen zu berücksichtigen, die zu Abweichungen der simulativ berechneten Werte von den gemessenen führen. Diese sollen im Folgenden betrachtet werden:

Die in den Tiefenprofilen gemessenen Sulfatschwefel-Mengen des Bodens sind in Mockritz meist höher als die simulativ berechneten. Dieser Effekt ist bei den Sandböden geringer ausgeprägt als bei den bindigeren Böden. In Bramstedt ist eine relativ gute Übereinstimmung von gemessenen und simulativ berechneten Werten gegeben, wenn man von den Unterschätzungen in den sehr humosen Oberböden und den Moorböden absieht. Die Mindererschätzung in diesen ist wahrscheinlich auf eine als zu gering angenommene Mineralisationsrate des Modells zurückzuführen.

In Mockritz kann dagegen die Minderschätzung methodisch auf drei Ursachen zurückgeführt werden:

- 1) Verwendung von als zu gering angenommenen Werten der atmosphärischen Deposition zur Zeit der DDR,
- 2) Nichtberücksichtigung von eventuellen Sulfat-Konzentrierungen in Böden, bei denen der hochliegende Grundwasserspiegel mit seinem kapillaren Wasseraufstieg in die Evapotranspirations-Zone hineinreicht,
- 3) Nichtberücksichtigung der bislang wenig bekannten Verzögerung des Abwärtstransportes von Sulfat gegenüber seinem Transportmittel Wasser, was auf einer intermediären Sorption des zweiwertigen Anions SO_4^{2-} beruhen könnte,
- 4) Abweichung der tatsächlichen Feldkapazität von der aufgrund der Körnungsansprache (Fingerprobe) geschätzten Feldkapazität.

Da für 2) und 3) keine befriedigenden quantitativen Vorstellungen heranzuziehen sind, kann im Wesentlichen nur mit 1) iterativ in die Simulations-Rechnungen eingestiegen werden. Dieses ist beispielsweise für die Pseudogley-Braunerde in Profil 12 (Abb. 25, S. 72) zu demonstrieren. Für dieses Profil ist der Einfluss 2) auszuschließen, da der Standort grundwasserfern ist. Bildet man die Sulfatschwefel-Summe der Bodentiefen-Abschnitte bis zur Jahrestiefen-Linie 1989 (1989 bis 2000, 12 Jahre), so ergibt sich eine gemessene Sulfatschwefel-Menge von 793 kg/(ha·21 dm), das Modell berechnet dagegen 547 kg/(ha·21 dm). Dem steht ein Schwefeleintrag für diese 12 Jahre von insgesamt 347 kg/ha gegenüber, wobei 43 kg/ha aus dem landwirtschaftlichen Schwefelsaldo und 304 kg/ha aus dem atmosphärischen Eintrag stammen (Abb. 52, Situation a). Würde man den Eintrag aus atmosphärischer Deposition für die beiden Jahre 1989 und 1990 von durchschnittlich 106 kg/(ha·a) um den Faktor 1,2 auf 128 kg/(ha·a) (Differenz 22 kg/ha) erhöhen, ergibt sich folgendes Bild: Mit der atmosphärischen Deposition werden jetzt 346 kg/ha eingetragen, der Beitrag aus der landwirtschaftlichen Nutzung bleibt mit 43 kg/ha unverändert. Wird mit diesen geänderten Depositionsdaten eine Simulationsrechnung durchgeführt, beträgt die simulativ berechnete Sulfatschwefel-Summe in den oberen 21 dm des Bodens 723 kg/ha gegenüber der gemessenen Sulfatschwefel-Menge von 793 kg/ha. Damit sinkt die Differenz zwischen „gemessen“ und „simulativ berechnet“ von 246 kg/(ha·21 dm) auf 70 kg/(ha·21 dm) (Abb. 52, Situation b).

Zieht man die mögliche Verzögerung im Transport von Sulfat in Betracht – die von dem Simulationsmodell nicht berücksichtigt wird – und nimmt man aus diesem Grund für die Summenbildung der Einträge bei „berechnet“ und „gemessen“ das vorausgegangene Jahr 1988 mit hinzu, so liegt die Eintragssumme bei 712 kg/ha. Davon stammen 589 kg/ha aus atmosphärischer Deposition und 123 kg/ha aus dem landwirtschaftlichen Saldo. Ein weiteres Jahr hinzugenommen, würde die Eintragssumme auf 889 kg/ha erhöhen. Das heißt, bei den kurzen Verdrängungsstrecken dieser Jahresfolge und den möglichen Ungenauigkeiten bei der Ziehung von Jahresgrenzlinien erscheint die Annahme einer bis zum Jahr 1990 um den Faktor 1,2 erhöhten Deposition durchaus befriedigend.

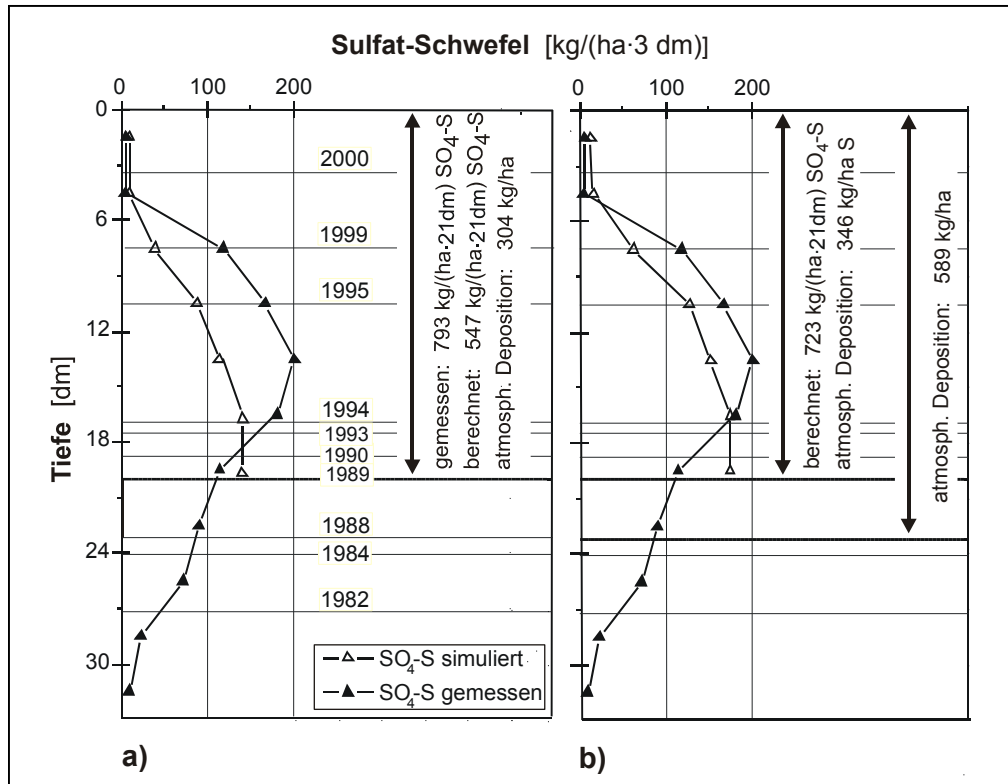


Abb. 52: Iterative Überlegungen zur Prüfung der Höhe der Deposition am Beispiel von Profil 12

4.2.1 Verlagerungstiefe des Sickerwassers

Als Grundlage für die Quantifizierung der Flussraten im Boden und die Sickerwasserspende wird das Wasserhaushalts-Modul des Simulationsmodells SULFONIE, welches identisch mit dem des Modells HERMES ist, verwendet. Dessen Grunddaten sind die Niederschlagshöhe, das Wasser-Dampfdruck-Sättigungsdefizit um 14:30 Uhr, die Temperatur um 14:30 Uhr, die Tagesdurchschnittstemperatur und die fruchtartspezifischen monatlichen Verdunstungsfaktoren. Über dieses Simulationsmodell soll hier nicht diskutiert werden, da es seine Validität oft genug unter Beweis gestellt hat. Trotzdem ist zu beachten, dass die jährlichen Strecken des abwärtsverdrängten Wassers infolge nicht zutreffender Eingangsdaten variieren können. Dies kann z. B. durch Wetterdaten entstehen, die von Stationen stammen, deren Wetter von dem des untersuchten Standortes abweicht, oder durch die Verwendung nicht zutreffender Feldkapazitätswerte des Bodens. Für die hier verwendeten Daten der Feldkapazität ist mit Hilfe der Fingerprobe die Bodenart geschätzt worden. Die zugeordnete Feldkapazität wurde aus der Kartieranleitung (BGR, 1994) übernommen. Um die Verlässlichkeit dieser Tabellenwerte zu prüfen, sind im Frühjahr 2001 zu einem Zeitpunkt, an dem angenommen werden durfte, dass sich die Böden im Zustand der so genannten „Frühjahrssättigung“ befanden, an einer Reihe von Böden gesonderte Bohrungen zur Erfassung dieses Wertes vorgenommen worden. Die Gegenüberstellung dieser Daten mit den geschätzten Feldkapazitätswerten findet sich in Anhang 24 und Anhang 25, S. 170ff. Es gibt in einer Reihe von Fällen erhebliche Abweichungen nach oben wie nach unten, was zum Teil auf der Tatsache beruhen mag, dass die Fingerprobe nur bedingt die Anteile an grobem und feinem Mittelsand zu unterscheiden vermag, was aber zu bestimmen im Hinblick auf die Feldkapazität sinnvoll wäre.

4.2.2 Anwendung der Modelle in den Untersuchungsgebieten

Ein letzter Diskussionspunkt ist in Folgendem zu sehen: Die Bilanz des Wasserhaushaltes und des Schwefelhaushaltes des Einzugsgebietes sind standörtlich (und damit auch zeitlich) von den unterschiedlichen Böden bzw. Standortgruppen ähnlicher Beschaffenheit abhängig. Das heißt, um den Schwefelhaushalt mit Simulationsmodellen abbilden zu können, müssen Gruppen von Böden und Standorten ähnlicher Beschaffenheit gebildet werden. Dies ist, da exakte Messungen mittels Bohrung und Analysen zu aufwändig sind (insgesamt wurden 41 Bohrungen durchgeführt), mithilfe sensorisch basierter Zuordnung zu den bestehenden Bodenkarten und zu übergeordneten für das hydrologisch-stoffliche Geschehen relevanten Flächeneinheiten zu erreichen. In Mockritz wird dazu direkt die jeweils ausgewiesene Bodeneinheit (Standorttyp) verwendet, in Bramstedt Aggregationen von den in der Bodenkarte ausgewiesenen Bodentypen.

Diese Vorgehensweise kann auf zwei Ebenen zu Fehlern führen: a) Obwohl die abgeleiteten Bodendaten der verwendeten Leitprofile aus mehreren Bohrungen gemittelt werden, kann es sein, dass diese Werte für die jeweilige Bodeneinheit im Mittel nicht zutreffend sind. b) Weiter ist es möglich, dass die in der Bodenkarte ausgewiesenen Grenzen der Einheiten nicht zutreffend für die in der Modellierung verwendeten physikalischen und chemischen Bodenparameter sind. Beide Faktoren können in den Modellierungen zu abweichenden Sickerwasser-Raten führen, in deren Folge der Sulfatschwefel zu schnell oder zu langsam verlagert und schließlich ausgetragen wird.

Im Hinblick auf die Zukunfts-Szenarien für die Vorhersage der zu erwartenden Sickerwasser-Beschaffenheit ist unbefriedigend, dass – die heutigen landwirtschaftlichen Nutzungsverhältnisse fortgesetzt – zwar mit einem Abklingen der Sulfatgehalte als einer Erbschaft aus der Endphase der 80er Jahre zu rechnen ist, aber nur bedingt Prognosen über die Ablaufgeschwindigkeit dieses Abklingens gemacht werden können. Das liegt darin begründet, dass für das Mitteldeutsche Trockengebiet mit sehr starken Streuungen der jährlichen Verdrängungsstrecken gerechnet werden muss, wenn man die heutigen Witterungsbedingungen zugrunde legt. Die gewählten Klima-, Schwefeldüngungs- und Ökolandbau-Szenarien zeigen jedenfalls, dass nach Ablauf der Auswaschungsperiode der Rest-Sulfate keine weiteren kontrollierenden Maßnahmen erforderlich sind. Dies gilt jedoch nur für den Fall, dass sich die Schwefeldüngung in Zukunft an der Abfuhr mit dem Erntegut ausrichtet.

Für bessere Ergebnisse der Modellrechnungen besteht noch Forschungsbedarf bei der Kalibrierung des Modells SULFONIE, z. B. im Bereich der detaillierten Untersuchung und modelltechnischen Abbildung der Schwefel-Nettomineralisation. Bei Pflanzenresiduen und organischen Düngern ist zu untersuchen, welche Anteile davon jeweils dem rasch umsetzbaren Pool der organischen Substanz im Boden zuzuordnen sind und welche Anteile dem langsam umsetzbaren Pool zugeschlagen werden. Weiter ist zu untersuchen, in welcher Höhe gasförmige Verluste bei organischen Düngern entstehen.

4.3 Schlussfolgerungen

4.3.1 Bilanzierung

Die Schwefelbilanzen beider Untersuchungsgebiete zeigen folgende Merkmale: In *Bramstedt* wird auf der Ebene der Betriebsbilanz der größte Anteil der Schwefelmengen mit Futtermitteln in die Betriebe importiert. Beim Schwefelexport sind die tierischen Produkte und das Vieh der größte Posten. Der Schwefelsaldo beträgt im Mittel +2 kg/ha. Auf Ebene der Flächenbilanz erfolgt die größte Schwefelzufuhr über Wirtschaftsdünger (14 kg/ha). Diese Struktur des Schwefelimports und der Schwefelzufuhr ist kennzeichnend für Veredelungs- und Futterbaubetriebe, wie sie für Bramstedt charakteristisch sind. Ein steuerndes Eingreifen in den Schwefelimport mit Futtermitteln oder bei der Ausbringung des Wirtschaftsdüngers ist aufgrund des hohen Viehbesatzes nur sehr schwer möglich. Soll dennoch bei der landwirtschaftlichen Schwefelbilanz steuernd eingegriffen werden, hat dies große Auswirkungen auf den Viehbestand, welches mit wirtschaftlich einschneidenden Folgen für die Betriebe verbunden ist.

In *Mockritz* liegt für den Zeitabschnitt 1977–1991 die Schwefelzufuhr weit über der Abfuhr. Infolge eines eingeschränkten Angebots an schwefelfreien Düngemitteln wurden schwefelhaltige Stickstoff- und Phosphatdünger häufig eingesetzt. Dies führte zu Schwefelzufuhren, die weit über denen der Abfuhr gelegen haben. Der landwirtschaftliche Schwefelsaldo beträgt nach der Flächenbilanz 49 kg/ha

Für den Zeitabschnitt 1995–2000 liegen mit -1 kg/ha ausgeglichene Schwefelbilanzen vor. Auf Ebene der Betriebsbilanz sind Mineraldünger die wichtigste Quelle des Schwefelimportes in die Betriebe. In der Flächenbilanz dagegen haben Wirtschaftsdünger einen ebenso großen Anteil an der Schwefelzufuhr wie Mineraldünger. Er beträgt mit einem absoluten Betrag von 4 kg/ha jedoch nur ein Drittel des Wertes in Bramstedt (14 kg/ha). Eine Beratung zum gezielten Einsatz schwefelhaltiger Düngemittel, bei dem der Schutz des Grundwassers berücksichtigt wird, ist in Mockritz aufgrund der geringeren Viehdichte einfacher möglich.

4.3.2 Simulations-Rechnungen

Im Untersuchungsgebiet Bramstedt führt die heutige Form der landwirtschaftlichen Flächennutzung nur zu einer geringen Erhöhung der Sulfatkonzentration im Sickerwasser. Aufgrund der hohen Niederschläge und infolge dessen auch der hohen Sickerwasserraten von durchschnittlich 359 mm/a beträgt die simulativ berechnete Sickerwasserkonzentration für Sulfat im Mittel 16 mg/L. Die Szenarien möglicher künftiger Formen der landwirtschaftlichen Flächennutzung führen wegen der hohen Sickerwasserraten nur zu geringen Veränderungen der Sulfatkonzentration des Sickerwassers.

Für das Untersuchungsgebiet Mockritz wird im Rahmen dieser Arbeit gezeigt, dass die hohen derzeitigen Sulfatschwefel-Austräge nicht aus der heutigen landwirtschaftlichen Flächennutzung stammen. Sie werden durch die Auswaschung von zu Ende der 80er Jahre in den Boden eingetragenen Sulfatschwefel verursacht. Dieser stammte zu einem Drittel aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung und zu zwei Dritteln aus der atmosphärischen Deposition.

Würde man den für Trinkwasser geltenden Indikatorwert von 240 mg/L bereits für das Sickerwasser in 2 m Bodentiefe unter landwirtschaftlich genutzten Flächen verwenden, ergibt

sich folgende Situation: Für die Simulationsperioden 1973–1991 und 1992–2000 überschreitet die Sulfatkonzentration des Sickerwassers in erheblichem Maße den heute geltenden Indikatorwert. Dieser wäre zugleich Grenzwert, da es sich um eine anthropogene Beeinträchtigung des Sickerwassers handelt. Das Referenz-Szenario dagegen zeigt, dass bei einer hypothetischen Fortführung der heutigen Wirtschaftsweise über 25 Jahre nur mit einer relativ geringen Befruchtung des Sickerwassers in Höhe von 42 mg/L zu rechnen ist. Dabei ist zu beachten, dass die Konzentration von 42 mg/L, welche einem Schwefelaustrag von 9 kg/(ha·a) entspricht, nicht ausschließlich der landwirtschaftlichen Produktion zuzurechnen ist, sondern davon 4 kg/(ha·a) aus der atmosphärischen Deposition stammen. Daraus lässt sich folgern, dass die heute im Untersuchungsgebiet durchgeführte Form der landwirtschaftlichen Flächennutzung zusammen mit der atmosphärischen Deposition nur einen geringen Betrag zur Sulfatkonzentration des Sickerwassers hinzufügt. Die daraus zu erwartenden Sulfatkonzentrationen des Sickerwassers in 2 m Bodentiefe bleiben weit unterhalb des für anthropogene Beeinträchtigung geltenden Grenzwertes von 240 mg/L.

In dem für die Zukunft wahrscheinlichen Szenario der flächendeckenden Schwefeldüngung erhöht sich die Sulfatkonzentration im Sickerwasser um das 1,9-fache gegenüber dem Referenz-Szenario. Die Einträge aus landwirtschaftlicher Flächennutzung und atmosphärischer Deposition führen zu einer Konzentration, die ein Drittel des Grenzwertes für anthropogene Beeinträchtigung des Grundwassers beträgt.

5 Zusammenfassung

In vielen Grundwasser-Werken wird in den letzten Jahren ein Ansteigen der Sulfatgehalte im geförderten Rohwasser beobachtet. Daher stellt sich die Frage nach den Quellen des Sulfats.

Im Rahmen eines mehrjährigen von verschiedenen Institutionen getragenen Forschungsprojektes fiel der hier vorgelegten Dissertation die Aufgabe zu, mögliche Auswirkungen der landwirtschaftlichen Schwefeldüngung im Verein mit der überregional bedingten atmosphärischen Deposition zu quantifizieren und Steuerungsmöglichkeiten zu erkunden.

Dazu wurden im Rahmen des Gemeinschaftsprojektes zwei Wassereinzugsgebiete ausgewählt:

- 1) Mockritz, ein auf Elbauen-Sedimenten, saalekaltzeitlichen (Drenthe-Stage) Talsand-Inseln und lösslehmbedeckten Grundmoränen-Talflanken gelegenes Wassereinzugsgebiet im Mitteldeutschen Trockenklima. Die flächenmäßig dominierende Betriebsform sind Marktfruchtbetriebe. Das Wassereinzugsgebiet liegt bei Torgau in Sachsen, nordöstlich von Leipzig.
- 2) Bramstedt, ein auf saalekaltzeitlichen Sanden (Drenthe-Stage) im humiden Klimabereich der Weser-Geest gelegenes Wassereinzugsgebiet mit den überwiegenden landwirtschaftlichen Betriebsformen Veredelung und Futterbau. Das Wassereinzugsgebiet liegt in Niedersachsen, nördlich von Bremen.

Methodisch sind die Untersuchungen des aktuellen Zustandes der beiden Landschafts-Ökosysteme mit der zweijährigen Erfassung der derzeitigen Schwefelbilanzen der landwirtschaftlichen Betriebe und dem Versuch der rückschauenden Erhebung früherer Schwefelbilanzen (in Mockritz z. B. zur Zeit der DDR und nach 1990) erforderlich. Dazu tritt die aktuelle Sulfatschwefel-Tiefenverteilung im Systemkompartiment Boden, erfassbar durch Bohrungen und Analysen sowie Flächenschätzung aufgrund der kartografischen Aufnahme zum Zweck der Quantifizierung des Gebietsaustrages von Sulfat in das Sickerwasser. Die Abwärtsverlagerung und der Austrag von Sulfatschwefel und Stickstoff wurden mit den Simulationsmodellen SULFONIE und HERMES berechnet.

Die Analyse der Schwefel-Tiefenverteilung in den Böden liefert bekanntermaßen eine von oben nach unten fortschreitende Altersfolge der von oben eingetragenen Solute, die eine zeitliche Verzögerung zwischen Signal (Schwefel-Eintrag) und Effekt (Schwefel-Austrag) verursacht. Um diese zeitliche Verzögerung aufzulösen, ist unter Verwendung von Wetterdaten das Rechenmodell SULFONIE für die Berechnung des Wasserhaushaltes eingesetzt worden.

Die Interpretation der Tiefenverlagerung ist wichtig, weil dadurch die derzeitigen Austragsraten von Sulfat in das Grundwasser verständlich werden und weil dies eine unabdingbare Voraussetzung für Prognosen und damit für eine Steuerung ist. Die erforderliche Rekonstruktion steht auf folgenden Füßen: 1.) Erhebungen von Aussagen zur Düngepraxis in der DDR, 2.) Rekonstruktion der abwärtsgerichteten Wasserverdrängung in den verschiedenen Böden unter Heranziehung von Niederschlags-, Temperatur- und Luftfeuchte-Daten der umliegenden Wetterstationen sowie der Evapotranspiration der landwirtschaftlichen Fruchtarten unter Verwendung des Wasserhaushalts-Moduls des Rechenmodells SULFONIE und 3.) die Berechnung des Schwefelhaushaltes mit dem Modell SULFONIE. Für den letzten Punkt ist der frühere Eintrag von Sulfat auf dem Weg über die Düngung einigermaßen zu quantifizieren. Die atmosphärischen Einträge dieser Zeit sind mengenmäßig jedoch nur mit Unsicherheiten zu schätzen. Daher wird exemplarisch mit dem genannten Modell

iterativ gearbeitet. Die atmosphärischen Einträge werden für diesen Fall so angepasst, dass sich die simulativ berechnete Tiefenverteilung des Sulfatschwefels der gemessenen angleicht. Auf diesem Wege kann der reale Schwefel-Input in die Böden befriedigend rekonstruiert werden.

Die Rekonstruktion der „historischen“ Voraussetzungen für das Zustandekommen der heutigen Verteilungs- und Verlagerungssituation in den Böden und der Austragsraten in das Grundwasser ist über die Anwendung der beiden Rechenmodelle zugleich die Voraussetzung für die Vorhersagen über die zukünftige Entwicklung der Sulfatdynamik. Dabei kann nicht nur von der Annahme einer Konstanz der gegenwärtigen Landnutzungs-Bedingungen ausgegangen werden. Es müssen Veränderungen der Düngungsgewohnheiten, der Witterungsbedingungen und eventuell die Umstellung auf Ökologischen Landbau in Betracht gezogen werden. Dies wird an einigen Beispielen modellmäßig demonstriert.

Das Untersuchungsgebiet Bramstedt erweist sich unter all diesen Aspekten als relativ wenig problembelastet. In Zusammenhang mit der vom Modell nur schlecht abgebildeten Mineralisation in Moorböden, die sich in verschiedenem Kulturzustand befinden, kommt es in einigen Fällen zu Diskrepanzen zwischen errechneten und gemessenen Werten.

Im Mitteldeutschen Trockengebiet um Mockritz sind die schwereren Böden mit hoher Feldkapazität dadurch gekennzeichnet, dass sich bis 2 m Tiefe als angenommener Austrags-Untergrenze für Sickerwasser in das Grundwasser Kurvenbäuche und Peaks mit Sulfatschwefel-Konzentrationen finden, die z. T. die Löslichkeit des Gipses überschreiten und dessen vorübergehende Ausfällung verursachen. Dies beruht darauf, dass die Sommerniederschläge von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken und bei hoher Verdunstung jährliche Verdrängungsstrecken des Sickerwassers im Boden von nur wenigen Zentimetern zustande kommen. Die Sulfatschwefel-Maxima in den Böden sind das Resultat der zu Ende der 80er Jahre noch sehr hohen atmosphärischen Deposition, der Schwefelgaben als Dünger-Begleitstoff und einer Folge trockener Jahre. Der Austrag dieser Sulfatschwefel-Mengen aus den Böden in das Grundwasser wird sich noch einige Jahre hinziehen, dann aber abklingen.

Vorausrechnungen für Mockritz unter der Annahme einer gleich bleibenden Düngepraxis, unter Erhöhung der Schwefeldüngung mit deren Anpassung an die Abfuhr, weiter auch unter Annahme einer atmosphärischen Erwärmung und schließlich unter Annahme einer totalen Umstellung des Landnutzungssystems auf den Ökologischen Landbau zeigen, dass diese Szenarien in Zukunft keine ins Gewicht fallenden Erhöhungen der Sulfatkonzentrationen im geförderten Rohwasser des Wasserwerkes aus landwirtschaftlicher (und atmosphärischer) Sicht erwarten lassen.

6 Literaturverzeichnis

- ADDISCOTT, T., u. M. R. J. WAGENET, 1985: Concepts of solute leaching in soils: A review of modelling approaches. *J. Soil Sci.* 36: 411–424.
- ANTONY, F., 1993: Die N-Belastung landwirtschaftlicher Flächen als Grundlage der Quantifizierung und Optimierung des N-Haushaltes von Agrar-Ökotopten – Fallstudie „WSG Hameln-Süd“. – Diss., Fak. Agrarwissenschaften, Univ. Göttingen, 191 S.
- BACH, M. u. H.-G. FREDE, 1992: Abschätzung des regionalen Schwefelbedarfs im Rapsanbau in der Bundesrepublik Deutschland. Unveröffentlichte Studie, Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V.
- BACHINGER, J. u. P. ZANDER, 2001: Crop Rotation Tool for Organic Farming. Third European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and Environment, STEFFE, J. I. (Ed.) 89–94.
- BECKER, K.-W. u. B. MEYER, 2001: Die hydrologische Zonierung des Bodenprofils (Nomenklatur-Vorschläge). *Landnutzung und Landentwicklung* 42 (4): 150–153.
- BGR, BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND DIE GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (Hrsg.), 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover, 392 S.
- BLAIR, G. J. u. A. R. TILL, 1983: Sulfur in south-east asia and south pacific agriculture. University of New England, Armidale, N. S. W. 2351 Australia.
- BLOEM, E. M., 1998: Schwefel-Bilanz von Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung hydrologischer und bodenphysikalischer Standorteigenschaften. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft*, 192, 199 S.
- BMELF, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1986: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland – Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1986. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A, Angewandte Wissenschaft, Bd. 334, Bonn.
- BMUNR, BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 1985: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft).
- BOGUSLAWSKI, E. VON, P. LIMBERG u. B. SCHNEIDER, 1962: Grundfragen und Gesetzmäßigkeiten der Ertragsbildung. *Zeitschrift für Acker- u. Pflanzenbau* 116: 231–256.
- BÖTTCHER, J., H.-G. FREDE u. B. MEYER, 1983: Chlorid- und Nitratverlagerung in Löss-Lysimetern bei unterschiedlichen Grundwasserständen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 38: 65–70.
- BRESLER, E., B. L. MCNEAL u. D. L. CARTER, 1982: Saline and sodic soils, principles-dynamics-modeling. Springer, Berlin, 236 S.
- BUCHNER, A. 1958: Die Schwefelversorgung der westdeutschen Landwirtschaft. *Landwirtschaftliche Forschung* 11 (2): 79–92.
- CROP DATA, 1999: Kennwerte und ökologische Ansprüche der Ackerkulturen. LANG, R., u. A. MÜLLER (Hrsg.), Datenbank auf CD-ROM, UIS-Media, Bierner Str. 32, 85354 Freising, www.uisgruppe.de.
- DIEKKRÜGER, B., D. SÖNDERGATH, K. C. KERSEBAUM u. C. W. MCVOY, 1995: Validity of agroecosystem models – a comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecol. Modelling* 81: 3–29.
- DLG, DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTSGESELLSCHAFT, 1973: DLG-Futterwerttabellen Mineralstoffgehalte in Futtermitteln. – Erarbeitet von der Dokumentationsstelle der Universität Hohenheim. 2. Aufl., DLG-Verlag, Frankfurt/Main, 199 S..
- DLG, DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTSGESELLSCHAFT, 1987: Pflichtenheft für die Datenverarbeitung in der Pflanzenproduktion, Expertenwissen für Landwirte, Berater und Programmierer, DLG-Verlag, Frankfurt/Main, 345 S.
- DLG, DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTSGESELLSCHAFT, 1991: DLG-Futterwerttabellen – Schweine. – Erarbeitet von der Dokumentationsstelle der Universität Hohenheim unter Mitw. des Ausschusses für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie. 6. Aufl., DLG-Verlag, Frankfurt/Main, 64 S.

- DLG, DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTSGESELLSCHAFT, 1997: DLG-Futterwerttabellen – Wiederkäuer. – Universität Hohenheim – Dokumentationsstelle (Hrsg.). Unter Mitwirkung der Gesellschaft für Ernährung physiologie und der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein. 7. Aufl., DLG-Verlag, Frankfurt/Main, 212 S.
- DÜNGEV, 1996: Verordnung über die gute fachliche Praxis beim Düngen. BGBl I 1996, S. 118ff.
- EU, 1998: Richtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L330/32–54.
- EULENSTEIN, F. u. H. DRECHSLER, 1992: Ursachen, Differenzierung und Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser überwiegend agrarisch genutzter Wassereinzugsgebiete. Diss. Fachbereich Agrarwissenschaften, Universität Göttingen (Sammelband), 269 S.
- FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU, 1993: Hydro Agri, Dülmen. 12. Aufl., Verlagsunion Agrar, Münster-Hiltrup, 613 S.
- FRENEY, J. R., 1986: Diagnosis and reactions of organic sulfur compounds in soils. In: TABATABAI, J. M. A. (ed.), Sulfur in Agriculture, American Society of Agronomy Monograph No. 27: 207–232.
- FRIEDRICH, J. W. u. L. E. SCHRADER, 1978: Sulfur deprivation and nitrogen metabolism in maize seedling. *Plant Physiol.* 61: 900–903.
- FRIESLAND, H., K. C. KERSEBAUM u. F.-J. LÖPMEIER, 1998: Operational use of irrigation models using medium range weather forecast. Report COST Action 711, Operational applications of meteorology to agriculture, including horticulture. 63 S.
- GAUGER, T., R. KÖBLE, F. ANSHELM, 2000: Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie nahe waldfreie Ökosysteme. Teil 1: Deposition Loads 1987–1989 und 1993–1995. Bericht 29 785 079, Institut für Navigation, Universität Stuttgart.
- GERWITZ, A. u. E. R. PAGE, 1974: An empirical mathematical model to describe plant root system. *J. Appl. Ecol.* 11: 773–781.
- GUDERIAN R. u. H. STRATMANN, 1968: Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. III. Teil: Grenzwerte schädlicher SO₂-Immissionen für Obst- und Forstkulturen sowie für landwirtschaftliche und gärtnerische Pflanzenarten. Forschungs-Bericht des Landes NRW Nr. 1920: 1–114.
- HAUDE, W., 1955: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. *Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes* 2 (11): 24 S.
- HAYNES, H., R. O'NEILL u. P. K. MEHTA, 1996: Concrete deterioration from physical attack by salts. *Concrete International* 1: 63–69.
- HEGER, K., 1978: Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.* 26: 21–40.
- HERLITZIUS, J., M. WILLMS, F. EULENSTEIN, W. MACHELEIDT u. W. NESTLER, 2002: Nachhaltige Grundwasserwirtschaft an landwirtschaftlich genutzten Standorten am Beispiel der Elbaue bei Torgau, In: Workshop „Diffuser Eintrag von Chemikalien in Boden und Grundwasser – Bewertung & Management“, Dresden, 26.-28.02.2003, *Mitteilungen des Instituts für Grundwasserwirtschaft und Institut für Wasserchemie, TU-Dresden* 3: 235–248.
- HGN HYDROGEOLOGIE GMBH, 2000: Hydrogeologische Dokumentation. BMBF – Forschungsverbundvorhaben Wasserversorgung und Sulfatbelastung. Hydrogeologie Nordhausen GmbH, Torgau.
- HORLACHER, D. u. H. MARSCHNER, 1990: Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach der Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde* 153: 107–115.
- HULME, M., T. M. WIGLEY u. P. D. JONES, 1990: Limitations of climate scenarios for impact analysis. In: *Landscape-ecological impact of climatic change.* M. Boer and R. De Groot (Red.), IOS-Press, Amsterdam.
- KERSEBAUM, K. C., 1989: Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Diss. Universität Hannover, 141 S.
- KERSEBAUM, K. C., 1995: Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological modelling* 81: 145–156.

- KERSEBAUM, K. C., 2001: SULFONIE – Benutzeranleitung. Ecoscape – Gesellschaft für nachhaltiges Landnutzungs- und Wassermanagement mbH – 15374 Müncheberg, 44 S.
- KERSEBAUM, K. C. u. A. J. BEBLIK, 2001: Performance of a nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management practices. In: SHAFFER, M. J.; L. MA; S. HANSEN, (eds.): Modelling carbon and nitrogen dynamics for soil management S. 549–569.
- KERSEBAUM, K. C., C. W. MCVOY, A. FILIUS u. T. STRECK, 1993: Stoffdynamik stillgelegter landwirtschaftlicher Flächen – Risikoabschätzung im Vergleich zur intensiven Nutzung aus der Sicht des Bodenschutzes. 99 S. Forschungsbericht 107 02 004/03, Texte Umweltbundesamt; Berlin.
- KIRCHGESSNER, M., 1997: Tierernährung. 10. Aufl., Verlagsunion Agrar, Frankfurt/Main, 582 S.
- KÖPKE, U., 1990: Pflanzenbauliche Strategien für einen umweltverträglichen und standortgerechten Landbau. In: FINKE K. u. J. FINKE (Hrsg.): Vorträge der 42. Hochschultagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Univ. Bonn, Forschungsbericht, 1987–1989, Bonn: 165–182.
- KTBL, VDLUFA u. GÜTEGEMEINSCHAFT BODENVERBESSERUNG E. V., 1999: Organische/mineralische Abfälle und Wirtschaftsdünger, Datenbank auf CD-ROM, Version 1.0, Bezug: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., Bartningstraße 49, D-64289 Darmstadt.
- KUCH, A. u. H. SONTHEIMER, 1986: Instationäre Korrosion – Eine Ursache der Rostwasserbildung in Wasserverteilungsnetzen. Gas-Wasserfach, Wasser-Abwasser 127 (12): 621–629.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN, G. SCHWERDTFEGER, 1994: Bodenkunde. 5. Aufl., UTB, Stuttgart, 424 S.
- KURMIES, B., 1957: Über den Schwefelhaushalt des Bodens. Die Phosphorsäure. Arbeiten über Phosphorsäurefragen 17: 258–278.
- LINK, A., 1997: Bodenuntersuchung (S_{\min}) und Pflanzenanalyse zur Vorhersage des Schwefeldüngerbedarfes von Winterraps (*Brassica napus L.*). Diss., Stuttgart, 153 S.
- LINSER, H., H. KÜHN u. G. SCHÖGL, 1964: Eine Feldmethode zur Untersuchung von Schwefel- und Stickstoffmangel. V. Simposio Intern. di Agrochimica su “Lu zolfo in agricoltura”, Palermo: 90–102.
- LLG, LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU SACHSEN-ANHALT, 2002: Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung. 4. Aufl., Strenzfelder Allee 22, 06406 Berneburg, www.llg-lsa.de, 52 S.
- LWK-HANNOVER, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER HANNOVER, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS (Hrsg.), 2002: Nährstoffvergleich auf Hoftor-Basis. Johannsenstraße 10, 30159 Hannover, www.lwk-hannover.de, 15 S.
- MATTHESS, G., 1994: Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 2, 3. Aufl., Gebr. Borntraeger, Berlin, 499 S.
- MARQUARD, R., H. KÜHN, H. u. LINSER, 1968: Der Einfluss der Schwefelernährung auf die Senfölbildung. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 121: 221–230.
- MCVOY, C. W., K. C. KERSEBAUM, M. ARNING, P. KLEEGERG, H. OTHMER u. U. SCHRÖDER, 1995: A data set from north Germany for the validation of agroecosystem models: documentation and evaluation. Ecol. Modelling 81: 265–300.
- MENGEL, K. 1991: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 7. Aufl., G. Fischer Verlag, Jena, 466 S.
- MLUR, MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (Hrsg.), 2000: Rahmenempfehlung zur Düngung 2000 im Land Brandenburg. www.brandenburg.de/land/mlur, 88 S.
- MÜLLER, U., 1997: Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). 6. Aufl., Hrsg.: NLFb, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover, Stuttgart, 231 S.
- MYERS, R. J. K., C. A. CAMPBELL u. K. L. WEIER, 1982: Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. Canadian Journal of Soil Science 62: 111–124.

- NESTLER, W., J. HERLITZIUS u. W. MACHELEIDT, 2004: Abschlussbericht, Verbundvorhaben Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter forst- und landwirtschaftlich genutzten Flächen, Teilprojekt 1: Sulfatbelastung des Grundwassers am Beispiel der Torgauer Elbaue – Möglichkeiten der Grundwasserbewirtschaftung, Förder-Nr.: 02WT9928/9, BMBF Karlsruhe, Außenstelle Dresden, im Druck.
- NESTLER, W., J. HERLITZIUS, W. MACHELEIDT, M. WILLMS, K. KNOELLER, R. TRETTIN, V. SCHMALZ, G. RICHTER, 2003: Wasserversorgung und Sulfatbelastung, Fallbeispiel Mockritz, S. 178–243. In: NESTLER, W., T. GRISCHEK, (Hrsg.): Handbuch der Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, BMBF-Forschungsbericht.
- NORDMEYER, H. u. J. RICHTER, 1985: Incubation experiments on nitrogen mineralization in loess and sandy soils. *Plant and Soil* 83: 433–445.
- NUSKE, A., 1983: Ein Modell für die Stickstoff-Dynamik von Acker-Lößböden im Winterhalbjahr – Messungen und Simulationen. Diss. Univ. Hannover, 164 S.
- PAULSEN, H. M. u. E. SCHNUG, 1996: Schwefel auch in Getreide beachten. *DLZ Agrarmagazin* 11: 144–146.
- PISSAREK, H.-P. u. E. SCHNUG, 1982: Kalium und Schwefel – Minimumfaktoren des schleswig-holsteinischen Rapsanbaues. *Kali-Briefe* 176 (2): 77–84.
- PREUSCHOFF, M., 1995: Untersuchungen zur Schwefelversorgung von Weißkohl an zwei Lößstandorten. Diss., Univ. Hannover, Fachber. Gartenbau, Grauer, Stuttgart, 148 S.
- RICHTER G., 2003: Verlagerung von Sulfat in Böden und Ableitung von Empfehlungen zur Steuerung des Eintrags in das Grundwasser. *UFZ-Bericht* 15/2003, Diss. Univ. Halle, Landwirtsch. Fakultät, 207 S.
- RICHTER, J., A. NUSKE, W. HABENICHT u. J. BAUER, 1982: Optimized N-mineralization parameters of loess soils from incubation experiments. *Plant and Soil* 68: 379–388.
- SAUERBECK, G., 1983: Auswirkungen des "sauren Regens" auf landwirtschaftlich genutzte Böden. *Landbau-forschung Völkenrode* 33 (4): 201–207.
- SCHEFFER, F. u. P. SCHACHTSCHABEL, 1998: Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage. Enke, Stuttgart, 494 S.
- SCHIFF, J. A. u. R. C. HODSON, 1973: The metabolism of sulfate. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 24: 381–414.
- SCHILLING, G. (Hrsg.), 1982: Pflanzenernährung und Düngung. Teil 1, 1. Aufl., Berlin.
- SCHMALENBACH, C., 1996: Schwefel in Ackerböden Südniedersachsens und Methoden zur frühzeitigen Mangeldiagnose bei Raps. Diplomarbeit, Univ. Göttingen, Inst. f. Bodenwissenschaft.
- SCHNEIDER, U., 1991: Messungen von Denitrifikations- und Nitratwaschungsverlusten in einem landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet. Diss., Univ. Bonn, 86 S.
- SCHNUG, E., 1988: Quantitative und qualitative Aspekte der Diagnose und Therapie der Schwefelversorgung von Raps (*Brassica napus* L.) unter besonderer Berücksichtigung glucosinolatärmer Sorten. Habilitationsschrift, Univ. Kiel, 256 S.
- SCHNUG, E. u. E. VON FRANK, 1985: Schwefel-Eintrag aus der Atmosphäre in Schleswig-Holstein. *Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 148: 24–32.
- SCHULZE, J. H., 1955: Die naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik, Gotha.
- SCHWARZMEIER, G., H. MAYER u. U. BAYER, 1992: Climatological criteria for estimation of runoff by linear regression. *Int. J. Clim.* 12: 103–110.
- SCOTT, N. M., 1976: Sulphate contents and sorption in Scottish soils. *J. Sci. Food Agric.* 27: 367–372.
- SEEDORF, H. H. 1977: Topographischer Atlas Niedersachsen und Bremen. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Landesvermessung (Hrsg.), Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- SELENKA, F., 1991: Vorkommen, Bedeutung und Nachweis von Sulfaten nach der Trinkwasserverordnung. In: AURAND, K. et al. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung: Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, Erich-Schnidt Verlag, Berlin.
- SILLANPÄÄ, M. u. H. JANNSON, 1991: Cadmium and sulphur contents of different plant species grown side by side. *Annales Agriculturae Fenniae* 30 (3): 407–413.

- SML, SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN (Hrsg.), 1997: Ordnungsgemäßer Einsatz von Düngern entsprechend der Düngeverordnung. Albertstr. 10, 01097 Dresden, www.landwirtschaft.sachsen.de, 143 S.
- SWIFT, R. S., 1985: Mineralization and immobilization of sulphur in soils. *Sulphur in Agriculture* 9, 20–25.
- TANDON, H. L. S., 1984: Sulphur research and agricultural production in India. *Fertilizer Development and Consultation Organization*(Hrsg.), New Dehli, India.
- THIERE, J., 1975: Zur Nutzung mittelmaßstäblicher landwirtschaftlicher Standortkartierung für die Intensivierung der Pflanzenproduktion. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 19: 757–770.
- TLL, THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.), 2002: Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung. *Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen*, Heft 10, Naumburger Str. 98. 07743 Jena, www.tll.de, 61 S.
- TRINKWV, 1990: Trinkwasserverordnung (Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe), BGBl I 1990, S. 2613-2629 sowie BGBl. I 1993 S. 278 (Änderungen).
- TRINKWV, 2001: Trinkwasserverordnung (Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe), 21.05.2001, BGBl. I S. 959.
- VARO, P., O. LÄHELMÄ, M. NUURTAMO, E. SAARI u. P. KOIVISTOINEN, 1980a: Mineral element composition of Finnish foods, VII – Potato, vegetables, fruits, berries, nuts and mushrooms. *Acta agriculturae Scandinavica* 22: 89–113.
- VARO, P., M. NUURTAMO, E. SAARI u. P. KOIVISTOINEN, 1980b: Mineral element composition of Finnish foods, III – Annual variations in the mineral element composition. *Acta agriculturae Scandinavica* 22: 27–35.
- WALKER, T. u. A. F. R. ADAMS, 1958: Competition for sulfur in a grass-clover association. *Plant and Soil* 9: 353–366.
- WERNER, W., H.-J. GROß, T. MERKEL u. S. H. EBERLE, 2000: Korrosionsforschung: Einfluss von Wasserinhaltsstoffen auf die Abgabe von Kupfer aus Trinkwasserleitungen. *Schriftenreihe des DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW)* 13: 71–90, Karlsruhe.
- WICHMANN, K., T. NUBER, F. EULENSTEIN, M. WILLMS, R. MEIBNER, G. RICHTER, 2003: Wasserversorgung und Sulfatbelastung, Fallbeispiel Bramstedt, S. 265–297. In: NESTLER, W., GRISCHEK, T. (Hrsg.): *Handbuch Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen*, BMBF-Forschungsbericht.

Karten

- ATKIS, AMTLICHES TOPOGRAPHISCHES KARTOGRAPHISCHES INFORMATIONSSYSTEM, 2000: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1 : 10 000 mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Sachsen, Genehmigungsnummer DN V 21/00, Änderungen und thematische Erweiterungen durch den Herausgeber. Jede Vervielfältigung bedarf der Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Sachsen. Diesem Produkt liegen Daten des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems ATKIS® zugrunde.
- LGN, LANDESVERMESSUNGSAMT NIEDERSACHSEN, 2001: Auszug aus Geobasisdaten (ATKIS), Copyright: Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen, Hannover.
- BÜK50, NLF50, NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG, 2001: Digitale Bodenübersichtskarte 1 : 50 000, Hannover.
- MMK25, SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 2000: Digitale Karte 1 : 25 000 der landwirtschaftlich genutzten Böden des Freistaates Sachsen auf der Grundlage der Manuskripte der MMK 1 : 100 000, Freiberg.

7 Anhang

Anhang 1: Bodendaten der Leitprofile zur Modellierung, Untersuchungsgebiet Mockritz
Abweichungen sind rundungsbedingt

Standort-typ	Boden-ID	Unter-kante Schicht	Boden-art	Lage-rungs-dichte	Steine	FK	FK je Schicht	C _{org}	C _{org} : N _{org} -Ver-hältnis	C _{org} : S _{org} -Ver-hältnis	We	weitere Angaben
					Vol. %	Vol. %	mm	Gew. %			dm	
Al1b3	002	3	Lts	1,5	0	42	126	1,9	10	120	10	Auenton-Gley und
		6	Lts	1,5	0	42	126	1,4	9	117	10	Auenton-Amphi-Gley
		9	Lts	1,5	0	43,5	130,5	0,9	9	100	10	Fläche 1992–2000: 172 ha
		12	Lt3	1,5	0	43,5	130,5	0,6	9	73	10	Fläche 1977–1991: 152 ha
		15	Tu2	1,5	0	49	147	0,4	9	103	10	
		18	Tu2	1,5	0	49	147	0,3	8	230	10	
		20	Lts	1,5	0	42	84	0,2	8	89	10	
Al3a3	004	3	Lu	1,5	0	36,5	109,5	1,4	10	120	11	Auenlehm und
		6	Lu	1,5	0	36,5	109,5	0,5	9	85	11	lehmunterlagerte Auensalm-Vega
		9	Lu	1,5	1	36,5	109,5	0,4	9	143	11	
		12	Ls4	1,5	1	31,5	94,5	0,2	8	130	11	Fläche 1992–2000: 1200 ha
		15	Sl2	1,5	2	24	72	0,1	8	47	11	Fläche 1977–1991: 1107 ha
		18	Su2	1,5	6	21,5	64,5	0,1	8	45	11	
Al3b8	011	3	Lu	1,5	0	36,5	109,5	3	10	120	9	Auenlehm-Amphigley und
		6	Lu	1,5	0	36,5	109,5	1	9	85	9	Auenlehm-Gley, teilweise
		9	Lu	1,5	1	36,5	109,5	0,4	9	143	9	Auenhumus-Gley
		12	Ls4	1,5	1	31,5	94,5	0,2	8	130	9	Fläche 1992–2000: 52 ha
		15	Sl2	1,5	2	24	72	0,1	8	47	9	Fläche 1977–1991: 49 ha
		18	Su2	1,5	6	21,5	64,5	0,1	8	45	9	
Al3c5	013	3	Sl2	1,5	0	24	72	0,8	10	96	9	Sand-Gley mit
		6	fSms	1,5	2	19,5	58,5	0,1	8	42	9	Auenlehmsand-Gley
		9	mSfs	1,5	10	16	48	0	7	38	9	Fläche 1992–2000: 1 ha
		12	mS	1,5	10	11	33	0	6	41	9	Fläche 1977–1991: 1 ha
		15	mS	1,5	15	11	33	0	3	40	9	
		18	mS	1,5	20	11	33	0	5	29	9	
Al3c6	014	3	Sl2	1,5	0	24	72	0,8	10	96	9	Auenlehmsand-Gley
		6	fSms	1,5	2	19,5	58,5	0,1	8	42	9	Deckauenlehmsand-Vega-Gley
		9	fSms	1,5	10	16	48	0	7	38	9	
		12	mS	1,5	10	11	33	0	6	41	9	Fläche 1992–2000: 383 ha
		15	mS	1,5	15	11	33	0	3	40	9	Fläche 1977–1991: 389 ha
		18	mS	1,5	20	11	33	0	5	29	9	
Al3c8	015	3	Sl2	1,5	0	24	72	0,8	10	96	9	Auensand-Vega-Gley und
		6	fSms	1,5	2	19,5	58,5	0,1	8	42	9	Auensand-Vega
		9	mSfs	1,5	10	16	48	0	7	38	9	Fläche 1992–2000: 10 ha
		12	mS	1,5	10	11	33	0	6	41	9	Fläche 1977–1991: —
		15	mS	1,5	15	11	33	0	3	40	9	
		18	mS	1,5	20	11	33	0	5	29	9	
D2a1	018	3	Su2	1,5	1	21,5	64,5	0,9	12	112	8	Sand-Braunerde
		6	mSfs	1,5	4	16	48	0,3	12	74	8	vernässungsfrei
		9	mSfs	1,5	1	16	48	0,1	11	39	8	Fläche 1992–2000: 761 ha
		12	mS	1,5	8	11	33	0	7	35	8	Fläche 1977–1991: 755 ha
		15	mS	1,5	13	11	33	0	7	20	8	
		18	gSms	1,5	14	10	30	0	7	20	8	
D3c2	032	3	Slu	1,5	2	31,5	94,5	1	11	108	9	Decklehmsand-Braunerde
		6	Sl4	1,5	8	28,5	85,5	0,4	10	81	9	und Sand-Rosterde
		9	Sl4	1,5	6	28,5	85,5	0,2	13	59	9	vernässungsfrei
		12	St2	1,5	5	23	69	0,1	8	43	9	Fläche 1992–2000: 499 ha
		15	St2	1,5	3	23	69	0,1	7	33	9	Fläche 1977–1991: 346 ha
		18	St3	1,5	3	29,5	88,5	0,1	7	33	9	
D5b1	048	3	Uls	1,5	2	33	99	1	10	134	9	Salmtieflehm-Braunstaugley
		6	Lu	1,5	4	36,5	109,5	0,4	9	101	9	vorwiegend Staunässe
		9	Lu	1,5	1	36,5	109,5	0,2	8	115	9	Fläche 1992–2000: 409 ha
		12	Lu	1,5	0	36,5	109,5	0,3	23	150	9	Fläche 1977–1991: 473 ha
		15	Lu	1,5	0	36,5	109,5	0,2	11	103	9	
		18	Lu	1,5	0	36,5	109,5	0,3	9	100	9	
		20	Su2	1,5	1	21,5	43	0,3	19	59	9	

Anhang 2: Bodendaten der Leitprofile zur Modellierung, Untersuchungsgebiet Bramstedt
Abweichungen sind rundungsbedingt

Bodentyp	Boden-ID	Unter- kante Schicht	Boden- art	Lage- rungs- dichte	Steine	FK	FK je Schicht	C _{org}	C _{org} : N _{org} - Ver- hältnis	C _{org} : S _{org} - Ver- hältnis	We	weitere Angaben
		dm		g/cm ³	Vol.%	Vol.%	mm	Gew.%			dm	
PB32	100	3	fS	1,5	0	24	72	1,7	20	150	6	mittlere Podsol-
		6	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,4	24	37	6	Braunerde
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	14	22	6	mit geringer nFK
		12	mSfs	1,5	0	19,5	58,5	0,1	15	20	6	Fläche: 4 ha
		15	mS	1,5	0	11	33	0	15	18	6	
		18	mS	1,5	0	11	33	0	15	26	6	
PB33	101	3	Su2	1,5	1	21	64	2,9	17	147	6	mittlere Podsol-
		6	fSms	1,5	0	19,5	58,5	1,5	20	179	6	Braunerde
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,6	15	98	6	örtlich mit geringer
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,2	9	55	6	Plaggenauflage
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	3	38	6	mit mittlerer nFK
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	3	38	6	Fläche: 181 ha
P33	104	3	Su2	1,5	1	21	64	2,2	18	164	6	mittlerer Podsol
		6	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,6	22	132	6	Fläche: 119 ha
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	18	121	6	
		12	fSms	1,51,5	0	19,5	58,5	0,1	14	40	6	
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	14	56	6	
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	14	62	6	
GP33, G42,	106, 109,	3	Su2	1,5	0	21	64	10,1	23	158	6	die Grund- und Stauwasser
		6	fSms	1,5	0	19,5	58,5	2,7	31	159	6	beeinflussten Böden
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,3	29	70	6	wurden einheitlich behandelt
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	21	40	6	Gw, Gesamtfäche: 66 ha
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	22	80	6	Gw
PG32, PG33,	110, 117,	6	fSms	1,5	0	19,5	58,5	2,7	31	159	6	beeinflussten Böden
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,3	29	70	6	wurden einheitlich behandelt
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	21	40	6	Gw, Gesamtfäche: 66 ha
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	22	80	6	Gw
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	20	60	6	Gw
PS32, SP32	118, 124	9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,3	29	70	6	wurden einheitlich behandelt
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	21	40	6	Gw, Gesamtfäche: 66 ha
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	22	80	6	Gw
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	20	60	6	Gw
		20	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	20	60	6	Gw
HG33	125	3	nHv	0,5	0	62	186	20	23	100	6	mittlerer Moor-Gley
		6	fSms	1,5	0	19,5	58,5	10	31	70	6	mittel grundnass,
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,3	29	70	6	Fläche: 3 ha
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	21	40	6	Gw
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,1	22	80	6	Gw
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	20	60	6	Gw
Hn24	126	3	nHv	0,5	0	62	186	42,6	22	90	3	flaches Niedermoor
		6	Hhz5	0,5	0	83	249	48,4	28	72	3	Torfe stark zersetzt,
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	3	15	12	3	stark grundnass,
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	1	15	12	3	Fläche: 39 ha
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	15	12	3	
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	15	12	3	
Hn44	128	3	nHv	0,5	0	62	186	42,6	22	90	3	tiefes Niedermoor
		6	Hhz4	0,5	0	83	249	48,4	28	72	3	Torfe mittel bis stark zersetzt,
		9	Hhz5	0,5	0	83	249	43,5	23	41	3	stark grundnass,
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	3	15	12	3	Gw, Fläche: 43 ha
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	1	15	12	3	Gw
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	15	12	3	Gw
Hh34	132	3	nHv	0,5	0	62	186	26,8	26	178	3	mittleres, stellenweise
		6	Hhz4	0,5	0	83	249	5	33	129	3	flaches oder tiefes
		9	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,8	23	87	3	Hochmoor
		12	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,6	15	40	3	Gw, Torfe stark zersetzt,
		15	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0,3	15	12	3	Gw, stark vernässt,
		18	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	15	12	3	Gw, Fläche: 33 ha
20	fSms	1,5	0	19,5	58,5	0	15	12	3	Gw		

Anhang 3: Durchgeführte Futtermittelanalysen, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse

Labor-Nr.	Futtermittel	TM in der FM	N	P	K	Mg	S	N	P	K	Mg	S
			Werte in der TM					Werte in der FM				
			Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%	Gew.%
1002	Kälberkorn	88	3,26	0,80	1,28	0,33	0,290	2,87	0,71	1,13	0,29	0,256
1043	Kälberkorn 18/II	88	3,79	0,79	1,77	0,45	0,285	3,34	0,69	1,56	0,39	0,251
1053	Kälberkorn 18/II	88	3,53	0,96	1,27	0,55	0,263	3,11	0,85	1,12	0,48	0,231
1013	Milchaustauschfutter f. Schaf- u. Ziegenlämmer, "Lambi-Milch"	90	3,41	0,71	1,44	0,09	0,215	3,07	0,64	1,30	0,08	0,194
1051	Milchleistungsfutter 18/III	88	3,25	0,61	1,69	0,61	0,272	2,86	0,54	1,49	0,54	0,239
1042	Milchleistungsfutter, 18/III	88	3,48	0,66	1,34	0,45	0,329	3,07	0,58	1,18	0,39	0,290
1003	Milchleistungsfutter, 18/III. (Multilac III)	88	3,44	0,71	1,14	0,27	0,288	3,02	0,63	1,00	0,24	0,253
1151	Milchleistungsfutter	88	5,61	1,71	2,39	0,67	0,254	4,94	1,51	2,11	0,59	0,223
1019	Milchleistungsfutter, Ziege	88	3,71	0,63	1,28	0,27	0,275	3,27	0,55	1,13	0,24	0,242
1023	Mineralfutter, Bullen, "Blattin"	95	—	5,16	0,29	3,91	0,101	—	4,90	0,28	3,72	0,096
1052	Mineralfutter, f. Trockensteher Typ 4	95	0,02	3,60	0,32	4,66	0,123	0,02	3,42	0,30	4,43	0,117
1022	Mineralfutter, f. Trockensteher, "Rindamin"	95	0,70	8,07	0,51	5,64	0,285	0,66	7,67	0,48	5,35	0,271
1048	Mineralfutter, Kuh (Leckeimer)	95	0,02	10,52	0,60	14,75	0,183	0,02	10,00	0,57	14,01	0,174
1021	Mineralfutter, Kuh, "Kulmin Weide M300 (MV)"	95	—	7,42	0,25	13,76	0,117	—	7,05	0,23	13,07	0,111
1020	Mineralfutter, Rind, "Tetan MV Mineral"	95	0,12	3,62	0,23	11,24	0,099	0,12	3,44	0,22	10,68	0,094
1014	Mineralfutter, Ziege	95	0,77	6,42	0,25	2,63	0,045	0,73	6,10	0,24	2,50	0,042
1047	Rindermastfutter	88	3,45	0,63	1,93	0,59	0,405	3,04	0,55	1,70	0,52	0,356
1005	Sauenfutter hochtragend, "SF III"	88	3,37	0,76	1,08	0,22	0,217	2,97	0,67	0,95	0,19	0,191
1055	Sauenfutter, Laktierende "13M7 (Lakt)"	88	3,18	0,69	0,94	0,22	0,134	2,80	0,60	0,83	0,19	0,118
1054	Sauenfutter, Tragefutter	88	2,88	0,68	0,97	0,23	0,144	2,53	0,60	0,85	0,21	0,127
1001	Schrot f. niedertragend Sauen	90	2,90	0,81	1,53	0,27	0,185	2,61	0,73	1,38	0,24	0,167
1004	Schwein, Ferkelaufzuchtfutter I (FAZ I)	88	3,60	0,72	0,94	0,24	0,230	3,17	0,63	0,82	0,21	0,202
1045	Schwein, Ferkelaufzuchtfutter II (FAZ II)	88	3,40	0,54	0,99	0,19	0,269	2,99	0,48	0,87	0,16	0,237
1049	Schweinemast, Ergänzungsfutter	89	2,48	0,56	0,90	0,25	0,129	2,21	0,50	0,81	0,23	0,115
1000	Soja-Extraktionsschrot, Probe 1	89	8,46	0,73	2,37	0,36	0,311	7,53	0,65	2,11	0,32	0,276
1044	Soja-Extraktionsschrot, Probe 2	89	8,26	0,64	2,35	0,39	0,343	7,35	0,57	2,09	0,35	0,306
1050	Soja-Extraktionsschrot, Probe 3	89	8,32	0,63	2,34	0,37	0,252	7,40	0,56	2,08	0,33	0,224
1015	Soja-Extraktionsschrot, Probe 4	89	7,95	0,77	2,41	0,35	0,175	7,07	0,69	2,14	0,31	0,156

Anhang 4: Durchgeführte Analysen für tierische Produkte, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse

Labor-Nr.	Bezeichnung	TM in der FM	N	P	K	Mg	S	N	P	K	Mg	S
			Werte in der TM					Werte in der FM				
			Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
1131/29	Hühnereier	28	6,57	0,7	0,47	0,07	0,667	1,56	0,17	0,11	0,03	0,157
1012	Kuh-Milch, 2,7 % RP	13	3,18	0,61	0,91	0,08	0,257	0,41	0,08	0,12	0,01	0,033
1075/59	Kuh-Milch, 3,3 % RP	13	4,49	0,88	1,32	0,09	0,264	0,58	0,11	0,17	0,01	0,034
1011	Ziegen-Milch, 2,4 % RP	13	3,75	0,69	1,78	0,10	0,296	0,48	0,09	0,23	0,01	0,038
1036	Ziegen-Milch, 2,7 % RP	13	4,05	0,87	1,93	0,10	0,270	0,52	0,11	0,25	0,01	0,035
1125/13	Rind, Gehacktes, Probe 1	40	9,61	0,58	1,11	0,06	0,602	3,84	0,23	0,45	0,025	0,241
1126/14	Rind, Gehacktes, Probe 2	40	10,16	0,61	1,16	0,06	0,623	4,07	0,25	0,46	0,025	0,249
1127/15	Schwein, Gehacktes, Probe 1	40	8,44	0,49	0,88	0,05	0,539	3,37	0,20	0,35	0,021	0,216
1128/16	Schwein, Gehacktes, Probe 2	40	8,45	0,53	0,93	0,06	0,585	3,38	0,21	0,37	0,025	0,234

Anhang 5: Durchgeführte Analysen des Haupterntegutes landwirtschaftlicher Kulturen, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse

Labor-Nr.	Bezeichnung	Bemerkung	TM in der FM	N	P	K	Mg	S	N	P	K	Mg	S					
									Werte in der TM					Werte in der FM				
									Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
1159/42	Spargel		10	4,84	0,62	2,99	0,14	0,390	0,48	0,06	0,30	0,01	0,039					
1152/36	Raps, Winter-, Grünmasse, Probe 1	Grünmasse, Vegetationsbeginn	10	4,40	0,62	3,71	0,21	0,342	0,44	0,06	0,37	0,02	0,034					
1153/37	Raps, Winter-, Grünmasse, Probe 2	Grünmasse, Vegetationsbeginn	10	4,46	0,60	3,77	0,21	0,357	0,45	0,06	0,38	0,02	0,036					
1143/28	Raps, Winter-, Grünmasse, Probe 3	Grünmasse, Vegetationsbeginn	10	4,82	0,63	3,61	0,19	0,498	0,48	0,06	0,36	0,02	0,050					
1144/29	Raps, Winter-, Grünmasse, Probe 4	Grünmasse, Vegetationsbeginn	10	5,34	0,69	3,95	0,21	0,507	0,53	0,07	0,40	0,02	0,051					
1142/27	Raps, Winter-, Grünmasse, Probe 5	Grünmasse, Vegetationsbeginn	10	5,23	0,65	3,76	0,19	0,495	0,52	0,07	0,38	0,02	0,050					
1141/26	Raps, Winter-, Grünmasse, Probe 6	Grünmasse, Vegetationsbeginn	10	5,10	0,60	3,30	0,17	0,462	0,51	0,06	0,33	0,02	0,046					
1191/985	Senf, als Zwischenfrucht, Probe 1	Grünmasse, im Oktober	15	2,93	0,46	3,16	0,21	0,345	0,44	0,07	0,47	0,03	0,052					
1194/998	Senf, als Zwischenfrucht, Probe 2	Grünmasse, im Oktober	15	3,87	0,59	3,88	0,25	0,286	0,58	0,09	0,58	0,04	0,043					
1163/210	Klee, Rot-	Grünmasse, vor der Blüte	20	2,54	0,32	3,26	0,29	0,086	0,51	0,06	0,65	0,06	0,017					
1165/211	Klee, Rot-	Grünmasse, vor der Blüte	20	3,22	0,32	3,40	0,25	0,125	0,64	0,06	0,68	0,05	0,025					
1166/270	Klee, Rot-	Grünmasse, vor der Blüte	20	2,73	0,30	3,80	0,28	0,080	0,55	0,06	0,76	0,06	0,016					
1160/207	Kleegras	Grünmasse, Anf. Rispenschieben	20	2,20	0,30	3,05	0,18	0,097	0,44	0,06	0,61	0,04	0,019					
1161/209	Luzerne	Grünmasse	20	3,03	0,33	2,93	0,22	0,123	0,61	0,07	0,59	0,04	0,025					
1162/208	Luzerne	Grünmasse	20	3,36	0,33	2,76	0,21	0,138	0,67	0,07	0,55	0,04	0,028					
1106	Luzernegras	Heu	20	2,29	0,25	2,40	0,19	0,141	0,46	0,05	0,48	0,04	0,028					
1107	Luzernegras	Heu	20	2,23	0,25	2,38	0,19	0,128	0,45	0,05	0,48	0,04	0,026					
1169/385	GPS, Gerste, Winter	Teigreife	35	1,81	0,22	1,20	0,06	0,138	0,63	0,08	0,42	0,02	0,048					
1174	GPS, Hafer	Milchreife	35	2,02	0,38	1,99	0,15	0,152	0,71	0,13	0,70	0,05	0,053					
1168/386	GPS, Weizen	Milchreife	35	0,95	0,21	0,99	0,07	0,080	0,33	0,07	0,35	0,02	0,028					
1120	Gras, Ackerfutter	Anfang Rispenschieben	20	2,39	0,43	3,79	0,19	0,179	0,48	0,09	0,76	0,04	0,036					
1087	Mais, Silo-, Probe 1		28	1,25	0,17	0,90	0,08	0,081	0,35	0,05	0,25	0,02	0,023					
1088	Mais, Silo-, Probe 2		28	1,24	0,18	0,93	0,08	0,082	0,35	0,05	0,26	0,02	0,023					
1089	Mais, Silo-, Probe 3		28	1,75	0,36	1,19	0,10	0,101	0,49	0,10	0,33	0,03	0,028					
1090	Mais, Silo-, Probe 4		28	1,62	0,35	1,25	0,09	0,099	0,45	0,10	0,35	0,03	0,028					
1091	Mais, Silo-, Probe 5		28	1,38	0,26	1,24	0,12	0,092	0,39	0,07	0,35	0,03	0,026					
1092	Mais, Silo-, Probe 6		28	1,34	0,25	1,26	0,12	0,094	0,38	0,07	0,35	0,03	0,026					
1083	Mais, Silo-, Probe 7		28	1,42	0,23	1,05	0,13	0,097	0,40	0,06	0,29	0,04	0,027					
1084	Mais, Silo-, Probe 8		28	1,42	0,24	1,09	0,14	0,090	0,40	0,07	0,31	0,04	0,025					
1085	Mais, Silo-, Probe 9		28	1,44	0,23	1,04	0,13	0,094	0,40	0,06	0,29	0,04	0,026					

Anhang 5 (Fortsetzung 1): Durchgeführte Analysen des Haupterntegutes landwirtschaftlicher Kulturen

Labor-Nr.	Bezeichnung	Bemerkung	TM in der FM	N	P	K	Mg	S	N	P	K	Mg	S										
														Werte in der TM					Werte in der FM				
														Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
1086	Mais, Silo-, Probe 10		28	1,42	0,23	1,04	0,13	0,088	0,40	0,06	0,29	0,04	0,025										
1079	Mais, Silo-, Probe 11		28	1,22	0,19	0,75	0,10	0,095	0,34	0,05	0,21	0,03	0,027										
1080	Mais, Silo-, Probe 12		28	1,21	0,19	0,70	0,10	0,093	0,34	0,05	0,20	0,03	0,026										
1081	Mais, Silo-, Probe 13		28	1,30	0,18	0,69	0,10	0,092	0,36	0,05	0,19	0,03	0,026										
1082	Mais, Silo-, Probe 14		28	1,31	0,18	0,69	0,10	0,099	0,37	0,05	0,19	0,03	0,028										
1148/33	Roggen, Winter-	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	4,06	0,58	2,62	0,18	0,266	0,61	0,09	0,39	0,03	0,040										
1149/34	Roggen, Winter-	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	3,84	0,52	2,63	0,16	0,255	0,58	0,08	0,39	0,02	0,038										
1150/35	Roggen, Winter-	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	4,20	0,50	2,60	0,15	0,235	0,63	0,08	0,39	0,02	0,035										
1154/38	Roggen, Winter-	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	3,82	0,56	3,95	0,13	0,207	0,57	0,08	0,59	0,02	0,031										
1155/39	Roggen, Winter-	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	3,82	0,57	3,37	0,15	0,213	0,57	0,09	0,51	0,02	0,032										
1187	Tabak, Blatt	Blatt, September	65	4,69	0,30	2,72	0,57	0,200	3,05	0,20	1,77	0,37	0,130										
1067/1381	Weiden, Mähweide, Probe 1	mittlere Intensität, Heu	20	1,77	0,28	2,21	0,18	0,158	0,35	0,06	0,44	0,04	0,032										
	Weiden, Mähweide, Probe 2	niedrige Intensität, Heu	20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000										
1064/1387	Mähweide, Probe 3	niedrige Intensität, Heu	20	1,50	0,29	2,86	0,10	0,102	0,30	0,06	0,57	0,02	0,020										
1058/1376	Mähweide, Probe 4	niedrige Intensität, Heu	20	1,77	0,30	1,72	0,14	0,124	0,35	0,06	0,34	0,03	0,025										
1061/1377	Mähweide, Probe 5	niedrige Intensität, Heu	20	1,66	0,28	1,90	0,15	0,174	0,33	0,06	0,38	0,03	0,035										
1062/1386	Mähweide, Probe 6	niedrige Intensität, Heu	20	1,83	0,29	2,02	0,16	0,136	0,37	0,06	0,40	0,03	0,027										
1063/1379	Mähweide, Probe 7	niedrige Intensität, Heu	20	1,81	0,29	2,29	0,14	0,159	0,36	0,06	0,46	0,03	0,032										
1145/30	Weizen, Winter-, Probe 1	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	5,38	0,55	3,17	0,17	0,326	0,81	0,08	0,48	0,03	0,049										
1147/32	Weizen, Winter-, Probe 2	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	5,01	0,53	2,99	0,13	0,303	0,75	0,08	0,45	0,02	0,045										
1146/31	Weizen, Winter-, Probe 3	Grünmasse, Mitte Bestocken	15	4,27	0,55	3,32	0,16	0,267	0,64	0,08	0,50	0,02	0,040										
1121/9	Kartoffeln	Knolle	22	1,82	0,21	2,39	0,13	0,110	0,40	0,05	0,53	0,03	0,024										
1068	Gerste, Winter-, Probe 1	Grünmasse, Mitte Bestocken	86	2,98	0,45	0,60	0,13	0,170	2,56	0,39	0,52	0,11	0,146										
1069	Gerste, Winter-, Probe 2	Grünmasse, Mitte Bestocken	86	2,63	0,45	0,74	0,13	0,141	2,26	0,39	0,64	0,11	0,121										
1070	Gerste, Winter-, Probe 3	Grünmasse, Mitte Bestocken	86	2,57	0,44	0,69	0,12	0,136	2,21	0,38	0,59	0,10	0,117										
1071	Gerste, Winter-, Probe 4	Grünmasse, Mitte Bestocken	86	2,41	0,41	0,66	0,12	0,127	2,07	0,35	0,57	0,10	0,109										
1072	Gerste, Winter-, Probe 5	Grünmasse, Mitte Bestocken	86	2,61	0,43	0,70	0,12	0,146	2,24	0,37	0,60	0,10	0,126										
1027	Gerste, Winter-, Probe 6	Grünmasse, Mitte Bestocken	86	1,90	0,37	0,46	0,11	0,126	1,63	0,32	0,40	0,09	0,108										
1123/11	Grassamen	Samen	86	2,67	0,47	0,43	0,16	0,229	2,30	0,40	0,37	0,13	0,197										

Anhang 5 (Fortsetzung 2): Durchgeführte Analysen des Haupterntegutes landwirtschaftlicher Kulturen

Labor-Nr.	Bezeichnung	Bemerkung	TM in der FM	N	P	K	Mg	S	N	P	K	Mg	S										
														Werte in der TM					Werte in der FM				
														Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
1136/22	Mais, Probe 1	Kolben u. Lieschblätter	60	1,61	0,23	0,34	0,11	0,108	0,97	0,14	0,20	0,07	0,065										
1137/23	Mais, Probe 2	Kolben u. Lieschblätter	60	1,56	0,23	0,39	0,12	0,106	0,94	0,14	0,23	0,07	0,064										
1016	Roggen, Winter-, Betr. 5, 99		86	1,93	0,38	0,57	0,12	0,127	1,66	0,33	0,49	0,10	0,109										
1077	Triticale, Betr. 33		86	2,27	0,43	0,48	0,13	0,144	1,95	0,37	0,41	0,11	0,124										
1026	Triticale, Betr. 4, 99		86	2,28	0,42	0,56	0,12	0,142	1,96	0,36	0,48	0,10	0,122										
1030	Weizen, Winter-, Betr. 4, 98		86	2,30	0,36	0,45	0,11	0,139	1,98	0,31	0,39	0,09	0,120										
1024	Weizen, Winter-, Betr. 4, 99, 'Pegasus'		86	2,30	0,34	0,54	0,09	0,126	1,98	0,29	0,46	0,08	0,108										
1025	Weizen, Winter-, Betr. 4, 99, 'Ritmo'		86	2,17	0,35	0,47	0,09	0,124	1,87	0,30	0,40	0,08	0,107										
1018	Weizen, Winter-, Betr. 5, 99		86	2,23	0,37	0,47	0,10	0,150	1,92	0,32	0,40	0,09	0,129										
1028	Erbsen, Betr. 4, 99		86	3,96	0,44	1,11	0,14	0,141	3,41	0,38	0,95	0,12	0,121										
1118/6	Erbsen		86	3,84	0,40	1,03	0,14	0,190	3,31	0,35	0,89	0,12	0,163										
1117/5	Lupine, Bitter-		86	4,95	0,44	0,96	0,18	0,243	4,26	0,38	0,82	0,16	0,209										
1116/4	Lupine, Blaue-		86	5,67	0,52	1,07	0,20	0,288	4,87	0,45	0,92	0,17	0,247										
1115/3	Lupine, Gelbe-		86	6,90	0,95	1,30	0,31	0,437	5,93	0,82	1,12	0,27	0,375										
1122/10	Luzerne, Saatgutvermehrung		91	7,51	0,78	1,09	0,20	0,302	6,84	0,71	0,99	0,18	0,275										
1120/8	Öllein		91	4,08	0,66	0,89	0,38	0,244	3,71	0,60	0,81	0,35	0,222										
1484	Raps, Winter-, Betr. 2, 00		91	3,71	0,84	0,88	0,27	0,464	3,38	0,76	0,80	0,25	0,422										
1485	Raps, Winter-, Betr. 2, 00		91	3,90	0,87	1,04	0,29	0,476	3,55	0,79	0,95	0,26	0,433										
1031	Raps, Winter-, Betr. 4, 98		91	3,65	0,76	0,85	0,31	0,425	3,32	0,69	0,78	0,28	0,387										
1029	Raps, Winter-, Betr. 4, 99		91	3,49	0,58	0,71	0,26	0,401	3,18	0,53	0,64	0,23	0,365										
1119/7	Sonnenblumen		91	2,76	0,54	0,84	0,29	0,216	2,51	0,49	0,76	0,26	0,197										
1140/25	Futtermüben, Gehalts-		15	2,02	0,18	2,55	0,24	0,070	0,30	0,03	0,38	0,04	0,011										
1112	Zuckerrüben, Betr. 2		23	0,60	0,11	0,64	0,17	0,036	0,14	0,03	0,15	0,04	0,008										
1110	Zuckerrüben, Betr. 4		23	0,86	0,15	0,86	0,20	0,044	0,20	0,03	0,20	0,05	0,010										
1108	Zuckerrüben, Betr. 5		23	0,75	0,12	0,88	0,15	0,041	0,17	0,03	0,20	0,03	0,009										
1113/1	Kümmel		91	3,84	0,82	1,59	0,34	0,204	3,49	0,75	1,45	0,31	0,185										
1139/24	Chicoree	Wurzel	15	1,74	0,32	2,18	0,11	0,104	0,26	0,05	0,33	0,02	0,016										
1193/987	Möhre, Speise-		15	1,24	0,26	3,51	0,15	0,055	0,19	0,04	0,53	0,02	0,008										
1114/2	Möhre, Speise-		15	1,46	0,31	3,19	0,11	0,124	0,22	0,05	0,48	0,02	0,019										

Anhang 6: Durchgeführte Analysen des Nebenerntegutes landwirtschaftlicher Kulturen, Nährstoffgehalte in der Trockenmasse (Analysewerte) und die daraus berechneten Werte in der standardisierten Frischmasse

Labor-Nr.	Bezeichnung	Bemerkung	TM in der FM	N	P	K	Mg	S	N	P	K	Mg	S										
														Werte in der TM					Werte in der FM				
														Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %	Gew. %
1065/1380	Gerste, Winter- , Betr. 32, 1999	Stroh	86	0,74	0,16	1,71	0,06	0,071	0,64	0,14	1,47	0,05	0,061										
897-901	Mais, Körner-	Stroh	86	1,03	0,17	1,16	0,21	0,053	0,89	0,15	1,00	0,18	0,045										
1066/1378	Triticale , Betr. 33, 1999	Stroh	86	0,36	0,09	1,59	0,05	0,055	0,31	0,08	1,37	0,04	0,05										
1056/1384	Triticale , Betr. 5, 1999	Stroh	86	0,52	0,12	1,71	0,06	0,063	0,45	0,10	1,47	0,05	0,05										
1184a	Weizen, Winter-	Stroh	86	0,39	0,07	1,31	0,06	0,083	0,34	0,06	1,13	0,05	0,07										
1184b	Weizen, Winter-	Stroh	86	0,45	0,07	1,26	0,07	0,105	0,39	0,06	1,08	0,06	0,09										
1185a	Weizen, Winter-	Stroh	86	0,43	0,07	1,52	0,12	0,075	0,37	0,06	1,31	0,10	0,06										
1185b	Weizen, Winter-	Stroh	86	0,46	0,07	1,40	0,09	0,083	0,40	0,06	1,20	0,08	0,07										
1059/1382	Weizen-Gerste , Betr. 2, 1999	Mischstroh	86	0,55	0,11	1,60	0,05	0,051	0,47	0,09	1,38	0,04	0,04										
1060/1385	Weizen-Gerste , Betr. 2, 1999	Mischstroh	86	0,45	0,10	1,70	0,04	0,053	0,39	0,09	1,46	0,03	0,05										
1175/489	Raps, Winter-	Stroh	86	0,72	0,10	1,73	0,14	0,343	0,62	0,09	1,49	0,12	0,295										
1182/495	Raps, Winter-	Stroh	86	0,58	0,14	2,03	0,11	0,123	0,50	0,12	1,75	0,09	0,106										
1186	Öllein	Stroh	86	0,68	0,12	1,00	0,10	0,056	0,58	0,10	0,86	0,09	0,048										
1177/492	Lupine , Probe 1	Stroh	86	0,50	0,13	1,56	0,33	0,066	0,43	0,11	1,34	0,28	0,057										
1181/493	Lupine , Probe 2	Stroh	86	0,70	0,23	0,50	0,21	0,042	0,60	0,20	0,43	0,18	0,036										
1176/490	Erbse	Stroh	86	0,88	0,10	1,15	0,31	0,052	0,76	0,09	0,99	0,27	0,045										
1178/491	Erbse, Peluschke	Stroh	86	0,89	0,11	7,54	0,31	0,061	0,77	0,09	0,66	0,27	0,052										
1190/930	Zuckerrüben	Blatt	16	4,08	0,21	3,53	1,22	0,361	0,65	0,03	0,56	0,20	0,06										
1180/494	Kartoffeln , Probe 1	Kraut, grün, teilw. gelb	25	1,76	0,15	7,54	0,48	0,112	0,44	0,04	1,89	0,12	0,03										
1183/512	Kartoffeln , Probe 2	Kraut, grün, teilw. gelb	25	2,21	0,15	5,43	0,54	0,089	0,55	0,04	1,36	0,14	0,02										
1192/986	Möhre, Speise-	Kraut	15	2,32	0,28	4,89	0,36	0,154	0,35	0,04	0,73	0,05	0,02										

Anhang 7: Atmosphärische Schwefel- und Stickstoffdeposition in den Untersuchungsgebieten Mockritz und Bramstedt

Mockritz: Daten zur Verfügung gestellt vom Projektpartner, dem Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig, Sektion Bodenforschung, Forschungsstelle Falkenberg

Bramstedt: Daten zur Verfügung gestellt vom Projektpartner, der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung; DVGW-Forschungsstelle

Jahr	Mockritz				Bramstedt	
	S-Deposition wet-only	Faktor zur Umrechnung	S-Bulk-Deposition	N-Bulk-Deposition	S-Bulk-Deposition	N-Bulk-Deposition
	kg/ha		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1967	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1968	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1969	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1970	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1971	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1972	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1973	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1974	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1975	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	—	—
1976	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	7,9 ⁽¹⁾	9,3 ⁽¹⁾
1977	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	9,3 ⁽¹⁾	12,1 ⁽¹⁾
1978	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	11,9 ⁽¹⁾	14,1 ⁽¹⁾
1979	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	10,8 ⁽¹⁾	12,8 ⁽¹⁾
1980	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	10,8 ⁽¹⁾	13,1 ⁽¹⁾
1981	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	11,7 ⁽¹⁾	13,8 ⁽¹⁾
1982	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	8,6 ⁽¹⁾	10,1 ⁽¹⁾
1983	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	11,7 ⁽¹⁾	14,1 ⁽¹⁾
1984	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	11,3 ⁽⁴⁾	11,4 ⁽⁴⁾
1985	30	3	90 ⁽¹⁾	20 ⁽¹⁾	15,8 ⁽⁴⁾	18,4 ⁽⁴⁾
1986	32,6	3	97,8 ⁽²⁾	20 ⁽¹⁾	11,6 ⁽⁴⁾	11,0 ⁽⁴⁾
1987	55,1	3	165,3 ⁽²⁾	20 ⁽³⁾	11,4 ⁽⁴⁾	16,4 ⁽⁴⁾
1988	67,5	3	202,5 ⁽²⁾	20 ⁽³⁾	11,9 ⁽⁴⁾	13,2 ⁽⁴⁾
1989	48,1	3	144,3 ⁽²⁾	20 ⁽³⁾	10,3 ⁽⁴⁾	11,2 ⁽⁴⁾
1990	22,8	3	68,4 ⁽²⁾	19 ⁽¹⁾	16,2 ⁽⁴⁾	14,6 ⁽⁴⁾
1991	16,2	1,1	17,8 ⁽²⁾	18 ⁽¹⁾	10,2 ⁽⁴⁾	12,1 ⁽⁴⁾
1992	11,7	1,1	12,9 ⁽²⁾	16 ⁽¹⁾	11,6 ⁽⁴⁾	13,7 ⁽⁴⁾
1993	11,3	1,1	12,4 ⁽²⁾	15 ⁽³⁾	14,5 ⁽⁴⁾	12,1 ⁽⁴⁾
1994	10,3	1,1	11,3 ⁽²⁾	15 ⁽³⁾	9,2 ⁽⁴⁾	10,7 ⁽⁴⁾
1995	9,0	1,1	9,9 ⁽²⁾	15 ⁽³⁾	9,1 ⁽⁴⁾	10,6 ⁽⁴⁾
1996	5,7	1,1	6,3 ⁽²⁾	14 ⁽¹⁾	5,7 ⁽⁴⁾	10,4 ⁽⁴⁾
1997	5,2	1,1	5,7 ⁽²⁾	14 ⁽¹⁾	6,8 ⁽⁴⁾	10,9 ⁽⁴⁾
1998	5,9	1,1	6,5 ⁽²⁾	13 ⁽¹⁾	7,6 ⁽⁴⁾	12,1 ⁽⁴⁾
1999	3,9	1,1	4,3 ⁽²⁾	13 ⁽¹⁾	5,7 ⁽⁴⁾	11,0 ⁽⁴⁾
2000	3,7	1,1	4,1 ⁽¹⁾	13 ⁽¹⁾	5,5 ^(1,4)	11,0 ^(1,4)
2001	3,5	1,1	3,9 ⁽¹⁾	13 ⁽¹⁾	5,3 ⁽¹⁾	11,0 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ = geschätzt, ⁽²⁾ = Mittel der Stationen Leipzig u. Oschatz, ⁽³⁾ = GAUGER et al. 2000, ⁽⁴⁾ = Station Drangstedt

Anhang 8: Berechnung der täglichen Temperatur und des Niederschlages für das Klimaszenario als Funktion des julianischen Tages

T_{sz} = Temperatur für das Klimaszenario, P_{sz} = Niederschlag des Klimaszenarios, NrT = julianischer Tag (Nummer des Tages im Jahr), T = gemessene Temperatur des Ist-Klimas, P = gemessener Niederschlag zum jeweiligen julianischen Tag

$$T_{sz} = -35,847 \cdot 10^{-15} \cdot \text{NrT}^6 + 36,639 \cdot 10^{-12} \cdot \text{NrT}^5 - 15,504 \cdot 10^{-9} \cdot \text{NrT}^4 + 35,378 \cdot 10^{-7} \cdot \text{NrT}^3 - 34,121 \cdot 10^{-5} \cdot \text{NrT}^2 - 0,011 \cdot \text{NrT} + 6,0212 - 0,4 + \text{Temp}$$

$$P_{sz} = 28,256 \cdot 10^{-15} \cdot \text{NrT}^6 - 31,553 \cdot 10^{-12} \cdot \text{NrT}^5 + 12,876 \cdot 10^{-9} \cdot \text{NrT}^4 - 22,640 \cdot 10^{-7} \cdot \text{NrT}^3 + 14,783 \cdot 10^{-5} \cdot \text{NrT}^2 - 0,0015 \cdot \text{NrT} + 0,5026 - 0,06 + P$$

Anhang 9: Nährstoffbilanz des Untersuchungsgebietes Mockritz auf Basis der Betriebsbilanzen von 4 landwirtschaftlichen Betrieben
mit insgesamt 3 024 ha, flächengew. Mittelwerte der Jahre 1995–2000, Abweich. rundungsbedingt.

Bilanzposten	N		P		K		Mg		S	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
Dünger	100	83	16	79	34	83	14	88	4	70
Futtermittel	20	17	4	20	7	17	2	12	2	29
Vieh	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1
Import gesamt	+ 120	100	+ 20	100	+ 42	100	+ 16	100	+ 5	100
Marktfrüchte	85	92	16	92	24	95	5	97	6	93
Tierische Produkte	7	8	1	8	1	5	< 1	3	< 1	7
Export gesamt	- 92	100	- 17	100	- 26	100	- 5	100	- 6	100
Nährstoffsaldo	+ 28		+ 3		+ 16		+ 11		- 1	

Anhang 10: Zeitgang von Nährstoffimporten, -exporten und -salden auf Basis der Betriebsbilanz im Untersuchungsgebiet Mockritz nach Bilanzposten.
4 landwirtschaftl. Betriebe, Werte flächengewichtet berechnet, Abweichungen rundungsbed.

Importe mit Dünger

	N	P	K	Mg	S
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1995 (2 522 ha)	100	16	42	5	8
1996 (3 138 ha)	86	17	35	7	1
1997 (3 085 ha)	91	12	32	26	2
1998 (3 082 ha)	86	11	25	8	1
1999 (3 121 ha)	111	20	42	21	2
2000 (3 198 ha)	124	20	30	16	8

Importe mit Futter

1995	5	1	2	< 1	< 1
1996	16	3	6	2	1
1997	18	4	6	2	1
1998	28	5	10	3	2
1999	26	5	9	2	2
2000	26	5	9	3	2

Importe mit Vieh

1995	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1996	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
1997	1	< 1	< 1	< 1	< 1
1998	1	< 1	< 1	< 1	< 1
1999	1	< 1	< 1	< 1	< 1
2000	1	< 1	< 1	< 1	< 1

Exporte mit Marktfrüchten

1995	83	15	23	5	6
1996	78	14	24	5	5
1997	93	17	27	6	6
1998	89	16	26	5	6
1999	98	18	27	6	7
2000	69	12	20	4	5

Exporte mit tierischen Produkten und Vieh

1995	5	1	1	< 1	< 1
1996	5	1	1	< 1	< 1
1997	7	1	1	< 1	< 1
1998	8	2	1	< 1	< 1
1999	8	2	1	< 1	< 1
2000	8	1	1	< 1	< 1

Saldo

1995	16	1	20	< 1	3
1996	19	5	16	3	-3
1997	10	-2	11	22	-3
1998	17	-2	8	5	-3
1999	31	6	23	18	-3
2000	72	12	18	15	5

Anhang 11: Nährstoffbilanz auf Basis der Flächenbilanz der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Mockritz, flächengewichtete Mittelwerte der Bilanzierungsperioden 1995–2000 und 1977–1989, Abweichungen rundungsbedingt

Zufuhr

		N	P	K	Mg	S
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1995	(2 959 ha)	135	25	82	14	11
1996	(3 554 ha)	119	24	65	25	5
1997	(3 518 ha)	118	20	60	21	5
1998	(3 510 ha)	129	21	62	16	6
1999	(3 523 ha)	150	28	75	25	7
2000	(3 584 ha)	153	26	58	23	11
1995–2000	(3 690 ha)	134	24	67	21	7
1977–1989 LPG Pflanzenproduktion Zinna	(3 108 ha)	165	27	113	23	60

Abfuhr

1995	116	21	61	8	9
1996	102	19	54	7	7
1997	115	21	58	8	8
1998	112	21	53	7	8
1999	122	22	58	8	9
2000	92	17	46	6	7
1995–2000	110	20	55	7	8
1977–1989 LPG Pflanzenproduktion Zinna	141	24	139	13	12

Saldo

1995	20	4	21	6	3
1996	17	5	12	18	-3
1997	3	-1	2	13	-3
1998	17	0	9	9	-3
1999	28	6	17	17	-2
2000	61	9	12	17	5
1995–2000	25	4	12	14	-1
1977–1989 LPG Pflanzenproduktion Zinna	24	3	-25	11	49

Anhang 12: Untersuchungsgebiet Mockritz, a) Simulationsergebnisse des Zeitabschnitts 1973–1991, b) Simulationsergebnisse des Zeitabschnitts 1992–2000
 zu a) der numerische Vorlauf von 1968–1972 ist nicht dargestellt, Fläche: 3 271 ha, diese Fläche weicht aufgrund unterschiedl. Datengrundlagen von der der Flächenbilanzierung ab,
 zu b) der numerische Vorlauf von 1987–1991 ist nicht dargestellt, Fläche: 3 485 ha, diese Fläche ist kleiner als die der Flächenbilanzierung, da die MMK nicht für alle Schläge vorliegt

	Jahr	landw.	landw.	landw.	S-	S-	N-	landw. N-Saldo	landw.	N-Austrag	Nieder-	Sw.	SO ₄ -Konzentration	NO ₃ -Konzentration	S-Aufnahme	N-Aufnahme	ETp	ETr	S-Netto-	N-Netto-	S _{min} (SO ₄ -S)
		Zufuhr	Abfuhr	S-Saldo	Deposition	Austrag in 2 m Tiefe	Deposition	mit Zu- und Abschlägen	N-Saldo	in 2 m Tiefe	schlag	in 2 m Tiefe	im Sw.	im Sw.	durch Pflanzen	durch Pflanzen	mm	mm	mineralisation	mineralisation	0–2 m Tiefe
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha
a) Mockritz 1973–1991	1973	47	12	47	90	10	20	49	39	7	441	11	280	308	14	142	587	451	10	69	771
	1974	33	13	33	90	59	20	8	8	40	655	51	348	347	16	158	493	478	10	69	836
	1975	33	11	33	90	278	20	17	11	195	578	204	408	423	14	146	609	459	9	70	683
	1976	33	13	33	90	74	20	5	-17	38	388	54	416	311	15	141	633	396	7	54	727
	1977	63	12	63	90	28	20	42	29	31	541	20	429	700	15	143	479	465	7	56	852
	1978	34	11	34	90	201	20	38	27	113	605	130	464	385	14	152	519	426	5	48	776
	1979	49	12	49	90	312	20	46	26	161	490	207	450	343	14	130	548	433	5	43	603
	1980	56	12	56	90	111	20	29	33	57	651	95	350	266	14	139	495	463	8	50	637
	1981	64	11	64	90	251	20	27	33	109	674	188	399	255	13	125	544	490	11	56	539
	1982	38	12	38	90	161	20	51	54	66	478	136	355	217	14	141	643	452	9	53	507
	1983	73	12	73	90	54	20	22	21	23	540	58	277	175	14	131	607	477	9	53	613
	1984	43	12	43	90	26	20	17	8	17	459	27	290	273	14	143	487	439	7	44	723
	1985	42	13	42	90	37	20	29	31	24	435	31	355	334	15	154	551	465	8	46	814
	1986	53	12	53	98	62	20	51	41	36	548	45	417	355	14	140	587	477	7	44	900
	1987	39	13	39	165	256	20	9	9	125	670	166	461	331	16	141	486	475	8	46	836
1988	39	11	39	203	253	20	18	12	90	551	159	475	250	14	143	593	481	6	43	819	
1989	36	13	36	144	31	20	3	-13	9	470	23	403	170	15	143	643	473	7	45	977	
1990	29	12	29	68	56	19	31	11	18	527	39	429	202	14	130	631	524	7	46	1.027	
1991	41	12	41	18	35	18	13	23	13	326	21	482	272	14	160	600	456	9	44	1.055	
	Mittel 1973–1991	57	12	45	98	121	20	27	20	62	528	88	413	311	14	142	565	462	8	52	773
a) Mockritz 1992–2000	1992	7	9	-2	13	47	16	15	28	20	500	31	456	280	17	165	678	429	15	82	835
	1993	11	7	4	12	29	15	46	58	14	526	17	508	363	12	127	537	475	16	85	829
	1994	6	8	-2	11	346	15	7	17	185	737	250	415	329	16	146	566	436	12	75	494
	1995	10	8	2	10	125	15	6	17	79	564	113	332	309	16	156	577	506	14	81	384
	1996	5	7	-3	6	5	14	6	17	3	447	11	131	117	13	130	460	421	13	63	388
	1997	5	8	-3	6	5	14	-8	3	4	398	14	101	131	15	154	597	443	11	66	389
	1998	5	8	-3	6	13	13	7	17	17	606	33	118	231	16	151	569	457	12	74	381
	1999	7	9	-2	4	75	13	15	28	64	396	96	233	294	16	159	590	427	15	70	313
	2000	11	7	4	4	33	13	49	61	33	522	64	154	226	12	124	651	411	16	74	296
		Mittel 1992–2000	8	8	0	8	75	14	16	27	47	522	70	323	295	15	146	580	445	14	74

Anhang 13: Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse aggregiert je Bodeneinheit a) 1973–1991, b) 1992–2000

die dargestellten Bodeneinheiten stellen eine Auswahl dar, 63 ha des Untersuchungsgebietes sind weiteren Bodeneinheiten zugeordnet

zu a) der numerische Vorlauf von 1968–1972 ist nicht dargestellt, Fläche: 3 271 ha, diese Fläche weicht aufgrund unterschiedl. Datengrundlagen von der der Flächenbilanzierung ab,

zu b) der numerische Vorlauf von 1987–1991 ist nicht dargestellt, Fläche: 3 485 ha, diese Fläche ist kleiner als die der Flächenbilanzierung, da die MMK nicht für alle Schläge vorliegt

Parameter	S-Austrag in 2 m Tiefe						N-Austrag in 2 m Tiefe						Sickerwassermenge in 2 m Tiefe						ETA						S-Netto-Mineralisation						
	Boden Einheit	Al1b3	Al3a3	Al3c6	D5b1	D3c2	D2a1	Al1b3	Al3a3	Al3c6	D5b1	D3c2	D2a1	Al1b3	Al3a3	Al3c6	D5b1	D3c2	D2a1	Al1b3	Al3a3	Al3c6	D5b1	D3c2	D2a1	Al1b3	Al3a3	Al3c6	D5b1	D3c2	D2a1
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	mm	mm	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	
a) Mockritz 1973–1991	1973	11	0	5	4	6	33	4	0	2	2	3	27	6	0	6	5	10	34	486	466	450	457	458	417	11	10	8	9	7	11
	1974	69	17	58	50	66	124	23	14	43	31	36	87	35	17	46	61	83	86	493	485	487	469	468	471	12	9	10	10	11	10
	1975	361	231	346	206	207	374	131	228	279	126	94	187	184	185	222	185	181	249	463	499	451	459	445	412	11	9	8	8	7	10
	1976	82	33	97	57	87	126	35	43	30	37	40	22	43	22	65	47	64	94	409	429	372	413	394	348	7	8	4	7	4	8
	1977	16	28	56	6	11	31	7	49	60	1	2	8	8	20	36	5	8	22	464	464	472	473	468	459	9	6	9	5	7	6
	1978	209	120	272	119	189	334	88	128	134	66	64	114	110	77	166	88	131	213	418	460	442	433	411	369	7	6	6	4	5	5
	1979	412	354	281	312	353	226	177	243	98	189	111	60	218	204	203	212	217	205	421	475	438	427	408	380	6	5	4	4	3	4
	1980	168	90	109	121	145	104	72	62	54	73	41	36	95	63	114	81	101	134	440	485	481	467	450	428	13	8	8	5	7	9
	1981	307	277	226	253	238	215	121	139	100	115	62	71	185	171	191	173	188	219	479	525	507	481	474	442	9	10	10	8	9	15
	1982	202	171	136	199	157	127	74	73	82	75	42	49	134	110	148	137	142	162	447	494	458	444	435	395	6	10	8	11	6	10
	1983	78	34	52	62	71	64	26	17	25	22	22	29	57	25	66	50	75	100	456	512	500	464	472	424	9	9	9	7	8	9
	1984	35	13	30	21	19	46	13	11	26	7	6	28	28	13	29	19	23	52	437	465	442	445	427	401	10	7	8	6	8	5
	1985	35	12	58	19	40	71	12	11	55	7	12	41	27	11	41	20	37	59	445	496	477	468	449	417	12	8	6	8	7	9
	1986	58	29	85	35	52	120	21	24	62	15	17	60	43	20	52	31	49	82	467	509	498	467	468	427	8	6	7	6	6	9
	1987	205	220	343	210	237	301	69	126	191	76	66	138	142	129	202	156	182	200	484	479	488	463	468	471	8	6	9	8	9	8
1988	241	281	246	233	226	242	79	122	59	103	58	61	160	157	153	154	153	171	481	515	483	487	472	426	8	6	6	6	5	8	
1989	33	14	34	15	35	62	10	8	5	9	9	11	23	9	26	14	24	47	444	515	494	455	459	418	10	7	5	6	5	8	
1990	30	14	56	71	64	111	8	11	20	32	10	23	21	12	39	47	42	76	522	561	545	483	520	481	7	8	8	4	5	8	
1991	7	9	42	65	23	59	2	7	29	23	6	12	5	8	26	36	14	36	492	483	469	432	442	421	4	7	5	9	7	13	
Mittel 1973–1991	135	102	133	108	117	146	51	69	71	53	37	56	80	66	96	80	91	118	460	490	471	457	452	421	9	8	7	7	7	9	
a) Mockritz 1992–2000	1992	8	5	85	31	35	122	3	4	41	10	8	49	8	5	49	29	26	74	429	453	413	446	433	388	9	17	9	22	13	13
	1993	21	4	55	3	4	88	8	3	30	1	1	39	18	3	29	3	3	50	464	483	472	506	484	444	16	16	16	20	19	11
	1994	391	303	435	295	423	330	147	207	248	114	144	164	283	202	262	228	269	310	420	465	429	446	418	403	13	13	11	13	10	10
	1995	155	145	141	144	181	30	74	115	46	74	74	31	111	91	133	97	118	143	507	531	488	529	507	464	16	16	13	18	14	10
	1996	2	2	13	2	12	4	1	1	3	1	5	5	2	1	15	2	8	36	432	431	418	434	431	390	15	12	9	23	16	8
	1997	7	3	11	1	5	4	2	3	3	0	2	9	6	2	19	1	4	44	449	462	424	466	455	401	8	12	8	16	9	10
	1998	17	9	22	7	16	12	9	10	16	5	6	40	18	9	43	6	12	97	462	481	446	469	461	414	12	12	10	14	14	10
	1999	121	80	44	109	132	14	66	60	69	59	46	74	108	57	130	80	109	138	431	468	399	439	425	372	8	18	9	25	14	10
	2000	59	27	13	64	64	8	38	26	36	35	32	34	61	25	90	51	66	118	408	441	392	430	404	367	13	19	12	29	15	10
	Mittel 1992–2000	87	64	91	73	97	68	39	48	55	33	35	50	68	44	86	55	68	112	445	468	431	463	446	405	12	15	11	20	14	10

Anhang 14: Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse a) des 'Referenz-Szenarios' 1982–2000, b) des Szenarios 'Klimaänderung 2062–2080'

der numerische Vorlauf der Modelle ist nicht dargestellt, die eingeklammerten Jahreszahlen weisen darauf hin, aus welchen Jahren die Wetterdaten stammen, Fläche der Simulations-Rechnungen: 3 485 ha, diese Fläche ist kleiner als die der Flächenbilanzierung, da die MMK nicht für alle Schläge vorliegt

	Laufende Nummer des Jahres	landw. Zufuhr	landw. Abfuhr	landw. S-Saldo	S-Deposition	S-Austrag in 2 m Tiefe	N-Deposition	landw. N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	landw. N-Saldo	N-Austrag in 2 m Tiefe	Nieder-schlag	Sw. in 2 m Tiefe	SO ₄ -Konzentration im Sw.	NO ₃ -Konzentration im Sw.	S-Aufnahme durch Pflanzen	N-Aufnahme durch Pflanzen	ETp	ETr	S-Netto-mineralisation	N-Netto-mineralisation	S _{min} (SO ₄ -S) Bodenvorrat 0–2 m Tiefe	
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	
a) 'Referenz-Szenario'	6 (1982)	5	7	-3	4	28	13	6	17	63	478	135	61	208	13	136	634	449	16	89	71	
	7 (1983)	5	8	-3	4	6	13	-8	3	16	540	47	39	146	15	158	597	456	13	88	70	
	8 (1984)	5	8	-3	4	4	13	7	17	12	459	30	39	175	14	149	480	432	11	76	70	
	9 (1985)	7	9	-2	4	3	13	15	28	11	435	24	35	206	14	159	547	465	15	79	74	
	10 (1986)	11	7	4	4	4	13	49	61	16	548	32	41	230	12	126	582	476	15	76	83	
	11 (1987)	6	8	-2	4	22	13	7	17	87	670	134	50	287	13	145	484	475	11	71	66	
	12 (1988)	10	8	2	4	24	13	6	17	117	551	164	43	315	12	147	595	483	13	74	54	
	13 (1989)	5	7	-3	4	1	13	6	17	6	470	14	25	170	12	137	654	468	14	73	61	
	14 (1990)	5	8	-3	4	1	13	-8	3	6	527	16	20	155	14	156	645	493	11	73	64	
	15 (1991)	5	8	-3	4	0	13	7	17	1	326	4	34	167	13	148	581	362	9	62	66	
	16 (1991)	7	9	-2	4	2	13	15	28	14	500	23	27	256	13	159	677	427	15	77	73	
	17 (1992)	11	7	4	4	2	13	49	61	12	526	17	34	309	11	123	537	475	16	80	86	
	18 (1993)	6	8	-2	4	38	13	7	17	195	737	246	47	351	12	142	566	436	11	70	54	
	19 (1994)	10	8	2	4	14	13	6	17	77	564	113	38	303	12	155	577	506	14	76	52	
	20 (1995)	5	7	-3	4	1	13	6	17	3	447	11	19	115	11	128	460	421	12	60	58	
	21 (1996)	5	8	-3	4	1	13	-8	3	4	398	14	14	114	12	152	597	443	10	63	62	
	22 (1997)	5	8	-3	4	3	13	7	17	16	606	33	25	211	13	150	569	457	11	70	64	
	23 (1998)	7	9	-2	4	12	13	15	28	61	396	96	36	282	12	157	590	427	13	67	60	
	24 (2000)	11	7	4	4	7	13	49	61	32	522	64	31	222	11	123	651	411	15	72	68	
	Mittel Jahr 6–24	7	8	-1	4	9	13	12	23	39	511	64	42	272	13	145	580	451	13	73	66	
	b) Szenario 'Klimaänderung'	2062 (1982)	5	7	-3	4	25	13	6	17	81	622	167	44	216	13	137	794	556	17	137	56
		2063 (1983)	5	8	-3	4	8	13	-8	3	28	684	75	33	164	15	158	749	583	13	158	54
		2064 (1984)	5	8	-3	4	6	13	7	17	23	604	53	32	192	14	151	624	547	12	151	52
		2065 (1985)	7	9	-2	4	5	13	15	28	25	579	53	30	210	14	161	699	573	16	161	55
2066 (1986)		11	7	4	4	7	13	49	61	32	691	65	32	221	12	126	715	584	15	126	62	
2067 (1987)		6	8	-2	4	22	13	7	17	109	814	179	37	268	13	142	630	613	11	142	45	
2068 (1988)		10	8	2	4	17	13	6	17	101	695	169	29	266	12	148	751	594	13	148	41	
2069 (1989)		5	7	-3	4	2	13	6	17	12	614	32	20	166	12	138	819	592	15	138	47	
2070 (1990)		5	8	-3	4	2	13	-8	3	11	671	29	18	161	13	205	808	628	11	205	50	
2071 (1991)		5	8	-3	4	1	13	7	17	2	470	14	28	66	13	65	738	481	9	65	51	
2072 (1992)		7	9	-2	4	4	13	15	28	25	644	51	24	218	13	152	818	546	15	152	56	
2073 (1993)		11	7	4	4	3	13	49	61	19	670	33	23	259	11	124	693	622	16	124	69	
2074 (1994)		6	8	-2	4	34	13	7	17	188	880	271	38	307	12	141	711	554	11	141	40	
2075 (1995)		10	8	2	4	13	13	6	17	76	708	134	28	252	12	154	744	640	14	154	40	
2076 (1996)		5	7	-3	4	2	13	6	17	8	591	26	18	133	11	129	603	542	12	129	46	
2077 (1996)		5	8	-3	4	1	13	-8	3	8	542	26	17	135	12	151	761	558	9	151	49	
2078 (1997)		5	8	-3	4	4	13	7	17	22	750	52	25	188	12	149	731	580	10	149	49	
2079 (1998)		7	9	-2	4	13	13	15	28	69	540	138	28	222	12	156	773	535	14	156	45	
2080 (2000)		11	7	4	4	9	13	49	61	38	666	97	27	171	11	123	818	539	16	123	52	
Mittel 2062–2080		7	8	-1	4	9	13	12	23	46	654	87	32	233	12	143	736	572	13	143	50	

Anhang 15: Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Schwefeldüngung', b) des Szenarios 'Schwefeldüngung' + 'Klimaänderung'

der numerische Vorlauf der Modelle ist nicht dargestellt, die eingeklammerten Jahreszahlen zeigen an, aus welchen Jahren die Wetterdaten stammen, Fläche der Simulations-Rechnungen: 3 485 ha, diese Fläche ist kleiner als die der Flächenbilanzierung, da die MMK nicht für alle Schläge vorliegt

	Laufende Nummer des Jahres	landw. Zufuhr	landw. Abfuhr	landw. S-Saldo	S-Deposition	S-Austrag in 2 m Tiefe	N-Deposition	landw. N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	landw. N-Saldo	N-Austrag in 2 m Tiefe	Nieder-schlag	Sw. in 2 m Tiefe	SO ₂ -Konzentration im Sw.	NO ₃ -Konzentration im Sw.	S-Aufnahme durch Pflanzen	N-Aufnahme durch Pflanzen	ETp	ETr	S-Netto-mineralisation	N-Netto-mineralisation	S _{min} (SO ₄ -S) Bodenvorrat 0-2 m Tiefe	
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	
a) Szenario 'Schwefeldüngung'	6 (1982)	17	7	9	4	35	13	5	16	63	478	135	79	207	13	136	634	449	16	89	103	
	7 (1983)	17	8	9	4	8	13	-8	3	16	540	47	52	145	16	158	597	456	13	88	111	
	8 (1984)	17	8	9	4	6	13	7	17	12	459	30	58	172	15	149	480	432	12	76	118	
	9 (1985)	20	9	11	4	4	13	15	28	11	435	24	56	204	16	159	547	465	16	79	132	
	10 (1986)	26	7	19	4	7	13	49	61	16	548	32	67	228	12	126	582	476	15	76	153	
	11 (1987)	16	8	8	4	36	13	6	16	86	670	134	82	285	15	145	484	475	12	71	131	
	12 (1988)	18	8	10	4	46	13	5	15	116	551	164	85	313	15	147	595	483	14	74	103	
	13 (1989)	17	7	9	4	2	13	5	16	5	470	14	45	169	13	137	654	468	15	73	119	
	14 (1990)	17	8	9	4	2	13	-8	3	6	527	16	35	154	16	156	645	493	13	73	133	
	15 (1991)	17	8	9	4	1	13	7	17	1	326	4	50	166	16	148	581	362	10	62	144	
	16 (1991)	20	9	11	4	4	13	15	28	13	500	23	54	254	16	159	677	427	17	77	159	
	17 (1992)	26	7	19	4	4	13	49	61	12	526	17	68	307	12	123	537	475	17	80	185	
	18 (1993)	16	8	8	4	81	13	6	16	193	737	246	98	348	15	142	566	436	13	70	120	
	19 (1994)	18	8	10	4	32	13	5	15	77	564	113	84	300	16	155	577	506	15	76	107	
	20 (1995)	17	7	9	4	1	13	5	16	3	447	11	36	114	12	128	460	421	14	60	124	
	21 (1996)	17	8	9	4	1	13	-8	3	4	398	14	26	113	15	152	597	443	11	63	137	
	22 (1997)	17	8	9	4	5	13	7	17	15	606	33	49	209	16	150	569	457	13	70	146	
	23 (1998)	20	9	11	4	26	13	15	28	61	396	96	80	279	16	157	590	427	15	67	138	
	24 (2000)	26	7	19	4	14	13	49	61	32	522	64	66	220	12	123	651	411	17	72	153	
	Mittel Jahr 6-24	19	8	11	4	17	13	12	23	39	511	64	78	270	15	145	580	451	14	73	132	
	b) Szenario 'Schwefeldüng.' + 'Klimaänd.'	2062 (1982)	17	7	9	4	34	13	5	16	81	622	167	61	215	13	137	794	556	17	98	85
		2063 (1983)	17	8	9	4	12	13	-8	3	28	684	75	46	163	16	158	749	584	14	93	90
		2064 (1984)	17	8	9	4	9	13	7	17	23	604	53	51	189	16	151	624	547	13	81	95
		2065 (1985)	20	9	11	4	9	13	15	28	25	579	53	51	209	16	161	699	573	17	82	105
2066 (1986)		26	7	19	4	12	13	49	61	32	691	64	56	219	12	126	715	584	16	79	122	
2067 (1987)		16	8	8	4	40	13	6	16	108	814	179	67	267	15	142	630	613	12	72	96	
2068 (1988)		18	8	10	4	36	13	5	15	101	695	169	64	264	15	148	751	594	14	73	79	
2069 (1989)		17	7	9	4	4	13	5	16	12	614	32	40	166	13	138	819	592	16	73	94	
2070 (1990)		17	8	9	4	3	13	-8	3	10	671	29	35	159	16	156	808	628	13	73	105	
2071 (1991)		17	8	9	4	2	13	7	17	6	470	14	47	197	15	147	738	481	11	62	115	
2072 (1991)		20	9	11	4	9	13	15	28	26	644	51	52	222	16	160	818	546	17	77	126	
2073 (1992)		26	7	19	4	5	13	49	61	16	670	33	50	219	12	124	693	621	18	79	151	
2074 (1993)		16	8	8	4	73	13	6	16	170	880	271	81	277	15	141	711	555	12	68	93	
2075 (1994)		18	8	10	4	29	13	5	15	70	708	134	66	232	16	154	744	640	16	74	82	
2076 (1995)		17	7	9	4	3	13	5	16	7	591	26	35	126	12	129	602	542	14	60	98	
2077 (1996)		17	8	9	4	3	13	-8	3	8	542	26	36	132	15	151	761	558	11	61	109	
2078 (1997)		17	8	9	4	9	13	7	17	21	750	52	51	181	16	149	731	580	13	69	114	
2079 (1998)		20	9	11	4	29	13	15	28	66	540	138	64	213	16	156	773	535	16	67	103	
2080 (2000)		26	7	19	4	19	13	49	61	37	666	97	57	167	12	123	818	539	18	73	116	
Mittel 2062-2080		19	8	11	4	18	13	12	23	45	654	87	61	225	15	145	736	572	15	74	104	

Anhang 16: Untersuchungsgebiet Mockritz, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Ökologischer Landbau', b) des Szenarios 'Ökologischer Landbau + Klimaänderung'

Der numerische Vorlauf der Modelle ist nicht dargestellt, die eingeklammerten Jahreszahlen weisen darauf hin, aus welchen Jahren die Wetterdaten stammen, Fläche der Simulations-Rechnungen: 3 485 ha, diese Fläche ist kleiner als die der Flächenbilanzierung, da die MMK nicht für alle Schläge vorliegt

	Laufende Nummer des Jahres	landw. Zufuhr	landw. Abfuhr	landw. S-Saldo	S-Deposition	S-Austrag in 2 m Tiefe	N-Deposition	landw. N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	landw. N-Saldo	N-Austrag in 2 m Tiefe	Niederschlag	Sw. in 2 m Tiefe	SO ₄ -Konzentration im Sw.	NO ₃ -Konzentration im Sw.	S-Aufnahme durch Pflanzen	N-Aufnahme durch Pflanzen	ETp	ETr	S-Nettomineralisation	N-Nettomineralisation	S _{min} (SO ₄ -S) Bodenvorrat 0–2 m Tiefe	
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	
a) Szenario 'Ökolog. Landbau'	6 (1982)	5	7	-2	4	20	13	-31	-48	33	478	151	39	97	9	72	585	428	9	82	362	
	7 (1983)	4	7	-3	4	6	13	-31	-53	15	540	74	25	92	9	78	548	433	9	81	395	
	8 (1984)	5	7	-3	4	3	13	-31	-53	9	459	45	22	86	9	77	432	398	7	68	412	
	9 (1985)	4	7	-3	4	4	13	-33	-55	12	435	59	22	87	9	77	497	430	7	68	356	
	10 (1986)	5	7	-2	4	5	13	-30	-47	16	548	73	21	96	9	74	537	446	7	64	384	
	11 (1987)	4	7	-3	4	12	13	-33	-50	46	670	190	19	108	8	63	439	430	7	63	435	
	12 (1988)	4	7	-3	4	9	13	-29	-51	36	551	177	15	91	8	65	534	443	7	62	364	
	13 (1989)	4	7	-3	4	2	13	-33	-55	7	470	50	11	63	8	66	589	458	6	59	325	
	14 (1990)	4	7	-3	4	1	13	-30	-52	6	527	25	13	101	9	70	586	469	6	61	360	
	15 (1991)	5	7	-2	4	0	13	-30	-47	2	326	14	10	68	9	69	534	352	5	51	320	
	16 (1991)	4	7	-3	4	2	13	-31	-51	10	500	37	16	123	9	67	627	421	6	58	361	
	17 (1992)	4	7	-2	4	2	13	-31	-50	10	526	38	17	118	9	69	478	438	6	59	413	
	18 (1993)	4	7	-3	4	12	13	-33	-54	60	737	304	12	87	7	53	514	393	6	56	451	
	19 (1994)	4	7	-3	4	5	13	-30	-52	25	564	167	9	66	8	61	530	460	6	55	390	
	20 (1995)	5	7	-2	4	1	13	-31	-47	3	447	29	7	44	8	58	411	388	5	45	419	
	21 (1996)	4	7	-2	4	1	13	-29	-48	4	398	34	7	50	8	62	552	428	5	49	356	
	22 (1997)	5	7	-2	4	2	13	-31	-51	12	606	64	11	81	8	62	507	427	6	52	459	
	23 (1998)	4	7	-3	4	4	13	-33	-57	20	396	119	9	75	7	55	537	398	5	46	351	
	24 (2000)	5	7	-2	4	3	13	-31	-50	16	522	90	9	78	7	50	595	408	4	45	373	
	Mittel Jahr 6–24	4	7	-3	4	5	13	-31	-51	18	511	92	16	87	8	66	528	424	6	59	384	
	b) 'Szen. 'Ökolog.Landbau' + 'Klimaänd.'	2062 (1982)	5	7	-2	4	19	13	-31	-48	47	622	189	29	110	9	73	744	537	9	90	30
		2063 (1983)	4	7	-3	4	6	13	-31	-53	23	684	98	18	104	9	79	699	559	9	87	29
		2064 (1984)	5	7	-3	4	4	13	-31	-53	17	604	70	18	106	9	77	570	511	8	73	28
		2065 (1985)	4	7	-3	4	5	13	-33	-55	23	579	94	17	106	9	75	647	537	7	69	26
2066 (1986)		5	7	-2	4	6	13	-30	-47	26	691	104	17	111	9	73	673	558	7	66	23	
2067 (1987)		4	7	-3	4	11	13	-33	-50	51	814	221	14	102	8	61	580	565	7	63	16	
2068 (1988)		4	7	-3	4	6	13	-29	-51	32	695	192	10	73	8	63	686	560	6	60	13	
2069 (1989)		4	7	-3	4	2	13	-33	-55	11	614	73	9	64	8	63	752	570	6	56	13	
2070 (1990)		4	7	-3	4	1	13	-30	-52	8	671	41	10	85	8	68	743	598	6	60	14	
2071 (1991)		5	7	-2	4	1	13	-30	-47	6	470	37	9	69	8	65	688	463	5	49	15	
2072 (1991)		4	7	-3	4	3	13	-31	-51	15	644	72	12	94	8	63	774	530	6	54	14	
2073 (1992)		4	7	-2	4	2	13	-31	-50	12	670	58	12	95	8	63	633	581	6	55	14	
2074 (1993)		4	7	-3	4	9	13	-33	-54	48	880	325	8	65	6	50	656	512	5	51	9	
2075 (1994)		4	7	-3	4	4	13	-30	-52	21	708	188	6	49	7	57	692	597	5	50	9	
2076 (1995)		5	7	-2	4	1	13	-31	-47	5	591	43	6	52	7	54	550	503	5	43	10	
2077 (1996)		4	7	-2	4	1	13	-29	-48	6	542	57	6	48	8	57	713	545	5	45	11	
2078 (1997)		5	7	-2	4	2	13	-31	-51	11	750	74	9	67	8	57	664	553	5	48	11	
2079 (1998)		4	7	-3	4	4	13	-33	-57	21	540	160	7	59	7	51	712	510	4	43	9	
2080 (2000)		5	7	-2	4	3	13	-31	-50	17	666	123	7	62	7	52	764	530	5	46	9	
Mittel 2062–2080		4	7	-3	4	5	13	-31	-51	21	654	117	12	80	8	63	681	543	6	58	16	

Anhang 17: Nährstoffbilanz des Untersuchungsgebietes Bramstedt auf Basis der Betriebsbilanzen von 4 landwirtschaftlichen Betrieben mit insgesamt 366 ha, flächengewichtete Mittelwerte der Jahre 1996–2000, Abweich. rundungsbed.

Bilanzposten	N		P		K		Mg		S	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
Dünger	114	62	5	23	10	30	3	26	2	25
Futtermittel	64	35	15	72	23	69	7	73	4	70
Vieh	5	3	1	5	< 1	1	< 1	1	< 1	4
Import gesamt	+ 184	100	+ 20	100	+ 33	100	+ 10	100	+ 6	100
Marktfrüchte	8	14	2	16	11	56	1	40	1	26
Tierische Produkte	51	87	10	84	9	44	1	60	3	74
Export gesamt	- 59	100	- 12	100	- 20	100	- 2	100	- 4	100
Nährstoffsaldo	+ 125		+ 8		+ 13		+ 8		+ 2	

Anhang 18: Zeitgang der Betriebsbilanz im Untersuchungsgebiet Bramstedt, aggregierte Betriebsbilanzen von 4 landwirtschaftlichen Betrieben, Werte flächengewichtet, Abweichungen rundungsbedingt

Importe mit Dünger

	N	P	K	Mg	S
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1996 (366 ha)	100	4	9	2	1
1997 (369 ha)	99	4	10	2	1
1998 (371 ha)	125	5	11	2	1
1999 (363 ha)	130	4	11	2	1
2000 (362 ha)	118	6	9	4	3

Importe mit Futter

1996	52	12		7	4
1997	53	12	19	7	4
1998	51	12	19	6	4
1999	74	17	19	8	5
2000	92	20	26	9	6

Importe mit Vieh

1996	4	1	< 1	< 1	< 1
1997	4	1	< 1	< 1	< 1
1998	4	1	< 1	< 1	< 1
1999	5	1	< 1	< 1	< 1
2000	8	2	1	< 1	< 1

Exporte mit Marktfrüchten

1996	5	1	11	1	1
1997	6	2	10	1	1
1998	8	2	11	1	1
1999	11	2	11	1	1
2000	11	2	13	1	1

Exporte mit tierischen Produkten und Vieh

1996	44	9	8	1	3
1997	44	9	8	1	3
1998	50	9	9	1	3
1999	51	10	9	1	3
2000	64	13	10	1	4

Saldo

1996	107	7	10	7	2
1997	104	7	11	8	2
1998	123	7	10	6	1
1999	146	9	18	9	3
2000	143	12	18	11	5

Anhang 19: Flächenbilanz für Stickstoff und Schwefel der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Untersuchungsgebietes Bramstedt, flächengewichtete Mittelwerte, Abweichungen rundungsbedingt

Zufuhr

		N	P	K	Mg	S
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1996	(462 ha)	228	33	163	19	16
1997	(466 ha)	226	32	160	19	16
1998	(468 ha)	224	31	159	18	16
1999	(471 ha)	231	35	172	21	17
2000	(473 ha)	227	36	173	22	19
1996–2000	(468 ha)	227	33	165	20	17

Abfuhr

1996	146	25	139	11	12
1997	144	25	137	11	12
1998	142	25	135	11	12
1999	146	25	139	11	12
2000	147	26	141	11	12
1996–2000	145	25	138	11	12

Saldo

1996	82	7	24	7	4
1997	82	7	23	8	4
1998	82	6	24	7	4
1999	85	10	33	10	5
2000	81	10	32	11	8
1996–2000	82	8	27	9	5

Anhang 20: Untersuchungsgebiet Bramstedt: Simulationsergebnisse des Zeitabschnitts 1982–2000

der numerische Vorlauf der Modelle von 1977–1981 ist nicht dargestellt, Fläche der Simulations-Rechnungen 487 ha, diese Fläche weicht aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen von der der Flächenbilanzierung ab

	Jahr	landw.	landw.	landw.	S-	S-	N-	landw. N-Saldo	landw.	N-Austrag	Nieder-	Sw.	SO ₄ -Konzentration	NO ₃ -Konzentration	S-Aufnahme	N-Aufnahme	ETp	ETr	S-Netto-	N-Netto-	S _{min} (SO ₄ -S)
		Zufuhr	Abfuhr	S-Saldo	Deposition	Austrag in 2 m Tiefe	Deposition	Saldo mit Zu- und Abschlägen	N-Saldo	in 2 m Tiefe	schlag	in 2 m Tiefe	im Sw.	im Sw.	durch Pflanzen	durch Pflanzen	mm	mm	realisation	realisation	Bodenvorrat 0–2 m Tiefe
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha
a) Bramstedt 1982–2000	1982	19	12	8	9	20	10	29	80	55	669	253	24	96	15	168	496	461	22	143	64
	1983	15	12	4	12	36	14	33	82	100	815	421	26	105	15	162	546	378	20	134	50
	1984	16	12	4	11	30	11	34	82	108	849	451	20	106	14	146	396	392	18	120	43
	1985	16	11	4	16	23	18	35	82	77	766	351	19	97	15	156	392	384	18	118	46
	1986	16	11	4	12	19	11	36	82	59	666	278	20	94	15	160	479	420	15	103	47
	1987	17	11	5	11	27	16	32	81	78	809	406	20	85	14	157	413	411	15	105	40
	1988	19	12	8	12	26	13	29	80	76	882	461	17	73	15	162	434	406	16	110	37
	1989	15	12	4	10	13	11	33	82	33	649	231	17	63	15	168	534	479	15	106	41
	1990	16	12	4	16	23	15	34	82	79	874	366	19	95	15	153	386	384	14	98	39
	1991	16	11	4	10	22	12	35	82	76	690	349	19	96	14	139	404	395	13	89	34
	1992	16	11	4	12	18	14	36	82	69	745	332	16	93	15	155	550	402	13	91	32
	1993	17	11	5	15	27	12	32	81	100	969	529	15	84	14	156	461	425	12	87	25
	1994	19	12	8	9	16	11	29	80	43	877	398	12	48	14	158	542	485	12	91	26
	1995	15	12	4	9	18	11	33	82	50	803	440	12	50	15	162	504	436	12	89	21
	1996	16	12	4	6	3	10	34	82	15	550	117	9	58	13	153	462	414	10	71	27
	1997	16	11	4	7	10	11	35	82	51	700	227	13	98	14	148	490	483	12	87	29
	1998	16	11	4	8	27	12	36	81	145	1.071	604	13	106	14	138	390	385	11	78	14
	1999	17	11	5	6	8	11	32	81	37	694	308	7	53	14	161	565	471	11	82	17
2000	19	12	8	6	8	11	29	80	36	702	290	8	55	14	154	443	413	11	82	22	
Mittel 1982–2000	17	12	5	10	20	12	33	81	68	778	359	16	84	14	156	468	422	14	99	34	

Anhang 21: Untersuchungsgebiet Bramstedt, Simulationsergebnisse a) des 'Referenz-Szenarios' 1982–2000, b) des Szenarios 'Klimaänderung 2062–2080'
 der numerische Vorlauf der Modelle ist nicht dargestellt, die eingeklammerten Jahreszahlen weisen darauf hin, aus welchen Jahren die Wetterdaten stammen, Fläche der Simulations-Rechnungen: 487 ha, diese Fläche weicht aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen von der der Flächenbilanzierung ab

	Jahr	landw. Zufuhr	landw. Abfuhr	landw. S-Saldo	S-Deposition	S-Austrag in 2 m Tiefe	N-Deposition	landw. N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	landw. N-Saldo	N-Austrag in 2 m Tiefe	Nieder-schlag	Sw. in 2 m Tiefe	SO ₂ -Konzentration im Sw.	NO ₂ -Konzentration im Sw.	S-Aufnahme durch Pflanzen	N-Aufnahme durch Pflanzen	ETp	ETr	S-Nettomine-ralisation	N-Nettomine-ralisation	S _{min} (SO ₂ -S) Bodenvorrat 0–2 m Tiefe
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha
a) 'Referenz-Szenario'	1982	19	12	8	5	17	11	29	80	54	691	253	20	94	14	168	496	461	22	143	56
	1983	15	12	4	5	30	11	33	82	99	784	421	21	104	15	162	546	378	20	134	42
	1984	16	12	4	5	24	11	34	82	107	878	451	16	105	14	146	396	392	18	119	35
	1985	16	11	4	5	17	11	35	82	76	723	351	15	96	14	156	392	384	18	118	34
	1986	16	11	4	5	13	11	36	82	57	657	278	14	91	14	160	479	420	15	103	34
	1987	17	11	5	5	18	11	32	81	76	863	406	13	83	13	157	413	411	15	105	30
	1988	19	12	8	5	19	11	29	80	74	874	461	12	71	14	162	434	406	15	109	28
	1989	15	12	4	5	10	11	33	82	32	669	231	12	61	14	168	534	479	15	106	30
	1990	16	12	4	5	16	11	34	82	77	799	366	13	94	14	153	386	384	14	98	26
	1991	16	11	4	5	14	11	35	82	75	734	349	12	95	13	139	404	395	12	88	23
	1992	16	11	4	5	12	11	36	82	68	702	332	11	91	14	155	550	402	12	91	22
	1993	17	11	5	5	18	11	32	81	98	984	528	10	83	13	156	461	425	12	86	15
	1994	19	12	8	5	10	11	29	80	43	884	398	7	47	14	158	542	485	12	91	19
	1995	15	12	4	5	13	11	33	82	50	867	440	9	50	14	162	505	436	12	88	15
	1996	16	12	4	5	3	11	34	82	15	534	117	7	59	13	153	462	414	9	71	21
	1997	16	11	4	5	8	11	35	82	51	698	227	10	99	13	148	490	484	12	87	24
	1998	16	11	4	5	22	11	36	81	145	1.019	604	11	106	13	138	390	385	11	78	11
1999	17	11	5	5	6	11	32	81	36	664	308	6	52	13	161	566	471	11	82	15	
2000	19	12	8	5	7	11	29	80	36	815	290	7	55	13	154	443	413	11	82	20	
Mittel 1982–2000	17	12	5	5	15	11	33	81	67	781	358	12	83	14	156	468	422	14	99	26	
b) Szenario 'Klimaänderung'	2062 (1982)	19	12	8	5	22	11	29	80	66	835	294	22	99	14	168	630	573	23	151	60
	2063 (1983)	15	12	4	5	33	11	33	82	106	928	454	22	103	15	162	679	481	21	138	44
	2064 (1984)	16	12	4	5	24	11	34	82	104	1.023	465	16	99	14	146	525	520	19	121	36
	2065 (1985)	16	11	4	5	18	11	35	82	80	867	371	15	95	14	156	522	513	17	114	33
	2066 (1986)	16	11	4	5	15	11	36	82	63	801	324	14	86	14	160	607	522	14	99	31
	2067 (1987)	17	11	5	5	16	11	32	81	69	1.007	418	12	74	13	157	538	535	14	100	28
	2068 (1988)	19	12	8	5	18	11	29	80	75	1.019	476	11	69	14	162	579	544	14	101	25
	2069 (1989)	15	12	4	5	9	11	33	82	33	813	262	11	56	14	168	687	598	13	97	26
	2070 (1990)	16	12	4	5	14	11	34	82	66	943	350	12	84	14	153	540	531	13	89	23
	2071 (1991)	16	11	4	5	13	11	35	82	77	877	377	11	91	13	139	544	519	11	80	20
	2072 (1992)	16	11	4	5	11	11	36	82	65	846	346	9	84	13	155	635	537	10	78	18
	2073 (1993)	17	11	5	5	15	11	32	81	87	1.128	527	8	73	13	156	598	556	11	81	14
	2074 (1994)	19	12	8	5	10	11	29	80	47	1.028	442	7	47	13	158	661	594	11	84	17
	2075 (1995)	15	12	4	5	12	11	33	82	47	1.011	471	7	44	14	162	655	554	11	82	13
	2076 (1996)	16	12	4	5	3	11	34	82	21	679	152	6	62	13	153	585	518	9	68	18
	2077 (1996)	16	11	4	5	8	11	35	82	52	842	255	9	90	13	148	637	613	11	80	20
	2078 (1997)	16	11	4	5	18	11	36	81	123	1.163	580	9	94	13	138	537	533	10	73	11
2079 (1998)	17	11	5	5	7	11	32	81	45	808	350	6	57	13	161	719	575	10	77	14	
2080 (2000)	19	12	8	5	7	11	29	80	35	959	305	7	51	13	154	590	553	10	78	19	
Mittel 2062–2080	17	12	5	5	14	11	33	81	66	925	380	11	77	14	156	603	546	13	94	25	

Anhang 22: Untersuchungsgebiet Bramstedt, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Schwefeldüngung', b) des Szenarios 'Schwefeldüngung' + 'Klimaänderung'

der numerische Vorlauf der Modelle ist nicht dargestellt, die eingeklammerten Jahreszahlen weisen darauf hin, aus welchen Jahren die Wetterdaten stammen, Fläche der Simulations-Rechnungen: 487 ha, diese Fläche weicht aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen von der der Flächenbilanzierung ab

	Jahr	landw. Zufuhr	landw. Abfuhr	landw. S-Saldo	S-Deposition	S-Austrag in 2 m Tiefe	N-Deposition	landw. N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	landw. N-Saldo	N-Austrag in 2 m Tiefe	Nieder-schlag	Sw. in 2 m Tiefe	SO ₂ -Konzentration im Sw.	NO ₂ -Konzentration im Sw.	S-Aufnahme durch Pflanzen	N-Aufnahme durch Pflanzen	ETp	ETr	S-Netto-mineralisation	N-Netto-mineralisation	S _{min} (SO ₄ -S) Bodenvorrat 0–2 m Tiefe
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha
a) Szenario 'Schwefeldüngung'	6 (1982)	26	12	15	5	23	11	30	80	54	691	253	27	94	15	168	496	461	22	143	71
	7 (1983)	27	12	16	5	39	11	34	82	99	784	421	27	104	15	162	546	378	20	134	60
	8 (1984)	28	12	16	5	36	11	34	83	107	878	451	24	105	14	146	396	392	19	120	52
	9 (1985)	27	11	16	5	28	11	35	82	76	723	351	24	96	15	156	392	384	18	118	51
	10 (1986)	27	11	15	5	21	11	36	82	57	657	278	23	90	15	160	479	420	15	103	53
	11 (1987)	28	11	16	5	29	11	34	85	76	863	406	22	83	14	157	413	411	15	105	48
	12 (1988)	26	12	15	5	31	11	30	80	74	874	461	20	71	15	162	434	406	16	109	39
	13 (1989)	27	12	16	5	13	11	34	82	32	669	231	17	61	15	168	534	479	15	106	49
	14 (1990)	28	12	16	5	27	11	34	83	78	799	366	22	94	15	153	386	384	14	98	46
	15 (1991)	27	11	16	5	26	11	35	82	75	734	349	23	95	14	139	404	395	13	88	42
	16 (1991)	27	11	15	5	22	11	36	82	68	702	332	20	91	15	155	550	402	13	91	40
	17 (1992)	28	11	16	5	33	11	34	85	99	984	529	19	82	14	156	461	425	12	86	29
	18 (1993)	26	12	15	5	18	11	29	80	43	884	398	14	47	14	158	542	485	12	91	30
	19 (1994)	27	12	16	5	18	11	34	82	50	867	440	12	50	16	162	504	436	12	88	31
	20 (1995)	28	12	16	5	5	11	34	83	15	534	117	12	59	14	153	462	414	10	71	46
21 (1996)	27	11	16	5	16	11	35	82	51	698	227	22	99	14	148	490	483	12	87	51	
22 (1997)	27	11	15	5	47	11	36	82	145	1.019	604	23	106	15	138	390	385	11	78	24	
23 (1998)	28	11	16	5	13	11	34	85	36	664	308	13	52	15	161	565	471	11	82	30	
24 (2000)	26	12	15	5	13	11	29	80	36	815	290	13	55	14	154	443	413	11	82	36	
Mittel Jahr 6–24	27	12	16	5	24	11	34	82	67	781	359	20	82	15	156	468	422	14	99	44	
b) Szenario 'Schwefeldüngung' + 'Klimaänd.'	2062 (1982)	26	12	15	5	29	11	30	80	66	835	294	29	99	15	168	630	573	23	151	75
	2063 (1983)	27	12	16	5	42	11	34	82	106	928	454	28	103	15	162	679	481	21	138	62
	2064 (1984)	28	12	16	5	36	11	34	83	104	1.023	465	23	99	15	146	525	520	19	121	54
	2065 (1985)	27	11	16	5	29	11	35	82	80	867	371	23	95	15	156	522	513	17	114	51
	2066 (1986)	27	11	15	5	24	11	36	82	63	801	324	22	86	15	160	607	522	14	99	49
	2067 (1987)	28	11	16	5	27	11	34	85	69	1.007	418	19	74	14	157	538	535	14	100	46
	2068 (1988)	26	12	15	5	31	11	30	80	75	1.019	476	19	69	15	162	579	544	14	101	36
	2069 (1989)	27	12	16	5	13	11	34	82	33	813	262	15	56	15	168	687	598	14	97	45
	2070 (1990)	28	12	16	5	23	11	34	83	66	943	350	19	84	15	153	540	531	13	89	44
	2071 (1991)	27	11	16	5	26	11	35	82	77	877	377	21	91	14	139	544	519	11	80	38
	2072 (1992)	27	11	15	5	21	11	36	82	65	846	346	18	84	15	155	635	537	11	78	37
	2073 (1993)	28	11	16	5	29	11	34	85	87	1.128	527	16	73	14	156	598	556	11	81	28
	2074 (1994)	26	12	15	5	19	11	29	80	47	1.028	442	13	47	14	158	661	594	11	84	27
	2075 (1995)	27	12	16	5	17	11	34	82	47	1.011	471	11	44	16	162	655	554	11	82	29
	2076 (1996)	28	12	16	5	6	11	34	83	21	679	152	12	62	14	153	585	518	9	68	42
	2077 (1996)	27	11	16	5	17	11	35	82	52	842	255	20	90	15	148	637	613	11	80	45
	2078 (1997)	27	11	15	5	39	11	36	82	123	1.163	580	20	94	15	138	537	533	10	73	24
2079 (1998)	28	11	16	5	15	11	34	85	45	808	350	13	57	14	161	719	575	10	77	29	
2080 (2000)	26	12	15	5	13	11	29	80	35	959	305	12	51	14	154	590	553	11	78	34	
Mittel 2062–2080	27	12	16	5	24	11	34	82	66	925	380	19	77	15	156	603	546	13	94	42	

Anhang 23: Untersuchungsgebiet Bramstedt, Simulationsergebnisse a) des Szenarios 'Ökologischer Landbau', b) des Szenarios 'Ökologischer Landbau + Klimaänderung' der numerische Vorlauf der Modelle ist nicht dargestellt, die eingeklammerten Jahreszahlen weisen darauf hin, aus welchen Jahren die Wetterdaten stammen, Fläche der Simulations-Rechnungen: 487 ha, diese Fläche weicht aufgrund unterschiedlicher Datengrundlagen von der der Flächenbilanzierung ab

	Jahr	landw. Zufuhr	landw. Abfuhr	landw. S-Saldo	S-Deposition	S-Austrag in 2 m Tiefe	N-Deposition	landw. N-Saldo mit Zu- und Abschlägen	landw. N-Saldo	N-Austrag in 2 m Tiefe	Niederschlag	Sw. in 2 m Tiefe	SO ₂ -Konzentration im Sw.	NO ₂ -Konzentration im Sw.	S-Aufnahme durch Pflanzen	ETp	ETr	S-Nettomineralisation	N-Nettomineralisation	S _{min} (SO ₄ -S) Bodenvorrat 0-2 m Tiefe	
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	mm	mm	kg/ha	kg/ha	kg/ha	
a) Szenario 'Ökologischer Landbau'	6 (1982)	14	8	6	5	17	11	15	65	52	691	254	20	91	11	494	460	21	141	56	
	7 (1983)	13	8	5	5	29	11	10	57	102	784	421	20	107	11	543	378	19	131	45	
	8 (1984)	14	9	5	5	25	11	8	55	93	878	451	16	91	10	394	390	18	117	38	
	9 (1985)	13	8	5	5	19	11	8	53	58	723	354	16	73	10	389	382	17	115	36	
	10 (1986)	13	8	4	5	13	11	7	51	46	657	279	14	73	10	475	419	14	100	36	
	11 (1987)	14	8	6	5	19	11	16	66	69	863	410	14	75	10	409	408	15	101	32	
	12 (1988)	14	8	6	5	19	11	15	65	67	874	463	12	64	10	430	404	15	105	27	
	13 (1989)	13	8	5	5	9	11	10	57	35	669	232	11	66	10	530	478	14	100	32	
	14 (1990)	14	9	5	5	16	11	8	55	77	799	369	13	92	10	383	381	13	92	29	
	15 (1991)	13	8	5	5	15	11	8	53	59	734	353	13	74	9	401	392	12	84	25	
	16 (1991)	13	8	4	5	12	11	7	51	51	702	332	11	68	10	545	402	12	85	24	
	17 (1992)	14	8	6	5	18	11	16	66	86	984	530	10	72	10	457	423	11	81	17	
	18 (1993)	14	8	6	5	10	11	15	65	39	884	400	8	43	10	538	484	11	85	18	
	19 (1994)	13	8	5	5	11	11	10	57	53	867	442	8	53	10	501	434	11	82	17	
	20 (1995)	14	9	5	5	3	11	8	55	16	534	119	7	59	9	459	413	9	67	24	
	21 (1996)	13	8	5	5	8	11	8	53	48	698	230	11	92	10	486	480	11	81	27	
	22 (1997)	13	8	4	5	23	11	7	51	111	1.019	608	11	81	10	387	382	10	72	13	
	23 (1998)	14	8	6	5	7	11	16	66	26	664	309	7	37	10	560	469	10	76	16	
	24 (2000)	14	8	6	5	7	11	15	65	39	815	293	7	58	10	439	411	10	75	20	
	Mittel Jahr 6-24	13	8	5	5	15	0	11	58	59	781	360	12	73	10	464	420	13	94	28	
	b) Szen. 'Ökolog. Landbau' + 'Klimaänd.'	2062 (1982)	14	8	6	5	22	11	15	65	64	835	295	22	96	11	628	572	22	148	60
		2063 (1983)	13	8	5	5	32	11	10	57	108	928	455	21	105	11	676	482	20	134	47
		2064 (1984)	14	9	5	5	25	11	8	55	89	1.023	465	16	85	10	523	518	18	118	39
		2065 (1985)	13	8	5	5	19	11	8	53	61	867	374	16	72	10	519	510	17	111	35
		2066 (1986)	13	8	4	5	15	11	7	51	50	801	325	14	68	10	603	521	13	95	33
2067 (1987)		14	8	6	5	17	11	16	66	63	1.007	422	12	66	10	534	531	13	96	29	
2068 (1988)		14	8	6	5	18	11	15	65	67	1.019	479	12	61	10	574	542	13	96	24	
2069 (1989)		13	8	5	5	8	11	10	57	36	813	263	9	61	10	682	597	13	91	28	
2070 (1990)		14	9	5	5	13	11	8	55	67	943	353	11	84	10	536	528	12	83	26	
2071 (1991)		13	8	5	5	14	11	8	53	60	877	381	11	69	10	540	515	10	75	21	
2072 (1992)		13	8	4	5	11	11	7	51	49	846	347	9	63	10	630	536	10	73	20	
2073 (1993)		14	8	6	5	15	11	16	66	74	1.128	529	8	62	9	593	554	10	75	15	
2074 (1994)		14	8	6	5	10	11	15	65	43	1.028	444	7	43	10	657	593	10	78	16	
2075 (1995)		13	8	5	5	10	11	10	57	51	1.011	473	6	48	10	651	552	10	75	15	
2076 (1996)		14	9	5	5	3	11	8	55	21	679	154	6	60	9	582	516	8	63	21	
2077 (1996)		13	8	5	5	8	11	8	53	48	842	258	9	81	10	632	609	10	73	22	
2078 (1997)		13	8	4	5	18	11	7	51	93	1.163	585	9	71	10	532	529	9	67	12	
2079 (1998)		14	8	6	5	7	11	16	66	31	808	351	6	39	9	713	573	9	71	15	
2080 (2000)		14	8	6	5	7	11	15	65	38	959	308	7	55	10	585	551	9	71	17	
Mittel 2062-2080		13	8	5	5	14	11	11	58	59	925	382	11	68	10	600	544	13	89	26	

Anhang 24: Feldkapazität und Frühjahrssättigung ausgewählter Bohrungen im Untersuchungsgebiet Mockritz
Bohrungen im Frühjahr 2001 durchgeführt, FK nach BGR, 1994, Frühjahrssfeuchte: eigene Messungen

Boden- einheit	Nr. Bohrung	Unter- kante Probe	Horizont	Bodenart	Stein- gehalt	Klasse der org. Substanz	FK	Frühjahrs- feuchte	Abweichung der FK von der Frühjahrsfeuchte
					Vol. %		mm/dm	Vol. %	%
Al1b3	23	3	Go-Ap	Tl	0	h3	56	44	+25
		6	Go-aM	Ts3	0	h2	42	41	+3
		9	Go-aM	Ls3	0	h2	36	40	-11
		12	aGo	Ls3	0	h1	34	36	-7
		15	aGor	Ls3	0	h1	34	41	-19
		18	aGr	Ts3	0	h1	40	38	+4
		21	aGr	Ts3	0	h1	40	30	+30
Al1b3	25	3	Ap	Lu	0	h3	41	43	-5
		6	M-aGo	Lu	0	h3	41	35	+15
		9	aGo	Lu	0	h1	37	33	+11
		12	aGo	Lu	0	h1	37	35	+5
		15	aGo	Tu3	0	h1	42	39	+5
		18	aGo	Tu3	0	h1	42	41	+2
		21	II ICv	Sl2	0	h1	24	15	+62
Al1b3	27	3	aGo-Ap	Tl	0	h3	56	55	+1
		6	Go-aM	Tl	0	h2	53	45	+17
		9	aGor	Tl	0	h1	51	54	-7
		12	aGr-P	Tt	0	h1	56	61	-9
		15	aGr-P	Tt	0	h1	56	61	-9
		18	aGr-P	Tt	0	h1	56	69	-18
		21	aGr-P	Tt	0	h1	56	115	-51
Al3a3	13	3	Ap	Lu	0	h3	41	44	-9
		6	Go-aM	Lu	0	h2	39	41	-6
		9	aGo	Lu	0	h1	37	49	-25
		12	aGo	Lu	0	h1	37	46	-20
		15	aGor	Lu	0	h1	37	33	+9
		18	aGr	Sl4	0	h1	29	32	-12
		21	II ICv	Sl4	6	h1	27	17	+61
Al3a3	30	3	Ap	Lu	0	h3	41	24	+72
		6	Go-aM	Lu	0	h2	39	37	+7
		9	aGo-Bv	Lu	0	h1	37	37	-1
		12	Bv-aGo	Lu	0	h1	37	36	+1
		15	II aGo-ICv	Sl2	6	h1	23	21	+6
		18	II ICv	mS	6	h1	10	—	—
		21	II ICv	mS	6	h1	10	6	+65
Al3a3	46	3	Ap	Ls3	0	h3	38	27	+37
		6	Bv+II ICv	Su2	0	h1	22	10	+125
		9	II ICv	mS	6	h0	10	7	+50
		12	II ICv	mS	6	h0	10	7	+57
		15	II ICv	mS	6	h0	10	8	+37
		18	II ICv2	mSgs	18	h0	9	8	+19
		21	II ICv2	mSgs	18	h0	9	7	+37
Al3c6	33	2,5	Ap	Sl2	0	h2	26	19	+35
		6	II ICv	mS	0	h1	11	10	+15
		9	II ICv	mS	0	h1	11	13	-16
		12	II ICv	mS	0	h1	11	13	-16
		15	II ICv	mS	1	h1	11	8	+32
		18	II ICv	mS	6	h1	10	7	+57
		21	II ICv	mS	6	h1	10	7	+50
Al3c6	47	3	Ah	Slu	0	h3	35	31	+14
		6	Bv	Sl3	6	h2	26	25	+4
		9	ICv	Su2	6	h0	20	16	+27
		12	ICv	mS	38	h0	7	19	-63
		15	ICv	mS	38	h0	7	4	+70
		18	ICv	mS	38	h0	7	4	+58
		21	ICv	mS	38	h0	7	4	+85

Anhang 24 (Fortsetzung): Feldkapazität und Frühjahrssättigung, Untersuchungsgebiet Mockritz

Boden- einheit	Nr. Bohrung	Unter- kante Probe	Horizont	Bodenart	Stein- gehalt	Klasse der org. Substanz	FK	Frühjahrs- feuchte	Abweichung der FK von der Frühjahrsfeuchte
					Vol. %		mm/dm	Vol. %	%
D2a1	11	3	Ap+Bv	Su2	4	h2	22	20	+8
		6	Bv	mSfs	4	h1	15	7	+134
		9	ICv+Bbt	mS	0	h0	11	—	—
		12	ICv+Bbt	mS	0	h0	11	—	—
		15	ICv+Bbt	mS	0	h0	11	14	-24
		18	ICv+Bbt	mS	12	h0	10	10	+1
		21	ICv+Bbt	gS	18	h0	7	—	—
D2a1	39	3	Ap+Bv	Su2	6	h2	22	20	+6
		6	Bv	fS	6	h1	23	16	+38
		9	Bv	fSms	6	h1	18	12	+49
		12	Bv+Bbt	mSfs	6	h1	15	9	+76
		15	Bv+Bbt	mS	6	h1	10	8	+37
		18	Bv+Bbt	mS	6	h1	10	9	+16
		21	Bv+Bbt	mSfs	6	h1	15	12	+22
D3c2	17	3	Ap	Sl3	6	h2	26	25	+2
		6	Bv	Su2	6	h1	20	18	+11
		9	Sw-Bv	Su2	6	h0	20	18	+11
		12	Sw-Bv	St3	6	h0	28	16	+74
		15	Sw-Bv	St3	6	h0	28	17	+66
		18	Sw-Bv	St3	6	h0	28	18	+53
		21	Sw-Bv	St3	6	h0	24	19	+28
		24	Sw	Ts3	18	h0	28	21	+31
		27	Sw	Ts3	18	h0	28	21	+31
		30	Sw	Ts3	18	h0	28	20	+40
		33	II ICv	gS	28	h0	6	7	-6%
		36	II ICv	gS	38	h0	6	6	-11%
		39	II ICv	gS	63	h0	3	4	-23%
D3c2	36	3	Ap	Slu	6	h2	31	28	+10
		6	Sw	Sl2	6	h1	23	19	+19
		9	Sw	Ls4	6	h1	30	22	+32
		12	Sd	St3	4	h1	28	22	+26
		15	Sd	St3	4	h1	28	21	+36
D3c2	37	3	Ap	Slu	6	h2	31	23	+34
		6	Bv	Sl2	18	h1	20	13	+47
		9	II ICv	Su2	18	h1	18	12	+43
		12	II ICv	St2	18	h1	19	9	+112
		15	II ICv	St2	6	h1	22	14	+53
		18	II ICv	St2	6	h1	22	13	+61
		21	II ICv	Ls4	6	h1	30	15	+100
D5b1	12	3	Ap	Su4	4	h2	29	—	—
		6	Bv	Su3	18	h1	23	2	—
		9	Sw-Bv	Lu	0	h1	37	—	—
		12	Sw	Lu	0	h1	37	19	+93
		15	Sd	Lu	0	h1	37	13	+188
		18	II ICvt	Ls4	0	h1	32	16	+102
		21	II ICv	mS	1	h1	11	29	-62
D5b1	40	3	Ap	Lt2	0	h2	42	29	+45
		6	Bv-Sw	Lt2	0	h1	39	28	+39
		9	Bv-Sw	Lt2	0	h1	39	29	+37
		12	Sd	Lt2	1	h1	39	32	+19
		15	eSd	Lt2	0	h1	39	25	+57
		18	eSd	Lt2	0	h1	39	26	+52
		21	ICv	Lt2	0	h1	39	34	+15
		22	II ICv	Sl3	0	h0	26	33	-22

Anhang 25: Feldkapazität und Frühjahrssättigung ausgewählter Bohrungen im Untersuchungsgebiet
Bramstedt

Bohrungen im Frühjahr 2001 durchgeführt, FK nach BGR, 1994, Frühjahrssfeuchte: eigene Messungen

Boden- einheit	Nr. Bohrung	Unter- kante Probe	Horizont	Bodenart	Stein- gehalt	Klasse der org. Substanz	FK	Frühjahrs- feuchte	Abweichung der FK von der Frühjahrsfeuchte
					Vol. %		mm/dm	Vol. %	%
PB32	215	3	Ah+Al+Bhs	Su2	0	h3	25	26	-4
		6	Bv+Bbt	fSms	1	h1	19	13	+48
		9	Bv+Bbt	fSms	1	h1	19	13	+48
		12	Cv+Bbt	mSfs	1	h1	16	17	-9
		15	ICv	mS	1	h1	11	14	-23
		18	ICv	mS	1	h1	11	11	-4
PB33	200	21	ICv	mS	1	h1	11	12	-12
		3	Ap	Su2	6	h4	27	36	-24
		6	bE	Su2	0	h3	25	19	+30
		9	bE+Bhs	fSms	1	h2	21	13	+55
		12	II ICv+Bbt	mSfs	1	h1	16	5	+200
PB33	204	15	II ICv+Bbt	mS	1	h1	11	5	+106
		18	II ICv+Bbt	mS	1	h1	11	6	+94
		21	II ICv+Bbt	mS	1	h1	11	7	+58
		3	Ap	Su2	0	h4	29	38	-23
		6	bE+Bsh	Su2	0	h3	25	22	+12
P33	201	9	ICv	fSms	1	h1	19	110	-83
		12	ICv	mSfs	1	h1	16	11	+49
		15	ICv	mSfs	1	h1	16	7	+141
		18	ICv	mSfs	1	h1	16	12	+36
		21	ICv	mSfs	1	h1	16	20	-23
P33	202	3	rAp	Su2	1	h3	25	21	+19
		6	Al+Bs	fSms	1	h1	19	14	+40
		9	Sw-ICv	fSms	1	h1	19	11	+82
		12	Sw-ICv	mSfs	1	h1	16	14	+9
		15	Sw-ICv	mSfs	1	h1	16	13	+21
GP33	213	18	Sw	mSfs	1	h1	16	12	+36
		21	Sw	mSfs	1	h1	16	17	-5
		2,5	Ap	Su2	6	h4	27	24	+12
		6	E+Bsh	fSms	1	h2	21	9	+143
		9	ICv	fSms	1	h1	19	4	—
GP33	214	12	ICv	mSfs	1	h1	16	7	+141
		15	ICv	mS	1	h1	11	7	+66
		18	ICv	mS	1	h1	11	9	+22
		21	ICv	mS	1	h1	11	10	+14
GP33	213	3	Aah	Su2	0	h5	32	26	+21
		6	Ah2+Bhs	fSms	0	h4	27	16	+73
		9	Go	fSms	1	h1	19	4	—
		12	Gr	fSms	1	h1	19	7	+180
GP33	214	15	Gr	fSms	1	h1	19	8	+145
		3	Aah	Su2	0	h5	32	34	-7
		6	Ah2+Bhs	fSms	0	h3	23	14	+63
		9	Gr	fSms	1	h1	19	5	—
GP33	214	12	Gr	mSfs	1	h1	16	10	+60
		15	Gr	mSfs	1	h1	16	26	-40

Danksagung

Diese Arbeit ist auf Anregung von Herrn Dr. F. Eulenstein und Herrn Dr. A. Werner am Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) in Müncheberg, im Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie entstanden. Für die Überlassung des Themas und für die Betreuung meiner Arbeit möchte ich mich hier herzlich bedanken.

Herrn Prof. B. Meyer vom Institut für Bodenkunde der Universität Göttingen danke ich für die Unterstützung bei der Bearbeitung des Themas sowie für die zahlreichen Anregungen und die fachliche Diskussion bei der Erstellung Arbeit.

Herrn Prof. H. Wildhagen vom Fachgebiet für Bodenkunde der Universität Kassel danke ich für die Übernahme des Korreferats.

Bei den Mitarbeitern des Institutes für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie am ZALF bedanke ich mich für das angenehme Arbeitsklima und die vielen Unterstützungen, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben. Dabei möchte ich mich insbesondere bedanken bei: Herrn Dr. K. C. Kersebaum für die Entwicklung des Simulationsmodells SULFONIE, Herrn J. Bachinger für die Beratung bei der Zusammenstellung der Fruchtfolgen des Ökologischen Landbaus. Bei Herrn H.-J. Müller, Herrn A. Reinicke, Herrn L. Mehnert, Frau E. Kaufmann und Herrn A. Bator für die Mithilfe bei der Datenbeschaffung und -aufbereitung sowie für die Mitarbeit bei der Bodenprobennahme, bei Frau R. Ragnitz und Frau S. Ehlert für die Bearbeitung der GIS-Karten und bei Frau A. Winter für die administrative Organisation des Projektes. Frau D. Schulz und Frau C. Föllmer vom Zentrallabor am ZALF danke ich für die Analysen der Pflanzen- und Bodenproben.

Ich möchte mich bei allen Partnern des Verbundprojektes bedanken für die intensive Zusammenarbeit, die Überlassung von Daten und die anregenden und kritischen fachlichen Diskussionen. Zuerst gilt mein Dank Herrn Prof. W. Nestler, Herrn Prof. T. Grischek und Herrn J. Herlitzius von der Hochschule für Technik und Wirtschaft, in Dresden, Lehrbereich Geotechnik und Wasserwesen für die Initiation und Koordination des Forschungsprojektes, weiter: Herrn Dr. G. Richter, Herrn Prof. R. Meißner, Herrn Dr. K. Knöller und Herrn Dr. R. Trettin vom Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH (UFZ), Herrn T. Nuber, Herrn Prof. K. Wichmann, von der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung, Herrn Dr. V. Schmalz von der Technischen Universität Dresden, Institut für Wasserchemie und Herrn M. Rödelberger vom Technologiezentrum Wasser des Deutschen Verbandes für Gas und Wasser (DVGW).

Bei der Fernwasser-Elbaue-Ostharz GmbH (FWV) möchte ich mich für die Überlassung von Daten und die gute Kooperation bei Herrn R. Kurmann, Herrn M. Krüger, Frau R. Jessulat, Frau K. Ende im Untersuchungsgebiet Mockritz bedanken. Bei dem Wasserversorgungsverband Wesermünde-Süd gilt mein besonderer Dank Herrn G. Wittig für die intensive Kooperation und die Überlassung von Daten im Untersuchungsgebiet Bramstedt.

Meinen Eltern danke ich vor allem für den familiären Rückhalt und die Unterstützung während der Arbeit.

Nicht zuletzt danke ich allen weiteren Personen, die zum Gelingen der Arbeit auf verschiedenste Weise beigetragen haben.