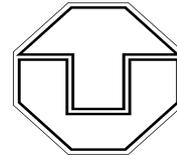




TZW-Technologiezentrum
Wasser Karlsruhe/Dresden



Technische Universität Dresden
Institut für Geographie

gemeinsamer Abschlussbericht zum Huminstoff-Projekt

**Bilaterale Untersuchungen und modellgestützte Prognosen von
Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässer aufgrund
veränderter Ökosystemzustände und deren Relevanz für die
Trinkwasserproduktion**

K. Grunewald & W. Schmidt (Hrsg.)

Dresden 2005

FuE-Bericht, Juli 2005

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministerium für Bildung und Forschung unter den Förderkennzeichen 02WT0171 und 02WT0172 gefördert.

Weitere Geldgeber:

DREWAG Stadtwerke Dresden GmbH

Südsachsen Wasser GmbH

Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH

Landestalsperrenverwaltung Sachsen

Talsperrenbetrieb des Landes Sachsen Anhalt

Arbeitsgemeinschaft der Trinkwassertalsperren Deutschlands (ATT)

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

beteiligte Einrichtungen:

Teilprojekt I (TZW Dresden)

Dr. W. Schmidt (Leitung), Dipl.-Geogr. C. Fiebiger, Dr. A. Korth

(Kapitel: 1, 2.2, 3.2, 3.3.2, 3.4.2, 4.1.3, 4.1.4, 4.3.1, 4.3.3-4.3.6, 5.3, 5.4, 6.2, 7.2, 8)

Kooperationspartner: VUV Prag (Dr. P. Lochovsky)

(Kapitel: 3.4.2)

Teilprojekt II (TU Dresden)

Doz. Dr. K. Grunewald (Leitung), Dipl.-Geogr. D. Pavlik, Dipl.-Geogr. J. Scheithauer

(Kapitel: 1, 2.1, 3.1, 3.4.1, 4.1.1, 4.1.2, 4.2, 4.3.2, 5.1, 5.2, 6.1, 7.1, 8)

Kooperationspartner: TU Prag (Prof. Dr. A. Grünwald, Dr. B. Stastny)

(Kapitel: 3.2.4, 4.3.6)

Projektbetreuung (BMBF-ptwte-fzk)

Dipl.-Chem. I. Bernhard, Dipl.-BW. V. Horak

Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV)

Dipl.-Ing. K. Pütz, K. Freier, R. Sudbrack, C.-P. Reichelt

Südsachsen Wasser GmbH

Stadtwerke Dresden GmbH (DREWAG)

Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH

Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT)

Povodi Ohře Teplice

Severočeské vodovody a kanalizace Teplice (Nordböhmische Wasserwerke und Kanalisationen)

Naturpark „Erzgebirge/Vogtland“

Landesforstpräsidium Sachsen (LFP) und Forstämter im Erzgebirge

Redaktion und Layout: Dipl.-Geogr. Dirk Pavlik

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Problemstellung	18
1.1. Motivation und Hypothesen	18
1.2. Zielsetzung und Strategie	21
1.3. Herangehensweise	22
2. Kenntnisstandanalyse	27
2.1. NOM in Einzugsgebieten	27
2.2. NOM in Speichern und Wasserwerken	36
3. Material und Methoden	42
3.1. Untersuchte Einzugsgebiete, Messnetz und Daten	42
3.2. Überblick zu den untersuchten Speichern und Wasserwerken	47
3.2.1. Muldenberg	47
3.2.2. Carlsfeld	49
3.2.3. Rauschenbach	51
3.2.4. Fláje	52
3.2.5. Rappbode	52
3.3. Experimente und Laborversuche	53
3.3.1. Schüttelextraktionen zur Erfassung der Freisetzungsrates von NOM	53
3.3.2. Experimente zur Bestimmung des NOM-Abbaues	56
3.4. Analytik	58
3.4.1. Boden und Substrat	58
3.4.2. Wasser	59
4. Ergebnisse	65
4.1. NOM in Talsperrensystemen	65
4.1.1. Kennwerte in Einzugsgebieten	65
4.1.2. NOM in Fließgewässern	82
4.1.3. NOM in Speichern	100
4.1.4. NOM in Wasserwerken	106
4.2. Moortestflächen und Grabenentwässerung	116
4.2.1. Typ I: Pflege von Gräben (Testfläche an der Weißen Mulde)	116
4.2.2. Typ II: natürliche Sukzession (Testfläche in Carlsfeld)	122
4.2.3. Typ III: ökotechnischer Eingriff (Testfläche am Löffelsbach)	129
4.3. Laboruntersuchungen zur Charakterisierung von NOM	133
4.3.1. Extraktionsversuche mit Streu	134
4.3.2. Extraktionsversuche mit Böden	135
4.3.3. Extraktionsversuche mit Talsperrensedimenten	142
4.3.4. Experimente zum biologischen Abbau der NOM (BNOM)	144
4.3.5. Experimente zum photolytischen Abbau der NOM	145
4.3.6. THM-Bildungspotenzial	146

5. Synthese	153
5.1. Huminstoffeintrag bestimmende Faktoren	153
5.2. Ursachen verstärkter Huminstoffeinträge	164
5.3. Prozesse in Speichern	166
5.4. Relevanz steigender Huminstoffgehalte für die Trinkwasserproduktion . . .	171
5.4.1. Trendbetrachtungen für die Rohwässer	172
5.4.2. Rohwasserentnahme	174
5.4.3. Wasseraufbereitung	179
6. Modellierung von NOM-Einträgen	190
6.1. Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer	190
6.1.1. Produktion von potenziell mobilem DOC	191
6.1.2. Transfer ins Gewässer	192
6.1.3. Wasserhaushalt	194
6.1.4. Prognose und Szenarien	196
6.2. Huminstoffe und deren Eliminierung im Prozess der Trinkwasseraufbereitung	197
6.2.1. Algorithmus	197
6.2.2. Bewertung der Daten	201
7. Auswirkungen auf die Praxis	206
7.1. Handlungsoptionen in Einzugsgebieten	206
7.2. Bewirtschaftung von Trinkwasserspeichern	210
8. Ausblick, offene Fragen	212
Literaturverzeichnis	213
A. Tabellen	226
A.1. Messnetze	226
A.2. Daten	227
B. Abbildungen	230
C. Übersichtskarten	236

Tabellenverzeichnis

2.1. Prognostizierte Effekte auf Qualität, Quantität und Fluss der SOM (Soil Organic Matter) bzw. NOM durch Änderung relevanter Umweltfaktoren (NORDTEST 2003, verändert)	28
2.2. Farbgrad in den Hauptzuflüssen und den Talsperren Carlsfeld und Muldenberg Ende der 1960er Jahre (HÖHNE 1970), Umrechnung nach Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Band 1 (1988)	40
3.1. Zusammenfassender Überblick zu den Talsperreneinzugsgebieten	44
3.2. Zugabe an Chemikalien im Prozess der Wasseraufbereitung (nach ALBRECHT 2002)	49
3.3. Zugabe an Chemikalien im Prozess der Wasseraufbereitung (nach ALBRECHT 2002)	51
3.4. Technische Daten zur Rappbodentalsperre	53
3.5. Methodische Daten der Extraktionsversuche	54
3.6. Zusammensetzung der Extraktionsmittel	55
3.7. Verfahren der Bodenanalytik (SCHLICHTING ET AL. 1995)	58
3.8. Gerätespezifische Daten zum LC/OCD- System	62
4.1. Prozentuale Flächenanteile der Bodentypen (Abkürzungen nach AG BODEN 1996, aggregiert) in den EG der Hauptzuläufe der Talsperren Rauschenbach (1...), Fläje (2...), Muldenberg (3...) und Carlsfeld (4...)	66
4.2. Überblick zu den mittleren chemischen Bodencharakteristika im Osterzgebirge (Datenquelle: eigene Feld- und Laborstudien)	68
4.3. Überblick zu den mittleren chemischen Bodencharakteristika im EG Muldenberg (Datenquelle: eigene Feld- und Laborstudien)	69
4.4. Überblick zu den mittleren chemischen Bodencharakteristika im EG Carlsfeld (Datenquelle: eigene Feld- und Laborstudien)	70
4.5. Korrelativer Zusammenhang zwischen SAK ₂₅₄ und Huminstofffraktionen	83
4.6. Statistik der SAK ₂₅₄ -Werte [m^{-1}], Messnetz Rote Mulde (5/2001 - 12/2003)	90
4.7. Statistik der SAK ₂₅₄ -Werte, Messnetz Weiße Mulde (5/2001 - 12/2003)	91
4.8. Deskriptive Statistik der DOC-Werte [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$] in den Zuläufen (1993 - 2004)	95
4.9. Deskriptive Statistik der SAK ₂₅₄ -Werte [$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$] in den Zuläufen (1993 - 2004)	96
4.10. Anteile der Fraktionen am DOC in den einzelnen Talsperrenzuläufen (Mediane) in %	97
4.11. Deskriptive Statistik der AOC-Werte [$\text{ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$] in den Einzugsgebieten Muldenberg und Carlsfeld	100
4.12. Zusammensetzung des DOC in den Talsperren Muldenberg (n = 198) und Carlsfeld (n = 379), Untersuchungszeitraum April 2002 - April 2004; (alle Werte in % am DOC)	101
4.13. Mittlere AOC-Werte (in $\text{ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$) in unterschiedlichen Tiefen der Talsperre Muldenberg (n = 14)	105

4.14. Jährliche Anstiege der linearen Trends von Median, Minimum und Maximum des SAK ₂₅₄ , der Farbe und des DOC der Rohwässer Muldenberg und Carlsfeld	108
4.15. Ergebnisse der gelchromatographischen Fraktionierung des Rohwassers des Wasserwerkes Meziboří (alle Werte in % am DOC)	111
4.16. Niederschlag, maximale und minimale Temperatur zu den Beprobungstagen (1) sowie Mittel- bzw. Summenwerte der 3 und 10 zurückliegenden Tage (LTV-Station an der Talsperre Muldenberg)	119
4.17. SAK und DOC am Testflächenabfluss - Messstelle W1 (k.D. = keine Daten)	119
4.18. NOM-Fraktionen (in %) am Testflächenabfluss - Messstelle W1 (k.D. = keine Daten)	120
4.19. Ionenkonzentrationen (in mg*L ⁻¹) am Testflächenabfluss - Messstelle W1 (k.D. = keine Daten)	120
4.20. SAK ₂₅₄ und DOC an den Messstellen W2 und W5 innerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)	121
4.21. SAK ₂₅₄ und DOC an den Messstellen W3 und W4 außerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)	121
4.22. NOM-Fraktionen (in %) an der Messstelle W4 (k.D. = keine Daten)	121
4.23. Niederschlag, maximale und minimale Temperatur zu den Beprobungstagen (1) sowie Mittel- bzw. Summenwerte der 3 und 10 zurückliegenden Tage (LTV-Station an der Talsperre Carlsfeld)	125
4.24. SAK ₂₅₄ und DOC am Testflächenabfluss (C8) und an relevanten Messstellen (C9, C11) (k.D. = keine Daten)	126
4.25. NOM-Fraktionen (in %) am Testflächenabfluss (C8) und an relevanten Messstellen (C9, C11) (k.D. = keine Daten)	126
4.26. Ionenkonzentrationen (in mg *L ⁻¹) am Testflächenabfluss C8 (k.D. = keine Daten)	127
4.27. SAK ₂₅₄ und DOC an der Messstelle C7 innerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)	127
4.28. SAK ₂₅₄ und DOC an der Messstelle C10 außerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)	128
4.29. NOM-Fraktionen (in %) an der Messstelle C10 (k.D. = keine Daten)	128
4.30. Ionenkonzentrationen (in mg*L ⁻¹) an der Messstelle C10 (k.D. = keine Daten)	128
4.31. Niederschlag, maximale und minimale Temperatur zu den Beprobungstagen (1) sowie Mittel- bzw. Summenwerte der 3 und 10 zurückliegenden Tage (LTV-Station an der Talsperre Muldenberg)	131
4.32. SAK ₂₅₄ und DOC am Testflächenabfluss L5 (k.D. = keine Daten)	131
4.33. NOM-Fraktionen (in %) am Testflächenabfluss L5 (k.D. = keine Daten)	132
4.34. Ionenkonzentrationen (in mg*L ⁻¹) am Testflächenabfluss L5 (k.D. = keine Daten)	132
4.35. SAK ₂₅₄ und DOC der Messstellen am Testflächenzufluss (L1, L2) und bei der Passage (L3, L4) (k.D. = keine Daten)	133
4.36. NOM-Fraktionen (in %) am Testflächenzufluss L1 (k.D. = keine Daten)	133
4.37. NOM-Kennwerte der untersuchten Streu, Mittelwerte (n = 3)	134
4.38. Extrahierbare Menge an DOC sowie den chromatographierbaren DOC-Fraktionen aus den Streuart. (Extraktionsmittel: Reinstwasser)	135
4.39. Bodenchemische Kennwerte der untersuchten Standorte (2002)	136
4.40. Ausgewählte Parameter der Extraktion mit destilliertem Wasser (2002)	136
4.41. Standortcharakteristik P1 und P3	137

4.42. Vergleich von feldfrischen und luftgetrockneten Torfproben hinsichtlich ihrer NOM-Charakteristik im Extrakt (k.D. = keine Daten)	141
4.43. Erste Ergebnisse der bodenchemischen und mikrobiologischen Torfanalysen am Standort P3	142
4.44. Vergleich der SAK _{spez} -Werte, die den Gehalt an organischen Stoffen in den untersuchten Wässern im Zeitraum 2001 - 2004 charakterisieren ($L \cdot m^{-1} \cdot mg^{-1} C$)	147
4.45. Durchschnittlicher Anteil der einzelnen Formen am Gesamtwert des PTHM (%)	150
5.1. Quantifizierungsansatz für den potenziell mobilisierbaren DOC (Experimente und LFP-Messungen)	154
5.2. Mittlere jahreszeitliche Huminstoffkonzentrationen (HS I + HS II) [$mg \cdot L^{-1}$] in den Talsperren Muldenberg und Carlsfeld sowie ihren Zuflüssen im Untersuchungszeitraum Jan. 2002 - Apr. 2004	167
5.3. Parameter zur Überwachung der Qualität von Roh- und Reinwasser hinsichtlich des Gehaltes an organischem Kohlenstoff	172
5.4. Aus dem OC/SAK -Verhältnis der Fraktionen ermittelte Faktoren (F) zur Berechnung hoch- und mittelmolekularer Huminstoffe (in $\mu g \cdot L^{-1}$) für die Rohwässer der Wasserwerke Muldenberg und Carlsfeld	173
5.5. Differenz zwischen dem tatsächlichen Rohwasserentnahmehorizont (mNN) und einem bezüglich der Huminstoffkonzentration optimalen für ausgewählte Wassergüteparameter in Muldenberg im Jahr 2003	175
5.6. Differenz zwischen dem tatsächlichen Rohwasserentnahmehorizont (mNN) und einem bezüglich der Huminstoffkonzentration optimalen für ausgewählte Wassergüteparameter in Carlsfeld im Jahr 2003	176
6.1. Bestimmtheitsmaße (R^2 nach Pearson) für DOC/ SAK ₂₅₄ / Farbe und HS I/ HS II/ BB der Rohwässer Muldenberg (n = 25) und Carlsfeld (n = 22) .	197
6.2. Bestimmtheitsmaße (R^2 nach Pearson) für SAK ₂₅₄ und HS I/ HS II/ BB der Reinwässer WW I (n = 25) und WW II (n = 22)	199
A.1. Beprobung Messnetz Rauschenbach	226
A.2. Beprobung Messnetz Fláje	226
A.3. Beprobung Messnetz Muldenberg	227
A.4. Beprobung Messnetz Carlsfeld	227
A.5. Klimadaten des DWD und Meteorologischen Dienstes der Tschechischen Republik	227
A.6. Klimadaten der Landestalsperrenverwaltung	228
A.7. Flächendaten	229

Abbildungsverzeichnis

1.1.	Anstieg der SAK ₂₅₄ -Werte in Trinkwasserspeichern zentraleuropäischer Mittelgebirge in den 90er Jahren	18
1.2.	Jüngere Dynamik der SAK ₂₅₄ -Werte am Beispiel der Talsperre Eibenstock (Quelle: LTV)	19
1.3.	Struktur des BMBF-Huminstoffprojektes und Aufgabenverteilung	22
1.4.	Bearbeitungsschema „Huminstoff-Projekt“	23
1.5.	Huminstoffeintrag bestimmende Faktoren - vereinfachte Übersicht	24
3.1.	Lage der Untersuchungsgebiete im Erzgebirge	43
3.2.	Temperaturschichtung der Talsperre Muldenberg in den Jahren 2002 (links) und 2003 (rechts)	48
3.3.	Temperaturschichtung der Talsperre Carlsfeld von Januar 2002 bis April 2004	50
3.4.	Talsperrensystem Ostharz	52
4.1.	Prozentuale Flächenanteile der Bodentypen (aggregiert) in den EG der Hauptzuläufe der Talsperren Rauschenbach (1...), Flàje (2...), Muldenberg (3...) und Carlsfeld (4...)	65
4.2.	Vergleich der untersuchten Einzugsgebiete nach „potenziell mobilisierbaren“ C-Pools	71
4.3.	Gegenüberstellung der Flächenanteile organischer Nassestandorte am EG (in %) mit den berechneten C-Pools (in kg/ha); untere Abbildung: EG ohne starke Abweichung	72
4.4.	Landnutzungsverteilung im Osterzgebirge (einschließlich Differenzierung der Waldstandorte nach Nadel- und Laubwald bzw. Offenland)	74
4.5.	Blick auf EG und Speicher Flàje	75
4.6.	Veränderungen im Waldbestand zwischen 1975 und 1998 im EG Radni potok	76
4.7.	Vergleich der Stoffeinträge über Freilandniederschlag (FN) und Kronentraufte (KT) an den Level-II-Dauerbeobachtungsstellen Klingenthal (WE) und Olbernhau (OE), Datenquelle: LFP Sachsen	78
4.8.	Vergleich der langjährigen Klimareihen an den TS Muldenberg und Rauschenbach	80
4.9.	Vergleich langjähriger, saisonaler Klimaparameter an den TS Muldenberg (linke Diagrammfolge) und Rauschenbach (von oben nach unten: Winter, Frühjahr, Sommer, Herbst)	81
4.10.	SAK ₂₅₄ -Werte in den Zuläufen der TS Rauschenbach (1993 - 2004)	84
4.11.	Unterschiedlicher zeitlicher Verlauf von DOC und SAK ₂₅₄ , Wernsbach	84
4.12.	Mediane des SAK ₂₅₄ für die Jahre 1993-2004 nach Jahreszeit, Rauschenbach	85
4.13.	Längsprofil der SAK ₂₅₄ -Werte, Rauschenbach	86
4.14.	SAK ₂₅₄ Werte der beprobten Teileinzugsgebiete (Fließrichtung von RB12 nach RB1)	86
4.15.	SAK ₂₅₄ -Werte der Zuläufe zur Talsperre Flàje	87
4.16.	Anstieg der SAK ₂₅₄ -Werte im Flažský potok von 1992 - 2003	88
4.17.	SAK ₂₅₄ -Werte des Flažský potok und Mackovský potok 1992 - 2003	88

4.18. SAK ₂₅₄ -Werte der Zuläufe zur Talsperre Muldenberg 1993 - 2004	89
4.19. SAK ₂₅₄ -Werte, Weiße Mulde und Rote Mulde (1993 - 2004)	89
4.20. Anstiege der NOM Konzentrationen, Rote Mulde (1993 - 2004)	90
4.21. SAK ₂₅₄ -Werte Messnetz Rote Mulde (5/2001 - 12/2003)	91
4.22. SAK ₂₅₄ Werte Messnetz Weiße Mulde (5/2001 - 12/2003)	92
4.23. SAK ₂₅₄ Werte der Zuläufe zur Talsperre Carlsfeld	93
4.24. Anstieg der NOM Konzentrationen in der Wilzsch (1993, 1995 - 2004) . . .	93
4.25. SAK ₂₅₄ - und DOC-Werte, Wilzsch (1993, 1995 - 2004)	94
4.26. Mittlere Anteile der Fraktionen am DOC (Mediane) an den Messstellen RB2 und RB6	97
4.27. Schwankungsbereich der Huminstoffanteile am DOC innerhalb der Messreihen	98
4.28. Chromatogramme verschiedener Zuflüsse detektiert bei einer Wellenlänge von 436 nm	98
4.29. BDOC-Werte ausgewählter Zuflüsse	99
4.30. Anteile des BDOC am DOC für ausgewählte Zuflüsse	100
4.31. Hochmolekulare Huminstoffe in der Talsperre Muldenberg, 2003. Von Ja- nuar bis März konnten die Messungen nur in 6 und 10 m Tiefe sowie am Grundablass durchgeführt werden.	102
4.32. Hochmolekulare Huminstoffe in der Talsperre Carlsfeld von April 2002 bis April 2004. In den Wintermonaten sind die Konzentrationen an der Ober- fläche unbekannt.	103
4.33. Verteilung der niedermolekularen Säuren in der Talsperre Muldenberg 2003	104
4.34. Kinetik des DOC-Abbaus während des BDOC-Ansatzes (ohne Aufwuchs- träger) von epilimnischem Wasser der Talsperre Muldenberg am 01.09.2003	105
4.35. Entwicklung des pH-Wertes im Zeitraum 1995 - 2004 im Rohwasser Mul- denberg	106
4.36. Rohwasserentnahmetiefen und Wasserstände in Muldenberg (MUB) und Carlsfeld (CF) 2002 - 2004	107
4.37. Temperatur und pH-Wert in den Rohwässern Muldenberg und Carlsfeld . .	107
4.38. Mittlere Zusammensetzung des DOC in den Rohwässern der Wasserwerke Muldenberg (n = 25) und Carlsfeld (n = 21)	109
4.39. Zusammensetzung des DOC im Rohwasser Muldenberg im Untersuchungs- zeitraum (Jan. 02 - Apr. 04). Linke Abb.: Konzentrationen der Fraktionen, rechte Abb.: Anteile der Fraktionen am DOC	109
4.40. Zusammensetzung des DOC im Rohwasser Carlsfeld von April 2002 - April 2004 (links absolute, rechts relative Angaben)	110
4.41. Absolute (links) und relative (rechts) Zusammensetzung des Reinwassers vor Desinfektion, Wasserwerk Muldenberg	111
4.42. Absolute (links) und relative (rechts) Zusammensetzung des Reinwassers vor Desinfektion, Wasserwerk Carlsfeld	112
4.43. Zusammensetzung des DOC (links absolut, rechts relativ) im Reinwasser vor Desinfektion im Wasserwerk Meziboří	112
4.44. SEC-UV-Chromatogramme bei 436 nm für die Roh- und Reinwässer der Wasserwerke Muldenberg (MUB), Carlsfeld (CF) und Meziboří (VUV) . .	113
4.45. Differenzen zwischen Reinwasser vor und Reinwasser nach Desinfektion für die Fraktionen des DOC (Mediane, n _{MUB} = 19; n _{CAF} = 20; n _{MEZ} = 9) . .	114
4.46. Beziehung zwischen DOC und BDOC im Roh- und Reinwasser der Wasser- werke Muldenberg, Carlsfeld und Meziboří	115
4.47. Grabennetzkarte und Probenahmepunkte der Testfläche Weiße Mulde . . .	117
4.48. Grabennetzkarte und Probenahmepunkte der Testfläche Carlsfeld	123
4.49. Karte mit den Probenahmepunkte in der Testfläche Löffelsbach	129

4.50. Prozentuale Zusammensetzung des DOC in den Extrakten der Streu	134
4.51. pH-Tiefenkurven in den MQ-, MQk- und MQs-Extrakten der Standorte P1 und P3	138
4.52. SAK ₂₅₄ -Tiefenprofile (in m ⁻¹) der Standorte P1 und P3	139
4.53. DOC-Tiefenprofile (in mg*L ⁻¹) der Standorte P1 und P3	139
4.54. NOM-Charakterisierung (in % am TOC) der Standorte P1 und P3: Huminstofffraktionen 1 & 2 (links oben), 1 (rechts oben) und 2 (links unten) sowie Vergleich der MQk-Huminstoff-Tiefengradienten (rechts unten)	140
4.55. Talsperre Muldenberg nahe der Einmündung der Roten Mulde am 13.08.2003	143
4.56. Absolute und relative Zusammensetzung des DOC der Schüttelextrakte der Talsperrensedimente. TS = Tiefensediment, ü. = überstautes Sediment, tr. = trockengefallenes Sediment	143
4.57. Biologischer Abbau ausgewählter Fraktionen des DOC am Beispiel der Roten Mulde (Versuchsdurchführung mit Carriern)	144
4.58. Biologischer Abbau der DOC-Fraktionen in Prozent der Ausgangskonzentration. Ansatz des BDOC ohne Carrier, Anzahl der Messungen: n = 26 . .	145
4.59. Entwicklung der DOC-Zusammensetzung von Oberflächenwasser (Talsperre Carlsfeld, Hypolimnion), während einer 28-tägigen Bestrahlung mit Sonnenlicht	146
4.60. Das Einzugsgebiet der Fláje-Talsperre, Kennzeichnung der Entnahmestellen. 1 Rašeliník-Bach, 2 Fláje-Talsperre, 3 Radní-Bach, 4 Flájský-Bach, 5 Mackovský-Bach	147
4.61. Mittelwerte des PTHM während des gesamten Betrachtungszeitraumes 2001 - 2004	148
4.63. Vergleich der auf DOC bezogenen Durchschnittswerte des PTHM. Bezeichnung der Entnahmestellen im Diagramm in der Reihenfolge: Rašeliník-Bach, Talsperre, Radní-Bach, Flájský-Bach, Mackovský-Bach, Aufbereitungsanlage Zufluss, Aufbereitungsanlage Abfluss	148
4.62. Mittelwerte des PHAA während des gesamten Betrachtungszeitraumes 2001 - 2003	149
4.64. Vergleich der auf DOC bezogenen Durchschnittswerte des PHAA. Bezeichnung der Entnahmestellen im Diagramm in der Reihenfolge: Rašeliník-Bach, Talsperre, Radní-Bach, Flájský-Bach, Mackovský-Bach, Aufbereitungsanlage Zufluss, Aufbereitungsanlage Abfluss	149
4.65. Bewertung des Saisoneinflusses auf die Werte von PTHM und PHAA in den Wässern (Durchschnittswerte)	150
4.66. THM-Bildungspotential (Chlordosis: 10mg/l; Kontaktzeit: 48 h) im Reinwasser Muldenberg zwischen 2002 und 2004 (stichprobenhafte Datenerhebung)	151
4.67. Beziehung zwischen THM-Bildungspotential im Reinwasser v.D. Muldenberg (und Carlsfeld; 3 Werte) und SAK:OC-Verhältnis der hochmolekularen Huminstoffe (HS I)	152
5.1. Vergleich des potenziell mobilisierbaren DOC (in mg*g ⁻¹ trockner Boden) von unterschiedlicher Streu, den Torfstandorten und terrestrischen Böden (gemittelte Werte aus den Experimenten)	153
5.2. Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nässtandorten) am EG und SAK ₂₅₄ aus den langjährigen („LT“) und den Projektmessreihen („Pr“); Datenquelle: LTV, Povodi Ohře	155
5.3. Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nässtandorten) am EG und DOC aus den langjährigen („LT“) und den Projektmessreihen („Pr“); Datenquelle: LTV, Povodi Ohře	155

5.4. Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nässtandorten) am EG und hochmolekularen Huminstoffen sowie Building Blocks während des Projektmesszeitraumes	156
5.5. Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nässtandorten) am EG und den SAK ₂₅₄ -Schwankungen aus den langjährigen („LT“) und den Projektmessreihen („Pr“); Datenquelle: LTV, Povodi Ohře	157
5.6. Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nässtandorten) am EG mit „intaktem“ Wald und den SAK ₂₅₄ -Schwankungen aus den Projektmessreihen („Pr“)	158
5.7. Zusammenhang zwischen Waldzustand der EG im Osterzgebirge und den SAK ₂₅₄ - und DOC- Schwankungen aus den Projektmessreihen („Pr“)	159
5.8. Zusammenhang zwischen Zersetzungsgrad der Torfe (dg2-4 = schwach bis mäßig zersetzt; dg4-5 = stark zersetzt) und SAK ₂₅₄ , DHM (gelöste Huminstoffe) und DOC; dargestellt sind die relativen Abweichungen vom Median	160
5.9. Jährliche Grabenpflege (in Metern) und DOC-Konzentration (in mg*L ⁻¹) im EG Rote Mulde 1995 bis 2001	161
5.10. Zusammenhang zwischen Witterung und NOM-Austrag am Beispiel Rauschenbach	162
5.11. Zusammenhang zwischen SAK ₂₅₄ , pH-Wert und Temperatur	162
5.12. Experimente mit Torfen zur Ermittlung pH-abhängiger Unterschiede in SAK ₂₅₄ , DOC und Huminstoffen (DHM); Darstellung der relativen Abweichungen	163
5.13. Entwicklung der Differenz zwischen den Jahresmedianen der Zuflüsse und der Speicher (ROW) von 1993-2003 bezüglich der organischen Parameter SAK ₂₅₄ , Farbe und DOC. (Datenlücken: DOC MUB 1998 2001: Parameter nicht bestimmt; CAF 1997 - 2000: Sanierung des Speichers)	170
5.14. Jahresmediane für die Parameter SAK ₂₅₄ , SAK ₄₃₆ und DOC der Rohwässer der WW I und II von 1994 bzw. 1995 - 2004 und Anstieg der linearen Trends (nicht eingezeichnet). Datenquelle: Südsachsen Wasser GmbH	173
5.15. Statistische Kennwerte der aus dem SAK ₂₅₄ berechneten hoch- und mittelmolekularen Huminstoffkonzentrationen in den Rohwässern Muldenberg (links) und Carlsfeld (rechts). Zusätzlich Angabe der Regressionsgleichung des linearen Trends des Medians	174
5.16. Übersicht des Rappbode-Talsperrensystems	177
5.17. NOM-Tiefenprofil der Rappbode-Talsperre	178
5.18. Häufigkeitsverteilung der erreichten Eliminierungsleistungen bezüglich des DOC in den Wasserwerken I (n = 115) und II (n = 134)	179
5.19. Abhängigkeit der DOC-Eliminierungsleistung von der DOC-Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)	180
5.20. Statistische Kennwerte der Eliminierungsleistung der Wasserwerke I und II für die Fraktionen P, HS I, HS II, BB, nS und a/nS (Angaben in %; n _I = 26, n _{II} = 22)	181
5.21. Statistische Kennwerte der Eliminierungsleistung des Wasserwerkes Meziboří für die Fraktionen HS I, HS II, BB, nS, a/nS und P (Angaben in %, n = 9)	182
5.22. Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der Polysaccharide von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)	183

5.23. Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der hochmolekularen Huminstoffe von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)	183
5.24. Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der mittelmolekularen Huminstoffe von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)	183
5.25. Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der Building Blocks von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)	184
5.26. Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der niedermolekularen Säuren von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)	184
5.27. Statistische Kennwerte zur Eliminierungsleistung bezüglich des BDOC in den Wasserwerken I und II	186
5.28. Abhängigkeit der Eliminierungsleistung vom SAK/OC- Verhältnis der UV-aktiven DOC- Fraktionen	187
5.29. Linearer Zusammenhang zwischen dem SAK ₂₅₄ und dem SAK ₄₃₆ für die Fraktionen der hochmolekularen Huminstoffe (HS I) und der mittelmolekularen Huminstoffe (HS II); Auswahl repräsentativer unterschiedlich belasteter Wässer	188
6.1. Schematische Darstellung der DOC-Produktion	191
6.2. Produktionsrate $p(T)$ des potenziell mobilen DOC	191
6.3. Schematische Darstellung des DOC-Transfers	192
6.4. Modellerte DOC-Frachten für das Einzugsgebiet des Rauschenbaches, 1994-2003	193
6.5. Vergleich von Modell- und Messwerten	193
6.6. Mittlerer langjähriger Jahresgang der Wasserhaushaltskomponenten eines Moorstandortes im Einzugsgebiet der Weißen Mulde modelliert mit BROOK90195	
6.7. Mittlerer langjähriger Jahresgang der Wasserhaushaltskomponenten eines Anmoorstandortes im Einzugsgebiet der Weißen Mulde modelliert mit BROOK90196	
6.8. Schema des Algorithmus zur Berechnung der Fraktionen HS I, HS II und BB sowie des BDOC aus dem SAK ₂₅₄ im Rohwasser	199
6.9. Schema des Algorithmus zur Berechnung der Fraktionen HS I, HS II und BB sowie des BDOC aus dem SAK ₂₅₄ und dem DOC im Reinwasser	201
6.10. Modellergebnisse für hochmolekulare Huminstoffe im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten	201
6.11. Modellergebnisse für mittelmolekulare Huminstoffe im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten	202
6.12. Modellergebnisse für Building Blocks im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten	202
6.13. Modellergebnisse (Min Max Säulen) für den BDOC im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten (durchgezogene Linie)	203
6.14. Modellergebnisse für hochmolekulare Huminstoffe im Reinwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten	204
6.15. Modellergebnisse für mittelmolekulare Huminstoffe und Building Blocks im Reinwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten	204
6.16. Modellergebnisse für den BDOC im Reinwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten	205
7.1. Entscheidungsmatrix	209

B.1. Schematische Darstellung der Wasseraufbereitung im Wasserwerk Muldenberg	230
B.2. Tiefenprofil der Fraktionen des DOC in der Rappbodetalsperre am 13.08.2003	230
B.3. Verteilung der Building Blocks in Muldenberg 2003	231
B.4. Verteilung der amphiphilen und neutralen Substanzen in Muldenberg 2003 .	231
B.5. Verteilung der mittelmolekularen Huminstoffe in Muldenberg 2003	232
B.6. Verteilung der Polysaccharide in Muldenberg 2003	232
B.7. Verteilung der mittelmolekularen Huminstoffe in Carlsfeld 2002 - 2004 . . .	233
B.8. Verteilung der Building Blocks in Carlsfeld 2002 - 2004	233
B.9. Verteilung der niedermolekularen Säuren in Carlsfeld 2002 - 2004	234
B.10. Verteilung der amphiphilen und neutralen Substanzen in Carlsfeld 2002 - 2004	234
B.11. Verteilung der Polysaccharide in Carlsfeld 2002 - 2004	235
C.1. Landnutzung Einzugsgebiet Speicher Rauschenbach / Flàje	237
C.2. Messnetz Einzugsgebiet Speicher Rauschenbach / Flàje	238
C.3. Bodentypenverteilung Einzugsgebiet Rauschenbach / Flàje	239
C.4. Gliederung in Teileinzugsgebiete, Einzugsgebiet Speicher Rauschenbach / Flàje	240
C.5. Landnutzung , Einzugsgebiet Speicher Muldenberg	241
C.6. Messnetze, Einzugsgebiet Speicher Muldenberg	242
C.7. Bodentypenverteilung, Einzugsgebiet Speicher Muldenberg	243
C.8. Gliederung in Teileinzugsgebiete, Einzugsgebiet Speicher Muldenberg	244
C.9. Landnutzung , Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld	245
C.10. Messnetz, Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld	246
C.11. Bodentypenverteilung, Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld	247
C.12. Gliederung in Teileinzugsgebiete Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld	248

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bezeichnung
a/ns	amphiphile und neutrale Substanzen
ak	anorganische Kolloide
AOC	easily Assimilable Organic Carbon (assimilierbarer organischer Kohlenstoff)
ATT	Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren
BB	Building Blocks
BDOC	Biodegradable Organic Carbon (bioverfügbarer organischer Kohlenstoff)
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
CAF	Carlsfeld
Chwl	heißwasserlöslicher Kohlenstoff
CKW	Chlorkohlenwasserstoff
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DOM	Dissolved Organic Matter (gelöste organische Substanzen)
DOP	Dissolved Organic Phosphor (gelöster organischer Phosphor)
DWD	Deutscher Wetterdienst
EG	Einzugsgebiet
EPS	extrazelluläre polymere Substanzen
F	Faktor zur Berechnung der Konzentration hochmolekularer Huminstoffe aus dem SAK254
FA	Forstamt
FNU	Formazine Nephelometric Units (Kalibriereinheit gemäss der Norm ISO 7027 für Trübungsmessungen im Streulichtverfahren)
FSK	Forstliche Standortkartierung
GGG	Geschmacks- und Geruchsstoffe
GIS	Geographisches Informationssystem
GPC	Gel Permeation Chromatography (Gelpermeationschromatographie)
H	Humine
HA	Humic Acids (Huminsäuren)
HAA	Halo Acetics Acids (Halogenessigsäure)
HB	Hämmerlingsbach
HOC	Hydrophobic Organic Carbon (hydrophober, partikulärer organischer Kohlenstoff)
HS	Huminstoff
HS I	hochmolekulare Huminstoffe
HS II	mittelmolekulare Huminstoffe
KW	Kohlenwasserstoff
LC-OCD	Liquid Chromatography - Organic Carbon Detector
LFP	Landesforstpräsiium (Sachsen)
LTV	Landestalsperrenverwaltung (Sachsen)
MB	Muldenberg
MMK	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
MQ	Milli Q (entionisiertes Wasser)
MQk	Milli Q mit Kalkzugabe
MQs	Milli Q mit Säurezugabe
MUB	Muldenberg
NOM	Natural Organic Matter
nS	niedermolekulare Säuren
OBS	organische Bodensubstanz

Abkürzung	Bezeichnung
P	Polysaccharide
PAC	Polyaluminiumchlorid
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
POC	Particular Organic Carbon (partikulärer organischer Kohlenstoff)
ppb	parts per billion (Teile pro Milliarde)
PTHM	Potenzial zur Bildung von Trihalogenmethan
R	Rappbodeltalsperre
RB	Rauschenbach
RM	Rote Mulde
ROS	Refraktäre organische Säuren
ROW	Rohwasser
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
Sb (SB)	Saubach
SEC	Size Exclusion Chromatography (Größenausschlusschromatographie)
SF	Salzflüßchen
SOM	Soil Organic Matter (organische Bodensubstanz)
TEG	Teileinzugsgebiet
THM	Trihalogenmethan
TOC	Total Organic Carbon (partikulärer und gelöster organischer Kohlenstoff)
TON	Total Organic Nitrogen (partikulärer und gelöster organischer Stickstoff)
TOP	Total Organic Phosphor (partikulärer und gelöster organischer Phosphor)
TS	Talsperre
TUD	Technische Universität Dresden
TUP	Technische Universität Prag
TZW	Technologiezentrum Wasser
UV	Ultra Violett
UVD	Ultraviolet Detection
v. D.	vor Desinfektion
VUV	Výzkumný ústav vodohospodárský T. G. Masaryka (Wasserforschungsinstitut Prag)
WBK	Waldbodenkarte
WF	Weißer Fluss
WM	Weißer Mulde
WV	Wasserversorgung

1. Einleitung und Problemstellung

1.1. Motivation und Hypothesen

Ein erheblicher Anteil der Bevölkerung Deutschlands und ein noch größerer Anteil der Europäer (ca 70 %) beziehen gegenwärtig und zukünftig ihr Trinkwasser aus Oberflächengewässern. In Sachsen beträgt der Anteil der Oberflächenwasserversorgung 61 %. Regional gibt es große Unterschiede. Beispielsweise werden im Erzgebirge über zwei Drittel der Bewohner durch Talsperrenwasser versorgt. Die Einzugsgebiete der etwa 20 Trinkwasserspeicher im Erzgebirge, überwiegend in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts angelegt, waren und sind vorrangig forstwirtschaftlich genutzt. Die Qualität der Rohwässer entscheidet über Aufwand und damit Kosten der Wasseraufbereitung.

In den Mittelgebirgsregionen Zentraleuropas ist seit Anfang der 90er Jahre der Trend zu verstärkten Huminstoffeinträgen in die Oberflächengewässer zu verzeichnen (Abb. 1.1). Indikatoren dafür sind die wachsenden Spektralen Absorptionskoeffizienten im UV-Bereich bei 254 nm (SAK_{254}), die Färbung bei 436 nm (SAK_{436}) und die erhöhten Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Diese, den Huminstoffanteil des Wassers charakterisierenden Parameter, basieren auf den chemisch-strukturellen Eigenschaften dieser höhermolekularen Komponenten. Der Anstieg der Huminstoff-Konzentrationen betrifft die Talsperrenzuflüsse, aber auch die Speicher, das Roh- und das aufbereitete Wasser. Am Beispiel der Färbungswerte des Wassers der Talsperre Eibenstock im Westerzgebirge (Abb. 1.2) wird darüber hinaus deutlich, dass selbst bei jahreszeitlich bedingten Rückgängen das Ausgangsniveau von Anfang der 90er Jahre nicht annähernd erreicht wird.

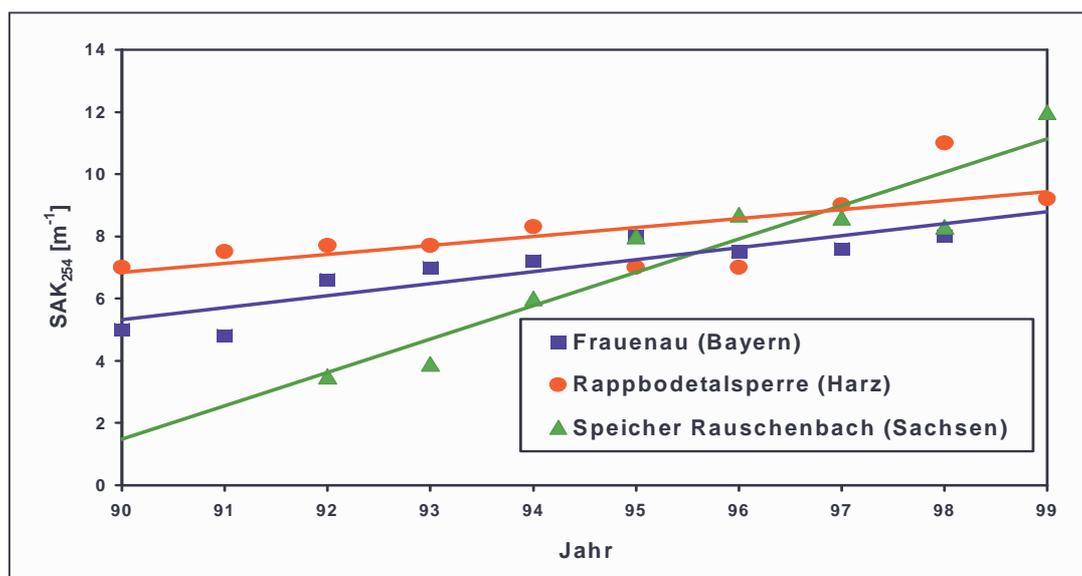


Abbildung 1.1.: Anstieg der SAK_{254} -Werte in Trinkwasserspeichern zentraleuropäischer Mittelgebirge in den 90er Jahren

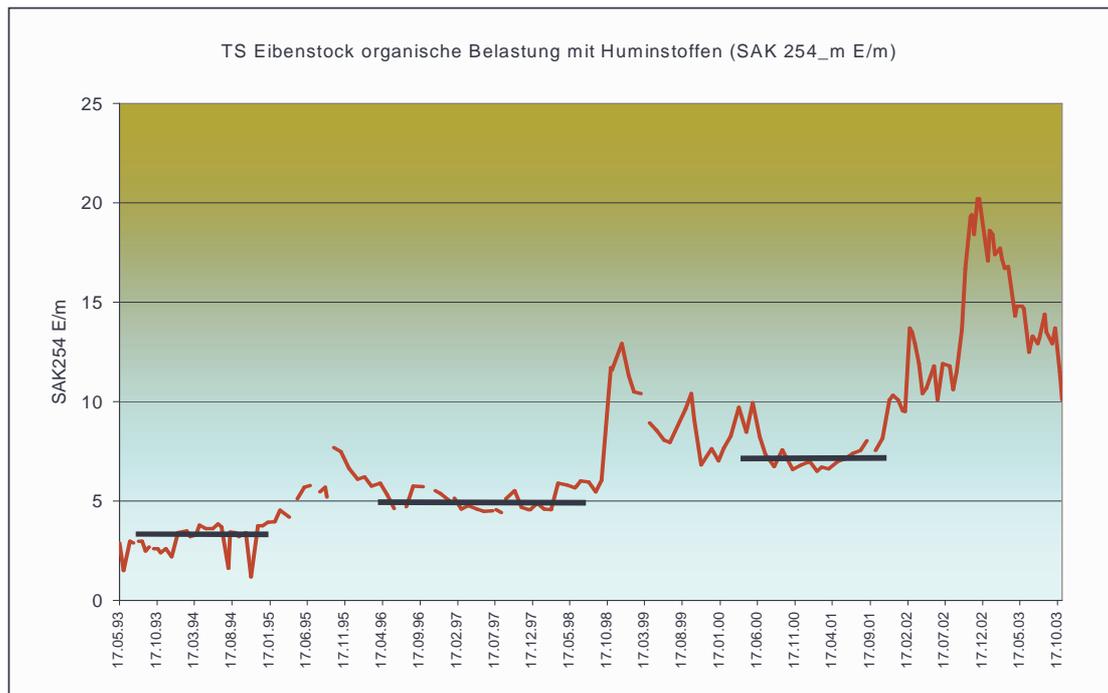


Abbildung 1.2.: Jüngere Dynamik der SAK₂₅₄-Werte am Beispiel der Talsperre Eibenstock (Quelle: LTV)

Huminstoffe haben in Ökosystemen eine enorme Bedeutung. Zur organischen Substanz der Böden (OBS oder SOM – „Soil Organic Matter“) zählt man alle in und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren organische Umwandlungsprodukte. Streustoffe, v.a. Laub- und Nadelstreu, sind nicht oder nur schwach umgewandelt und enthalten im Wesentlichen die Stoffgruppen Lipide, Proteine, Polysaccharide und Lignine. Im Gegensatz dazu sind Huminstoffe im Boden stark umgewandelte, z.T. hochmolekulare Substanzen, die gegen Mineralisierung stabilisiert sind. Ihre Umsatzrate im Boden ist demzufolge niedrig, die Verweilzeit hoch (Scheffer & Schachtschabel 2002). Ein Teil der festen organischen Substanz kann mobilisiert werden und tritt im Bodenwasser als gelöste organische Substanz auf.

Zur Beschreibung und Bewertung der im Wasser gelösten organischen Materie werden in diesem Bericht zwei Bezeichnungen gewählt: 1. ein Grundbegriff (NOM) und 2. ein Parameter zur analytischen Erfassung der mit dem Grundbegriff gemeinten Stoffe (DOC). Gegenstand der Arbeiten sind die huminstoffbürtigen natürlichen organische Stoffe, die im Wasser in gelöster Form vorliegen. Diese Stoffe werden unter dem Grundbegriff „Natural Organic Matter - NOM“ zusammengefasst. Der nach DIN EN 1484 bestimmte gelöste organische Kohlenstoff im Wasser (DOC) erfasst den Anteil der gelösten NOM im Wasser, die einen Membranfilter mit der Porenweite von 0,45 μm passieren.

Der überwiegende Teil der Huminstoffe in den Oberflächengewässern – hier stehen vor allem die Talsperrensysteme im Mittelpunkt der Betrachtung – ist allochtonen Ursprungs (vgl. STEINBERG und SCHÖNFELDER 2001). Determinanten für Qualität und Quantität der gelösten, natürlichen organischen Stoffe (NOM - Natural Organic Matter) sind die abiotische und biotische Ausstattung und das Potenzial zur Mobilisierung dieser Stoffe in den Einzugsgebieten.

In den oberen Lagen des Erzgebirges bildeten sich unter kühlen Temperaturen und relativ hohen Niederschlägen zahlreiche Hochmoore bzw. anmoorige Böden aus. Die sauren Bodenbedingungen, der hohe Nadelwaldanteil sowie geringe Retentionszeiten in den Ein-

zugsgebieten und Gewässern begünstigen naturgemäß hohe NOM-Gehalte in den Oberflächengewässern (z.B. FERDA 1973).

Für die eingangs dokumentierten Beispiele der Tendenz des Anstiegs der NOM in Oberflächengewässern existierten bisher nur hypothetische Erklärungen. Die zur Aufklärung des Phänomens erforderlichen systematischen langjährigen Messreihen waren meistens lückenhaft, weil sie nicht auf dieses Problem zugeschnitten wurden. Sicher ist, dass die Ursachen sehr komplexer Natur sind.

Neben einem globalen/regionalen Temperaturanstieg als ein entscheidender Faktor für verstärkte Huminstoffeinträge müssen die Bedeutung und Sensitivität weiterer Variablen beachtet werden. Dazu gehören insbesondere:

- veränderte Stoffdepositionen (u.a. Abnahme der SO₂-Einträge, Anstieg der NO_x-Einträge);
- Versauerungstendenzen der Böden (z.B. signifikante Absenkung der Boden pH-Werte und der Basensättigung in den letzten 30 Jahren);
- Waldschäden (Auflichtung, höherer Strahlungseinschlag der Flächen, Vergrasungerscheinungen);
- Waldumbau (u.a. Einbringung von Laubgehölzen);
- Kalkungsmaßnahmen (Anregung der biologischen Aktivität, pH-Anstieg in der Humusaufgabe);
- Entwässerung/Wiedervernässung der Moor-Anmoor-Komplexe

Die Hoch- und Kammlagen der Mittelgebirge sind aufgrund der klimatischen und Immissionssituation als Extremstandorte einzustufen. Es stellte sich schnell heraus, dass die Moor-Anmoor-Komplexe als Hauptquellen der Huminstoffeinträge im Blickpunkt stehen müssen. Diese Geokomplexe reagieren sowohl auf natürliche als auch auf anthropogene Veränderungen besonders sensibel (SUCCOW und JOOSTEN 2001).

In den Einzugsgebieten der Talsperren im Erzgebirge vollziehen sich gegenwärtig gravierende Wandelprozesse. Bis Mitte der 80er Jahre, lokal auch bis zum Ende der 80er Jahre, wurde in den zentraleuropäischen Mittelgebirgen ein stetiger Anstieg der Deposition vor allem säurebildender Substanzen beobachtet. Im Erzgebirge nahm das Waldsterben drastische Ausmaße an (z.B. NEBE ET AL. 1998). Daran waren Störungen der biogeochemischen Abläufe in den Böden gekoppelt. Die Folge war u.a. die stete zusätzliche Versauerung der Waldböden. Dieses Ungleichgewicht führte zwangsweise zu Anpassungsleistungen der Bodenlebewesen und der bodeninternen Stoffumsatzprozesse einschließlich der Huminstoffbildungsprozesse. Seit Mitte der 80er Jahre bzw. deren Ende geht diese Stoffdeposition schneller zurück, als sie sich aufgebaut hat. Der Protonenpool, der im Boden gespeichert wurde, wird allerdings nur sehr langsam freigesetzt. Dieser Prozess wird von veränderten Witterungsbedingungen wie höheren Temperaturen und der Zunahme der Bioproduktion überlagert (BERNHOFER und GOLDBERG 2001, CHMIELEWSKI und RÖTZER 2001). Der massive Rückgang der Sulfatkonzentration im Oberboden, aber auch Kalkungen führen insbesondere für Sickerwässer zu einem Anstieg der pH-Werte. Darüber hinaus dürfte die Bodenmikrobiologie aufgrund des generellen Temperaturanstiegs und anhaltender N-Einträge angekurbelt werden. Zugleich steigen durch die höheren Metabolismusraten der Bodenlebewesen (v.a. Mikroben) die Bildungsrate für Huminstoffe, die mit dem Sickerwasser ausgetragen werden können.

Im sauren Milieu liegen die Humin- und Fulvinsäuren in der protonierten Form vor. Infolge der dadurch bedingten Abnahme der Polarität der Moleküle verringert sich ihre Löslichkeit in Wasser und damit die Dynamik des Stoffaustretes. Ein Anstieg des pH-Wertes bewirkt eine Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes. Infolge der damit einhergehenden Deprotonierung des Säurerestes werden die Wasserlöslichkeit und Mobilität der Moleküle erhöht (FRIMMEL ET AL. 2002).

Insgesamt muss für die Ökosysteme rezente eine hohe biogeochemische Dynamik konstatiert werden. Darin dürften - zusammen mit den Klima- und Witterungsänderungen - wesentliche Ursachen für den NOM-Anstieg zu suchen sein. Das Hypothesengerüst hinsichtlich der Huminstoffeinträge sowie des NOM-Anstiegs zu entwickeln, stellte einen ersten Projektschwerpunkt dar. Die Erkenntnisse unserer Arbeitsgruppe für den mitteleuropäischen Raum flossen folgerichtig in internationale Positionspapiere ein (NORDTEST 2003). Die gravierenden Änderungen in den Untersuchungsgebieten waren zu Projektbeginn in dem Ausmaß noch nicht bekannt und konnten demzufolge auch nicht vollständig erfasst werden. Trotzdem galt es, sowohl regionale und lokale Besonderheiten im ehemaligen Schwarzen Dreieck als auch globale Wandelprozesse zu beachten.

Hohe NOM-Konzentrationen in Trinkwassertalsperren können die Qualität des Wassers nachhaltig beeinträchtigen.

Zu den wesentlichsten und am häufigsten bemerkten Folgen gehören eine zunehmende Färbung der Wässer sowie eine erhöhte Zehrung der Desinfektionsmittel, wodurch wiederum das Potenzial der Desinfektionsnebenproduktbildung ansteigt. Weitere Nebeneffekte, so zum Beispiel die verstärkte Ausbildung eines von den Verbrauchern beanstandeten Geschmacks und Geruchs sowie eine erhöhte Wiederverkeimungsneigung des Wassers im Verlauf der Verteilung werden in jüngster Zeit zudem mit dem Anstieg der Huminstoffkonzentrationen im Rohwasser in Verbindung gebracht (KORTH ET AL. 2004).

Es ist unbestritten, dass die Technik heute in der Lage ist, jedes, d.h. also auch ein stark belastetes Wasser qualitätsgerecht aufzubereiten. Andererseits ist die Wasseraufbereitung ein Prozess, der kostendeckend von den Verbrauchern getragen werden muss. Ein stetiger Anstieg der Belastung eines beträchtlichen Teils der zur Verfügung stehenden Rohwasserressourcen belastet nicht nur die Kosten der Wasseraufbereitung, sondern stellt die Wasserwerke vor ein zunehmendes Problem, den im Verlauf der Aufbereitung anfallenden Schlamm zu deponieren bzw. zu entsorgen.

1.2. Zielsetzung und Strategie

Das Management von Wasserressourcen unter den sich im Untersuchungsgebiet vollziehenden Veränderungen in der Natur und den historisch gewachsenen Strukturen der Wasserwirtschaft benötigt das Wissen und Verständnis der für die in den kommenden Jahren erforderlichen Weichenstellungen, die das Gefüge von Naturschutz und Ressourcennutzung weit über die nächsten 20-50 Jahre hinaus bestimmen werden.

Zu den Partnern der Entscheidungsfindung gehören neben der Politik insbesondere die Naturschutzverbände sowie die Nutzer des Wassers in Form der Rohwasserbereitsteller und der Wasseraufbereiter. Eine gemeinsame Abstimmung der Aktivitäten und Ziele muss dabei die ökologischen und ökonomischen Prämissen gleichermaßen berücksichtigen.

Zur wissenschaftlichen Erkundung des Phänomens der NOM-Anstiege im Erzgebirge wurde das Forschungsprojekt Bilaterale Untersuchungen und modellgestützte Prognosen von Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässern aufgrund veränderter Ökosystemzustände in Mittelgebirgen und deren Relevanz für die Trinkwasserproduktion installiert (BMBF-Förderkennzeichen 02WT0172). Hauptziele waren die Erarbeitung mittelfristiger Prognosen für die Roh- und Trinkwasserbeschaffenheit unter dem Aspekt verstärkter NOM-

Einträge in Oberflächengewässer sowie die Aufstellung eines Maßnahmenkatalogs für Einzugsgebiete, Speicher und die Trinkwasseraufbereitung.

Das Teilprojekt I Erfassung und Relevanz der Huminstoffeinträge für die Trinkwasserproduktion wurde federführend vom Technologiezentrum Wasser (TZW) bearbeitet, das Teilprojekt II Huminstoffeintragsmodellierung durch die TU Dresden, Inst. für Geographie (TUD). Die Landestalsperrenverwaltung Sachsen (LTV), die Gemeinschaft der Trinkwassertalsperren Deutschlands (ATT) sowie regionale Wasserversorgungsunternehmen aus Chemnitz, Dresden und dem mitteldeutschen Raum (WV) unterstützten das Forschungsvorhaben. Abb. 1.3 zeigt die Hauptmodule und die vernetzte Struktur im Projekt. In das BMBF-Projekt flossen auch Erkenntnisse aus dem von der LTV an die TUD vergebenen Forschungsvorhaben Analyse der Auswirkungen regulierender Eingriffe in den Wasser- und Stoffhaushalt von Moor-Anmoor-Komplexen im Erzgebirge am Beispiel des Einzugsgebietes der Trinkwassertalsperre Carlsfeld ein.

Die Untersuchungen wurden vorrangig in der Modellregion Erzgebirge im Rahmen einer bilateralen Zusammenarbeit zwischen tschechischen und deutschen Forschungseinrichtungen durchgeführt und waren für den Zeitraum 2001 bis 2004 konzipiert. Die tschechischen Partner VUV (Wasserforschungszentrum) Prag und TU Prag, Institut für Siedlungswasserbau (TUP), waren den Teilprojekten I bzw. II als Unterauftragnehmer zugeordnet. Mittels der deutsch-tschechischen Kooperation war nicht nur ein Know-how Transfer, sondern auch die vergleichende Bearbeitung von Einzugsgebieten mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen gegeben.

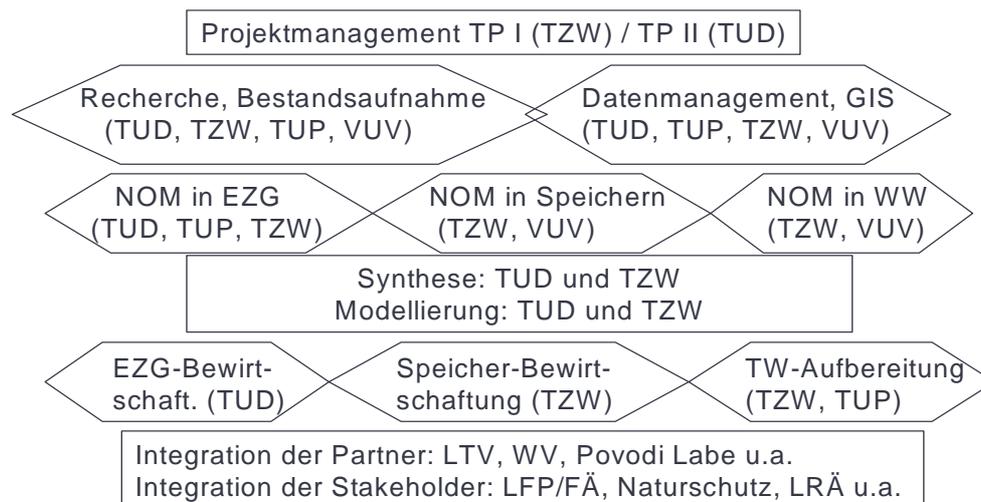


Abbildung 1.3.: Struktur des BMBF-Huminstoffprojektes und Aufgabenverteilung

1.3. Herangehensweise

Aufgrund der sehr komplexen Zusammenhänge der einleitend geschilderten Problematik wird in diesem Abschnitt ein Überblick über die Herangehensweise zur Bearbeitung und zum Aufbau des vorliegenden Berichtes gegeben. Als Untersuchungsobjekte dienten Einzugsgebiete von Trinkwassertalsperren, die aufgrund ihrer geoökologischen Ausstattung in unterschiedlicher Intensität von steigenden NOM-Gehalten betroffen sind. Um die Situation und Dynamik von den Ursachen bis zu den Auswirkungen ganzheitlich beurteilen zu können, wurden die technischen Systeme der Wasseraufbereitung mit in die Betrachtung einbezogen. Zusammenfassend ist die Herangehensweise in Abb. 1.4 schematisiert.

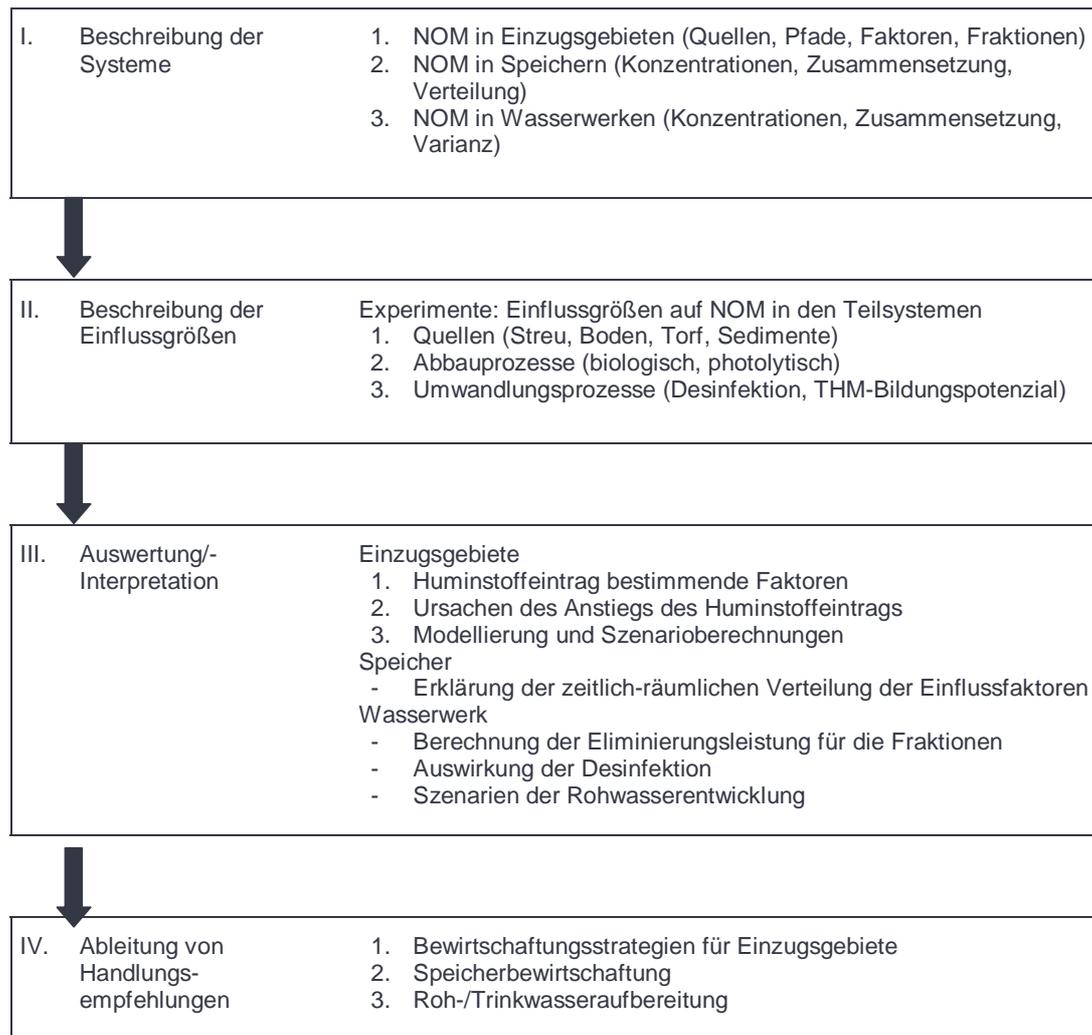


Abbildung 1.4.: Bearbeitungsschema „Huminstoff-Projekt“

Gemäß Abb. 1.4 wurde der Bericht in 4 aufeinander aufbauende Teile gegliedert, die nachfolgend näher erläutert werden:

(1) Zugeschnitten auf das Problem des veränderten Huminstoffhaushaltes wurden seit 2001 in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren im Erzgebirge Ökosystemanalysen durchgeführt.

Im Erzgebirge wurden vorrangig die Speicher Muldenberg und Rauschenbach sowie Fláje mit den dazugehörigen Einzugsgebieten untersucht. Eine Übertragung und Evaluierung der Ansätze war für den Speicher Carlsfeld bzw. die Rappbodetalsperre im Harz vorgesehen.

Für die Einzugsgebiete wurden zunächst die für den Huminstoffeintrag bestimmenden Faktoren erhoben. Diese sind in Abb. 1.5 schematisch zusammengestellt.

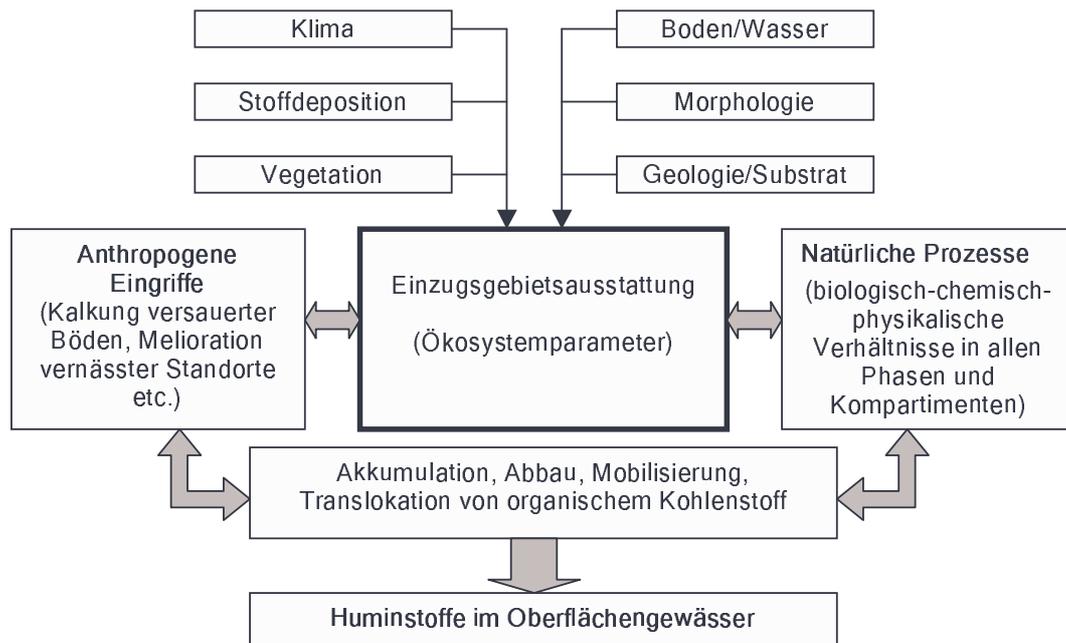


Abbildung 1.5.: Huminstoffeintrag bestimmende Faktoren - vereinfachte Übersicht

Durch Untergliederungen in Teileinzugsgebiete, die sich in Ausstattung, Bewirtschaftung und Stoffhaushalt deutlich unterscheiden und detailliert zu erfassen sind, sollten räumliche Differenzierungen der Huminstoffeinträge in Abhängigkeit der Ökosystemmerkmale bewertet werden.

Für die ausgewählten Systeme wurde ein regelmäßiges Messprogramm ausgearbeitet. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen die Konzentration und die Zusammensetzung der im Wasser enthaltenen NOM

- in den Einzugsgebieten,
- im Speicher selbst sowie
- im Roh- und Reinwasser der jeweiligen Wasserwerke.

Diese Parameter wurden zudem in ihrem jahreszeitlich variierenden Verlauf erfasst. Der Umstand, dass das sehr feuchte Jahr 2002 mit den Hochwasserereignissen in Sachsen und das sehr trockene Jahr 2003 in die Untersuchungsperiode fielen, ermöglichte zum Teil die Erfassung witterungsbedingter Extremsituationen.

Die Charakterisierung der NOM in der wässrigen Phase erfolgte nach Kriterien, die für die Trinkwasseraufbereitung entscheidend sind. Dazu gehören insbesondere die Aussagen der mittels gelchromatographischer Fraktionierung mit gekoppelter OC-Detektion erhaltenen Informationen bezüglich ihrer qualitativen und quantitativen Zusammensetzung (HUBER und FRIMMEL 1996) und das Reaktionsvermögen der NOM mit chlorhaltigen Desinfektionsmitteln (MÜLLER ET AL. 1993; SCHMIDT ET AL. 1994, 1999).

Die biologisch abbaubare NOM-Fraktion wurde über die für die Trinkwassercharakterisierung etablierten Methoden zur Bestimmung des leicht assimilierbaren organischen Kohlenstoffs (AOC: assimilable organic carbon) und des biologisch abbaubaren gelösten organischen Kohlenstoffs (BDOC: biodegradable dissolved organic carbon) erfasst (KORTH 2000). Anhand dieser Untersuchungen sollten sich Aussagen zum Gehalt an biologisch verwertbaren Substanzen und somit zur biologischen Stabilität des Wassers ableiten lassen.

(2) Das Messprogramm wurde durch einen Komplex systematischer Laborversuche ergänzt. Die Laborversuche, die zum Teil über das geplante Arbeitsvolumen hinaus realisiert wurden, hatten zum Ziel, die existierenden Hypothesen in Bezug auf

- die Hauptquellen der NOM in den Einzugsgebieten,
- die damit natürlichen Abbau- und Umwandlungsprozesse in den Speichern sowie
- die in den Wasserwerken induzierten NOM-Umwandlungsprozesse, vornehmlich als Ergebnis der Desinfektion des aufbereiteten Wassers mit Chlor bzw. Chlordioxid

systematisch zu prüfen bzw. zu ergänzen. Damit war es möglich, externe und interne Einflüsse auf die NOM-Dynamik zu studieren.

Als Grundlage zur Verwaltung aller Werte wurde zu Projektbeginn eine Datenbank erstellt und sukzessive gefüllt.

(3) Die Ergebnisse der Messprogramme und der Laborversuche werden im 3. Segment des Lösungsansatzes zusammengeführt. Das Ziel dieser Herangehensweise besteht in der Synthese von Gesetzmäßigkeiten bezüglich

- der Quellen, Mobilisierungs- und Translokationsprozesse von NOM in Einzugsgebieten,
- der räumlich-zeitlichen Verteilung der NOM in Trinkwasserspeichern und
- der NOM-Eliminierung in den einzelnen Wasserwerken.

Um einen effektiven Boden- und Gewässerschutz betreiben zu können, müssen verlässliche Aussagen zu den Handlungsspielräumen der Bewirtschaftungen aufgezeigt werden. Dies ist mit Hilfe eines Modells besser möglich als mit konventionellen Methoden. Ein auf die Zielstellung sowie die Struktur des Systems abgestimmtes Huminstoffmodell, mit dessen Hilfe Szenarien zur Roh- und Trinkwasserbeschaffenheit beschrieben werden können, existiert bisher nicht. Ein NOM-Eintragsbilanz- und Prognosemodell zu entwickeln, war deshalb wesentliches Ziel des Teilprojektes II.

Aufgrund der extremen Witterungssituationen in den Jahren 2002 und 2003 wurden die Messungen sowie die darauf basierenden Auswertungen bis Ende 2004 verlängert. Nach Vorliegen aller Daten und Ergebnisse wird im Jahr 2005 durch die TU-Dresden-Arbeitsgruppe an der Modellierung weitergearbeitet (Vertragsverlängerung des BMBF-Projektes). Insofern stellen die in Kap. 6 dargelegten Erkenntnisse einen Zwischenstand dar und der Abschlussbericht ist für diesen Teil als vorläufig einzustufen.

Sind verstärkte Huminstoffeinträge zeitweilig nicht oder nur mit unvertretbarem Aufwand zu verhindern, müssen sich die Gewässernutzer darauf einstellen können.

Daher galt es, die von den Wasserwerken in der letzten Dekade getroffenen Maßnahmen, dem Anstieg des Gehaltes huminstoffbürtiger Substanzen im aufbereiteten Trinkwasser entgegenzuwirken, in Hinblick auf ihre Wirkungsweise und Effizienz näher zu betrachten. Hierzu sollte anhand von Wasserwerksdaten ausgewertet werden, welche Folgen erhöhte Huminstoffkonzentrationen im Rohwasser auf die erforderliche Dosierung von Flockungsmitteln, Flockungshilfsmitteln, Pulverkohle und Desinfektionsmitteln und letztendlich für die Qualität des produzierten Trinkwassers in der letzten Dekade hatte.

Aus der Qualitätsentwicklung des Rohwassers und der durch das Modell prognostizierten Entwicklung des Huminstoffeintrags, insbesondere der biologisch abbaubaren und der für die Färbung verantwortlichen Bestandteile, sollten mittelfristige Prognosen zur Entwicklung der Trinkwasserbeschaffenheit und der für die Einhaltung einer entsprechenden

Qualität erforderlichen technischen Voraussetzungen abgeleitet werden. Letztlich müssen die Ergebnisse wieder zu Möglichkeiten und Notwendigkeiten der Beeinflussung der Einzugsgebiets- und Speicherbewirtschaftung rückgekoppelt werden.

(4) Die Verwertung der Projektergebnisse besteht darin, geeignete Hilfestellungen für Planungsansätze von Nutzungen auf multivalenter Basis zu entwickeln, um eine nachhaltige ökonomische wie ökologische Entwicklung im Spannungsfeld Schutz der Naturressourcen und deren optimale Nutzung zu gewährleisten. Die Handlungsfelder betreffen die Bewirtschaftungsstrategien für Einzugsgebiete und Speicher sowie Kompensationsmaßnahmen der Wasseraufbereitung. Beispielsweise erfolgt mit Hilfe eines worst case Szenarios eine Abschätzung zukünftiger Problemfelder, die die Grundlage/Voraussetzung für die Planung geeigneter Kompensationsmaßnahmen der Wasserwerke bilden kann.

Im Einzugsgebietsmanagement sollte neben der Grabenpflege und der Moorrevitalisierung dem Waldumbau und der Kalkung besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden. Die Folgen der Eingriffe beinhalten erhebliches Konfliktpotenzial und verursachen Kosten. Multivalente Planungen einer nachhaltigen Entwicklung sind deshalb notwendig. Dafür waren Vorschläge für die wasserwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Entscheidungsträger, aber auch für Naturschutz und den Kommunen zur Verfügung zu stellen.

2. Kenntnisstandanalyse

2.1. NOM in Einzugsgebieten

Seit Ende der 90er Jahre wird sich in der Literatur verstärkt der Huminstoffproblematik gewidmet. Insbesondere STEINBERG (2000, 2001a); STEINBERG ET AL. (2002) bezeichnen den Wirkungskomplex mit „Huminstoffe als geochemische Determinante“. Überwiegend allochtonen Ursprungs, sollten gelöste Huminstoffe die Vorgänge im Einzugsgebiet reflektieren, hierbei vor allem mit Bodenprozessen und der Vegetationsentwicklung in Kontext stehen. Des Weiteren wurden Wechselbeziehungen zwischen Exportverhalten organischer Kohlenstoffverbindungen, stoffhaushaltlichen Veränderungen, klimagekoppelten Prozessen, hydrologischen Gegebenheiten und anthropogenen Eingriffen im EG, z.B. in Moore, gesehen. STEINBERG (2000) stellt die Beobachtungen verschiedener Autoren gegenüber, so u.a. MOORE (1987), MULHOLLAND ET AL. (1990) und KORTELAINEIN (1993), welche auf eine starke Abhängigkeit der DOC-, TOC- bzw. Huminstoffkonzentration von Moorflächenanteil, Klima, Fließweg des Wassers, Frostperiode, Primärproduktion und Abbauraten hinweisen.

Zur Klärung des „Woher“ von Huminstoffen wurden bereits Ende der 1990er Jahre erste Untersuchungen im Osterzgebirge durchgeführt. Durch Vergleiche von Teileinzugsgebieten des Rauschenbaches konnte festgestellt werden, dass der Anteil von Mooren und Moor- bzw. Anmoorstaugleyen an der EG-Fläche maßgeblich die Färbung (SAK bei 254 nm und 436 nm) und korrelierend die Huminstoffkonzentration des Gebietsabflusses beeinflusst (SCHEITHAUER 2000). Bodenkundliche und gewässerchemische Analysen detektierten terrestrische Standorte als jene mit geringem Potenzial zur Huminstoffbereitstellung bzw. -mobilisierbarkeit, dagegen Anmoorstaugleye mit relativ hohem und degradierte Moorböden mit sehr hohem.

Mögliche Ursachen für verstärkte Huminstoffeinträge in Trinkwasserspeicher des Erzgebirges wurden von GRUNEWALD ET AL. (2003) zusammengefasst. Neben Ausstattungsmerkmalen der Einzugsgebiete sind es natürliche Prozesse und anthropogene Eingriffe, die Akkumulation, Abbau, Mobilisierung und Translokation von organischem Kohlenstoff determinieren dürften. Dabei wurde deutlich gemacht, dass dem verstärkten Huminstoffaustrag in Richtung Oberflächengewässer kein monokausaler Erklärungsansatz genügt, stattdessen die Ursachen nur in einer komplexen Verknüpfung mehrerer Faktoren zu suchen sind. Abgesehen von klimatischen Veränderungen wie Temperaturzunahme und gesteigerter Phenoloxidation in Torfen (siehe auch FREEMAN ET AL. 2001), vermehrten Starkregenereignissen (BERNHOFER und GOLDBERG 2001) und wash-outs von Huminstoffen sowie milderer und kürzerer Winterphasen einschließlich veränderten Umsatzbilanzen zeigte beispielhaft die SAK₂₅₄-Reihe eines Talsperrenzulaufs enge Beziehungen zu Wassertemperatur und pH-Wert, wobei beide Faktoren gemeinsam den stärksten Einfluss auf die UV-Absorbanz aufwiesen. Ferner wurden hypothetisch die veränderte Stoffdeposition, Bodenversauerung, Waldschäden bzw. -genesung, nicht standortgerechte Kalkung und Maßnahmen der Wasserhaushaltsregulierung von Mooren als mögliche Ursachen benannt (GRUNEWALD ET AL. 2003).

Der verstärkte Eintrag von natürlichem organischen Material in trinkwasserrelevante Oberflächengewässer betraf jedoch nicht nur die Aufbereitungstechnologie Zentral-, sondern speziell auch die Nordeuropas in kritischem Umfang. Resultierend waren skandinavische

Kollegen frühzeitig um die Erforschung von Gründen und Zusammenhängen bemüht. Im Rahmen eines Workshops im norwegischen Rondane am 22. und 23. Mai 2003 wurden die Ursachen und Folgen qualitativer und quantitativer Veränderungen von NOM bzw. Huminstoffen sowie Empfehlungen zu Monitoring und Prävention diskutiert und in einem Positionspapier fixiert (vgl. NORDTEST 2003), an dessen Erarbeitung die TU Dresden und das TZW Dresden beteiligt waren. In Tabelle 2.1 sind wesentliche Erkenntnisse zusammengefasst.

Tabelle 2.1.: Prognostizierte Effekte auf Qualität, Quantität und Fluss der SOM (Soil Organic Matter) bzw. NOM durch Änderung relevanter Umweltfaktoren (NORDTEST 2003, verändert)

betrachtete Ver- änderungen	Schlüsselvariablen bzw. -faktoren	SOM- Qualität	SOM- Vorrat	Gewässer- eintrag	NOM- Qualität	NOM- Konz.
Klima						
Niederschlag						
+	Menge	+	+	+	+	+
+	Extremereignisse	+	+/-	+/-	+	+/-
-	Schnee-Regen-Verhältnis	+	?	+	+	+
-	Schneesmelze im Frühjahr	?	?	+/-	?	+/-
+	hydrologische Anbindung	+	0	+	+	+
+	Bodenfeuchte	+	+	+	+	+
-	Wasserretentionszeit im EG				+	+
Temperatur						
+	Herbst und Winter	+	?	+	+	+
Strahlung						
		?	?	?	?	?
Atmosphärische Deposition						
+	pH-Wert	+	0	+	+	+
+	Stickstoff-Schwefel-Verhältnis	+	?	+	+	+
+	marine Salze	+	+	?	+	?
Landnutzung						
+	Aufforstungsmaßnahmen	+	+	+	+	+
+/-	Baumartenzusammensetzung	+	+/-	+/-	+	+/-
+	Biomasse	+	+	+	+	+
+/-	Entwässerung von Mooren	+	+/-	+/-	+	+/-
+/-	Standortbearbeitung	+	+/-	+/-	+	+/-
+	Grabenverschluss, Vernässung			+/-	+	+/-

0 keine Änderung, + Anstieg, - Abnahme, +/- Anstieg u./o. Abnahme, ? Effekte unbekannt

Als Schlussfolgerungen wurden festgehalten:

- Anerkennung der gravierenden Veränderungen in Menge und Qualität von NOM in europäischen Oberflächengewässern sowie deren Bedeutung für die Beschaffenheit der Rohwässer und für biogeochemische Umweltprozesse,
- aktive Unterstützung und Finanzierung von Netzwerken und Programmen für die multidisziplinäre Forschung (Geoökologen, Umweltchemiker, Wasseraufbereitungsindustrie) sowie von Untersuchungen zu Management- und Entscheidungsfindungssystemen, Technologien und sonstigen Maßnahmen zur Vorbeugung und Reduzierung erhöhter NOM-Niveaus im Rohwasser,
- Ausdehnung der laufenden Forschung zur NOM-Charakterisierung (u.a. zeitliche und räumliche Variation),

- Förderung und Unterstützung der Einschätzung von Kosten eines NOM-Anstieges für Rohwasserressourcen, einschließlich der öffentlichen Gesundheit, sowie des Aufbaus von langjährigen Monitoring- und Forschungsprogrammen zur Datenerfassung und für die Erfassung der Schlüsselfaktoren.

Neben STEINBERG (2000, 2001a); STEINBERG ET AL. (2002), NORDTEST (2003) und GRUNEWALD ET AL. (2003) befassten sich in den zurückliegenden Jahren zahlreiche weitere Wissenschaftler mit Wechselwirkungen zwischen Einzugsgebietscharakter, exogenen und endogenen Veränderungen sowie Huminstofftransfer in Oberflächengewässer, insbesondere Moore betreffend.

Die organische Bodensubstanz (SOM) als bedeutendster Herkunftsort für Huminstoffe umfasst alle in und auf dem Boden befindlichen abgestorbenen Tier- und Pflanzenreste sowie organische Umwandlungsprodukte und wird in Streu- und Huminstoffe unterteilt, wobei letztere als stark umgewandelte und hochmolekulare Substanzen definiert werden, die gegen Mineralisierung stabilisiert sind, eine niedrige Umsatzrate und hohe Verweilzeiten aufweisen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1998). SOM-Pools und -Fraktionen sind neben den benannten Huminstoffen labil bzw. aktiv, beispielsweise aus pflanzlichen und mikrobiellen Rückständen, bis „langsam“ wie okkludierte organische Substanzen. Moore und sonstige organische Nasstandorte wurden in verschiedenen Regionen als Hauptlieferanten von Huminstoffen festgestellt. Dennoch sind insgesamt drei Quellen zu nennen: atmosphärische Deposition, Vegetation und letztlich Böden einschließlich der Humusaufgabe, wobei die Verlagerung auf dem Pfad Niederschlag – Kronentraufe – Bodenlösung (Grundwasser) – Oberflächengewässer erfolgt. Je nach Kompartiment werden sie biogeochemisch gefiltert, gepuffert oder transformiert. Kommt es zu veränderten bzw. wie im vorliegenden Fall zu verstärkten (Huminstoff-)Stoffausträgen, müssen die verantwortlichen Mechanismen ebenfalls von Veränderungen geprägt sein.

Als wesentliche exogene Steuerfaktoren eines Huminstoff- bzw. NOM-Austrages werden in der Literatur vielfach klimatische und emissionsbedingte Veränderungen aufgeführt, womit mikrobielle Prozesse, Torfzersetzung und Primärproduktion einhergehen. Diesbezüglich bestehen zwischen Mooren und Flusseinzugsgebiet enge Wechselwirkungen hinsichtlich Oberflächenwasserhaushalt, Sickerwasser, Speichervermögen, Abflussbildung und Austrag von Stoffen (BRAGG 2002). Naturnahe Moore steuern bei hohem Flächenanteil die Abflussbildung von Flusseinzugsgebieten insofern, dass der Moorbasisabfluss meist gering, aber perennierend ist, jedoch Starkregenabflüsse verstärkt werden. Ihre Funktionsweise als „Schwamm“ zur Minderung von Extremniederschlägen wird als falsche Sichtweise klar gestellt, wohingegen gestörte, entwässerte Moore ein verändertes hydrologisches Verhalten aufweisen. Bei der Wasserpassage durch Sphagnum-Torf ändern sich ferner Nährstoffstatus und pH-Wert durch Kationenaustausch (Ionenpräferenz: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{H}^+ > \text{K}^+ >> \text{Na}^+$) und dem Niederschlag werden trotz geringem Gehalt an gelösten Bestandteilen die Nährstoffe bei der Passage durch das Moor entzogen. Es kann zur Beeinträchtigung der Wasserqualität durch hohe DOC-Konzentrationen kommen. Die Effekte des Klimawandels auf Moore äußern sich in einer Verschiebung des Verhältnisses von Primärproduktion zu Zersetzung. Für Schottland wurden nicht nur Veränderungen in der Temperatur, sondern auch in Menge sowie in zeitlicher und räumlicher Verteilung des Niederschlages beobachtet. Für ein südschwedisches Moor legten BELYEA und HALMER (2004) zu Grunde, dass Vegetationswechsel mit klimatischen Feuchteänderungen korrelieren, woraus Moorwasserspiegelschwankungen resultieren. Analog ist die Variation zwischen Akkumulation und Abbau von Kohlenstoff zu erklären.

Ähnlich wie BRAGG (2002) untersuchten SOULSBY ET AL. (2002) die Wasserqualität aus hydrologischer Perspektive und die Konsequenzen für die Hydrochemie von Einzugsgebieten und beobachten Zusammenhänge zwischen einem globalen Wandel und der Wasserqua-

lität, gekennzeichnet von Effekten der veränderten atmosphärischen Deposition („Saurer Regen“) sowie der Stickstoffsättigung. Analog ist der Klimawandel im Hochland einzuschätzen, indem ein Temperaturanstieg biogeochemische Prozesse in Einzugsgebieten beeinflusst. Der DOC-Anstieg ist als wahrscheinliches Resultat einer zugenommenen biologischen Aktivität, stimuliert durch erhöhte Bodentemperaturen, sowie im lokalen Wandel der Landnutzung (Forst-, Land-, Moorbewirtschaftung) anzusehen.

EVANS und MONTEITH (2001) führten detaillierte Trendanalysen für 12 Jahre lange Datenreihen von 22 Oberflächengewässern in Großbritannien durch. Beobachtet wurde ein Rückgang von Sulfat, Hydroniumionen und Aluminium bei gestiegener Säureneutralisationskapazität. Organische Azidität sowie DOC haben stark und weitverbreitet zugenommen. Die Ursache für die DOC-Veränderungen lässt sich nicht einfach isolieren, stattdessen ist ein Faktorenkomplex als verantwortlich anzusehen. Eine umgekehrte Beziehung besteht zwischen mineralischem Säureeintrag und Auswaschung organischer Säuren zum Abfluss, wobei der DOC-Anstieg auch in Gebieten mit geringerer atmosphärischer Belastung zu verzeichnen war. Somit sind Klimafaktoren von großer Bedeutung in Wechselwirkung mit Torfzersetzung, die durch das Enzym Phenoloxidase reguliert wird, welches wiederum eine hohe Sensitivität zur Klimavariabilität aufweist. Veränderungen in der Torfzersetzung beeinflussen den DOC-Austrag direkt.

HARRIMAN ET AL. (2003) untersuchten langjährige Wassermessreihen von den 1970er Jahren bis heute von 37 versauerten Hochlandflüssen und Seen in Schottland mit unterschiedlicher Bewirtschaftung der Moore und Forsten (z.T. Kalkung, Forst oder Heideland, Kahlschlag). Für EG mit Kahlschlag wurde ein um 50 % stärkerer Rückgang des nicht-marinen SO_4 als in solchen mit Moorland oder jungen Forsten detektiert. Umgekehrt verhielt sich der Anstieg in Alkalität und pH. Korrespondierend mit den Säure-Basen-Veränderungen ist ein Rückgang bei labilem Aluminium zu verzeichnen. Messstellen an Seen mit Mooren im EG zeigten einen meist schwachen, aber signifikanten NO_3 -Anstieg, wahrscheinlich aufgrund von zunehmender N-Deposition bzw. Klimaeinflüssen. Dagegen stiegen die DOC-Konzentrationen aus EG mit Mooren und Forst signifikant an. Trotz der komplexen saisonalen Reaktion von Flüssen und Seen, insbesondere für NO_3 , zeigten sowohl moor- als auch forstgeprägte EG ähnliche und schnelle Reaktionen auf die Reduktion der S-Deposition. Der DOC-Anstieg hängt nach HARRIMAN ET AL. (2003) mit dem Klimawandel zusammen, weniger mit der Bewirtschaftungsform, sowie mit Emissionen, wobei NO_3 in Torfen immobilisiert wird, bei zunehmendem DOC-Austrag.

Einerseits hohe DOC-Konzentrationen in der ausgewaschenen Lösung, jedoch kein signifikanter Einfluss der Regenqualität/ -chemie, stellten STRAND ET AL. (2002) fest, indem sie Lysimeterexperimente mit Bodenmonolithen („Folic Histosol“ und „Dystric Leptosol“) aus Gebieten mit unterschiedlicher atmosphärischer Säurebelastung durchführten. Die Simulation von „Saurer Regen“ (pH = 4,3) und „normalem“ Regen (pH = 5,3) erbrachte kaum Unterschiede im pH-Wert der Lösung. Nur der Sulfat-Gehalt nahm bei „Saurer Regen“ zu.

WATTS ET AL. (2001) betrachteten die Färbungsreihen für 10 Wasserreservoirs im Hochland (Mittelgebirge). Die jährliche Saisonalität weist Spitzenwerte in Herbst / Frühwinter und Frühjahr / Sommer auf. Aus den langjährigen Reihen geht hervor (1980 – 1998, z.T. aus den 1970er Jahren), dass die saisonale Variation im Färbungsniveau an allen Messstellen während und im Anschluss an Trockenperioden unterbrochen wird (z.B. 1975/1976, 1990 – 1992, 1995 – 1998). Jedoch werden diese Trockenphasen von einem Anstieg der Färbung gefolgt. Seit dem Ende der Trockenheit 1995 sind in verschiedenen Einzugsgebieten solch hohe Werte zu verzeichnen, wie sie noch nie beobachtet wurden.

MCCARTNEY ET AL. (2003) analysierten den Abfluschemismus und die Forellenpopulation aus bewaldeten EG mit Torf und Moor, Torf über Podsol, Moorstaugley sowie Rankern. Die Wassermessreihen von Säureneutralisationskapazität (SNK), Hydroniumionen, Alumi-

nium und DOC reichen von den 1980er bis in die frühen 2000er Jahre. Einerseits wurde eine Genesung von Versauerung und ein Rückgang nicht-mariner Sulfateinträge festgestellt, andererseits stiegen SNK, komplexiertes Aluminium und DOC an, besonders stark seit Ende der 1990er Jahre.

HEJZLAR ET AL. (2003) beobachteten im Böhmerwald einen NOM-Rückgang bis Mitte der 1980er Jahre, danach bis 2000 einen Anstieg. Dabei korrelieren die NOM mit der Temperatur, dem Interflow und der Deposition bzw. dem Säureeintrag. 67 % der NOM-Variabilität werden durch die monatlichen Mitteltemperaturen und den Interflow über ein lineares Regressionsmodell erklärt.

HONGVE ET AL. (2004) beschreiben eine enorme Zunahme von Färbung und DOC in Seen Südnorwegens, die für Trinkwasser genutzt werden (am stärksten zwischen 1997 und 2001). Es existiert eine enge Beziehung zur Niederschlagsmenge, nicht zur Temperatur, wobei 1997 ein extrem trockenes Jahr war. Trotz signifikantem Sulfatrückgang im Niederschlag ist die Azidität 2000 und 2001 höher als in den Vorjahren. Die Ursache stellt der zugenommene Niederschlag dar, indem sich die Fließwege im Einzugsgebiet verändert haben und somit die Auswaschung organischer Bestandteile zunahm, einhergehend mit Veränderungen der chemischen und physikalischen Eigenschaften der NOM.

Den mikrobiellen Prozessen im Moor ist auf der Suche nach Antworten nach dem „Warum“ für Veränderungen im NOM-Austragsverhalten in verschiedenen Studien eine Schlüsselrolle zugekommen. FREEMAN ET AL. (1998) verglichen Testgebiete mit unterschiedlicher Manipulation des Moorwasserhaushaltes durch Gräben zur Ermittlung enzymatischer Wechselwirkungen in biogeochemischen Prozessen unter nasserer und trockenerer Bedingungen, womit veränderte Bodentemperaturen im Sommer einhergingen. Die Labor- und Feldstudien zeigten, dass wärmere und trocknere Bedingungen zur Stimulation der Mineralisation führen, weil (1) die Freisetzung von anorganischen Nährstoffen in das Moordrainagewasser zunimmt, (2) die Mooroberfläche sich absenkt und (3) die enzymatische Zersetzung angeregt wird. Nasserer und kältere Bedingungen müssten entgegengesetzte Effekte nachsichziehen, aber für die Enzyme β -Glucosidase, Esterase und Xylosidase, relevant für den Kohlenstoffkreislauf, waren keine signifikanten Effekte durch veränderte Feuchte analysierbar. Stattdessen wurde nach der Einstellung nasserer Bedingungen ein vorteilhafteres Temperaturregime durch grössere Wärmebeständigkeit mit positiven Auswirkungen auf die meisten Enzyme festgestellt. Nur die Aktivität des Enzymes Sulphatase ging um 44 % ($p < 0,001$) zurück. Gelangt Sulfat über den „Sauren Regen“ in die Torfe, kann es hier die Sulphatasetätigkeit wegen des erhöhten Sulfatdurchsatzes verringern (nach PRESSE ET AL. 1985 zitiert in FREEMAN ET AL. 1998). Im aktuellen Experiment wird somit der stärkere Sulfatfluss am Standort die niedrigere Sulphatasetätigkeit verursacht haben. Die experimentelle Manipulation deutet darauf hin, dass wenn Klimaveränderungen nasserer Bedingungen in Mooren verursachen, die gegenwärtigen Feuchtigkeitsniveaus ausreichend sein sollten, um mit Ausnahme von Sulphatase die Zersetzungsprozesse zu begrenzen. Folglich ist bei einer weiteren Zunahme der Feuchtigkeit eine weitere Abnahme der Zersetzungsrate unwahrscheinlich. Ferner bestehen Wechselbeziehungen zwischen Esterasetätigkeit und Stickoxid- ($r = 0,44$, $p < 0,05$) sowie Methanfreisetzung ($r = 0,53$, $p < 0,01$) sowie zwischen Xylosidasetätigkeit und Kohlendioxidemission ($r = 0,52$, $p < 0,01$) und Aluminiumkonzentration ($r = 0,58$, $p < 0,01$). Alle Enzyme korrelierten positiv mit dem DOC (Sulphatase mit $r = 0,53$, $p < 0,01$ bis zu Glucosidase mit $r = 0,61$, $p < 0,001$). Nasserer Milieu fördert demnach die DOC-Freisetzung (nach FORSBERG 1992, MITCHELL UND McDONALD 1992, HUGHES ET AL. 1996, KÜSTER 1993 zitiert in FREEMAN ET AL. 1998), was wiederum den Substratreichtum für den mikrobiellen Metabolismus erhöhen und die Synthese von neuen Enzymen unterstützen würde.

JENSEN ET AL. (2003) führten vergleichende Untersuchungen von sandigem und „torfigem“ Podsol (Großbritannien, Dänemark) bzgl. Bodenfeuchte, Aluminium-, Nitrat- und DOC-

Konzentration, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse, Bodenatmung sowie Simulationen von Dürre bzw. Trockenheit durch. Ein trockenerer Standort reagiert auf 2-monatige Trockenphase ohne jeden Niederschlag mit Rückgang der mikrobiellen Aktivität sowie der C- und N-Gehalte in Mikroben und Bodenlösung, wogegen der nassere Standort eine Zunahme der mikrobiellen Aktivität und infolgedessen einen Rückgang im DOC zeigt, jedoch beide einen Anstieg im mikrobiellen C/N-Verhältnis aufweisen. Interessant ist weiterhin, dass nach Wiederbefeuchtung kein signifikanter DOC-Anstieg über ein Niveau wie vor der Trockenphase eintrat.

Nach FREEMAN ET AL. (2004) wurden schnell angestiegene DOC-Konzentrationen in Mooren entwässernden Bächen bisher mit Temperaturanstieg und Abflusszunahme in Zusammenhang gebracht. Anstatt der sonst verantwortlich gemachten Niederschlagsveränderungen wird hier der CO₂-Anstieg und die damit verbundene Stimulation der Primärproduktion als Hauptursache gesehen. Analoge Aussagen treffen KANG ET AL. (2001). Je 4 ungestörte Säulen wurden 4 Monate im Labor mit 350 ppm und 700 ppm CO₂ inkubiert. Das Material stammte aus Niedermooren in Nord-Wales und war von Festuca- und Juncus-Torf charakterisiert. Unter erhöhter CO₂-Atmosphäre wurden signifikant mehr Biomasse (Wurzeln, Triebe, Algen) sowie stärkere N₂O-, CO₂-Emissionen und höhere DOC-Konzentrationen im Porenwasser beobachtet. Dagegen bestanden keine Unterschiede im NH₄-Ausstoß und in der Bodenenzymaktivität (β -Glucosidase, Phosphatase, N-Acetylglucosaminidase). Ein CO₂-Anstieg scheint als Konsequenz der gestiegenen DOC-Lieferung von der Vegetation zu den Bodenmikroorganismen die Primärproduktion zu verstärken sowie den CO₂- und N₂O-Ausstoß zu stimulieren. Zu beachten ist allerdings, dass hier nährstoffreiche Niedermoore untersucht wurden, und keine ombrotrophen Moore.

CHEN ET AL. (2003), die Material aus einer Schlenke analysierten, kamen zu dem Schluss, dass eine pH-abhängige abiotische Reduktion von Fe(III) durch verschiedene NOM-Fractionen vorliegt. Zu einer verstärkten mikrobiellen Reduktion unter anaeroben und annähernd neutralen (pH bei 6,8) Bedingungen kommt es, da humusabbauende Mikroorganismen NOM als Elektronenakzeptor durch Oxidation von Azetat, Lactat oder H₂ nutzen. Die reduzierte NOM geben schließlich abiotisch Elektronen an Fe(III) bzw. Fe(III)-Oxide ab, wobei sich die oxidierten Formen der NOM regenerieren. Eine nur schwache Wirkung wiesen niedermolekulare NOM bei der Fe(III)-Reduktion auf, wohingegen starke Effekte von hochmolekularen, aromatischen Huminsäuren ausgingen. In logischer Konsequenz sind NOM reaktiv und fähig zur Reduktion von Fe(III).

An dieser Stelle ist die Rückkopplung zu klimadeterminierten Prozessen unabdingbar. BROWN (1998) untersuchte ein ombrotropes Moor und mögliche Effekte des klimatischen Wandels und damit einhergehenden Veränderungen des Wasserspiegels in Kanada. Gase, CO₂ unter aeroben, Methan unter anaeroben Bedingungen, werden in Mooren produziert, wenn die Pflanzenbiomasse durch Mikroben zersetzt wird. Unter anaeroben, wassergesättigten Bedingungen, z.B. im Katotelm von ombrotrophen Mooren, bildet Methan Gasblasen, verbunden mit starkem Rückgang der hydraulischen Leitfähigkeit und infolgedessen Degradation von Biomasse durch Nährstoffmangel. Das Moor wird zur Kohlenstoffsenske, gebildet durch die teilweise zersetzte Biomasse, welche als Torf akkumuliert. Wenn der Wasserspiegel fällt und das Moor unter aerobe Bedingungen gelangt, kann ein Großteil des akkumulierten Biomasse-Kohlenstoffs zurückkehren in die Atmosphäre durch Zersetzung zu Kohlendioxid und ebenfalls in der Matrix enthaltenes Methan wird direkt in die Atmosphäre freigesetzt. Ist wiederum das Moor „geflutet“, können sich die eingeschlossenen Gasblasen verbinden und in die Atmosphäre entweichen, während zugleich die Zersetzung des Torfs zunimmt.

Die Erkenntnisse von BROWN (1998) lassen sich mit den Studien von BLODAU ET AL. (2004) weiterführend interpretieren. Die experimentelle Untersuchung des Einflusses von zwei unterschiedlichen Moorwasserständen auf den Kohlenstoffumsatz, also auf die C-

Flüsse und DOC-Produktion, in zwei oligotrophen, sauren Mooren erbrachte, dass der C-Turnover im gesättigten Torf von der DOC-Produktionsrate sowie geringerer DIC- und CH₄-Freisetzung dominiert ist. Alle Produktionsraten nehmen sehr stark mit der Tiefe ab, was die Bedeutung der frischen Pflanzenstreu für die DOC-Freisetzung anzeigt. Ein abgesenkter Wasserspiegel geht mit verringerten Photosynthese-, CH₄-Produktions- und Freisetzungsraten einher. Bodenatmung und Kohlenstoff in mikrobieller Biomasse haben im Gegensatz zur DOC-Freisetzung aber zugenommen. Aufgrund der Veränderungen in den Prozessraten verschiebt sich die C-Netto-Balance, insbesondere die C-Mineralisierung. Die anaerobe CO₂-Produktionsrate steigt in tieferen Torfschichten signifikant um den Faktor 2 – 3,5 für DOC, aber auch für CO₂ und CH₄, wenn der Wasserspiegel um 30 cm abgesenkt wurde. Dies geschieht möglicherweise durch das Nachlassen hemmender Effekte der CO₂- und CH₄-Akkumulation, wenn sich der Wasserstand nicht mehr an der Mooroberfläche befindet.

Andere Beobachtungen machten COLE ET AL. (2000). Sie führten Experimente mit ungestörten Proben aus Moorgleyen (Entnahmetiefe: 0 - 4 cm und 4 - 8 cm) bei unterschiedlicher Zugabe von Enchyträen (Borstenvürmern) über Zeitschritte von 10, 25, 50, 75 und 110 Tagen durch (Versuchsbedingungen: Dunkelheit, 15 °C). Enchyträen bilden gemeinsam mit den Lumbriciden (Regenwürmer) etwa 5% der Biomasse und damit den Hauptanteil der Fauna im Boden (GISI 1990). Sie bevorzugen Waldböden mit hohem Gehalt an organischem Material, für einige Arten neben Pilzen die wesentliche Ernährungsgrundlage. Trotz einer 10mal kleineren Biomasse als die Lumbriciden haben Enchyträen eine 10mal höhere Metabolismusrate. Aus den Messungen bei COLE ET AL. (2000) von Bodenatmung, Biomasse-Kohlenstoff, Zersetzungsrate (Konzentration an Nährstoffen in Lösung) und DOC ging hervor, dass die Anwesenheit von Enchyträen die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff (als DOC in der Lösung) fast nur von oberflächennahen Proben verdoppelt. Dagegen wurden keine Effekte auf die Freisetzung von anorganischem Stickstoff und Phosphor aus allen Horizonten festgestellt, obwohl die NH₄- und PO₄-Freisetzung mit der Enchyträenzahl korreliert war. Je nach Bodentiefe bestand ein starker Einfluss auf die Nährstoffauswaschung, indem von Oberflächenproben (Streu) sechsmal mehr Ammonium und viermal mehr Kohlenstoff in Lösung ging als im tiefer liegenden, stärker zersetzten Horizont. Keine Effekte wurden durch die Enchyträen auf die mikrobielle Biomasse verzeichnet, dagegen ein Einfluss auf die Streu durch eine ansteigende Bodenatmung (um 35 %). In der gesteigerten mikrobiellen Aktivität werden die Enchyträen als treibende Kraft der Prozesse wie Zersetzung und Nährstoffmineralisierung in den organischen Gebirgstorfböden angesehen.

Neben den exogenen Faktoren wird sehr unterschiedlich die Bedeutung von Eingriffen in Moore reflektiert. ÅSTRÖM ET AL. (2001) ermittelten die Effekte von Entwässerungsmaßnahmen an borealen Forststandorten auf Qualität und Quantität von kleinen Oberflächengewässern in einer 4-Jahres-Periode (West-Finnland). Zwei Einzugsgebiete mit einerseits Entwässerung nach zweijährigem Messturnus und im Gegensatz ohne Eingriff wurden verglichen. Die Entwässerung hatte keine signifikanten Auswirkungen auf die Abflussspende. Dafür stiegen die Konzentrationen von Mn, Ca, Mg, Schwebstoffen und Alkalität an, TOC und H₃O⁺ verzeichneten einen Rückgang, während für Al und Fe veränderte Kontrollmechanismen auftraten. Die Ursachen sind veränderte hydrologische Fließwege nach Entwässerung durch Freilegung von Torf- und Mineralbodenhorizonten an den Grabenwänden. Zudem wurde ein geringer, aber signifikanter Anstieg im NH₄⁺-Export nach der Grabenpflege festgestellt, jedoch keine signifikanten Veränderungen in den Konzentrationen und Frachten von Gesamt-Phosphor, gesamtes nicht-reaktives Phosphor, gesamter organischer Stickstoff und NO₃⁻ (ÅSTRÖM ET AL. 2002). Die reaktive Phosphor-Fraktion folgt den Eisenkonzentrationen unabhängig vom Eingriff. Ferner sind der gesamte organische Stickstoff und das TOC/TON-Verhältnis mit dem TOC positiv korreliert.

Der entgegengesetzte Fall von Eingriffen wird bei KALBITZ ET AL. (2002) diskutiert. Im Drömling wurden Niedermoore mit stark zersetzten Torfen in Folge einer langjährigen Kultivierung (Entwässerung und Landwirtschaft vom späten 18. Jhd. bis in die frühen 1990er Jahre) und Effekte des Landnutzungswechsels und damit verbundenem Wasserspiegelanstieg auf Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff in Boden, Boden- und Grundwasser untersucht. Der Wechsel von intensivem Ackerbau zu extensiver Weidewirtschaft reduziert die Auswaschung von Phosphor und Stickstoff in das Grundwasser. In Wasser und Boden eines Sumpfwaldes sind viel höhere Gehalte von anorganischem Stickstoff und DOC als unter Weideland zu verzeichnen, da die Torfzersetzung unter dem Wald verstärkt ist. Die ansteigenden Grundwasserspiegel lassen teilweise den Gehalt an mineralischem Stickstoff im Oberboden zurückgehen. Torfzersetzung durch fallende Grundwasserspiegel im Sommer bei folgender, langsamer Wiedervernässung im Herbst verursacht hohe Stickstoff-Mineralisierungs-Peaks, gefolgt von zeitweilig hohen Nitratgehalten im Grundwasser von Standorten mit vorhandener Torfschicht. Höhere Wasserspiegel steigern den Phosphor- und Kohlenstoffgehalt im Grundwasser aufgrund des rückläufigen Redoxpotenzials, welches die Phosphorlöslichkeit unterstützt und die Auswaschung von DOC vom Torf intensiviert. Die Variation des Wasserspiegels kontrolliert demnach die N-, P- und DOC-Konzentration.

Ähnliche Schlussfolgerungen ziehen MEISSNER ET AL. (2003) ebenfalls aus Studien an sechs Niedermoor-Standorten mit unterschiedlicher Landnutzung im Drömling-Gebiet, wo die Wechselwirkung zwischen Landnutzungswandel und Anstieg des Grundwasserspiegels, Phosphor, Stick-, Kohlenstoff in Bodenlösung, Grundwasser und Oberflächengewässer untersucht wurden. Die Wiedervernässung führt zu einem Rückgang des gesamten anorganischen Stickstoffs und zum Anstieg des Phosphorgehalts in Bodenlösung, Grundwasser und Oberflächengewässer infolge sinkenden Redoxpotenzials. Dagegen ziehen gestiegene Grundwasserspiegel erhöhte DOC-Konzentrationen im Grundwasser aufgrund höherer Gehalte leicht zersetzbarer organischer Substanz im Torf nach sich. Ein DOC-Maximum tritt insbesondere am Ende der Perioden mit hohen Grundwasserspiegeln auf, von organischem Material stammend, welches in Phasen tiefer Wasserstände gebildet wurde. Es kommt zu einem weiteren DOC-Anstieg, wenn ein Wasserstandsrückgang im Sommer nicht verhindert werden kann.

Diese Aussagen decken sich mit den Beobachtungen zu klima- bzw. witterungsbedingten Phasen von langen Trockenperioden. BURT (2003) beschreibt die Auswirkungen der Trockenheit 1995 auf Einzugsgebiete mit hohem Mooranteil. Bei ansteigendem Verhältnis von Winter- zu Sommerniederschlag, nassen Wintern und sehr trockenen Sommer, in denen der Moorwasserspiegel fällt, ist ein DOC-Peak nach herbstlicher Wiedervernässung zwar üblich, aber nach einer langanhaltenden Austrocknung wie 1995 für Jahre stark erhöht. Parallelen bestehen zum NO_3 -Austragsanstieg nach Trockenheit. Des Weiteren werden durch die unterschiedliche Höhe des Moorwasserspiegels je nach Jahreszeit und den hydrologischen Gegebenheiten die Fließwege des Wasser und die DOC-Biogeochemie bestimmt (FRASER ET AL. 2001). Bei der Winter- und Frühjahresschneesmelze wird durch das Schneewasseräquivalent ein schneller Abfluss an der Mooroberfläche gebildet und verlagerbarer DOC aus dem frischen Substrats bereitgestellt. Konträr zum DOC-Austrag in Dürreperioden verhält sich beispielsweise Sulfat (BOTRELL ET AL. 2004). Während sich vor der Trockenheit im gestörten Moor hohe Konzentrationen verglichen mit naturnahen Mooren befinden, steigen die Konzentrationen im Verlauf der Trockenheit bei abgesenktem Wasserspiegel extrem an, obwohl im gleichen Zeitraum die Schadstoffbelastung abnimmt. Mit steigendem Wasserspiegel aufgrund von Regenfällen und „Standortmanagement“ sind die Konzentrationen signifikant niedrigerer. Der SO_4 -Anstieg in den Oberflächengewässern wird von einem deutlichen Anstieg im S-Gehalt der Sphagnen begleitet. Folglich kann der Torf historische Belastungen bzw. Eingriffe aufzeichnen, resultierend aus S-Deposition und Veränderungen in der Entwässerung. Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone ist jedoch

auf jährlicher Zeitskala bedeutender für die SO_4 -Konzentration im Oberflächengewässer als der Eintrag von Schadstoffen. Bei abgesenktem Wasserspiegel kann SO_4 durch Oxidationsreaktionen in der ungesättigten Zone produziert werden und der Verbrauch von SO_4 durch bakterielle Reduktion ist unterdrückt, was zu erhöhten SO_4 -Konzentrationen im Oberflächengewässer führt.

Um die Mechanismen der Stoffum- und -freisetzung in und aus wachsenden oder degradierten Mooren zu verstehen, müssen die hydrologischen Besonderheiten betrachtet werden. Zwei moorhydrologische Hauptsätze sind zu nennen (EDOM 2001). Einerseits sollte zur Gewährleistung einer Torfakkumulation langfristig Wasser an, in oder über der Mooroberfläche stehen, andererseits kommt es zu Veränderungen in den hydraulischen Eigenschaften der Torfe durch Oxidationsvorgänge und Druck. Entwässerte Moore sind um ein bis zwei 10er-Potenzen weniger wasserdurchlässig als intakte. Resultierend treten größere Amplituden in der Wasserspiegelschwankung durch verringerte Speicherkoeffizienten ein, was auch bei Wiedervernässung wirksam bleibt. Infolge des Ionenflusses wird die Torfzersetzung hydraulisch gesteuert, u.a. ausgelöst von SO_2 - und NO_x -Immissionen, womit abnehmende Porengrößen und steigende Wasserspiegel einhergehen können. Entgegengesetzt verhalten sich Torfe bei NH_4^+ - bzw. H^+ -Eintrag, der eine Verringerung der Dichte und resultierend die Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit bedingt.

Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse in Torfen bzw. Mooren sind von vielen Parametern abhängig und verlaufen je nach Hydrologie und Trophie unterschiedlich intensiv. Den Stoffabbau in degradierten Torfen beschreibt KOPPISCH (2001) mit vier Phasen:

1. Absterbephase mit Rückverlagerung von Nährstoffen in das Speichergewebe der Pflanzen und Spaltung polymerer Inhaltsstoffe,
2. Auswaschungsphase einschließlich Abtransport gut wasserlöslicher Verbindungen durch Regen- bzw. Bodenwasser,
3. Zerkleinerungsphase mit mechanischer Aufarbeitung und Vergrößerung der Oberfläche organischen Materials durch Bodenlebewesen und Ansiedlung von Mikroorganismen (nicht in wachsenden Mooren) und
4. die mikrobielle Phase, in welcher der Abbau zu niedermolekularen Verbindungen und zur Bildung von Huminstoffen in Abhängigkeit von den Torfeigenschaften führt, bis eine Stabilisierung gegenüber den Mikroorganismen erreicht ist.

Endogene und exogene Faktoren steuern den Stoffabbau. Darunter sind einerseits die Eigenschaften des abzubauenen Materials zu verstehen, speziell dessen Stabilität gegenüber einem Abbau, und der Gehalt an Stickstoff und Phosphor, insofern für den Stoffwechsel benötigt, da sie für den Beginn der mikrobiellen Abbauphase bestimmend sind. Je nach Art des Pflanzenmaterials nimmt die Abbaugeschwindigkeit von krautigen Pflanzen zu Sphagnum bzw. die Stabilität von Gerbstoffen zu Lignin hin ab. Andererseits kann für die äußeren Faktoren der Zusammenhang zwischen Abbaurate und Optimumkurve hernagezogen werden. Höhere Temperaturen und pH-Werte sowie mittlere Wassergehalte sind optimal. Der Abbau von Lignin findet nur unter Anwesenheit von Sauerstoff statt, also oxidativ und nicht enzymatisch. Folglich können Huminstoffe, welche Lignin als wichtigsten Bestandteil enthalten, nicht unter anaeroben Bedingungen neugebildet werden (KOPPISCH 2001). Des Weiteren spielen im Kontext des Stoffabbaus die Redoxverhältnisse eine zentrale Rolle, insbesondere sauerstoffverbrauchende Prozesse betreffend. Beim Abbau organischer Substanz wird Kohlenstoff oxidiert. Jedoch ist die Oxidation abhängig vom Mengenverhältnis der Sauerstoffersetzungsquellen zu Versauerungskomponenten, als Folge des H^+ -Ionenaustauschs an den Sphagnumblättchen. Insofern ist es neben äußeren Faktoren die Moorvegetation selbst, die den Torfbildungs- oder -abbauprozess entscheidend beeinflusst.

Für die Modellierung des Kohlenstoffkreislaufes und besonders der Dynamik von Kohlenstoff im Boden existiert eine Vielzahl von Ansätzen und Modellen. An erster Stelle ist in diesem Zusammenhang das *Century Modell* (PARTON ET AL. 1987) zu nennen, welches aktuell in der Version 5 vorliegt. Mit dem *Century Modell* kann die jährliche Dynamik von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Sulfat in Zeiträumen von Jahrhunderten bis Jahrtausenden modelliert werden. Es können die Stoffkreisläufe der verschiedensten terrestrischen Ökosystemtypen simuliert werden, vorrangig ist es jedoch für Agrarökosysteme entwickelt worden. ITO und OIKAWA (2002) entwickelten mit *Sim-CYCLE* ein Modell zur Simulation des Einflusses von Klimaänderungen auf den Kohlenstoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme. *TerraFlux* (NEFF und ASNER 2001) ist ein Modell welches speziell für die Berechnung von DOC-Flüssen im Boden entwickelt worden ist. Hier wurden teilweise Ansätze des *Century Modells* übernommen. CHERTOV und KOMAROV (1997) stellten mit *SOMM* ein Simulationsmodell vor, welches ebenfalls die Dynamik von Kohlenstoff im Boden beschreibt und weiterentwickelt wurde zu *ROMUL* (CHERTOV ET AL. 2001). Neben diesen komplexen Lösungen kamen jedoch auch vielfach einfache Ansätze zur Beschreibung des Eintrags von DOC in Oberflächengewässer zur Anwendung (BOYER ET AL. 1996, 2000; HEJZLAR ET AL. 2003; WORRALL und BURT 2005; KARLSSON ET AL. 2005).

Alle vorgestellten Modelle und Ansätze zielen auf die Ermittlung des gelösten organischen Kohlenstoffs im Boden oder nachfolgend im Oberflächengewässer als Ergebnis des Transfers Bodenmatrix – Bodenwasser – Oberflächengewässer ab. Speziell die weitere Betrachtung und Modellierung der Fraktionen des berechneten gelösten organischen Kohlenstoffs wird in den meisten Modellen nicht mit aufgenommen. MICHALZIK ET AL. (2003) stellten dazu mit *DyDOC* ein beachtenswertes Modell vor, mit dem der Austrag von gelöstem organischen Kohlenstoff in 3 Fraktionen berechnet werden kann (hydrophile Säuren, hydrophobe Säuren und Huminsäuren/ Huminstoffe). *DyDOC* ist nach dem bisherigen Kenntnisstand das einzige Modell, dass zur Quantifizierung von gelösten Kohlenstoffflüssen geeignet erscheint.

Allen Modellen und Modellansätzen ist eigen, dass sie oft nicht eins zu eins übernommen werden können, da sie auf den jeweiligen Raum angepasst werden müssen. Viele Ansätze sind aufgrund der Parameterverfügbarkeit nicht problemlos anwendbar. So müssen wesentliche Modellgleichungen oftmals anhand langjähriger Messungen kalibriert werden, die nicht in jedem Fall vorliegen (vgl. BOYER ET AL. 1996; MICHALZIK ET AL. 2003; WORRALL und BURT 2005). Weiterhin ist bei einigen Modellen die jeweilige räumliche und zeitliche Auflösung nicht adäquat. Somit ist zur Zeit für die im Projekt zu bearbeitenden Untersuchungsräume kein expliziter Modellansatz verfügbar, der die Einträge von Huminstoffen in die Oberflächengewässer transparent und mit hinreichender Genauigkeit abzubilden in der Lage ist.

2.2. NOM in Speichern und Wasserwerken

Die ersten wissenschaftlichen Studien bezüglich der Huminstoffe wurden Ende des 18. Jh. vorwiegend aus ackerbaulichen Interessen vorgenommen (FRIMMEL ET AL. 2002). Ihre Rolle in aquatischen Systemen gewann erst durch den schwedischen Chemiker BERZELIUS an Bedeutung, als dieser im Jahr 1839 erstmalig aquatische Huminstoffe untersuchte und sie als heterogene, aus einer Vielzahl nicht definierter Moleküle bestehende Stoffgruppe charakterisierte. Diese Erkenntnis führte allerdings zu einem allgemeinen Desinteresse und somit zu einer einstweiligen Stagnation in der Huminstoffforschung (STEINBERG 2003).

Die heute noch gültige Einteilung der Huminstoffe in Humine, Huminsäuren und Fulvinsäuren wurde 1919 von ODÉN entwickelt, welcher außerdem in den Huminstoffen die Hauptursache für die Wasserfärbung erkannte und ihre Fähigkeit, mit Nährstoffen und

Schwermetallen Komplexe einzugehen, nachwies (STEINBERG 2003). Diese Eigenschaft der Huminstoffe, Wasser und andere Moleküle sowie vor allem Ionen reversibel anzulagern (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1998), macht sie aus ackerbaulicher und bodenkundlicher Sicht zu wertvollsten Bodenbestandteilen, aus wasserwirtschaftlicher Sicht jedoch zu einem Transportmedium unerwünschter bzw. teilweise auch toxischer Substanzen. Die Relevanz dieser Problematik wird bei Betrachtung der Vielzahl von Untersuchungen deutlich, die zu diesem Thema international durchgeführt wurden. Beispielsweise untersuchten russische Wissenschaftler wie DATSKO oder SKOPINTSEV insbesondere Huminstoffe in ihrer Transportfunktion von Nährstoffen, vor allem Phosphor (DATSKO, 1959; in: STEINBERG 2003). Die Beeinflussung ökosystemarer Prozesse wie beispielsweise die Adsorption und Verlagerung von Schwermetallen wurde u.a. von HOPP (1985), TIPPING ET AL. (2002) oder SCHMITT ET AL. (2003) untersucht. FRIMMEL und CHRISTMAN (1988) sowie FRIMMEL und ABBT-BRAUN (1993) gelangten in ihren Forschungen zu neuen Erkenntnissen bezüglich der Wechselwirkungen refraktärer organischer Säuren (ROS) mit Schadstoffen wie z.B. Pflanzenschutzmitteln. Diese Sorptionseigenschaft der Huminstoffe steht im vorliegenden Bericht nicht im Blickfeld des Interesses, ist jedoch einer der Gründe, weshalb ihr Gehalt im Trinkwasser nach Möglichkeit auf ein Minimum reduziert werden sollte. Wie GJESSING (2005, mdl. Mitteilung) nachwies, sind an Huminstoffen sorbierte Schwermetalle und Schadstoffe in Form dieses Komplexes zwar unbedenklich, gehen allerdings bei sehr niedrigen pH-Werten, wie sie z.B. im menschlichen Magen herrschen, in Lösung und können vom Organismus aufgenommen werden.

Eine weitere wasserwirtschaftlich relevante Eigenschaft der Huminstoffe ist die Reaktion mit chlorhaltigen Lösungen, die verbreitet zur Desinfektion des Trinkwassers eingesetzt werden, wobei Trihalogenmethane (THM) und Halogenderivate gebildet werden. Speziell zu dieser Thematik wurden zahlreiche Untersuchungen vorgenommen, da es sich bei den Desinfektionsnebenprodukten teilweise um Stoffe mit kanzerogener Wirkung handelt (z.B. HOLMBOM 1989; SCHMIDT ET AL. 1994, 1999; KITIS ET AL. 2002; CHOW ET AL. 2003; HAINTHALER ET AL. 2003; DRIKAS ET AL. 2004; EIKEBROKK ET AL. 2004; HOFBAUER und ANDREWS 2004; JUHNA und RUBULIS 2004; KORTH ET AL. 2004; ŚWIETLIK ET AL. 2004). In der deutschen Trinkwasserverordnung ist die Stoffgruppe der THM mit einem Grenzwert von $0,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ versehen (DVGW 2001). Die Bildung von THM aus Huminstoffen ist ein brisantes Thema für die Trinkwasseraufbereitung, soll jedoch im vorliegenden Bericht nur am Rand Erwähnung finden, da es bereits in zahlreichen internationalen Forschungen behandelt und bestätigt wurde.

Ein weiterer Grund für die weitestgehende Entfernung von Huminstoffen aus dem Trinkwasser ist die durch sie verursachte Zehrung von Desinfektionsmitteln im Trinkwasserverteilungsnetz mit der unerwünschten Entstehung von THM zum Einen und andererseits der Bildung niedermolekularer und damit mikrobiell verfügbarer Anteile organischen Materials bei gleichzeitiger Reduktion des Desinfektionsmittels, wodurch das Potential zur Wiederverkeimung erhöht und die biologische Stabilität des Trinkwassers gefährdet wird (z.B. KRUTHOF ET AL. 1998; HUCK 1990; MÜLLER ET AL. 1993; KORTH ET AL. 2004).

Die genannten unerwünschten Eigenschaften der Huminstoffe,

1. Schwermetalle und Schadstoffe zu komplexieren,
2. mit chlorhaltigen Desinfektionsmitteln gesundheitsschädigende Nebenprodukte zu bilden,
3. die Restkonzentration von Desinfektionsmitteln im Verteilungsnetz zu reduzieren und
4. zum Wiederverkeimungspotential beizutragen,

sind Gründe genug für die Bestrebung zu ihrer maximale Entfernung im Trinkwasseraufbereitungsprozess in den Wasserwerken. Die in der Einleitung geschilderte Erhöhung des Gehaltes an NOM in den Oberflächengewässern und vor allem den Talsperren zieht folglich einen Anstieg der Aufbereitungskosten nach sich, der sowohl durch die teilweise erforderliche technische Nachrüstung in den Wasserwerken, als auch dem vermehrten Einsatz an Chemikalien und der erhöhten Produktion zu entsorgenden Schlammes entsteht (z. B. DRIKAS ET AL. 2004; EIKEBROKK ET AL. 2004).

Die Notwendigkeit einer Optimierung bzw. Änderung von Aufbereitungstechnologien für die Trinkwasserproduktion, die der Entwicklung des generellen Anstiegs der Huminstoffkonzentrationen in aus Talsperren stammenden Rohwässern entgegenwirken, ist besonders in Deutschland bisher vergleichsweise wenig beachtet worden. Sie sollte jedoch aus den beschriebenen ökonomischen Gründen nicht vernachlässigt werden. In der internationalen Forschung wurden bereits zahlreiche Untersuchungen zu alternativen Aufbereitungstechnologien durchgeführt, wie beispielweise von ØDEGAARD (1999); TUHKANEN (2003); GRAY und BOLTO (2004); JUHNA und RUBULIS (2004); LEE ET AL. (2004) oder MATSUI ET AL. (2004). Weitere Arbeiten zur systematischen Untersuchung der Optimierung der Aufbereitungstechnologien im Fall sehr huminstoffreicher Wässer wurden z.B. von HONGVE ET AL. (1989); JÄRVINEN ET AL. (1989); MEHLING (2001) oder FEARING ET AL. (2004) durchgeführt.

Aus jüngsten Publikationen ist zu entnehmen, dass insbesondere durch die Anwendung des neuen MIEX-Verfahrens große Fortschritte erzielt werden könnten (z.B. DRIKAS ET AL. 2004; FEARING ET AL. 2004). Diese Technologie befindet sich jedoch noch in der Entwicklung und ist mit hohen Kosten verbunden.

Neben dem Forschungsbedarf zur Optimierung der NOM-Eliminierung in den Wasserwerken sollte gleichfalls die Erforschung ökosystemarer Prozesse innerhalb der aquatischen Systeme vorangetrieben werden, um mögliche Handlungsoptionen für die Speicherbewirtschaftung aufzuzeigen. Auch diese Thematik steht bereits seit einiger Zeit im Blickfeld wissenschaftlichen Interesses.

Beispielsweise wurden Forschungsergebnisse zum gesamtökosystemaren Zyklus der Huminstoffe von SKOPINTSEV in den Jahren 1934, 1947, 1979 und 1982 veröffentlicht (In: STEINBERG 2003). STEINBERG zeigte in zahlreichen Untersuchungen die ökosystemaren Zusammenhänge bezüglich Huminstoffen und hinterleuchtete die ökologische Funktion der NOM in limnischen Systemen (STEINBERG 2000, 2001a, 2003). Andere ökologisch relevanten Prozesse wie z.B. die Wechselwirkungen mit Mikroorganismen wurden z.B. von WEBER ET AL. (2001) und KUKKONEN und AKKANEN (2003) u.a. näher betrachtet. Auch der Einfluss der UV-Strahlung auf Huminstoffe wurde mittlerweile mehrfach untersucht (ZEPP 1988; UHLMANN und HORN 2001; BRINKMANN 2003; STEINBERG 2003; TRANVIK 2003; WAISER und ROBARTS 2004). HESSEN ET AL. (1997) beobachteten einen steigenden TOC-Verlust mit zunehmender Verweilzeit huminstoffhaltiger Wässer im See Skjervatjern, Westnorwegen, durch die Kopplung der Prozesse Photooxidation, bakterieller Abbau und Sedimentation. Auch BRINKMANN (2003) beschrieb in seiner Arbeit den solarinduzierten Abbau organischer Substanzen aus Braunwasserseen im Nordschwarzwald, wobei Mineralisation, Photobleichung und der Abbau hochmolekularer Huminstoffe zu niedermolekularen organischen Säuren als wesentliche NOM-beeinflussende Prozesse benannt wurden. Infolge dieser Effekte rückte der Prozess der solarinduzierten Reduktion huminer Stoffe in das Interesse der in diesem Bericht vorgestellten Untersuchungen, stellt er doch eine Möglichkeit des Abbaues von Huminstoffen im Speicher dar. Die Bestimmung von Größenordnungen dieses Abbaues sowie Art und Menge der dabei entstehenden Stoffe war folglich eine der die Trinkwasserspeicher betreffenden Hauptaufgaben des Teilprojektes.

In Fragestellungen zu limnischen Systemen beschäftigten sich zahlreiche Forschungsteams besonders hinsichtlich der regionalbezogenen Auswirkungen des Huminstoffgehaltes in

Oberflächengewässern, wobei die Huminstoffforschung hier wichtige Impulse aus der Wasserwirtschaft erhielt.

Beispielsweise wurde für die Talsperre Quabbin, Zentralmassachusetts, die Verteilung des NOM mit Hilfe des Modells CE-QUAL-W2 berechnet, da diese Talsperre für die Region Boston Trinkwasser bereitstellt, das im Wasseraufbereitungsprozess nicht filtriert wird und demnach in seiner Qualität vom Einzugsgebiets- und Talsperrenmanagement abhängt (ROBERTS und TOBIASON 2003). Eine Überprüfung der Anwendbarkeit dieses Modells auf die untersuchten Talsperren im Erzgebirge erbrachte, dass der zur Verfügung stehende Datenumfang für einen Einsatz nicht ausreicht.

Auch in Großbritannien besteht das Problem erhöhter DOC-Gehalte in Trinkwassertalsperren. GOSLAN ET AL. (2004) untersuchten Talsperren (u.a. Albert Reservoir) bzw. die Rohwässer verschiedener Wasserwerke in Nordengland, um mit Hilfe von Fluoreszenzspektroskopie die DOC-Veränderungen im Rohwasser modellieren zu können. Das im Zuge dieser Arbeit entwickelte Modell ist allerdings nicht auf andere Untersuchungsgebiete übertragbar.

In einem anderen als dem wasserwirtschaftlichen Zusammenhang wurde der Kohlenstofffluss in finnischen Seen betrachtet. ARVOLA ET AL. (2002) die Bedeutung huminstoffhaltiger Seen in Hinsicht auf den gesamten Kohlenstoffkreislauf und damit einhergehend ihre Rolle bei klimatischen Veränderungen. Schlussfolgernd wird das Seesediment als ein wichtiger ökosystemarer Kohlenstoffspeicher bezeichnet, der im Zusammenhang mit dem Treibhauseffekt eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielt. Bei kleinen Talsperren wie im Erzgebirge entfällt allerdings diese Senkenfunktion, da die Sedimentbildung hier im Sinne des Gewässererhaltes eher als unerwünscht bezeichnet werden kann bzw. das Sediment in regelmäßigen Abständen entfernt wird.

In ähnlichem Zusammenhang erfolgte eine Studie in Nordschweden, bei welcher in einem Vergleich der Talsperre L. Skinnmuddselet mit dem natürlichen See L. Örträsket deren Quellfunktion bezüglich CO₂ für die Atmosphäre untersucht wurde. Im Ergebnis wurden ähnliche CO₂-Freisetzungsraten für beide Gewässer festgestellt (ÅBERG ET AL. 2004).

In der Region des Erzgebirges wurden bereits in den 70er Jahren die Trinkwassertalsperren aus hydrobiologischer und hydrochemischer Sicht intensiv untersucht. Die Dokumentation in diesen Arbeiten ermöglichte die Rekonstruktion der Ökosystemzustände einiger Untersuchungsgebiete (Muldenberg, Carlsfeld) über den Zeitraum der letzten 40 Jahre.

Aus zahlreichen Quellen ging hervor, dass der Untersuchungsraum über mehrere Jahrzehnte hinweg vom durch hohe Schwefeldioxidemissionen bei der Braunkohleverbrennung ausgelösten Phänomen des Sauren Regens geprägt war, wodurch einerseits die z.T. akute Schädigung des Waldes, andererseits aber auch die sukzessive Versauerung der Böden, die sich in der Erschöpfung der Säurepufferkapazität bis hin zum Durchbruch der Versauerungsfront in die Oberflächengewässer bemerkbar machte, verursacht wurde (DÄSSLER 1981; FIEDLER und THAKUR 1984, 1985; FIEDLER 1988 in REINSTORF 1995, LANGUSCH 1995; REINSTORF 1995; ABIY 1998; LORZ 1999).

Die Auswirkungen dieser Entwicklung auf die Qualität der Trinkwasserspeicher wurden in verschiedenen Berichten dokumentiert. Im Folgenden sollen die wichtigsten Erkenntnisse dieser Arbeiten kurz zusammengefasst werden:

- HEDLICH (1973) untersuchte sechs Trinkwassertalsperren im mittleren und westlichen Erzgebirge, unter anderem die Talsperre Carlsfeld. Er gab für den Rohwasserentnahmehorizont einen mittleren pH-Wert von 4,5 an. In den darauffolgenden Jahren zeigte sich der Einfluss des sauren Niederschlages in einem deutlichen Absinken des pH-Wertes im Talsperrenwasser auf Werte von im Mittel 3,5 im Jahr 1990 (MAASSEN 2003). In der weiteren Entwicklung im Zuge der politischen und damit wirtschaftlichen Umbrüche sowohl in Deutschland als auch in Tschechien fand

eine allmähliche Verbesserung der Niederschlagsqualität statt, die sich letztendlich in der Angleichung der Wasserqualität an natürliche Verhältnisse widerspiegelte. In den darauffolgenden 10 Jahren stieg der pH-Wert der Talsperre Carlsfeld wieder auf Werte um $\text{pH} = 5$ an (MAASSEN 2003).

- Die Veränderung des Chemismus des Niederschlages, der Sicker- und der Oberflächengewässer wirkt sich unter anderem auch auf die Freisetzung organischer Substanzen aus Moorböden und den organischen Auflagen der Böden aus (STEINBERG 2003; VOGT und GJESSING 2003). In Arbeiten aus den frühen 70er Jahren wurde die organische Belastung von Gewässern anhand des Farbgrades (nach DEV 1954) sowie des Kaliumpermanganatverbrauches bemessen. HÖHNE (1970) beschrieb ausgewählte Trinkwassertalsperren des mittleren und westlichen Erzgebirges und charakterisierte u.a. die organische Belastung der Talsperren Carlsfeld und Muldenberg anhand des Farbgrades. Die Daten für die Zuflüsse sowie die Talsperren sind in Tabelle 2.2 zusammengestellt.

Tabelle 2.2.: Farbgrad in den Hauptzuflüssen und den Talsperren Carlsfeld und Muldenberg Ende der 1960er Jahre (HÖHNE 1970), Umrechnung nach Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Band 1 (1988)

Probenahmeort	Farbgrad [mg Pt*L ⁻¹]	Färbung [m ⁻¹]
<i>Carlsfeld</i>		
Zulauf Wilzsch	678	17,84
Ablauf Hochmoor Kranichsee	53	1,39
Talsperre (Oberfläche Grund)	10,6 - 92	0,28 - 2,42
<i>Muldenberg</i>		
Zulauf Weiße Mulde	9,9	0,26
Zulauf Rote Mulde	19,5	0,51
Zulauf Saubach	1,7	0,04
Talsperre (Oberfläche Grund)	7 - 9	0,18 - 0,24

- Im Vergleich mit der Talsperre Muldenberg lagen die Konzentrationen an natürlichen organischen Substanzen in der Talsperre Carlsfeld deutlich höher. Besonders die Wilzsch wies einen hohen Gehalt an NOM auf, wie aufgrund der sehr starken Färbung festgestellt wurde. In Muldenberg hatte die Rote Mulde die deutlichste und der Saubach die geringste Färbung. Bei beiden Untersuchungsgebieten war eine Verringerung des Farbgrades im Talsperrenwasser, verglichen mit den mittleren Werten der Zuflüsse zu bemerken, die in Carlsfeld etwa 85 % der Färbung des Zuflusses Wilzsch betrug.
- HEDLICH (1973) unterstrich in seiner Arbeit die starke Belastung der Talsperre Carlsfeld durch Huminstoffe, wies jedoch auf die Reinigungswirkung der Sperre infolge biologischen Abbaues und Ausfällung durch Eisen hin. Er gab mittlere Werte des Farbgrades von $40 \text{ mg Pt} \cdot \text{L}^{-1}$ ($1,05 \text{ m}^{-1}$) in den Zuflüssen und $6,8 \text{ mg Pt} \cdot \text{L}^{-1}$ ($0,18 \text{ m}^{-1}$) im Rohwasser an. Der Permanganatverbrauch lag im Wasser der Zuflüsse bei $19,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und im Rohwasserentnahmehorizont der Talsperre bei $7,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.
- Die starken Unterschiede zwischen der organischen Belastung der Zuflüsse und der des Rohwassers deuten besonders in der Talsperre Carlsfeld auf eine ausgeprägte Sedimentbildung hin. Inwiefern das Sediment infolge von Rücklösungserscheinungen

für den Wasserkörper als Nährstoffquelle für die Talsperre dient, wurde bereits 1971 von RÜHLE untersucht. Ein Ergebnis der Arbeit war die Berechnung des jährlichen Sedimentzuwachses, der für die Talsperre Carlsfeld 1,03 cm betrug. Seit dem Talsperreneinstau im Jahr 1926 bis zum Jahr dieser Untersuchungen (1971) hatte sich eine Sedimentschicht von > 21 cm Mächtigkeit abgelagert. Das Material bestand zum größten Teil aus organischen Substanzen der Korngröße Tonschluff (RÜHLE 1971).

Unter hydrobiologischen Aspekten erfolgten weitere Sedimentuntersuchungen an der Talsperre Muldenberg von GROSSE (2000) und MAASSEN (2003). Im Rahmen dieser Arbeiten wurden u.a. im Porenwasser des Sedimentes DOC-Konzentrationen von bis zu $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ermittelt. Das Freisetzungspotential des Sedimentes bezüglich DOC war bei diesen Untersuchungen allerdings nicht von Interesse. Im Rahmen des Huminstoffprojektes wurden dementsprechend Sedimentextraktionsversuche vorgenommen, die die Rolle des Sedimentes als speicherinterne DOC-Quelle hinterleuchten sollten.

Die Vielzahl der Ergebnisse aus der analytischen Grundlagenforschung soll im Projekt nur insofern berücksichtigt werden, dass die Methodik der von HUBER und FRIMMEL entwickelten Technologie der gelchromatographischen Fraktionierung des DOC mit OC- und UV-Detektion zum Einsatz kam (HUBER und FRIMMEL 1996, vgl. auch KORTH 2000; BRINKMANN 2003). Details zu diesem Verfahren sind Kapitel 3.4.2 zu entnehmen.

3. Material und Methoden

3.1. Untersuchte Einzugsgebiete, Messnetz und Daten

Die Untersuchungen wurden vorrangig in der Modellregion Erzgebirge durchgeführt. Als Untersuchungsobjekt dienen die Einzugsgebiete (EG) der Speicher Rauschenbach, Fláje, Muldenberg und Carlsfeld (Abb. 3.1). Durch Untergliederung in Teileinzugsgebiete, die sich in Ausstattung, Bewirtschaftung und Stoffhaushalt unterscheiden, wurden räumliche Differenzierungen der Huminstoffeinträge in Abhängigkeit der Ökosystemmerkmale bewertet.

Kurzcharakteristik der Einzugsgebiete

Das 26,2 km² große EG der Talsperre **Rauschenbach** ist aus naturräumlicher Sicht dem Osterzgebirge zuzuordnen. Die Hauptzuflüsse sind der Rauschenbach, der Wernsbach und die Flöha, welche im Verbund mit dem Speicher Fláje insgesamt 67,8 km² einnehmen. Jedoch wird das 41,6 km² umfassende Fláje-EG methodisch als separates Reservoir betrachtet. Von kontinentalen Klimabedingungen geprägt, herrschen im Untersuchungsgebiet Jahresniederschläge über 950 mm vor (Winter: 500mm). Die durchschnittliche Temperatur im Jahr beträgt 4,5 bis 5,5 °C bei einer jährlichen Schwankung von 16,0 bis 17,7 K. Das Einzugsgebiet erstreckt sich in einer Höhenlage von 600 mNN bis über 870 mNN und zählt somit zu den mittleren bis oberen, feuchten bis sehr feuchten Berglagen. Während auf deutscher Seite, die Staatsgrenze teilt das EG administrativ, die Forstwirtschaft in überwiegender Form von Fichtenmonokulturen die Landnutzung charakterisiert, bestimmen auf tschechischem Territorium Pionierlaubwälder und vergraste Schläge in exponierten Lagen sowie Nadelwälder in vorrangig vor Witterungsunbilden bzw. vor den Säuredepositionen der Vergangenheit geschützten Lagen das Landschaftsbild. Extensive Landwirtschaft, meist als Grünlandnutzung, und Siedlungen nehmen im Verhältnis zu waldbaulich genutzten Standorten geringere Flächenanteile ein. Unterschiedliche Bodenbildungsbedingungen spiegeln sich im heterogenen Verteilungsmuster von terrestrischen, semiterrestrischen bzw. vollhydromorphen Böden wider und sind durch ein differenziertes Potenzial der Huminstofffreisetzung gekennzeichnet.

Das 41,6 km² große EG der Talsperre **Fláje** befindet sich ausschließlich auf tschechischem Territorium. Die klimatischen und geologischen Gegebenheiten sind dem EG Rauschenbach sehr ähnlich. Durch seine Höhenlage zwischen 730 mNN und 960 mNN und die direkte Exposition gegenüber den schwefelsauren Immissionen der Vergangenheit aus dem Böhmisches Becken erwachsen der überwiegend forstwirtschaftlichen Nutzung sichtbare Probleme. Ältere, geschlossene Fichtenbestände, die die Phase des Waldsterbens überdauerten, findet man nur in vor Witterungsunbilden geschützten Lagen. Dem Waldsterben folgten Bodenbearbeitungs- und Wiederaufforstungsmaßnahmen, die von unterschiedlichem Erfolg gekrönt, flächenhaft die natürliche Sukzession nach sich zogen. Vergraste Flächen und Pionierlaubwälder haben einen vergleichsweise hohen Flächenanteil. Pedogenetisch kennzeichnen Podsole, Braunpodsole, Braunerden sowie Anmoorstaugleye und Moore das EG. Im Vergleich zu den Testgebieten im Osterzgebirge weist das EG der Talsperre **Muldenberg**, naturräumlich dem Westerzgebirge zuzuordnen, einige Unterschiede in der Charakteristik auf. Es ist geprägt durch höhere Jahresniederschläge und geringere Temperatur-

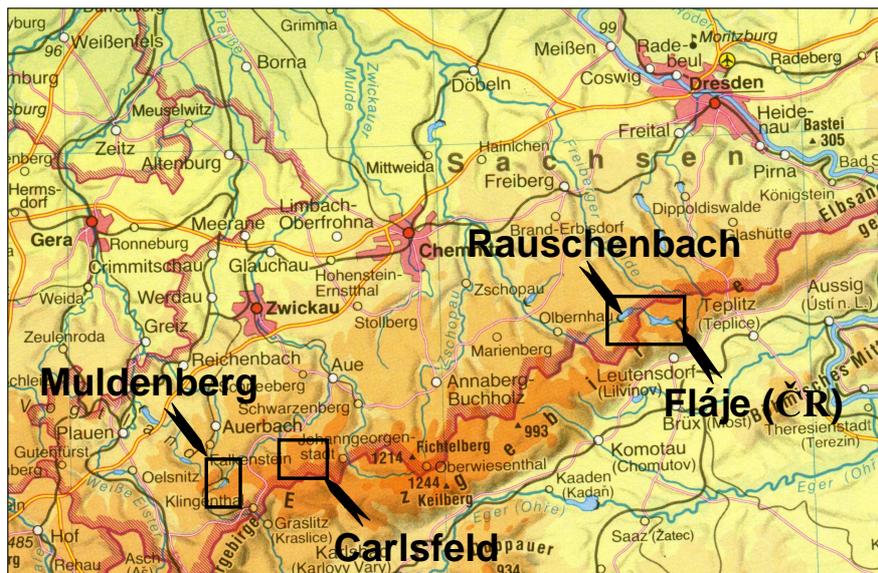


Abbildung 3.1.: Lage der Untersuchungsgebiete im Erzgebirge

schwankungen im Jahresgang als das EG Rauschenbach. Des Weiteren ist die geologische Situation eine andere. An die Stelle der osterzgebirgischen Gneise, Granite und Granitporphyre treten Phyllite und Quarzite, die die Ausgangssubstrate für die Bodenbildung darstellen. In einem Höhenbereich von 700 mNN bis 900 mNN gelegen, weist das 18,4 km² große EG Muldenberg eine schwächere morphologische Gliederung auf. Meist sind die Anmoore und Moore an flache Geländehohlformen gebunden. Die Exposition gegenüber relativ hohen Niederschlagsmengen, die geringe Reliefenergie und der hohe Anteil tonschieferartiger Phyllite initiierten die Entstehung von Anmoorstaugleyen bzw. das Wachstum von Hochmooren. Diese im Zuge forstwirtschaftlicher Erschließung z.T. stark entwässerten Torfböden stellen auch im EG Muldenberg Quellgebiete für die Befruchtung der Oberflächengewässer mit Huminstoffen dar. Da der Anteil der Moor- und Anmoorböden in den TEG der Hauptzuflüsse der Talsperre Muldenberg deutlich höher ist als im Rauschenbacheinzugsgebiet, sind auch die Huminstofffrachten größer. Neben den semiterrestrischen bzw. vollhydromorphen Böden sind Pseudogleye, Podsole, Braunpodsole und Braunerden verbreitet. Podsolige Böden trifft man im EG Muldenberg häufiger an, während die Braunerden weniger dominant sind als im Osterzgebirge. Hauptnutzungsform im gesamten EG Muldenberg ist die Forstwirtschaft mit der Gemeinen Fichte als Hauptbaumart. Im Gegensatz zum Osterzgebirge waren diese Bestände in der Vergangenheit einer geringeren SO₂-Belastung ausgesetzt und weisen dementsprechend, abgesehen von Wind- oder Schneebruchschäden, eine bessere Vitalität bei höheren Deckungsgraden auf.

Aufgrund massiver Probleme durch verstärkte Huminstoffeinträge in den Speicher **Carlsfeld** wurde auf Anregung der Landestalsperrenverwaltung Sachsen ein weiteres Testgebiet in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Es liegt in den Kammlagen des Westerzgebirges und ist durch hohe Anteile von Nassböden und Moorstandorten (ca. 50 %) geprägt. Bis über 4 Meter mächtige Hochmoorstandorte und geringer mächtige Anmoorstaugleyen werden sehr gut repräsentiert. Während das Gesamteinzugsgebiet über Höhen zwischen 905 und 950 mNN reicht, befindet sich das eigentliche Testgebiet im östlichen Teil des Einzugsgebietes zwischen 905 und 935 mNN, welches größtenteils mit Fichte bestockt ist. Überreste abgestorbener Bergkiefern (*Pinus mugo* ssp. *rotundata*) als die typische Baumart erzgebirgischer Moore kennzeichnen den Zustand eines kleinen Areals. Tabelle 3.1 gibt einen zusammenfassenden Überblick zu den einzelnen Talsperreneinzugsgebieten.

Tabelle 3.1.: Zusammenfassender Überblick zu den Talsperreneinzugsgebieten

Einzugsgebiet	Rauschenbach	Flåje	Muldenberg	Carlsfeld
Fläche in km ²	26,3	41,6	18,4	5,3
mittlere Höhe in mNN	730	815	770	930
potenzieller Waldanteil in %	78	89	98	99
Anteil der Moorböden in %	10	25	31	50

TEG-Ansatz

Für die Untersuchung der Ausstattungsmerkmale und des NOM-Austragsverhaltens von Einzugsgebieten im Erzgebirge wurden spezielle Messnetze für Wasser und Boden entwickelt. Die Einzugsgebiete der Hauptzuläufe zu den Talsperren sind in kleine Teileinzugsgebiete (TEG) unterteilt worden (Abb. C.4, C.2, C.8, C.6, C.12, C.10 im Anhang). Für die Wasseruntersuchungen wurden neben eigenen monatlichen und ereignisbezogenen Beprobungen die langjährigen Messreihen der Talsperrenbewirtschafter herangezogen. Der Vorteil der TEG ist zudem ihre überschaubare Heterogenität im Mosaik der Bodentypen. Unter der Annahme, dass die Moore und Anmoore den NOM-Transfer in Oberflächengewässer maßgeblich beeinflussen, wurden Detailstudien in diesen Ökosystemen durchgeführt. Im Rahmen der Bodenuntersuchungen wurden mehr als 250 Standorte in den Einzugsgebieten untersucht.

Moortestflächen

Im Rahmen eines LTV-Forschungsauftrages wurden unterschiedliche Moor-Eingriffstypen nach einem erweiterten Ansatz untersucht, um den Zusammenhang zwischen Moorzustand, Eingriff bzw. Maßnahme und Huminstoffbelastung zu analysieren. Die Arbeiten fanden in den Jahren 2002 und 2003 im EG des Speichers Carlsfeld sowie auf Vergleichsflächen an der Weißen Mulde und am Löffelsbach statt.

Die vorgenommene Moorklassifizierung basiert auf der Überlegung, dass eine logische Verbindung zwischen Moorentstehung und Torfmächtigkeit, Grad historischer Entwässerung und aktuellem Grabenzustand, Degradation der Moore und NOM-Austrag existiert. Unter Berücksichtigung historischer, aktueller und zukünftiger Aspekte der Moorentwicklung im Kontext mit anthropogenen Eingriffen wurden fünf Stadien für das Erzgebirge ausgeschieden. Ausgangspunkt ist das Stadium des unbeeinflussten, intakten Gebirgsmoores, wie es heute in dieser Form nicht mehr angetroffen wird. Da der Torf seit dem 16. Jahrhundert eine Wertschätzung als Brennstoff erfuhr, wurden viele der erzgebirgischen Moore entwässert, abgebaut und somit degradiert (EDOM und WENDEL 1998). Mit der Rodung der Wälder zur Abdeckung des Holzbedarfs vor 200 Jahren setzte die für das heutige Landschaftsbild typische, intensive forstliche Bewirtschaftung ein (SLOBODDA 1998). Damit die Fichtenbestände auf Moorstaugleyen bzw. geringer mächtigen Mooren stocken konnten, wurde die Anlage von ausgedehnten Grabensystemen erforderlich. Diese Gräben bedürfen der regelmäßigen Pflege. Bleiben Unterhaltungsmaßnahmen aus, setzen die Prozesse der natürlichen Sukzession ein (Zuwachsen, Einsturz, Erosion), welche mit dem Verschluss des Grabens enden. Werden diese natürlichen Prozesse durch ökotechnische Maßnahmen unterstützt, kann es über ein Zwischenmoorstadium zur Revitalisierung und Renaturierung von Hochmooren kommen. Voraussetzung ist die Einstellung ähnlicher hydrologischer Bedingungen wie bei einem intakten Gebirgsmoor.

Für die Untersuchungen wurden folgende 3 Testgebietstypen in Absprache mit dem Naturpark „Erzgebirge/Vogtland“ (P. Zinke) festgelegt:

Typ I „Pfleger von Gräben“ ist im Erzgebirge verbreitet und wird durch flachgründige, bis maximal einen Meter mächtige, degradierte Moorstaugleye und Gebirgsmoore repräsentiert. Die Gräben unterliegen aktuellen Pflegemaßnahmen. Damit wird ein Wiederanstieg des Moorwasserspiegels verhindert und ein forstlicher Anbau der staunässeanfälligen Fichte ist weiterhin möglich. Das als Testfläche „WM“ bezeichnete Areal befindet sich im EG der Weißen Mulde.

Typ II „natürliche Sukzession“ mit bis zu vier Meter mächtigen, weniger degradierten Mooren. Die Entwässerungsgräben unterliegen keiner regelmäßigen und systematischen Pflege mehr, so dass hier die natürliche Sukzession einsetzt. Durch Verschüttung mit Bestandsabfall und Vegetationsaufwuchs geht eine allmähliche Verlandung der Gräben voran. Folge dieser natürlichen Vorgänge ist ein Anstieg des Moorwasserspiegels. Als Testfläche wurde ein Teilgebiet des Bach von Ost im EG Carlsfeld ausgewählt (Bezeichnung „CF“).

Typ III „ökotechnischer Eingriff“ wird durch wiedervernässte Resttorfflächen repräsentiert. Um einen Wasserrückstau in die Fläche zu bewirken, wurden Entwässerungsgräben durch Torfdämme oder Spundwände künstlich verschlossen. Zudem erfolgt die flächenhafte Überrieselung durch in das Areal zurückverlegte Bäche. Diese Form der Wiedervernäsung ist der erste Schritt zur Regeneration entwässerter Moore. Durch den Wasserrückhalt wird der Moorwasserspiegel angehoben und ein erneutes Torfmooswachstum initiiert. Da im EG der Talsperre Carlsfeld nur Typ II auftritt, wurde ein Areal am Löffelsbach nahe Muldenberg untersucht (Bezeichnung „LB“).

Raumstruktur und Gewässergüte wurden nach einem gezielten Messansatz untersucht. Die Parameter sind in Kapitel 3.4 beschrieben. Im Rahmen der Untersuchungen standen des Weiteren die Grabennetze im Mittelpunkt des Interesses. Die Vermessung der Richtung, der Länge und des Gefälles von Grabenabschnitten erfolgte mit dem Ziel, die Fließwege und -intensitäten in Abhängigkeit vom Grabenzustand zu ermitteln. Die homogenen Grabenabschnitte erstrecken sich dabei von Grabenabzweig zu Grabenabzweig bzw. von Fließhindernis zu Fließhindernis. Im Gelände erfolgt die Aufnahme bzw. Dokumentation der Grabenabschnitte in Feldprotokollen. Die Visualisierung wurde in Form von Grabenkarten im Maßstab 1:1.000 realisiert.

Messnetz

Zur Erfassung von Huminstoffeinträgen und zum Monitoring der Gewässerqualität über ausgewählte Parameter innerhalb der Untersuchungsgebiete, wurde zu Projektbeginn ein Messnetz im Einzugsgebiet des Rauschenbaches, an der Talsperre Fläje und im Einzugsgebiet des Speichers Muldenberg installiert. Ziel war es dabei, räumlich und zeitlich höher aufgelöst, als die Routinemessungen der Landestalsperrenverwaltung es ermöglichen, den Eintrag von Huminstoffen in die Oberflächengewässer zu erfassen. Dabei wurden teilweise die Messstellen der LTV integriert, um an diesen Punkten die Daten während des Projektzeitraumes zu verdichten.

Am Speicher Rauschenbach wurde vorwiegend das Einzugsgebiet des Rauschenbaches mit seinen Teileinzugsgebieten ins Messnetz aufgenommen. Hier lagen bereits aus vorhergehenden Untersuchungen Ergebnisse und Erkenntnisse vor (SCHEITHAUER 2000), auf die man sich bei der Auswahl der Probenahmestandorte stützen konnte. Die Messstellen im Einzugsgebiet des Rauschenbaches wurden ein Jahr lang (05/01 - 05/02) kontinuierlich beprobt und ab Juni 2002 zugunsten der zusätzlich aufgenommenen Beprobung der Speichergewässer (Rauschenbach, Muldenberg, Carlsfeld) auf die Messstellen RB1, RB2 und

RB6 reduziert, bei gleichzeitiger Verdichtung der Probenahme. Grund dafür war die Forderung der Auftraggeber (Wasserwerke) die Prozesse in den Speichergewässern genauer zu untersuchen.

Die Messstelle RB6 repräsentiert das Teileinzugsgebiet Salzflüßchen, über welches die meisten Detailinformationen hinsichtlich Ausstattung und Voruntersuchungen vorlagen (vgl. SCHEITHAUER 2000). Weiterhin besitzt das Teileinzugsgebiet Salzflüßchen einen Mooranteil von 18 % an der Teileinzugsgebietsfläche mit einer im Kernbereich bis zu 4 m Torfmächtigkeit. Es gilt in diesem Raum als Referenzteileinzugsgebiet mit relevantem Mooranteil. Das Teileinzugsgebiet des Weißen Flusses (RB2) dient innerhalb des Messnetzes als „Nullprobe“ da es ausschließlich mineralische Standorte besitzt und hier der Einfluss von Anmooren und Mooren auf die Gewässerparameter ausgeschlossen werden kann.

Im Einzugsgebiet des Speichers Flàje wurde das Messnetz der dortigen Talsperrenverwaltung (Povodi Ohře) übernommen und um die Parameter DOC und die Huminstofffraktionen erweitert. Während des Hochwassers im August 2002 wurden die Gebäude des tschechischen Projektpartners VUV, die sich in Prag direkt an der Moldau befinden, stark in Mitleidenschaft gezogen und die Laboreinrichtungen samt installierter Technik zerstört. Die Huminstofffraktionierung wurde für den nachfolgenden Projektzeitraum vom TZW-Dresden ab März 2003 übernommen.

Im Westerzgebirge im Einzugsgebiet des Speichers Muldenberg wurden zusätzlich zu den LTV-Messstellen noch 5 weitere Messstellen eingerichtet (WM2, WM3, RM2, RM3, RM4). Das betrifft die Teileinzugsgebiete der Weißen und der Roten Mulde (Tab. A.3 und Abb. C.2, C.6 im Anhang). In diesen Gebieten befinden sich eine Vielzahl von Moor- und Anmoorstandorten, die einen wesentlichen Einfluss auf den Huminstoffeintrag in den Speicher Muldenberg besitzen.

Flächendaten

Innerhalb des Projektes wurden eine Vielzahl an Flächendaten zu den einzelnen Geokomponenten Boden, Nutzung/Vegetation und Relief von verschiedensten Quellen angefordert, wenn nötig digitalisiert, überarbeitet und ins GIS überführt (Tabelle A.7).

Die Quellen für die flächenhaften bodenkundlichen Informationen waren für die deutschen Einzugsgebiete die Waldbodenkarte (WBK), die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Kartierung (MMK) sowie die Forstliche Standortkartierung (FSK). Für das Einzugsgebiet des Speichers Flàje konnten digitale Flächendaten der tschechischen Forstbehörde (Lesy R s.p. Hauptgeschäftsstelle Hradec - Kralove) ins ArcView GIS Dateiformat überführt werden. Im Bereich der deutsch-tschechischen Staatsgrenze lagen die Bodeninformationen nur lückenhaft vor. Hier wurden im Rahmen eines Großen Beleges (KITZE 2002) und einer Diplomarbeit (KITZE 2003) für den Südteil des Rauschenbacheinzugsgebietes und für den Ostteil des Einzugsgebietes Wernsbach Konzeptbodenkarten erstellt und ins Geographische Informationssystem überführt. Die verbliebenen „weißen Flecken“ wurden durch die Arbeit von BAUMBERG (2002) und die Synthetische Bodenkarte der Tschechischen Republik im Maßstab 1:50.000 (Půdní Mapa ČR, Litvinov) geschlossen. Sämtliche Daten wurden überprüft und die Geometrien an den jeweiligen Schnittstellen angepasst. Die Erkenntnisse der vielzähligen Standortaufnahmen in den Untersuchungsgebieten wurden zur Unterstützung herangezogen.

Informationen über die aktuelle Landnutzung und Vegetation wurden für das Einzugsgebiet der Talsperren Rauschenbach und Flàje durch die überwachte Klassifizierung einer Landsat-TM Satellitenbildszene gewonnen, da sich aus den vorliegenden topographischen Karten und digitalen Daten der tschechischen Forstbehörde die aktuelle Wald-, Offenlandverteilung, besonders im Einzugsgebiet des Speichers Flàje, nicht zufriedenstellend

ableiten ließ. Für die Einzugsgebiete der Speicher Muldenberg und Carlsfeld genügten die Informationen der topographischen Karte 1:25.000 bzw. 1:10.000.

Vom Landesvermessungsamt Sachsen wurde ein digitales Höhenmodell in der Auflösung 20 x 20 m für die Einzugsgebiete der Speicher Rauschenbach und Muldenberg bereitgestellt. Für das Einzugsgebiet der Speicher Fläje und Carlsfeld wurden manuell digitale Höhenmodelle aus den topographischen Karten 1:25.000 und 1:10.000 abgeleitet.

Punktdaten

Die Landestalsperrenverwaltung (LTV) erfasst einmal monatlich in den Zuläufen der Speicher eine Vielzahl gewässerchemischer Parameter. Seit 1993 werden auch der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254}), der Farbgrad bei 436 nm (FG_{436}) und der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) als Indikator für die Huminstoffbefrachtung gemessen. Die verfügbaren Parameter wurden regelmäßig in die Projektdatenbank überführt. Hinzu kamen die Daten der Projektmessnetze, welche die Grundlage für die weiteren Untersuchungen bildeten.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung und die Untersuchung der klimatischen Einflüsse auf den Stoffaustausch der untersuchten Einzugsgebiete wurden die Daten der jeweiligen Klimastationen an den Talsperren und zusätzliche Zeitreihen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und des Tschechischen Meteorologischen Dienstes verwendet. Da an den Stationen der LTV nicht alle benötigten klimatischen Parameter erfasst wurden und die Zeitreihen Datenlücken aufwiesen wurden mittels Regressionsgleichungen und einem erweiterten IDW-Ansatz (IDW = inverse distance weighted) die fehlenden Parameter von den umliegenden Stationen abgeleitet (vgl. BOURROUGH und MCDONNEL 1998; KRAUSE 2000; BMVEL 2003). Somit konnten für jedes Einzugsgebiet vollständige Zeitreihen aller benötigten Parameter zusammengestellt werden.

Im Rahmen der Ökosystemanalyse durch die TU-Dresden sind in den Untersuchungsgebieten eine Vielzahl von bodenkundlichen und vegetationskundlichen Standortaufnahmen durchgeführt worden. Sämtliche im Feld und im Labor aufgenommenen Parameter wurden ebenfalls in die Projektdatenbank überführt und zur Auswertung aufbereitet.

3.2. Überblick zu den untersuchten Speichern und Wasserwerken

3.2.1. Muldenberg

Talsperre

Die Talsperre Muldenberg wird aus den angestauten Flüssen Rote Mulde, Weiße Mulde und Saubach gebildet, welche die Sperre als vereinigte Zwickauer Mulde unterhalb der Staumauer wieder verlassen. Die Talsperre wurde zwischen 1920 und 1925 zum Zweck der Rohwasserbereitstellung und des Hochwasserschutzes gebaut und kriegsbedingt zwischen 1945 und 1950 sowie altersbedingt zwischen 2001 und 2006 saniert. Bei Vollstau hat die Sperre ein Wasservolumen von 5,3 Mio. m³ mit einer Oberfläche von 92 ha. In Hochwasserfällen fasst die Sperre maximal bis zu 6,21 Mio. m³ Wasser. Pro Sekunde werden 75 - 95 L Rohwasser an das Wasserwerk zur Aufbereitung abgegeben, wobei die maximale tägliche Rohwasserabgabe ca. 7.000 m³ beträgt. Die garantierte Wildbettabgabe liegt bei 20 L*s⁻¹.

Die Talsperre ist, gemäß des vorherrschenden Klimas dimiktisch. Die im Beprobungszeitraum gemessenen Tiefen von 10 - 16 m ließen die Ausbildung von Temperaturschichtungen

im Sommer und zum Teil auch Winter zu. Mit abnehmender Wassertiefe wurde die Schichtung zunehmend instabil. In Abbildung 3.2 ist die Entwicklung der Temperaturschichtung im Tiefenprofil für die Jahre 2002 und 2003 dargestellt.

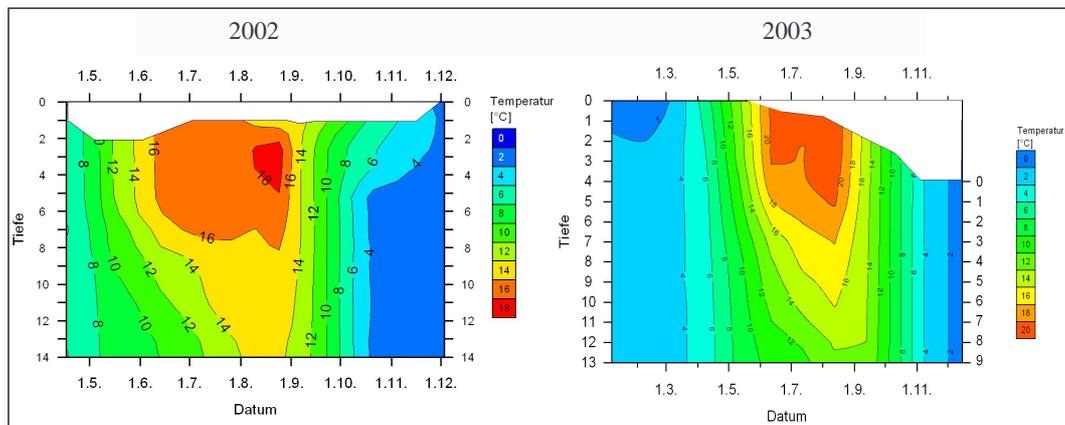


Abbildung 3.2.: Temperaturschichtung der Talsperre Muldenberg in den Jahren 2002 (links) und 2003 (rechts)

Infolge der extrem verschiedenen Niederschlagsverhältnisse in den Jahren 2002 und 2003 variierte der Stauspiegel der Sperre zwischen 711 mNN und 707 mNN.

Der Wasserkörper befand sich von März bis etwa Mitte Mai in Zirkulation, aus der sich mit zunehmender Erwärmung die sommerliche Stagnationsschichtung entwickelte. Die Herbstzirkulation setzte im September ein. Während der Wintermonate war die Talsperre eisbedeckt, zeigte aber keine ausgeprägte inverse Temperaturschichtung.

Die Wasserqualität der Talsperre Muldenberg war in beiden Jahren als mesotroph und dystroph zu bezeichnen (LTV 2003b). Der DOC des Wassers lag im Untersuchungszeitraums des Projekts zwischen $3,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $7,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Wasserwerk

Das zum Zweckverband Fernwasser Südsachsen gehörende Wasserwerk Muldenberg ist seit 1998 in Betrieb und ersetzt die technisch veralteten Wasserwerke in Muldenberg und Grünbach. Es ist das Leitwasserwerk für die zur Fernwasserversorgung gehörenden Werke Werda und Großzöbern. Neben Muldenberg werden noch weitere 23 Orte im Vogtlandkreis mit insgesamt ca. 105.000 Einwohnern durch das Wasserwerk Muldenberg mit Trinkwasser versorgt.

Die eingesetzte Aufbereitungstechnologie wurde speziell für sehr weiche und saure Talsperrenwässer entwickelt. Im Wasseraufbereitungsprozess wird das Rohwasser entsäuert, aufgehärtet und während einer zweistufigen Filtration gereinigt. Die durchschnittlichen Dosismengen der eingesetzten Aufbereitungsstoffe sind Tabelle 3.2 zu entnehmen.

Tabelle 3.2.: Zugabe an Chemikalien im Prozess der Wasseraufbereitung (nach ALBRECHT 2002)

Zugegebene Chemikalien	Dosierung	Wirkung
KMnO ₄	0,9 g*m ⁻³	Oxidationsmittel
Kalkwasser	1,3 g Ca ²⁺ *m ⁻³	Aufhärtung, Einstellung Oxidations-pH-Wert
CO ₂	50 g*m ⁻³	Aufhärtung, Einstellung Flockungs-pH-Wert
ClO ₂	0,1 ... 0,4 g*m ⁻³	Desinfektion

Im Wasserwerk Muldenberg werden täglich maximal 7.000 m³ Rohwasser zu Reinwasser aufbereitet. Dazu wird im ersten Schritt zur Oxidation gelösten Mangans Kaliumpermanganat (KMnO₄) und Kalkwasser zugegeben. Um die Härte sowie den notwendigen Flockungs-pH-Wert von pH 6,8 – 7,3 einzustellen, erfolgt anschließend die Zugabe von Kohlendioxid. Danach wird das Rohwasser den Aggregationsbecken zugeführt.

Vor der Zuführung des Rohwassers in das erste Aggregationsbecken wird das Flockungsmittel Polyaluminiumchlorid (PAC) mit einer Dosierung von 1 bis etwa 5 g*m⁻³ zugesetzt. Nach erfolgtem Einmischen und Entstabilisierung der Ladung bilden sich in den drei in Reihe geschalteten Aggregationsbecken durch die Anlagerung der zu entfernenden Wasserinhaltsstoffe an die Flockungsmittel-Hydroxokomplexe Mikrofloken, die sich bei sanfter Wasserbewegung zu Makrofloken aggregieren. Dieser Prozess wird durch in den Becken angebrachte Langsamrührer und den damit verbundenen Energieeintrag sowie durch das in den Becken zwei und drei zugegebene polyelektrolytische Flockungshilfsmittel (Praestol, Zugabemenge i.d.R. 0,3 g*m⁻³) unterstützt.

Von den Aggregationsbecken gelangt das Wasser direkt zur ersten Filterstufe, die insgesamt fünf Zweischichtfilter umfasst (Filter 1.1 bis 1.5). Jeder Filter besteht aus einer Schicht Anthrazit und einer Schicht Quarzsand. Mit der unterschiedlichen Körnung werden sowohl größere als auch feinste Floken im Filter zurückgehalten.

Die zweite Filterstufe besteht aus ebenfalls fünf Filtern. Die Passage durch die aus Kalziumcarbonat bestehenden Filterbetten bewirkt eine Aufhärtung und Entsäuerung. Ziel ist die Einstellung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes (pH 7,9 ± 0,2). Eine schematische Übersicht der Wasseraufbereitungsanlage Muldenberg ist Abb. B.1 im Anhang zu entnehmen.

Durch das TZW Dresden wurden im Rahmen des Projektes das Roh- sowie das Reinwasser vor und nach der Desinfektion monatlich beprobt.

Im letzten Aufbereitungsschritt wird das Reinwasser mit Chlordioxid (Dosierung: 0,1 - 0,4 g*m⁻³) desinfiziert. Das Reinwasser nach der Desinfektion wurde ebenfalls regelmäßig analysiert.

3.2.2. Carlsfeld

Talsperre

Die Talsperre Weiterswiese bei Carlsfeld wurde 1930 zum Zweck der Rohwasserbereitstellung und des Hochwasserschutzes errichtet. Mit ihrer geographischen Lage in einer Höhe von 905 mNN ist sie die höchstgelegene Talsperre Deutschlands. Wie auch der Speicher Muldenberg gehört die Talsperre bei Carlsfeld zu den dimiktischen Oberflächengewässern. Die jahreszeitliche Entwicklung der Temperatur des Wasserkörpers ist für den Untersuchungszeitraum Januar 2002 April 2004 in Abbildung 3.3 veranschaulicht.

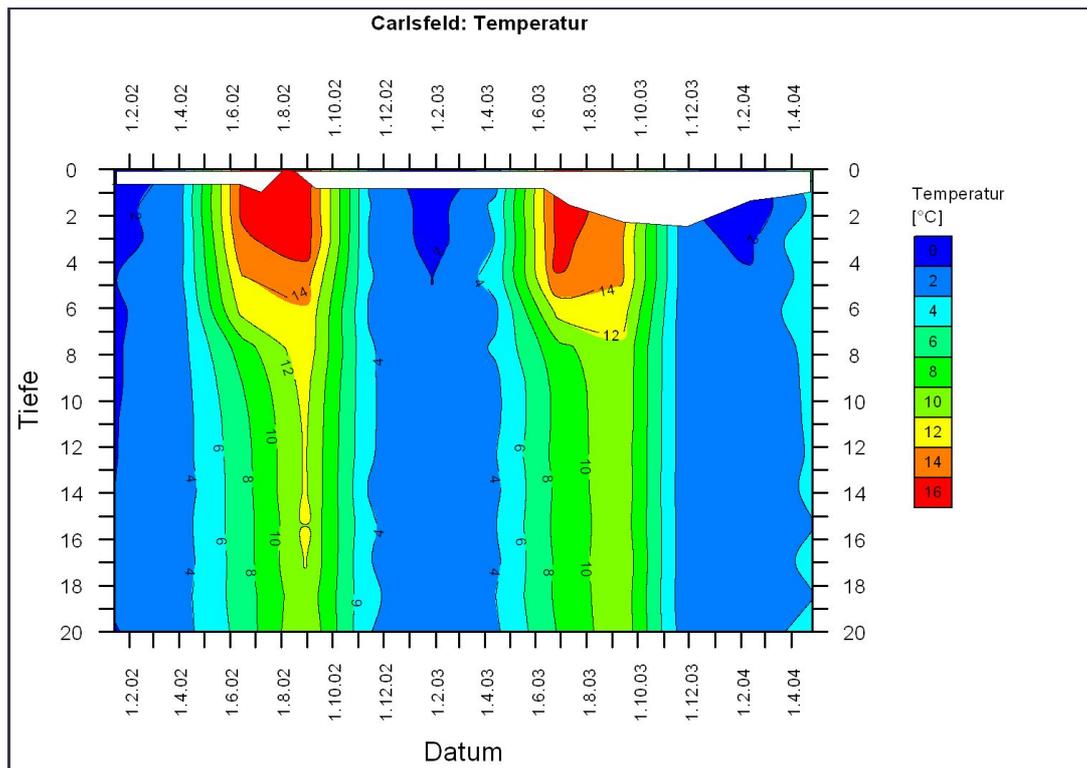


Abbildung 3.3.: Temperaturschichtung der Talsperre Carlsfeld von Januar 2002 bis April 2004

Im Untersuchungszeitraum dauerte die Frühjahrszirkulation in der Talsperre Carlsfeld jeweils von März bis Mai und wurde ab Juni von einer stabilen sommerlichen Stagnationsschichtung abgelöst. Die Herbstzirkulation setzte etwa im September ein. In den Wintermonaten bildete sich unter Eisbedeckung eine schwache inverse Schichtung aus.

Gespeist wird die Trinkwassertalsperre von einem Hauptzufluss (Wilzsch) und zwei Nebenzuflüssen (Bach von Ost und Bach von Südost). Die Wasserqualität wurde vor 11 Jahren von WILLMITZER (1994) als oligotroph und dystroph eingestuft. Mittlerweile wird die Talsperre durch die stark angestiegenen Phosphatkonzentrationen zu den eutrophen und dystrophen Gewässern gezählt (LTV 2003a). Der DOC des Wassers lag im Untersuchungszeitraums des Projekts zwischen $4,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $10,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Bei Vollstau beträgt der Stauraum $3,033 \text{ Mio. m}^3$, bei außergewöhnlichen Hochwasserfällen bis zu $3,102 \text{ Mio. m}^3$. Maximal können pro Tag 9.000 m^3 Rohwasser abgegeben werden, die durchschnittliche Rohwasserabgabe liegt bei etwa $105 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$. Die garantierte Wildbettabgabe beträgt $0,001 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$.

Zwischen 1997 und 2000 wurde die Talsperre vollständig saniert und modernisiert. Zu den Neuerungen gehörte der Einbau einer stufenlos verstellbaren Rohwasserentnahmeverrichtung innerhalb des Staubeckens. Bei Probenahmen in der Staumauer wurden jeweils 10 Entnahmetiefen in Höhen von $900,5 \text{ mNN}$ bis $888,5 \text{ mNN}$ in Abständen von jeweils $1,5 \text{ m}$ und bei $881,59 \text{ mNN}$ (Grundablass) analysiert.

Probenahmen zur Erstellung von Tiefenprofilen des Speichers wurden an einer Boje nahe der Mauer durchgeführt. Innerhalb des Bearbeitungszeitraumes variierte die Wassertiefe an der Beprobungsstelle zwischen 18 m und 21 m .

Wasserwerk

Das Wasserwerk Carlsfeld wurde 1934 - 1936 zur Versorgung des Raumes Schönheide errichtet. In den 1960er Jahren wurde das Werk infolge des stark angestiegenen Wasserbedarfes erweitert. Im Jahr 1975 wurde die Stadt Eibenstock in das Versorgungssystem des Wasserwerkes Carlsfeld einbezogen. Nach einer grundlegenden Sanierung zwischen 1997 und 2000 werden heute 11 Städte und Gemeinden im Gebiet um Eibenstock, Schönheide, Johannegeorgenstadt und Schwarzenberg mit insgesamt ca. 33.000 Einwohnern mit Trinkwasser aus dem Wasserwerk Carlsfeld versorgt.

Die in Carlsfeld eingesetzte Technologie ist mit der im Wasserwerk Muldenberg vergleichbar. In Carlsfeld besteht zusätzlich die Möglichkeit der Zudosierung von pulverförmiger Aktivkohle. Die durchschnittlichen Daten der Chemikaliendosierung im Untersuchungszeitraum von 2001 bis 2003 sind Tabelle 3.3 zu entnehmen.

Tabelle 3.3.: Zugabe an Chemikalien im Prozess der Wasseraufbereitung (nach ALBRECHT 2002)

Zugegebene Chemikalien	Dosierung	Wirkung
KMnO ₄	0,6 - 0,7 g*m ⁻³	Oxidationsmittel
Kalkwasser	1,2 g Ca ²⁺ *m ⁻³	Aufhärtung, Einstellung Oxidations-pH-Wert
CO ₂	36 g*m ⁻³	Aufhärtung, Einstellung Flockungs-pH-Wert
Cl ₂	0,35 g*m ⁻³	Desinfektion
ClO ₂	0,1 g*m ⁻³	Desinfektion

In der Aggregation, die ebenfalls aus drei Becken besteht, werden die Aufbereitungsstoffe jeweils von einem statischen Mischer zugegeben. Das Flockungsmittel ist auch hier PAC, das in einer Dosis von 5,0 bis 7,5 g*m⁻³ Rohwasser zugegeben wird. Pro Kubikmeter Rohwasser wird i.d.R. 0,3 g Flockungshilfsmittel (Praestol) zugegeben.

Zur anschließenden Filtration gelangt das Rohwasser zunächst über die erste Filterstufe, die aus sechs Zweischichtfiltern besteht. Wie in Muldenberg erfolgt in der zweiten Filterstufe die Filtration über Kalziumcarbonat.

Zur Desinfektion des Reinwassers wird ein Chlor-Chlordioxid-Gemisch verwendet. Die Zugabe von Chlor beträgt dabei 0,35 g*m⁻³, die von Chlordioxid 0,1 g*m⁻³ (vgl. Tab. 3.3). Im Wasserwerk Carlsfeld wurden im Rahmen des Projektes das Rohwasser, das Reinwasser vor sowie das Reinwasser nach der Desinfektion durch das TZW Dresden beprobt. Die Beprobungen wurden einmal monatlich vorgenommen. Zusätzlich wurde in Sonderbeprobungen das Reinwasser vor und nach dem statischen Mischer untersucht.

3.2.3. Rauschenbach

Die Talsperre Rauschenbach wurde von 1960 - 1968 für Rohwasserbereitstellung und Hochwasserschutz errichtet. Sie wird durch die Zuflüsse Flöha, Rauschenbach und Wernsbach gespeist, von denen die Flöha in ihrem Oberlauf auf tschechischem Gebiet ebenfalls gestaut wird (Talsperre Fláje). Der Stauraum der Talsperre Rauschenbach beträgt 15,2 Mio. m³.

Aufgrund von Sanierungsarbeiten war die Talsperre im Untersuchungszeitraum abgelaufen. Das Wasserwerk wurde in dieser Zeit nicht mit Rohwasser aus dem Rauschenbacher Speicher versorgt. Aus diesem Grund konnte die Talsperre Rauschenbach nicht in die limnologischen und wasserwirtschaftlichen Betrachtungen einbezogen werden.

3.2.4. Fláje

Talsperre

Die Talsperre Fláje wurde 1963 zum Zweck der Trinkwasserversorgung und des Hochwasserschutzes erbaut. Sie liefert für den tschechischen Bezirk Most Trinkwasser. Die Talsperre nimmt eine Fläche von 152 ha ein (ADLEXIKON 2005). Die Beprobung fand monatlich am Grundablass durch VUV Prag statt.

Wasserwerk

Das Rohwasser aus der Talsperre Fláje wird über ein Druckstollen- und Leitungssystem von insgesamt 7 km Länge dem Wasserwerk Meziboří zugeführt. Der Rohwasserentnahmehorizont ist durch eine starre Entnahmeverrichtung in einer Tiefe von 30 m (20 m über Grund) festgelegt.

Das Rohwasser wird zu einem dem Wasserwerk vorgelagerten Ausgleichsbecken geleitet, aus dem pro Sekunde etwa 680 m^3 Rohwasser zur Aufbereitung kommen (ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ MOSTECKA 2005). Im Ausgleichsbecken befindet sich die Probennamestelle FL10. Das Wasserwerk Meziboří wird nach dem Prinzip der Flockungsfiltration betrieben. Als Flockungsmittel kommt dabei Aluminiumsulfat zum Einsatz. Anschließend wird es über eine einstufige Filtration gereinigt. In Tabelle A.2 sind alle im Talsperrensystem Fláje ausgewiesenen Probennamestellen aufgeführt.

3.2.5. Rappbode

Für stichprobenhaft vergleichende, überregionale Untersuchungen wurde die Rappbode-talsperre im Naturraum Harz ausgewählt. Diese Probennamekampagnen wurden mit dem Ziel durchgeführt, Informationen in Bezug auf die Übertragbarkeit der anhand der Sperren des Erzgebirges erhaltenen Ergebnisse auf andere Speichersysteme zu erhalten.

Die Rappbode-talsperre liegt in einer Höhenlage von etwa 420 mNN und bildet das Kernstück eines ganzen Talsperrensystems im Ostharz, zu welchem außerdem die Überleitungssperre bei Königshütte, das Hochwasserrückhaltebecken an der Kalten Bode, die Hasselvorsperre, die Rappbodevorsperre und die Talsperre Wienrode zählen (vgl. Abb. 3.4).

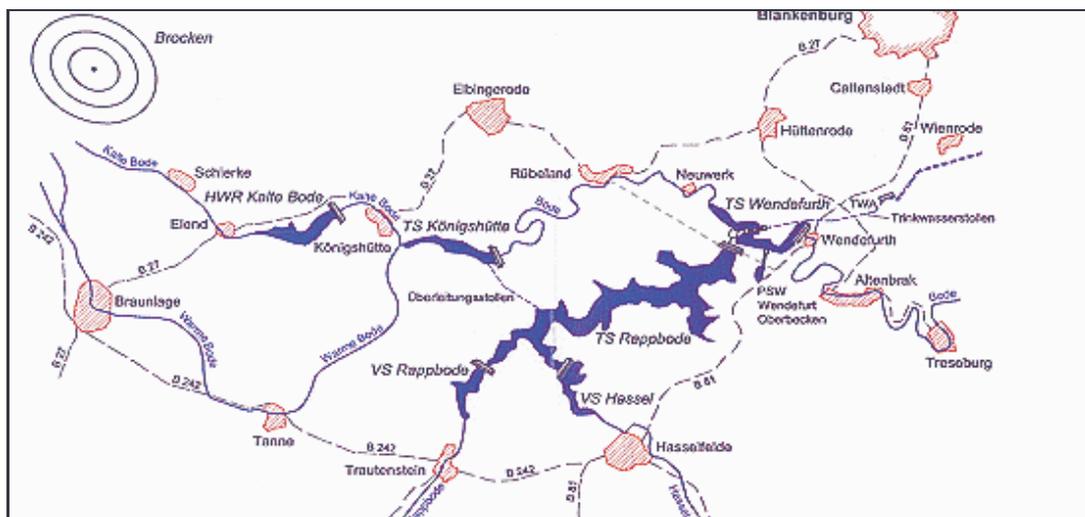


Abbildung 3.4.: Talsperrensystem Ostharz

Das Talsperrensystem liefert über Fernversorgung Trinkwasser für den Raum Halle und Magdeburg. Neben der Trinkwasserbereitstellung dient die Rappbodetalssperre dem Hochwasserschutz und der Energieerzeugung. Weitere Daten bezüglich des Speichers können Tabelle 3.4 entnommen werden.

Tabelle 3.4.: Technische Daten zur Rappbodentalssperre

Bezeichnung	Angabe
Bauzeit	1952 - 1959
Stauraum	109,08 Mio. m ³
Tiefe (Vollstau)	ca. 100 m
Trinkwasserabgabe	250.000 m ³ *d ⁻¹ (80,00 hm ³ *a ⁻¹)
Energieerzeugung (zwei Kraftwerke)	bis zu 3,5 MW
Einzugsgebietsgröße	114,8 km ²
Vorsperren	Rappbode, Hassel
Zuflüsse	Rappbode, Hassel, Überleitungsstollen Talsperre Königshütte

Es wurden insgesamt zwei Probenahmen durchgeführt, die eine Stichprobe der NOM-Qualität des Wassers liefern sollten. Dazu wurden im März 2003 die Abläufe der beiden Vorsperren sowie der Überleitungsstollen als die unmittelbaren Zuflüsse der Rappbodetalssperre beprobt. Am 13.08.2003 fand eine Beprobung der Talsperre statt, die Aufschluss über das Tiefenprofil der organischen Fraktionen gab.

Durch die Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH wurden Daten bezüglich der Wasserqualität der Zuflüsse und des Speichers zur Verfügung gestellt.

3.3. Experimente und Laborversuche

Zusätzlich zu den routinemäßigen Messkampagnen wurden Experimente und Versuche im Labormaßstab durchgeführt, mit welchen sowohl die Simulation verschiedener Systemzustände als auch die Ausschaltung sich überlagernder Einflussfaktoren möglich sein sollte. Des Weiteren wurden die Versuche mit Spezialanalytik wie der Gelchromatographie gekoppelt. Die Laborexperimente können drei Themenkomplexen zugeteilt werden:

- Schüttelextraktionen zur Erfassung der Freisetzungsrates von NOM (Kap. 3.3.1)
- Experimente zur Bestimmung des NOM-Abbaues (Kap. 3.3.2)
- Untersuchungen zur Desinfektionsnebenproduktbildung (Kap. ??)

3.3.1. Schüttelextraktionen zur Erfassung der Freisetzungsrates von NOM

Talsperrensedimente und Streu

Zur Bestimmung der NOM-Quellen und -Pools innerhalb der Untersuchungsgebiete waren verschiedene Substrate auf ihr NOM-Freisetzungspotential zu überprüfen. Dazu musste eine Methode gewählt werden, die möglichst naturnahe Bedingungen während des Experimentes ermöglichte und durch welche die Zusammensetzung des DOC beim Vorgang der DOC-Freisetzung nicht verändert wurde. Diese Bedingungen waren mit der Methodik der Schüttelextraktion nach KALBITZ (1996) erfüllt.

Zur Bestimmung des NOM-Freisetzungspotential wurden gemäß der Methode nach KALBITZ (1996) 10 g Boden mit 1 L Extraktionsmittel versetzt und 24 h auf einem Horizontalschüttler bei mittlerer Intensität geschüttelt. Der Extrakt wurde über Glasfaser- und Membranfilter (0,45 μm Porenweite) filtriert und anschließend mit verschiedenen Analysetechniken auf den Gehalt an DOC untersucht (SAK₂₅₄, SAK₄₃₆, DOC, GPC). Der Bezug zwischen dem löslichen Anteil an organischem Kohlenstoff und dem Gesamtgehalt im Substrat wurde mit der Untersuchung des Ausgangssubstrates auf Trockensubstanz, Glühverlust und Feststoff-TOC hergestellt. Die methodischen Daten der Versuche sind in Tab. 3.5 zusammengefasst.

Tabelle 3.5.: Methodische Daten der Extraktionsversuche

Material/Methoden	Streu	Talsperrensedimente
Substrate	Picea abies, Larix decidua, Betula pendula, Sorbus aucuparia	Tiefensediment (Carlsfeld, Muldenberg), überflutete Sedimente im Mündungsbereich der Zuflüsse (Wilzsch, Weiße Mulde/Saubach, Rote Mulde), trockenefallene Sedimente im Mündungsbereich der Zuflüsse (Wilzsch, Weiße Mulde, Saubach, Rote Mulde)
Probenahme, Geräte	Weithals-Glasflaschen (Fa. Schott)	14.08.2003, KAJAK-Sedimentstecher, Fa. UWITECH
Analysen der Ausgangssubstrate	keine	Feststoff-TOC, Trockensubstanz, Glühverlust
Ansatz	5 g frische Streu/500 mL Extraktionsmittel	10 g Substrat/1000 mL Extraktionsmittel
Aufbereitung der Extrakte	Filtration über Glasfaserfilter (Fa. Satorius) und anschließend über Membranfilter (IsoporeTM Membranfilter Fa. Millipore, 0,45 μm Porendurchmesser)	Filtration über Glasfaserfilter (Fa. Satorius) und anschließend über Membranfilter (IsoporeTM Membranfilter Fa. Millipore, 0,45 μm Porendurchmesser)
Analysen der Extrakte	SAK ₂₅₄ , SAK ₄₃₆ , DOC, GPC	Al, Mn, Fe, SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , AOC, BDOC (nur glasfaserfiltriert), GGS, SAK ₂₅₄ , SAK ₄₃₆ , PO_4^{3-} , NH_4^+ , DOC, GPC (membran-filtriert)

Zur Simulation verschiedener Systemzustände wurden die Extraktionsversuche parallel mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln angesetzt. Nach einigen die Methodik betreffenden Vorversuchen konnte festgestellt werden, dass der pH-Wert der das Freisetzungspotential am stärksten beeinflussende Faktor war. Daher wurden die Extraktionsversuche im Folgenden jeweils in drei Parallelansätzen mit basischem, neutralem und saurem Mileau durchgeführt (Tab. 3.6).

Tabelle 3.6.: Zusammensetzung der Extraktionsmittel

Extraktionsmittel	Streu	Talsperrensedimente
sauer	450 mL MilliQ + 50 mL 0,01 N HCL (pH 2)	H ₂ SO ₄ + H ₃ PO ₄ (Verhältnis 2:1) + MilliQ (pH 3,0 - 3,5)
neutral	MilliQ (pH 6 - 6,5)	MilliQ (pH 6 - 6,5)
basisch	500 mL 0,1 N KCl (pH >10)	100mg Ca/Mg-Kalk pro Liter MilliQ (pH 7 - 8)

Mineralböden und Torfe

Zur näheren Charakterisierung unterschiedlicher Standorte und Horizonte sowie zur Simulation variierender (äußerer) Einflüsse wurden die folgenden fünf Versuchsreihen im Labor durchgeführt:

- “NOM-Lieferanten”
- “Deposition und NOM”
- “Klima und NOM”
- “Chwl”
- “Mikrobiologie und NOM”

Um die Frage nach der Herkunft von NOM bzw. Huminstoffen im Einzugsgebiet zu beantworten, wurden im Jahr 2002 von 3 Standorten entlang eines Transektes (Kuppe - Hang - Senke) im TEG Salzflüßchen Proben aus allen Bodenhorizonten entnommen. Das untersuchte Standortpektrum reichte von Podsol-Braunerde unter Buche über Norm-Braunerde unter Fichte bis zu einem degradierten Hochmoor ohne Baumbestand (vergrasste Freifläche). Von den entnommenen Proben wurden bodenchemische Parameter gemäß Kapitel 3.4.1 bestimmt. Des Weiteren sollte mittels Extraktionsversuchen (24 Stunden Schüttelextraktion: 5 Gramm lufttrockener Boden in 500 mL “Lösungsmittel”) das stoffliche Mobilisierungsverhalten untersucht werden. Als Lösungsmittel wurden destilliertes Wasser, verdünnte Salzsäure, verdünnte Natronlauge sowie verschiedene Phosphat- bzw. Zitronensäure-Acetat-Puffergemische (pH 3 ... 8) eingesetzt. Von den Proben erfolgte zudem die Bestimmung der Trockensubstanz zwecks späterer Verrechnung mit dem eingewogenen Probenmaterial. Die Ergebnisse dürfen aber insofern nicht überschätzt werden, da es sich bei dem angewandten Verfahren der Schüttelextraktion um einen gravierenden Eingriff in das Probenmedium handelt. Welche Fehlerquellen auftreten können, zeigte die erste Laborkampagne, deren Ergebnisse mit Bedacht interpretiert werden müssen. Verwendete Lösungsmittel wie Phosphat- bzw. Zitronensäure-Acetat-Puffergemische waren aufgrund ihres Chemismus und ihrer Wirksamkeit zu aggressiv bzw. brachten kaum nachvollziehbare Daten hervor. Analog ist die Säure- bzw. Basenstärke von Salzsäure und Natronlauge einzuschätzen.

Vor dem Hintergrund, verschiedene hydrologische Bedingungen im Moor am Salzflüßchen zu repräsentieren und zugleich möglichst gravierende physikalisch-chemische Unterschiede im Torftiefenprofil zu erfassen, wurden 2003 zwei weitere Standorte (P1 und P3) ausgewählt. Während P1 mit über 4 Metern Torfdecke mehr ombrogen beeinflusst sein sollte,

wurde bei P3 eine geogene Anbindung an den Hangwasserzustrom vermutet (1,5 Meter Torf). Die Geländeansprache umfasste Parameter wie Farbe, Torfart und Zersetzungsgrad. Während P3 komplett beprobt wurde, konnten von P1 nur die oberen 1,5 Meter des Tiefenprofils erreicht werden. Die Laboranalytik zur Standortcharakterisierung beinhaltete die bekannten Parameter (siehe Kap. 3.4.1).

Analog zur ersten Versuchsreihe wurden je 5 g luftgetrocknete Bodenprobe 24 Stunden bei mittlerer Intensität geschüttelt. Als Lösungsmittel dienten Reinstwasser (MQ) ohne Zusatz bzw. mit einer Kalk- (MQk) und Säurezugabe (MQs). Eine Erhöhung der Säurekapazität durch Kalkzugabe ging von der Annahme aus, dass $4,5 \text{ t*ha}^{-1}$ ($= 0,45 \text{ kg*m}^{-2}$) Lagerstättenkalk bei einem durchschnittlichen Regenwasser-Durchsatz von ca. 90 L*m^{-2} je Monat und bei sofortiger Lösung des gesamten Kalkes innerhalb eines Monats mit etwa 5 g*L^{-1} in Lösung gehen. Der Kalk weist aber eine geringe Löslichkeit auf, weshalb verschiedene Annahmen getroffen wurden. Da der gängige Kalkungsturnus 4 Jahre beträgt, wird davon ausgegangen, dass der Kalk nach diesem Zeitraum aufgelöst sein sollte. Folglich sind $0,05 \text{ g Ca/MgCO}_3$ mit 0,5 Liter Reinstwasser anzusetzen. Eine Simulation des Einflusses atmosphärischen Säureeintrages wurde über eine Verringerung der Säurekapazität durch Säure-Zugabe angestrebt. Vor dem Hintergrund einer aktuellen Depositionsrate von 15 bis $30 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ und 10 bis $20 \text{ kg S*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ bei einer auf 1/3 gesunkenen, wirksamen Säurebelastung von $5,2 \text{ keq*ha}^{-1}$ (1995, nach SMUL 2002) war der Anteil an Schwefel-Ionen auf $20 \text{ mg S-SO}_4^{-2}$ je Liter und an Stickstoff-Ionen auf 10 mg N-NH_4^+ bzw. N-NO_3^- je Liter Reinstwasser bzw. bis zu einer pH-Absenkung auf $\text{pH} = 3,0$ bis $3,5$ zu erhöhen.

Um weiterführende Informationen zum Mobilisierungsverhalten der Torfe gegenüber Trockenheit und Wiedervernässung zu erhalten, wurden ein oberer, stark zersetzter und ein unterer, schwächer zersetzter Torf von Standort P1 einerseits 3 Tage luftgetrocknet, andererseits ein Teil der Proben im Kühlschrank "feldfrisch" gehalten. Die Extraktion erfolgte mit den beschriebenen Lösungsmitteln MQ, MQk und MQs nach selbigem Verfahren.

Das ebenfalls im Sommer 2003 angewandte Chwl-Verfahren (heißwasserextrahierbarer Kohlenstoff) ist verschiedentlich in der Literatur aufgeführt (SCHULZ 2002, KÖRSCHENS ET AL. 1990). Mit dem einstündigen Erhitzen einer in 250 ml Reinstwasser dispergierten Probe erfolgt zweifelsfrei ein kaum mit der Realität zu vergleichender Eingriff in Bodenmatrix und Humus, insbesondere Torfe betreffend. Nichtsdestotrotz gilt diese Methode als Nachweis zum Versorgungszustand des Bodens mit organischer Substanz und deren leichter Umsetzbarkeit. Vermutlich ist die thermische Belastung bei knapp unter 100 °C aber so immens, dass von einer Veränderung der NOM ausgegangen werden muss.

Neben den Extraktionsversuchen wurden 2005 Experimente zur mikrobiellen Aktivität in Torfen mit unterschiedlichem Chemismus und Zersetzungsgrad durchgeführt. Das angewandte Verfahren zur Messung der CO_2 -Freisetzung nach ISERMEYR ist bei SCHLICHTING ET AL. (1995) beschrieben.

3.3.2. Experimente zur Bestimmung des NOM-Abbaues

Unter natürlichen Bedingungen unterliegen die NOM der Gewässer solchen Einflüssen, die zu deren Ab- und Umbau führen. Der Nachweis dieser Prozesse sowie die Bestimmung von Größenordnungen des Abbaues erfolgte in Laborexperimenten.

Im ersten Schritt wurden in Literaturrecherchen die relevanten Abbauprozesse bestimmt. Anschließend konnten Laborversuche geplant werden, die sekundäre Einflussgrößen auf den NOM-Gehalt der Proben ausschlossen, so dass der gemessene Abbau nur einem Einflussfaktor zugewiesen werden konnte.

a) Biologischer Abbau:

Stoffwechselaktivitäten von Mikroorganismen bewirken in Gewässern einen Abbau von gelöster NOM (SCHWÖRBEL 1999; UHLMANN und HORN 2001; MAASSEN 2003). Dieser biologisch abbaubare Teil der NOM wurde am TZW Dresden mit der Methode der BDOC-Bestimmung erfasst (vgl. Kap. 3.4.2). Um detailliertere Informationen über die Abbaubarkeit der verschiedenen DOC-Fraktionen zu erhalten, wurden parallel zu den gemäß der Vorschrift durchgeführten DOC-Messungen gelchromatographische Fraktionierungen vorgenommen. Durch die Wahl der Beprobungszeitpunkte ließen sich neben der absoluten Abbaurrate der verschiedenen Fraktionen auch Aussagen über die Abbaudynamik gewinnen.

Die Untersuchungen wurden für alle relevanten Wassertypen vorgenommen, die in den Talsperrensystemen durch die Zuflüsse, das Talsperrenwasser, das Rohwasser und das Reinwasser repräsentiert werden.

Um mögliche Adsorptionseffekte an den Aufwuchsträgern zu unterbinden, wurde ab Sommer 2003 für alle BDOC-Proben ein Parallelansatz ohne Aufwuchsträger mitgeführt.

b) Photolytischer Abbau:

Die in Oberflächengewässern gelöste NOM wird durch die im Sonnenlicht enthaltene UV-Strahlung modifiziert und teilweise mineralisiert (ZEPP 1988; UHLMANN und HORN 2001; BRINKMANN 2003; STEINBERG 2003; TRANVIK 2003). Nach BRINKMANN (2003) sind von diesem Abbau durch UV-Strahlung vorrangig Huminstoffe betroffen. Als Reaktionsprodukte wurden überwiegend leicht biologisch abbaubare niedermolekulare Säuren wie Ameisen-, Oxal- oder Brenztraubensäure nachgewiesen (BRINKMANN 2003).

Im Rahmen des Projektes war eine detaillierte Untersuchung dieser Problematik nicht vorgesehen, allerdings für das Gesamtverständnis der Rolle der Huminstoffe in den Talsperrensystemen ein Nachweis über den Abbau der Huminstoffe speziell in den untersuchten Wässern und in grober Näherung eine Angabe über die Quantität des Abbaus erforderlich. Dieses Thema wurde mit Hilfe einfacher Experimente in zwei zeitlich getrennten Versuchsansätzen untersucht.

Im ersten Laborversuch wurde Wasser aus dem Zufluss Salzflüßchen in einer intensiv gereinigten UV-durchlässigen Flasche (Material: PVC) der Sonne ausgesetzt. Gleichermaßen wurde mit einer weiteren mit Alufolie umwickelten Flasche verfahren, um einen biologischen Abbau ausschließen zu können. Der Versuch wurde im August während einer Schönwetterperiode durchgeführt und dauerte 28 Tage. Die Messung der organischen Wasserinhaltsstoffe erfolgte über GPC.

Im zweiten Versuchsansatz wurde Bodenwasser aus einem Moorboden gewonnen und mit geringstmöglichem Lichtkontakt in dunkle Glasflaschen abgefüllt. Dieses Wasser wurde unter weitestgehendem Lichtausschluss über einen intensiv gespülten Glasfaserfilter filtriert und über GPC der organische Kohlenstoff sowie die Fraktionen bestimmt. Das Moorwasserfiltrat wurde anschließend in Keramik-Verdampfungsschalen für 5 Tage einer permanenten UV-Bestrahlung bei einer Wellenlänge von 254 nm ausgesetzt. Zu diesem Zweck wurde eine DNS/RNS-UV Cleaner Box der Firma Lab4you GmbH Berlin benutzt, die mit zwei UV-Lampen á 15 Watt ausgestattet war. Der Versuch erfolgte in einem Vierfachansatz mit folgenden Bedingungen:

- 200 mL Filtrat, Durchmesser der Wasseroberfläche: 10,5 cm, Tiefe: 3,5 cm
- 200 mL Reinstwasser, Durchmesser der Wasseroberfläche: 10,5 cm, Tiefe: 3,5 cm
- 700 mL Filtrat, Durchmesser der Wasseroberfläche: 17,0 cm, Tiefe: 4,5 cm
- 700 mL Filtrat, Durchmesser der Wasseroberfläche: 17,0 cm, Tiefe: 4,5 cm, abgedeckt mit Alufolie (Ausschluss eines biologischen Abbaus)

3.4. Analytik

3.4.1. Boden und Substrat

Ziel der bodenkundlichen Analysen war die Quantifizierung NOM-relevanter Faktoren wie organischer Kohlenstoff sowie die Untersuchung labiler bzw. variabler Prozesskenngrößen der Böden (z.B. pH-Wert, C/N- und C/P- Verhältnis). Neben der Geländeansprache nach den Methoden der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4 (AG BODEN 1996) und der horizontweisen Beprobung standen die Laboranalysen auf chemische und physikalische Parameter der Böden im Fokus der Untersuchungen. Die vor Ort angesprochenen Merkmale Mächtigkeit, Farbe, aktuelle Feuchte, Bodenart und -dynamik sowie bei den Torfen Zersetzungsgrad wurden in Feldprotokollen dokumentiert. Die Vorbereitung der entnommenen Proben zur Analytik umfasste Lufttrocknung und anschließend Siebung auf 2 Millimeter. Von den humusreichen Horizonten, also den Torfen und organischen Auflagen, wurden dann einerseits pH-Wert, organischer Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und OBS (organische Bodensubstanz) bestimmt. Andererseits erfolgte die Ermittlung von bodenphysikalischen Merkmalen wie Lagerungsdichte, Substanz- und Porenvolumen. Von den mineralischen Horizonten terrestrischer Standorte galt es zudem, die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) und die Korngrößenzusammensetzung zu ermitteln. Die Bodenanalytik wurde im Labor des Geographischen Instituts der TU Dresden nach den Verfahren in Tabelle 3.7 durchgeführt.

Tabelle 3.7.: Verfahren der Bodenanalytik (SCHLICHTING ET AL. 1995)

Parameter	Verfahren / Methode
pH-Wert	elektrometrisch in KCl, H ₂ O
organischer Kohlenstoff	nasse Verbrennung nach Springer/Klee
organischer Stickstoff	Kjeldahl Aufschluß, Büchi-Apparatur
Phosphor	Kjeldahl-Aufschluß, Schefelsäure/Selen, photometrische Ortho-Phosphat-Bestimmung
OBS	Glühverlust
KAK_{eff}	Verfahren nach Kappen/Adrian
Lagerungsdichte	Stechzylinder (Entnahme, Wägung und Trocknung)
Substanzvolumen	Berechnung aus Lagerungsdichte und OBS

Nächster Schritt zur Vorratsquantifizierung war die Ausweisung von typisierten Bodenprofilen nach dem Prinzip von Schichtmodellen standörtlich vertikaler Betrachtungsweise. Bei der bis Ende 2005 durchzuführenden Wasserhaushaltsmodellierung sind die Parameter Gründigkeit, Horizontmächtigkeit, feuchte Lagerungsdichte, organischer Kohlenstoff sowie Ton-, Schluff-, Sand- und Steingehalt von Bedeutung. Bei Kenntnis dieser Parameter für jeden Bodentyp sowie deren flächenhafter Verbreitung pro Einzugsgebiet können z.B. die Kohlenstoffvorräte ermittelt werden. Es lassen sich zudem Koeffizienten ableiten, mit denen eine Bewertung der Vorräte in Gegenüberstellung zum Austragsverhalten möglich ist. Hierzu zählt der sogenannte potenziell mobilisierbare C-Pool, also jene Kohlenstoffvorräte der Auflage- und Torfhorizonte, die einen hohen Kohlenstoffgehalt bei geringer Lagerungsdichte und folglich schneller Bodenwasserbeweglichkeit aufweisen, womit ein hohes Potenzial zur Verlagerung von DOC zu erwarten wäre.

3.4.2. Wasser

pH

Der pH-Wert wurde sowohl vor Ort als auch im Labor bestimmt. Bei den elektrometrischen Feldmessungen kam ein pH-Meter pH 197-S der Firma WTW, im Labor ein pH-Meter pH 540 GLP, gleichfalls der Firma WTW, zum Einsatz. Bei beiden Messmethoden wurden Glaselektroden des Typs SenTix 81 von der Firma WTW benutzt.

Temperatur

Die Wassertemperatur vor Ort wurde mit Hilfe der pH-Elektrode mit integrierter Temperatursonde in der fließenden Welle gemessen.

Trübung

Sowohl vor Ort als auch im Labor erfolgte die Bestimmung der Trübung photometrisch mit einem Turbimeter des Typs NEPHLA LPG 239 (Fa. Dr. Lange).

Elektrische Leitfähigkeit

Die Messungen wurden vor Ort mit dem Gerät LF 191 der Firma WTW und im Labor mit dem Leitfähigkeitsmessgerät inoLab der gleichen Firma (Fa. WTW) mit einer TetraCon 325 Elektrode durchgeführt.

Eisen, Mangan, Aluminium

Die Elemente Eisen, Aluminium und Mangan wurden mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) ermittelt. Bei Eisen- bzw. Aluminium-Gehalten bis $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ erfolgte die Messung per Flammen-AAS, bei Gehalten bis $0,01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ mittels Graphitrohr-AAS. Das verwendete Analysegerät war das Atomic Absorption Spektrometer 2100 der Firma Perkin Elmer.

SAK₂₅₄

Zur Bestimmung des Gehaltes an organischen Wasserinhaltsstoffen, speziell aromatischen Kohlenwasserstoffen, wurde der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm bestimmt. Bei der Analyse kam ein Photometer der Firma Shimadzu, Modell UV - 160 A mit einer 1 cm breiten Quarzglasküvette zum Einsatz.

SAK₄₃₆ (Farbe)

Die Färbung des Wassers wird bei einer Wellenlänge von 436 nm bestimmt, da bei dieser Wellenlänge der Komplementärbereich zu den meistvorkommenden Gelbbrauntönen gefärbter Wässer liegt (KORTH 2000). Gemäß ISO-Festlegung werden alle Teilchen $< 0,45 \mu\text{m}$ der Färbung zugerechnet (HÖLL 2002). Die Färbung (SAK₄₃₆) wurde wie der SAK₂₅₄ bestimmt.

TOC

Die Konzentration des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffes wurde nach DIN 38409-H 3-1 (HÜTTER 1994) mit dem Analyzer TOC 5000 / 5050 (gekoppelt mit dem Autosampler ASI 5000, beides Firma Shimadzu) bestimmt.

Zur Analyse wurden 4,5 ml der Probe mit 40 μ l Salzsäure (2M) versetzt. Vor der Messung wurde durch vierminütiges Strippen mit synthetischer Luft der anorganische Kohlenstoff entfernt. Von der gestrippten Probe wurden 100 μ l Probe in das Gerät injiziert und in einem Platinkatalysator bei 680 °C zu CO₂ oxidiert. Das entstandene CO₂ wurde über einen Infrarot-Detektor (NDIR, non-dispersiver Infrarotgasanalysator) quantitativ erfasst.

Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)

Zur Bestimmung des DOC wurde die Probe über einen Polycarbonatfilter mit einer Porenweite von 0,45 μ m (Fa. MilliPore) filtriert. Die Analyse erfolgte analog der Ermittlung des TOC.

Feststoff-TOC

Der Feststoff-TOC wurde an C-MAT-500 der Firma Ströhlein Instruments bestimmt. Die Feststoffprobe wird vor der Analyse gemahlen oder gemörsert. Die auf einem Schiffchen eingeführte Probe wird in einem IR-Strahlerofen im Sauerstoffstrom verbrannt. Das dadurch entstehende Kohlendioxid wird über einen Infrarotdetektor erfasst. Das Analyseergebnis wird über die Berechnung aus der Einwaage des Substrates in Prozent Kohlenstoffgehalt angegeben.

BDOC

Zur Ermittlung des biologisch abbaubaren Anteils des DOC wurden 500 mL der Probe mit auf Sinterglaskugeln (Sikug 012/300/A, Fa. Schott) fixierten Trinkwasserbakterien versetzt und bei Raumtemperatur unter Lichtausschluss auf einem Horizontalschüttler leicht geschüttelt. Die Dauer der Inkubation betrug 28 Tage, wobei der organische Kohlenstoff gemäß der TOC-Bestimmung wöchentlich gemessen wurde.

Der biologisch abbaubare Kohlenstoff berechnete sich nach Gleichung (3.1).

$$BDOC = DOC_{Anfang} - DOC_{Ende} \quad (3.1)$$

Parallel dazu wurde eine Referenzflasche (500 mL Probe) mit 25 %iger Salzsäure versetzt, die zur Unterbindung mikrobieller Abbauvorgänge bei 4 °C im Kühlschrank gelagert wurde (vgl. KORTH 2000).

Zur Untersuchung des Adsorptionseffektes von Huminstoffen an den als Carrier dienenden Sinterglaskugeln wurden Parallelansätze ohne Carrier durchgeführt, bei denen der mikrobielle Abbau nur durch autochthone Bakterien verursacht wurde. Das Ergebnis war in allen Fällen ein niedrigerer BDOC, wobei keine lineare Abhängigkeit zu dem Ansatz mit Carrier bestand.

AOC

Als AOC wird der Teil des organischen Kohlenstoffes bezeichnet, der von bestimmten Bakterien (in Reinkultur) verwertet werden kann. Die Bestimmung erfolgte nach dem AOC Manual (VAN DER KOOIJ und VEENENDAAL 1995). Die in den Proben befindlichen

autochthonen Bakterien wurden durch 45-minütiges Pasteurisieren bei 65 °C abgetötet. Nachfolgend wurden die Bakterienstämme *Pseudomonas fluorescens* P17 und *Spirillum sp.* NOX inkubiert. Nach 7 Tagen (entspricht der maximalen Koloniezahl) wurden die Proben ausplattiert und gezählt. Die Berechnung des AOC erfolgte mit Hilfe eines Ausbeutekoeffizienten für Acetat und wurde in Acetat-Kohlenstoff-Äquivalenten ($\text{ac-C eq}^*\text{L}^{-1}$) angegeben.

Gelchromatographie

Zur gelchromatographischen Fraktionierung des organischen Kohlenstoffes wurde ein LC-OCD-System verwendet. „LC-OCD“ steht für Liquid Chromatography - Organic Carbon Detection und ist ein Chromatographie-System, das neben einem UV-Detektor einen Kohlenstoff-selektiven Detektor (OCD) enthält. Der OCD basiert auf dem Prinzip des Gräntzel Dünnschichtreaktors. Die Oxidation der organischen Verbindungen zu Kohlendioxid erfolgt in Abwesenheit von freiem Sauerstoff durch eine geringfügige radiolytische Zersetzung von Wasser bei einer Strahlung von $\lambda = 185 \text{ nm}$. Dieses nur bei diesem Reaktortyp realisierte Oxidationsverfahren ist hinsichtlich der Oxidationsstärke mit den thermischen Oxidationsverfahren vergleichbar, jedoch ohne deren Nachteile (Schwankungen in Druck und Temperatur). Die Bestimmung des Kohlendioxids erfolgt mittels nichtdispersiver Infrarotdetektion. Die Bestimmungsgrenzen liegen im unteren ppb-Konzentrationsbereich (vgl. HUBER und FRIMMEL 1996).

Zur Probenvorbereitung wurden zur Abtrennung der Feststoffe und gleichzeitigem Erhalt der hochmolekularen Substanzen (hochmolekulare Huminstoffe, Polysaccharide) in der Probe 20 mL über einen $1,2 \mu\text{m}$ Filter, Typ RTTP (Isopore™ Membran Filter, Fa. Millipore) filtriert.

Es erfolgte keine Anreicherung der Probe mit Phosphatsalzen, da diese möglicherweise unerwünschte Effekte auf die Fraktionen ausüben. Durch die Parallelschaltung von UV- und OC-Detektion war es möglich, den chromatographischen Effekt des Eluenten, der im Bereich der niedermolekularen Säuren auftrat, bei der Auswertung abzuziehen, indem der UV-wirksame Anteil des Säurepeaks von dem durch OC-Detektion erhaltenen abgezogen wurde. Tabelle 3.8 zeigt detaillierte Daten zu dieser Methode.

Tabelle 3.8.: Gerätespezifische Daten zum LC/OCD- System

Parameter	Eigenschaft
Eluent	$\beta(\text{Na}_2\text{HPO}_4 - 2\text{H}_2\text{O}) = 1,33 \text{ g}^*\text{L}^{-1}$; $\beta(\text{KH}_2\text{PO}_4) = 2,38 \text{ g}^*\text{L}^{-1}$; pH 6,6
Flussrate	$1 \text{ mL}^*\text{min}^{-1}$
Injektionsvolumen Chromatographie	$V_{Inj} = 2,0 \text{ mL}$
Bypass	$V_{Inj} = 0,2 \text{ mL}$
<i>Säule</i>	
Material (Gel)	Toyopearl HW-50 S (Fa. TosoHaas)
Länge	32 cm
Durchmesser	1,6 cm
Trennbereich	500 - 80.000 Dalton
Ausschlussvolumen	$V_0 = 19,4 \text{ mL}$
DOC-Detektor	zylindrischer Dünnfilmreaktor mit routierendem Innenzylinder mit mittiger Niederdruck-Quecksilberlampe.
Austreibung CO_3	im oberen Teil des Reaktors kontinuierliche Ansäuerung mit 85 %-iger Phosphorsäure
DOC-Messung	im unteren Teil des Reaktors Oxidation mit harter UV-Strahlung, Erfassung und Quantifizierung mittels IR-Spektroskopie
<i>Auswertung</i>	
Datenerfassung	Datenaufnahmesoftware (Fa. Labtech)
Datenverarbeitung	Simplex 4.0 (Fa. Ikarus)
Datenauswertung	Spezialsoftware Fa. DOC Labor Huber

Mit Hilfe der LC-OCD-Methode kann der DOC in 7 verschiedene Fraktionen unterteilt werden (HUBER und FRIMMEL 1992):

1. Hydrophober organischer Kohlenstoff (HOC): Der Vergleich des DOC-Summenwertes mit dem Gesamtintegral des Chromatogramms weist in der Regel eine Differenz aus, die auf organisches Material zurückzuführen ist, das an der Chromatographiesäule festgehalten wird und daher als hydrophob bezeichnet werden kann. Die HOC-Anteile in natürlichen Wässern liegen zwischen "0" und 25 % am DOC, in Oberflächengewässern ist er jedoch meist höher. Bisher sind 2 Arten von HOC bekannt: a) Lipide und Lipopolysaccharide von Bakterien und Algen in Oberflächenwässern und b) schwerlösliche Humine in Grundwässern, die aufgrund ihrer hohen Aromatizität deutlich hydrophob sind. Anthropogene Spurenstoffe (KW, CKW, PAK, Pflanzenschutzmittel) würden ebenfalls in die HOC-Fraktion fallen, sie sind mengenmäßig aber im Vergleich mit natürlichem HOC vernachlässigbar.
2. Huminstoffe (HS I, HS II): Huminstoffe werden operationell unterteilt in Humine, Huminsäuren, Fulvinsäuren und Huminstoff-Hydrolysate ("Building Blocks"); in Wirklichkeit sind die Übergänge fließend: Humine (H): Diese entstehen bei der Humusbildung im Oberboden, sind hochmolekular ($10.000 - X \text{ mio g}^*\text{mol}^{-1}$), kaum löslich in Wasser oder Lauge, haben einen polyaromatischen Kern und eine Säurehülle. Huminsäuren (HA): Intermediäre bei der Humusbildung oder beim Abbau von Humus, enthalten weniger aromatische Ringe und mehr sauerstoffhaltige Substituenten, die Molmasse liegt im Bereich zwischen 1.000 und $10.000 \text{ g}^*\text{mol}^{-1}$. HA sind im Sauren unlöslich, aber bereits gut löslich im Alkalischen. Fulvinsäuren (FA): Diese

können im Wasser gebildet werden (autochtone Bildung), oder aber sind niedermolekulare Endglieder von HA aus Bodenauswaschungen. Sie besitzen noch weniger (hochsubstituierte) Ringe, vielleicht sogar nur noch aus Ringspaltung entstandene konjugierte Systeme. Sie enthalten einen hohen Anteil an säurefunktionellen Gruppen, wobei die Unterteilung in Kern- und Hüllbereiche verwischt ist. Die Molmassen liegen zwischen 600 - 1.000 g^{*}mol⁻¹. FA sind gut löslich sowohl im Alkalischen als auch im Sauren. In den LC-OCD-Chromatogrammen können eine hochmolekulare (HS I) und eine mittelmolekulare Huminstofffraktion (HS II) unterschieden werden.

3. Building Blocks (BB): Die Fraktion der mittelmolekularen Huminstoffe in den LC-OCD Chromatogrammen sind in vielen Fällen von kleineren Schultern überlagert. Die Form und UV- Absorption der Schultern sind variabel. Sie können durch Bestrahlung mit UV-Licht oder bereits durch Ultraschallbehandlung von Fulvinsäuren erzeugt werden. Wahrscheinlich sind die Huminstoff-Hydrolysate die Endglieder des HS-Kontinuums, also Oxidations- bzw. Hydrolyseprodukte aus HS. Ein weiterer Abbau, z.B. durch Oxidation, führt zur Bildung freier Carbonsäuren. Der Mengenanteil der HS-Hydrolysate in natürlichen Wässern liegt bei 10 - 20 %.
4. Niedermolekulare Säuren (nS): Niedermolekulare Säuren sind stets weit fortgeschrittene Oxidationsprodukte aus dem Abbau von TOC. Biologisch werden sie sehr rasch weiter oxidiert, in biologisch ausgezeihten Wässern wie Grundwässern sind sie meist nicht nachweisbar. Die Konzentrationen in Oberflächenwässern können dagegen sehr variabel sein, da Säuren sowohl abgebaut, als auch als Zwischenprodukte neu gebildet werden.
5. Amphiphile und neutrale Substanzen (a/nS): Die Funktion dieser Fraktion, die in allen natürlichen Wässern deutlich vorhanden ist (10 - 30 % vom TOC) und daher schwer abbaubar sein muss, ist noch wenig verstanden. Es könnten "verzweigte" und daher schwer abbaubare Zwischenprodukte des mikrobiellen Abbaus sein, oder Vorstufen der Huminstoffbildung.
6. Polysaccharide/EPS (P): Es liegen im Wesentlichen Zellwandmaterial und Stoffwechselprodukte von Algen (sehr gut abbaubar, geringe Uronsäuregehalte) und Bakterien vor (schlechter abbaubar, höhere Uronsäuregehalte). Der Begriff "Polysaccharide" ist als Sammelbegriff zu verstehen, er schließt auch Aminozucker, Zuckersäuren und saure Proteine ein. Die Polysaccharid-Fraktion ist eine Indikatorfraktion für Oberflächengewässer. Ihr Anteil am TOC liegt meist bei 5- 25 %, wobei dieser stark abhängt von der Jahreszeit (z.B. Algenblüten).
7. Anorganische Kolloide (aK): Diese Fraktion ist in OC-Chromatogrammen nicht sichtbar, sie wird bei der mit dem LC-OCD Verfahren parallel durchgeführten UV-Detektion erfasst. Es liegen wahrscheinlich hochmolekulare (> X mio g^{*}mol⁻¹) anorganische Kolloide vor (Kieselsäure, Fe- und Al-Oxidhydrate).

Trihalomethan (THM)-Bildungspotential

Das THM-Bildungspotential wurde am TZW nach dem DVGW-Arbeitsblatt W 295 (DVGW 1997) bestimmt. Zur Analyse der vier unterschiedlichen THM (Dichlormethan, Chloroform, Dibromchlormethan, Bromoform) wurden 2,0 L Flaschen blasenfrei gefüllt. Die Proben wurden auf Chlorkonzentrationen von jeweils 1 mg*L⁻¹ und 10 mg*L⁻¹ eingestellt. Der Gehalt an THM wurde für beide Konzentrationen nach 0,5 h, 2 h und 48 h bestimmt. Parallel dazu wurde jeweils der Blindwert der Probe gemessen.

Der Gehalt der Proben an THM wurde mit Hilfe von Head Space - Gaschromatographie bestimmt. Zum Einsatz kam der Gaschromatograph Modell 3400 der Firma Varian mit

einem Varian Genesis Head Space. Die Glasküvetten wurden mit einer definierten Menge der Probe so gefüllt, dass ein leerer Raum (Head Space) über der flüssigen Probe bleibt. Durch Erwärmung traten die THM aus der flüssigen Phase in die Gasphase und wurden über einen Gaschromatographen mit Elektronen-Einfang-Detektor analysiert.

Bei den von der TU Prag durchgeführten Messungen zur Bestimmung des Potenzials zur Bildung von THM wurde unter normalisierten Bedingungen gemäß TNV 757549 (Technische Zweignorm der Wasserwirtschaft, Umweltministerium der Tschechischen Republik) verfahren. Die Methode stimmt praktisch mit der von US EPA (US Environmental Protection Agency) genannten Methode überein. Zur Isolierung von HAA (Halo acetics acids) wurde die Extraktion in MTBE (Methy-tery-Buthyl-Ester) benutzt. Die Signale wurden über GC-MSD ausgewertet (Gaschromatographie mit Massenselektivem Detektor).

4. Ergebnisse

4.1. NOM in Talsperrensystemen

4.1.1. Kennwerte in Einzugsgebieten

Bodentypenverteilung

Bei der Auswertung verfügbarer forst- und bodenkundlicher Kartenwerke sowie bei den Untersuchungen im Gelände wurden sickerwasser- und stauwassergeprägte Böden sowie Gleye und Hochmoore unterschieden. Die ursprüngliche Nomenklatur nach TGL (ehemalige DDR-Bezeichnungen) bzw. tschechischer Anspracherichtlinie wurde in die bodenkundliche Systematik der KA4 übersetzt (AG BODEN 1996), während die Neuaufnahmen nach dieser Vorschrift erfolgten (vgl. SCHEITHAUER 2000, BAUMBERG 2002, KITZE 2003).

Bei der Verteilung der Bodentypen kristallisieren sich erwartungsgemäß signifikante Unterschiede zwischen den Talsperren- bzw. Zufluss-EG sowie zwischen Ost- und Westergebirge heraus. Die Ausbildung der Böden ist hierbei an die Komponenten Substrat und Geologie, Wasserhaushalt und Relief sowie Landnutzung geknüpft. Dominierende Boden- bzw. Standorttypen sind schwach bis stark podsolierte Braunerden auf der einen Seite, Hochmoore, Moor- und Anmoorstaugleye auf der anderen Seite. Die in der nachstehenden Abbildung 4.1 aufgeführten Bodentypen wurden aus dem WBK-GIS in der Projektdatenbank abgefragt.

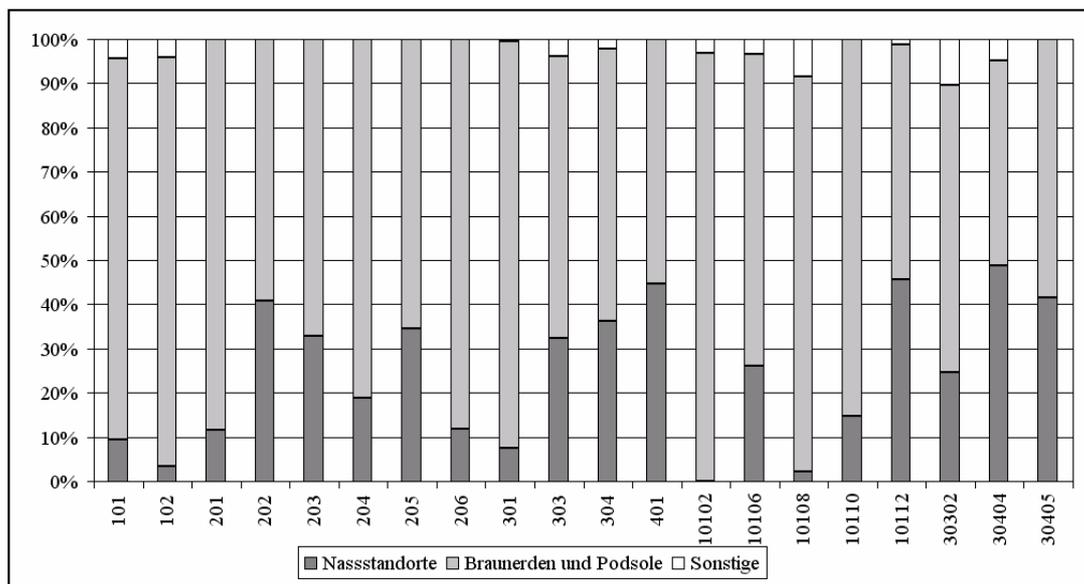


Abbildung 4.1.: Prozentuale Flächenanteile der Bodentypen (aggregiert) in den EG der Hauptzuläufe der Talsperren Rauschenbach (1...), Fläje (2...), Muldenberg (3...) und Carlsfeld (4...)

Bereits die überblicksartige Unterscheidung nach Nassstandorten mit Hochmooren, Moor- und Anmoorstaugleyen sowie nach Braunerden und Podsolen (einschließlich Staupodso-

len) verdeutlicht das variierende Bodentypenspektrum in den EG der Hauptzuläufe zu den Talsperren Rauschenbach (101, 103), Fläje (201 bis 207), Muldenberg (301 bis 304) und Carlsfeld (401). Unter Sonstige sind Siedlungsflächen und Standgewässer im EG zu verstehen. Deren Anteil spielt jedoch nur eine marginale Rolle. Sowohl in Richtung Westen (Gradient Ost-Westerzgebirge) als auch mit der Höhe (Gradienten Rauschenbach-Fläje und Muldenberg-Carlsfeld) nimmt der prozentuale Anteil von Nassstandorten am EG zu. Innerhalb der Zufluss-EG wurden Messnetze zur Wasserbeprobung angelegt (vgl. Kap. 3.2). In Anlehnung an die Gliederung nach TEG sind auch die Bodentypenverteilungen räumlich höher aufgelöst zu betrachten. Hierbei zeigt sich, dass selbst in den nur wenige km² kleinen Zulauf-EG zum Teil größere Unterschiede zwischen den Bodencharakteristika bestehen (Tab. 4.1). Eine weitere TEG-Differenzierung nach Bodentypen ist insofern sinnvoll, da mit den im Projektzeitraum gemessenen Abfluschemismen detailliertere Aussagen zum stofflichen Austragsverhalten sowie den verantwortlichen Faktoren möglich werden sollen (vgl. Kap. 4.1.2 und 5.1).

Tabelle 4.1.: Prozentuale Flächenanteile der Bodentypen (Abkürzungen nach AG BODEN 1996, aggregiert) in den EG der Hauptzuläufe der Talsperren Rauschenbach (1...), Fläje (2...), Muldenberg (3...) und Carlsfeld (4...)

TEG (%)	HHn	SGo	SS	BBn	BB-PP, -RQ	PP, PSd	GGn	Sonstige
101	2,4	2,2	4,7	82,3	2,1	1,9	3,6	0,7
10102	0,0	0,0	0,0	96,9	0,0	0,0	3,1	0,1
10106	9,4	9,1	7,6	65,0	5,5	0,0	3,4	0,0
10108	0,0	0,2	2,0	89,4	0,0	0,0	8,4	0,0
10110	3,3	3,6	7,8	71,0	5,4	8,8	0,0	0,0
10112	12,1	8,1	25,5	52,6	0,0	0,6	0,0	1,2
103	3,0	0,3	0,0	32,6	58,9	1,3	2,5	1,5
201	2,8	8,9	0,0	0,0	6,6	81,6	0,0	0,0
202	26,5	14,4	0,0	22,2	25,3	11,7	0,0	0,0
203	15,5	16,1	1,2	8,1	43,5	15,6	0,0	0,0
204	6,9	10,7	1,3	0,0	6,0	74,9	0,0	0,1
205	13,8	20,8	0,0	0,0	0,1	65,3	0,0	0,0
206	3,2	8,7	0,0	0,0	0,0	88,1	0,0	0,0
207	14,7	40,6	0,0	0,0	14,2	30,5	0,0	0,0
301	2,7	1,5	3,3	79,2	10,5	2,4	0,0	0,5
302	0,0	6,6	18,2	68,6	6,7	0,0	0,0	0,0
303	7,7	13,1	11,6	29,4	15,6	18,9	2,1	1,7
30302	6,4	10,4	7,8	34,5	6,1	24,4	6,0	4,4
30303	10,8	0,0	0,2	0,0	27,5	60,3	0,0	1,2
304	12,0	22,0	2,2	48,9	9,0	3,7	1,1	1,0
30402	18,1	7,9	0,4	33,0	27,5	12,8	0,0	0,4
30404	9,2	34,6	5,0	46,1	0,0	0,1	2,0	2,9
30405	12,8	27,7	1,0	57,6	0,0	1,0	0,0	0,0
401	17,6	0,0	27,2	0,0	0,0	55,2	0,0	0,0

Besondere Aufmerksamkeit soll an dieser Stelle den TEG von Rauschenbach (101) mit ca. 10 %, Weißer Mulde (303) mit ca. 32 % und Roter Mulde (304) mit etwa 36 % Flächenanteil an Nassstandorten am gesamten Zulauf-EG geschenkt werden. Aus der TEG-Gliederung gehen erhebliche Unterschiede zwischen den TEG hervor, beispielsweise die TEG Weißer Fluß (10102) ohne Nassstandorte und Salzflüßchen (10106) mit über 26 %. Weiterführende Differenzierungen betreffen auch terrestrische Böden, ihre Humusauf-

gen und Vorräte an organischem Kohlenstoff. Zweifelsohne sind die Unterschiede zwischen Moder auf Braunerde, Rohhumus auf Podsol und Anmoor über Staugley nicht nur bzgl. des Huminstoffaustragspotenzials als immens einzuschätzen, sondern auch hinsichtlich der gesamten Biogeochemie einschließlich wasserhaushaltlichen Prozessen.

Die Bodentypenverteilung in den EG stellt die Grundlage für die Modellierung des Huminstofftransfers (vgl. Kap. 6) sowie für Auswahl von Standorten für Detailstudien dar. Sie ist zudem kartographisch aus dem Projekt-GIS bzw. der -Datenbank extrahierbar (siehe Abb. C.3, C.7, C.11 im Anhang).

Bodenkennwerte

Die bodenkundlichen Geländeuntersuchungen haben Abweichungen von den Informationen der WBK bzw. FSK sowie eine nähere Differenzierung dieser Datengrundlagen erbracht. Um jedoch im nächsten Schritt ein überschaubares Maß an Boden- und Horizonttypen betrachten zu können, wurden die insgesamt etwa 6000 ermittelten chemischen und physikalischen Parameter nach Nassstandorten und terrestrischen Standorten sowie nach Torf, Anmoor und Humusform wieder aggregiert (sekundäre Mischproben). Im Weiteren werden die aus räumlicher und geologischer Sicht ähnlichen EG Rauschenbach, Flåje und Wernsbach als Komplex Osterzgebirge betrachtet. Granit, Gneis und Granitporphyr dominieren in allen drei Zulauf-EG. Stärker differenzierend wirkt sich hier die aktuelle Bestockung aufgrund des Sauren Regens und einhergehend des Waldsterbens in der Vergangenheit aus (siehe Vegetation und Landnutzung). Dagegen machen Muldenberg und Carlsfeld im Westerzgebirge eine separate Ergebnisdiskussion erforderlich, einerseits infolge der Geologie (Phyllite und Quarzite vs. Granit), andererseits aus der Meereshöhe resultierend (mittlere bis obere Berglagen vs. Kammlagen). Die Effekte der Landnutzung bzw. Bestockung treten im Vergleich zum Osterzgebirge in den Hintergrund.

Osterzgebirge (Rauschenbach, Flåje und Wernsbach)

In den Geländeansprachen wurden von den 8 Bodentypengruppen (vgl. Tabelle 4.1) insgesamt 15 Subvarianten ausgewiesen (nach KA4: BB-GG, BBn, BB-PP, BB-SS, pBBn, PP-BB, PPn, SGm, Gm/GG, SGn, SGo, SGo-(GG), SGo/SGn, SSm, HHn). Die untersuchten terrestrischen Standorte, wie Braunerden und Podsole, befinden sich größtenteils entlang von Hangsequenzen durch die Zulauf-EG Rauschenbach (SCHEITHAUER 2000), Wernsbach (KITZE 2003), Mackovský und Radni Potok (BAUMBERG 2002). Innerhalb dieser Sequenzen wurden auch organische und mineralische Nassstandorte angesprochen. Der Schwerpunkt für die Analyse von Torf- und Anmoorböden lag jedoch im TEG Salzflüßchen. Hier wurden in einem engmaschigen Netz detaillierte Tiefenprofile aufgenommen. Einen Überblick zu chemischen Parametern der untersuchten Bodentypengruppen gibt Tabelle 4.2.

Bodenphysikalische Kennwerte wurden an ausgewählten Standorten für die Quantifizierung der Kohlenstoffvorräte bestimmt, speziell die Lagerungsdichte der Humusaufgaben, Anmoor- und Torfhorizonte als (Haupt-)Quellen potenziell mobilisierbarer NOM. Diese variieren zwischen 0,25 und 0,39 g*cm⁻³ (im Mittel 0,32 g*cm⁻³) für die Humusformen Moder bzw. Rohhumusartiger Moder an terrestrischen Standorten. Im Moor und auf Moor- bzw. Anmoorstaugleyen hat die Auflage eine durchschnittliche Lagerungsdichte von 0,28 g*cm⁻³, der Anmoorhorizont selbst etwa 0,4 g*cm⁻³. In den Torfhorizonten der degradierten Hochmoore nimmt die Dichte mit der Tiefe von 0,26 über 0,23 bis 0,19 g*cm⁻³ ab, wohingegen der Torf von flachgründigen, stark entwässerten und gesackten Moorstaugleyen mit über 0,3 g*cm⁻³ entschieden dichter gelagert ist. Für die bis zu vier Meter mächtigen Torfpakete am Salzflüßchen, aber auch in den übrigen EG bzw. TEG,

konnte die Bodenphysik (aus beprobungstechnischen Gründen) nur für die oberen 1 bis $1\frac{1}{2}$ Meter realisiert werden. In den schwächer zersetzten Horizonten unterhalb werden Lagerungsdichten von etwa $0,1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ angenommen. Weiterführende Detailanalysen zu Moorphysik und -hydraulik (Wasserleitfähigkeit etc.) wurden in Zusammenarbeit mit der Universität Göttingen initiiert und aktuell im Zuge einer Diplomarbeit ausgewertet (vgl. KAHLERT 2005).

Tabelle 4.2.: Überblick zu den mittleren chemischen Bodencharakteristika im Osterzgebirge (Datenquelle: eigene Feld- und Laborstudien)

Bodentyp	Horizont	pH-Wert	organ. Kohlenstoff	C/N-Verh.
HHn	Auflage	4,0	39,3	27,1
	Torf	3,1	42,5	34,3
	Sw/Sd	3,6	2,1	42,5
SGo	Auflage	4,3	34	21,5
	Torf	3,3	28,4	28,7
	Sw/Sd	3,6	2,9	32,3
SSh, SSm, SGM	Auflage	4,0	20,5	25,6
	Anmoor	3,7	8,1	17,6
	Sw/Sd	3,7	1,9	23,9
BBn	Auflage	3,9	23,8	23,0
	Oberboden	3,4	6,5	23,9
	Unterboden	3,9	3,4	26,5
BB-PP	Auflage	3,7	25,7	22,7
	Oberboden	3,0	7,7	34,2
	Unterboden	3,6	3,5	28,7
PPn, PPh, PSd	Auflage	3,3	25,3	24,7
	Oberboden	2,9	3,2	28,5
	Unterboden	3,4	4,2	26,1

Muldenberg

Analog dem Osterzgebirge erfolgte im EG Muldenberg die Bodenaufnahme entlang von Sequenzen, wobei der Schwerpunkt auf das Zulauf-EG der Weißen Mulde gelegt wurde. Die Ansprache fokussierte die 10 dominierenden Subvarianten BBn, BB-PP, PP-BB, PSd, SSh, SSn, SGM, SGn, SGo, HHn der Bodentypengruppen. Ferner befindet sich im EG Weiße Mulde eine Testfläche, welche im Rahmen des LTV-geförderten Teilprojektes zu Eingriffen in den Moorwasserhaushalt tiefgründiger untersucht wurde (vgl. auch Kap. 4.2). Die chemischen Bodenkennwerte sind in Tabelle 4.3 zusammengestellt.

Tabelle 4.3.: Überblick zu den mittleren chemischen Bodencharakteristika im EG Muldenberg (Datenquelle: eigene Feld- und Laborstudien)

Bodentyp	Horizont	pH-Wert	organ. Kohlenstoff	C/N-Verh.
HHn	Auflage	5,2	69,2	31,3
	Torf	3,3	52,0	30,9
	Sw/Sd	3,3	4,0	44,4
SGo	Auflage	4,7	38,2	25,1
	Torf	3,4	38,0	36,2
	Sw/Sd	3,5	1,7	29,1
SSh, SSm, SGm	Auflage	4,3	33,8	21,7
	Anmoor	3,5	11,4	25,7
	Sw/Sd	3,8	1,3	23,9
BBn	Auflage	4,2	29,8	20,4
	Oberboden	3,7	7,2	20,6
	Unterboden	4,0	1,7	14,2
BB-PP	Auflage	4,7	42,6	38,5
	Oberboden	3,1	3,2	30,7
	Unterboden	3,7	2,5	23,4
PPn, PPh, PSd	Auflage	4,7	39,5	25,5
	Oberboden	2,7	3,2	29,6
	Unterboden	3,4	1,9	28,3

Der Bodenparameter Lagerungsdichte ist für die Humusaufgaben der Podsole, Braunpodsole und Braunerden sowie für die Tiefengradienten der Hochmoortorfe in vergleichbaren Größenordnungen wie im Osterzgebirge, wohingegen die Torfe der Moorstaugleye Lagerungsdichten von $0,26 \text{ g*cm}^{-3}$ aufweisen.

Carlsfeld

Im EG Carlsfeld wurden vordergründig die Zuläufe Bach von Ost und Bach von Südost untersucht. Das Bodentypenspektrum ist relativ eng und umfasst Staupodsole, Podsole, Anmoor- und Moorstaugleye sowie Hochmoore (nach AG BODEN 1996: PSd, BB-PP / PPn, SSm, SGo, HHn), wobei im Zuge der Geländearbeiten die Moorstaugleye aufgrund der kleinräumigen Verzahnung mit den HHn-Standorten nicht separat ausgewiesen wurden. Die chemische Charakterisierung der Bodentypen wird in Tabelle 4.4 vorgenommen.

Tabelle 4.4.: Überblick zu den mittleren chemischen Bodencharakteristika im EG Carlsfeld (Datenquelle: eigene Feld- und Laborstudien)

Bodentyp	Horizont	pH-Wert	organ. Kohlenstoff	C/N-Verh.
HHn	Auflage	3,3	46,0	29,2
	Torf	2,7	54,5	50,6
	Sw/Sd	3,5	1,6	30,1
SSH, SSm, SGM	Auflage	2,7	30,9	25,7
	Anmoor	2,7	14,1	50,4
	Sw/Sd	3,5	2,0	34,3
BB-PP	Oberboden	3,3	31,3	28,9
	Unterboden	3,8	2,2	35,8
PPn, PPh, PSd	Auflage	3,0	36,6	23,0
	Oberboden	2,8	8,9	74,9
	Unterboden	3,6	1,5	26,7

Die Lagerungsdichten der Moorkernstandorte in den Zulauf-EG des Speichers Carlsfeld weichen von denen der anderen EG ab. Der Tiefengradient reicht von 0,17 über 0,11 bis 0,10 g*cm⁻³, wobei für die stark entwässerten und degradierten Moorrandbereiche ähnliche Verhältnisse wie im TEG Salzflüßchen herrschen. Die Auflagen werden von Rohhumus mit durchschnittlich 0,32 g*cm⁻³ dominiert.

Quantifizierung der potenziell mobilisierbaren C-Vorräte

Vereinfachte Bodenprofile wurden für die häufigsten Bodentypen (Braunerden, Podsol-Braunerden, Staupodsole, Anmoor-Pseudogleye, Moorstaugleye und Hochmoore) der untersuchten Einzugsgebiete abgeleitet. Die terrestrischen Bodentypen, vom Sicker- bzw. Hangsickerwasser geprägt, weisen im Oberboden bzw. in der Humusauflage C-Vorräte zwischen 50 bis 125 t*ha⁻¹ auf. Die organische Bodensubstanz im Unterboden ist weitgehend festgelegt, wohingegen ein Teil der organischen Stoffe in der Humusauflage insbesondere bei schnellen Bodenwasserbewegungen verlagerbar ist. Eine Sonderstellung nehmen Standorte mit Stauwasserregime und Anmoorbildung ein. Diesen Vorräten kommt hinsichtlich des Verlagerungspotenzials bei Berücksichtigung der Lage im Relief sowie anthropogenen Einflüssen größere Bedeutung insofern zu, dass Positionierung am Hangfuß und Quellmuldencharakter die Akkumulation und ereignisbezogen den Austrag organischer Materie forcieren. Eine dritte Gruppe stellen letztlich die Standorte mit sedentärer Torfakkumulation dar. Die Mächtigkeit der Torfdecke reicht von weniger als 30 cm bei Moorstaugleyen bis stellenweise über 4 Meter im ombrogenen Hochmoor. In logischer Konsequenz variieren die C-Vorräte, beispielsweise von 300 t*ha⁻¹ (30 cm Torf) über etwa 700 t/ha (60 cm Torf) bis 1300 t*ha⁻¹ (120 cm Torf). Je nach Mächtigkeit und Zersetzungsgrad der Torfe sind Porenvolumina zwischen 70 und 95 % charakteristisch. Die Bodenfeuchte der tiefgründigen Hochmoore kann unabhängig von der Entwässerung als nass eingestuft werden. Flachgründige Moorstaugleye weisen bei intakten Gräben witterungsbedingte Austrocknungsphasen auf. Veränderungen in den bodenhydrologischen Eigenschaften (Leitfähigkeit und Retention von Wasser) durch sehr starke Zersetzungserscheinungen werden von Gefügebildungsprozessen überlagert. Bei einem fast ausschließlich aus organischer Substanz bestehendem Bodengerüst wird verständlich, inwiefern die Kohlenstoffvorräte der Torfstandorte potenziell mobilisierbar sind. Hinzu kommen die Effekte historischer und aktu-

eller Grabenentwässerung. Mit den abgeleiteten Bodentypen wird die Quantifizierung der Kohlenstoffvorräte auf Einzugsgebietebene möglich (vgl. Abb. 4.2).

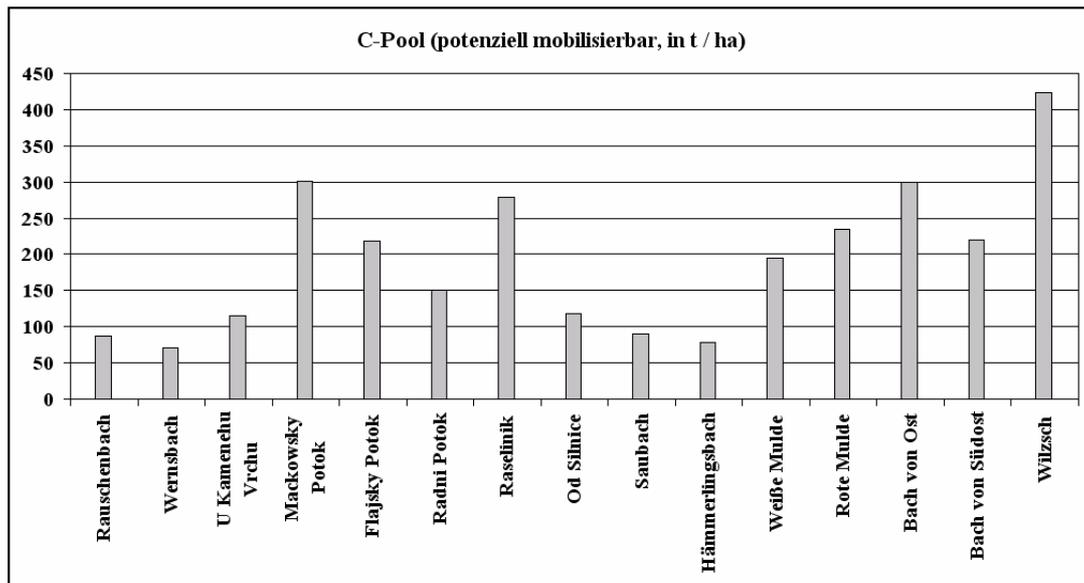


Abbildung 4.2.: Vergleich der untersuchten Einzugsgebiete nach „potenziell mobilisierbaren“ C-Pools

In logischer Konsequenz weisen EG mit hohem Anteil an Hochmooren sowie Moor- und Anmoorstaugleyen entsprechend große C-Pools auf. Jedoch „streuen“ einzelne Werte, was im verhältnismäßig hohem Anteil an Hochmooren im Vergleich zu den gesamten Nassstandorten zusammenhängt (vgl. oberes Diagramm, Abb. 4.3). Hier ist davon auszugehen, den Gesetzmäßigkeiten der Natur folgend, dass die Hochmoorfläche selbst überschätzt und in einem unausgewogenem Verhältnis zur Peripherie (Moor- und Anmoorstaugleye) in die Kartenwerke (FSK, WBK) aufgenommen wurde. Der Großteil der EG zeigt eine enge Beziehung zwischen dem Anteil organischer Nassstandorte und dem „potenziell mobilisierbaren“ C-Pool (vgl. unteres Diagramm, Abb. 4.3).

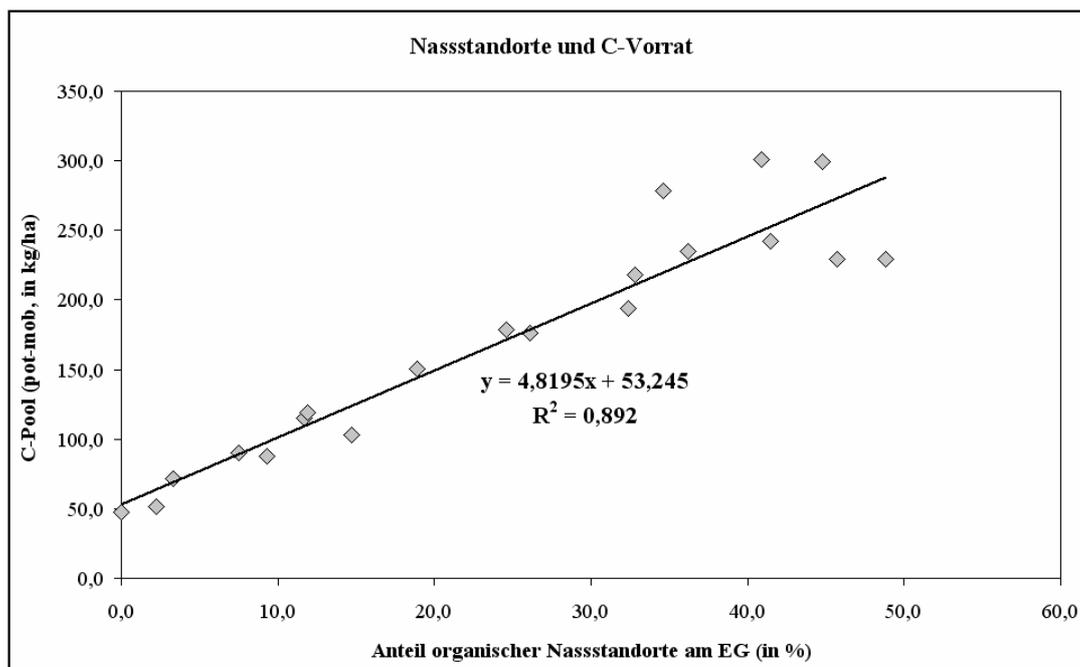
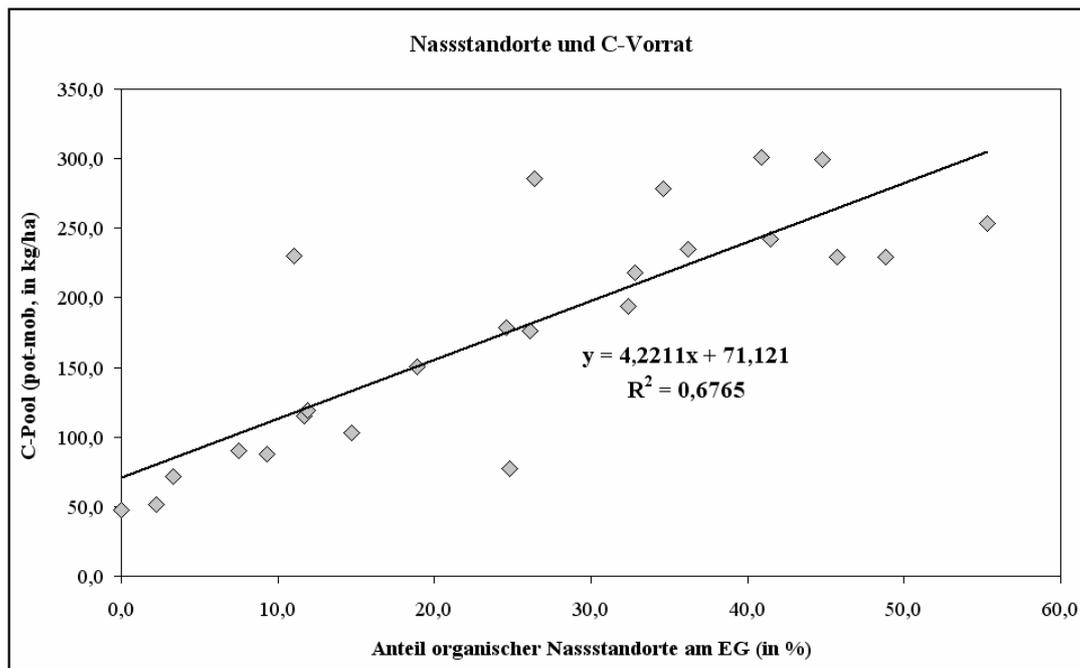


Abbildung 4.3.: Gegenüberstellung der Flächenanteile organischer Nasstandorte am EG (in %) mit den berechneten C-Pools (in kg/ha); untere Abbildung: EG ohne starke Abweichung

Landnutzung und Vegetation

Für das Verständnis der aktuellen Landnutzungssituation ist zunächst eine kurze Darstellung des Landschaftswandels in der Vergangenheit erforderlich, vor allem den Wald betreffend. Den Ausgangszustand des Erzgebirges stellt der Miriquidi-Urwald - ein Bergmischwald - dar, was soviel wie Schwarzer Wald bedeutet. Im 12. / 13. Jahrhundert begann in den unteren Berglagen die bäuerliche Besiedlung entlang der Fluss- und Bachläufe (KAULFUSS 2001). Hangaufwärts wurden die Wälder erschlossen, für Brennholz und als

Weide genutzt, meist jedoch gerodet und Felder angelegt (Waldhufen). Die Siedlungen entwickelten sich im Verlauf der Jahrhunderte weiter die Gebirgstäler hinauf, erreichten die Hochflächen der Mittellagen und drängten allmählich den Wald auf Kuppen und Rücken zurück. Lediglich die oberen Berg- und Kammlagen blieben aufgrund der ungünstigen Klima- und Bodenbedingungen von der Landwirtschaft überwiegend unbeeinflusst.

Der Wandel von Landschaft und Wald ist eng an die historische Entwicklung des Erzgebirges als Bergbauregion geknüpft. Schon im Jahr 1450 lösten erste Erzfunde einen Zustrom von Bergleuten aus. Die sukzessive Ausbeutung der Lagerstätten hatte einen enormen Holzbedarf zur Sicherung der Schächte zur Folge. Des Weiteren erforderte die Erzverhüttung große Mengen an Holzkohle. In mehreren Perioden beeinflusste der Bergbau die Kulturlandschaftsentwicklung (KAULFUSS 2001). Im Mittelalter begann zudem die Entwässerung und Erschließung der Gebirgsmoore zum Abbau von Erzseifen und für die Gewinnung von Torf als Brennmaterial.

Mit der Aufarbeitung der Erze gingen auch die ersten Rauchschäden einher, die bereits im Mittelalter nahe der Erzhütten beobachtet wurden. Später setzte durch höhere Schornsteine und resultierendem Ferntransport der Schadstoffe die Schädigung des Waldes in weiter entfernt gelegenen Gebieten ein, beginnend auf Kuppen und an Waldrändern. Außerdem nahm die Rodung des Waldes für Bergbau bzw. Verhüttung stark zu. Hierbei besaßen die Bergbaustandorte Freiberg und Brand-Erbisdorf eine erhebliche Fernwirkung bis in das obere Osterzgebirge, sowohl den Schadstoffausstoß als auch die Nachfrage nach Holz betreffend. Bisweilen war die Versorgung mit Holzkohle gefährdet. Um dem Holzmangel entgegenzuwirken, wurde mit dem gezielten Wiederaufbau der ausgeplünderten Bestände begonnen. Berghauptmann von Carlowitz verfasste 1713 in Freiberg das erste forstliche Lehrbuch, die *Sylvicultura oeconomica*. 1811 bzw. 1816 begründete Heinrich Cotta in Tharandt eine Forsthochschule und legte somit den Grundstein für den wissenschaftlich begleiteten Wiederaufbau der Wälder mit Fichte. Von ursprünglich weniger als 60 % (um 1500) stieg der Flächenanteil der Fichte auf über 90 % (um 1900) beispielsweise im Marienberger Forstbezirk (SMUL 2002).

Die Fichte stellte sich jedoch später als stark immissionsgefährdet heraus. Flächenhaft starben die Fichtenbestände in den Hoch- und Kammlagen ab. Symptome neuartiger Waldschäden kamen hinzu bei wachsender Gefährdung durch Ozon. Es wurde begonnen, verschiedene Gegenmaßnahmen wie Reduzierung der Emissionen, Bestockungswandel und Kalkung einzuleiten. Nach der politischen Wende erholten sich die Wälder sichtbar. Weite Teile des oberen Osterzgebirges befinden sich gegenwärtig im Waldumbau hin zu standortgerechten, resistenteren Baumarten. Allerdings kennzeichnen nachwievor Kahl- und Jungwuchsflächen mit diversen Fichten- und Kiefernarten, auf tschechischer Seite auch Sukzessionswälder mit Eberesche und Birke, die Forststandorte.

Osterzgebirge (Rauschenbach, Flàje und Wernsbach)

Wie bereits angesprochen wurde, sind sich die EG Rauschenbach, Flàje und Wernsbach aus räumlicher und geologischer Sicht zwar ähnlich, jedoch besteht eine starke Differenzierung hinsichtlich der aktuellen Bestockung aufgrund des Sauren Regens und des Waldsterbens in der Vergangenheit. Obwohl die dominierende Landnutzung die Forstwirtschaft ist, setzen sich die Waldflächen unterschiedlich zusammen (Abb. 4.4).

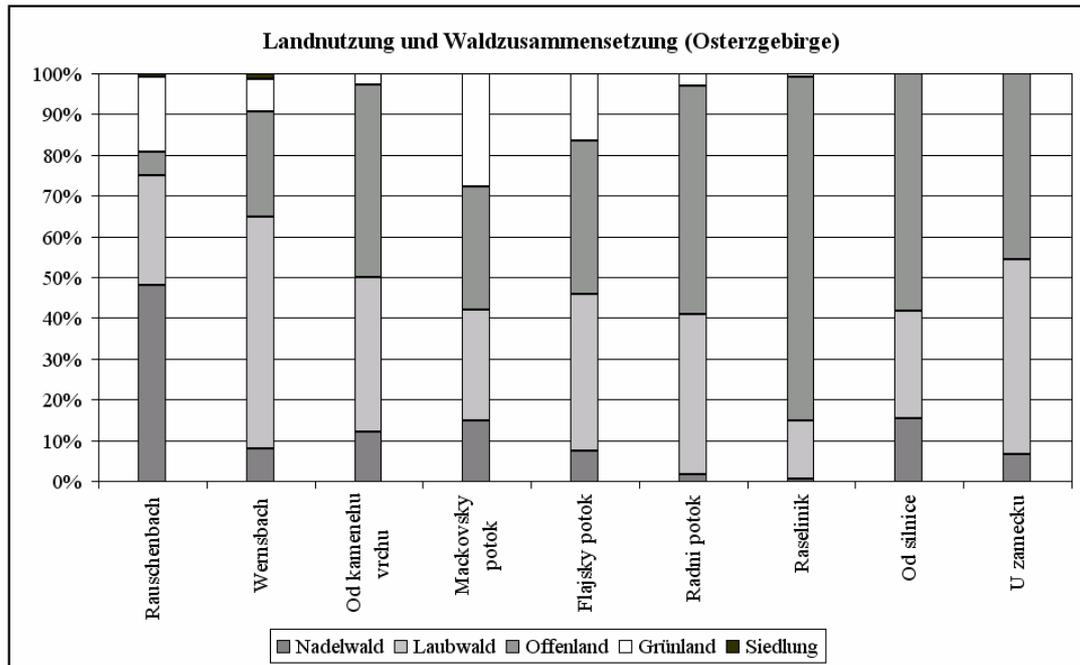


Abbildung 4.4.: Landnutzungsverteilung im Osterzgebirge (einschließlich Differenzierung der Waldstandorte nach Nadel- und Laubwald bzw. Offenland)

Insbesondere im gesamten tschechischen Talsperren-EG der Fläje sowie im Wernsbach-EG können die Folgen der enormen Stoffeinträge während der 1970er und 1980er Jahre, vorrangig als schwefelsaurer Niederschlag, im aktuellen Waldbild nachvollzogen werden. Anhand eines Satellitenbildes wurden drei Klassen ausgewiesen: Offenland, Nadel- und Laubwald. Unter Offenland sind jene tschechischen Aufforstungsflächen zu verstehen, deren Humusaufgabe und Oberboden häufig abgeschoben wurden. Sie werden in den Forstkartenwerken auch als „Buldozerova“ bezeichnet. Laubwald ist zumeist ein Sukzessionswald aus Eberesche bzw. wurde versucht, die Birke zu etablieren. Nachdem die erneute Einbringung von Nadelgehölzen nach dem flächenhaften Absterben der Fichtenmonokulturen nicht ohne weiteres gelang bzw. um das Aufwachsen der langsamwüchsigen Kulturen zu unterstützen, wurden die Pionierholzarten nicht mehr unterdrückt, womit sie große Teile des Fläje-EG bestimmen (vgl. Foto 4.5). Ferner ist erwähnenswert, dass aus dem EG Fläje bis zur Fertigstellung der Talsperre im Jahr 1960 mehrere Siedlungen ausgelagert wurden. Einzelne historische Grünlandstandorte gingen in Forsten über bzw. blieben erhalten (siehe Grünlandanteil, Abb. 4.4).



Abbildung 4.5.: Blick auf EG und Speicher Fläje

Die Intensität der Ent- und Wiederbewaldung im Verlauf der letzten Jahrzehnte wurde am Beispiel des Zulauf-EG Radni potok zur Talsperre Fläje durch Digitalisierung und Klassifizierung von Schwarz-Weiß-Luftbildern analysiert (vgl. PETROSKA 2004). Grundlage dieser Untersuchungen waren einerseits die Luftbilder aus den Jahren 1975, 1982, 1987, 1992 und 1998 sowie andererseits eine terrestrische Erkundung des Gebietes im Jahr 2001 (vgl. BAUMBERG 2002). Klassifiziert wurde neben den genannten Klassen auch nach baum- bzw. vegetationsfreien Flächen. Die Dramatik der Veränderungen im Waldzustand lässt sich aus Abbildung 4.6 erahnen. Zwischen 1975 und 1987 kam es zum Absterben von etwa 2/3 aller Nadelwaldbestände (von über 60 % auf etwa 20 %). Zugleich verdoppelte sich der Anteil des Offenlandes (von 25 % auf 50 %). Die baumlosen Flächen verdreifachten ihre Ausdehnung (von 10 % auf 30 %). Seit den späten 1980er Jahren gewinnen wiederum die beschriebenen Sukzessionswälder an Bedeutung. Ende der 90er Jahre sind Nadel- und Laubwaldanteil sowie Offenland und baumlose Flächen auf einem vergleichbaren Niveau (ca. 25 %).

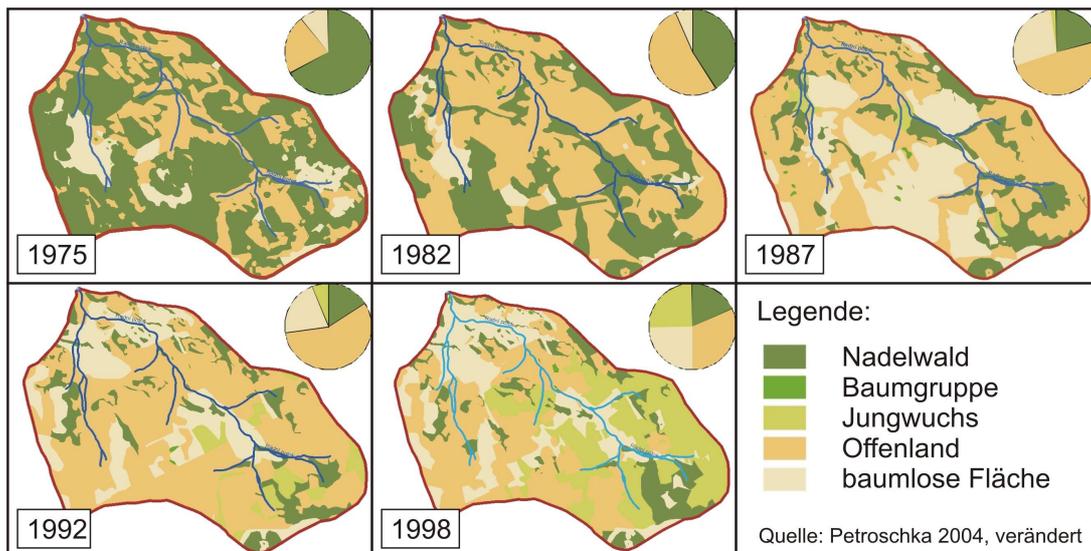


Abbildung 4.6.: Veränderungen im Waldbestand zwischen 1975 und 1998 im EG Radnıpotok

Westerzgebirge (Muldenberg, Carlsfeld)

Im Gegensatz zu den Bodenkennwerten ist für die Landnutzung der EG Muldenberg und Carlsfeld keine separate Ergebnisdiskussion erforderlich. Während aufgrund der geologischen (Phyllite und Quarzite vs. Granit) und orographischen (mittlere bis obere Berglagen vs. Kammlagen) Situation die Ausstattung der Böden getrennt zu diskutieren war, treten die Effekte der Landnutzung bzw. Bestockung im Vergleich zum Osterzgebirge in den Hintergrund. Beide Talsperreneinzugsgebiete sind von forstwirtschaftlicher Nutzung geprägt, einschließlich der meisten Moorflächen. Einhergehend sind die organischen Nässtandorte von einem dichten Netz an Entwässerungsgräben durchzogen, welche nur partiell der aktuellen Pflege unterliegen (insbesondere flachgründige, degradierte Moore und Moorstaugleye im EG Muldenberg). Die Hauptbaumart ist die Gemeine Fichte (*Picea abies*). Je nach Standortbedingungen (Höhenlage, Klima, Deposition, Vernässung, Podsolierung) zeigen die Bestände unterschiedliche Vitalität und Schädigung, wobei der Schadverlauf im Westerzgebirge geringere Ausmaße angenommen hatte, als im Osterzgebirge (SMUL 2002). Im EG der Wilzsch tritt als Landnutzungsbesonderheit das Naturschutzgebiet „Großer Kranichsee“ hinzu, ein seit 1912 geschütztes Hochmoor. Inwiefern dieser Nutzungsspezifik in Zukunft zunehmende Bedeutung zu schenken sein wird, hängt von den gegenwärtig in Planung und Umsetzung befindlichen Ausweisungen ausgedehnter Hochmoorflächen einschließlich ihrer Umgebung zu FFH- bzw. Naturschutzgebieten ab. Ein weiterer Sonderfall sind die Floßgräben und -teiche im EG der Talsperre Muldenberg.

Stoffdeposition und Klima

Die gegenwärtige und vergangene Klima- und Stoffeintragssituation wird als entscheidender exogener Steuerfaktor für die Prozesse in Einzugsgebieten und Böden angesehen. Da in den EG kein spezielles Emissions- und Klimamessnetz existiert, soll auf Daten bzw. Berichte von LTV, LFP sowie anderen (Umwelt-)Behörden zurückgegriffen werden. Klima, Stoffdeposition und Landnutzung stehen im oberen Erzgebirge in einer engen Beziehung. Wie im Abschnitt Landnutzung und Vegetation ausgeführt, traten die ersten Rauchschäden bereits im Mittelalter auf. Der Höhepunkt wurde aber zweifelsohne im 20. Jahrhundert

erreicht. Ab 1965 stiegen die SO₂-Emissionen durch den Ausbau der Ballungs- und Braunkohlegebiete im Böhmischem Becken, im Leipziger Raum und in der Lausitz enorm an. In den 70er und 80er Jahren waren die Schadstoffeinträge an ihrem Maximum angelangt, vor allem im Osterzgebirge. Flächenhaft starben hier die Fichtenbestände in den Hoch- und Kammlagen ab. Die Region erhielt resultierend aus der starken Luftverschmutzung und den enormen Schäden an Pflanzen, Menschen und Bauwerken den Namen „Schwarzes Dreieck“. Nach der politischen Wende 1989/1990 erfolgte die Modernisierung der Kraftwerke und der Einbau von Entschwefelungsanlagen, womit ein Rückgang der SO₂-Belastung einsetzte. Allmählich erholten sich die Wälder sichtbar. Jedoch brachten Schadwinter wie 1995/1996 herbe Rückschläge (SMUL 2002). Ferner haben veränderte luftchemische Verhältnisse an Bedeutung gewonnen (u.a. Ozonzunahme). Diese landschaftlichen Transformationsprozesse werden begleitet von Klimawandel, neuartigen Waldschäden z.B. durch Magnesiummangel und Eutrophierungserscheinungen durch Stickstoffeinträge.

Welche Unterschiede von 1995 bis 2001 zwischen Osterzgebirge (OE) und Westerbirge (WE) sowie zwischen dem Niederschlag im Freiland (FN) und aus der Kronentraufe (KT) von Fichtenbeständen bestanden, geht aus den Messreihen der Dauerbeobachtungsflächen „Level II“ des LFP in Olberhau (OE) und Klingenthal (WE) hervor (Abb. 4.7). Neben einem deutlichen Rückgang der Sulfat-Schwefel-Konzentrationen und -Frachten ist der pH-Wert in diesem Zeitraum um etwa eine Einheit angestiegen. Hierbei zeigen sowohl das Osterzgebirge als auch die Kronentraufe die stärkste Veränderung. Vereinzelt erhöhte Calcium-Einträge stehen in Verbindung mit der Verwehung unweit entfernt ausgebrachter Kalke (SMUL 2002). Stickstoff hat zwar keine Absolutzunahme erfahren, jedoch stieg seine Bedeutung im Verhältnis zum Schwefel. Die DOC-Konzentrationen hatten Ende der 90er Jahre ein niedrigeres Niveau, als Anfang 2000 zu beobachten war. In logischer Konsequenz zur Niederschlagsmenge verlaufen die DOC-Fracht-Kurven undifferenzierter mit Maxima in den Jahren 1996, 1998 und 2000. Ein deutlicher positiver Trend kann allerdings aus diesen relativ kurzen Messreihen nicht abgeleitet werden.

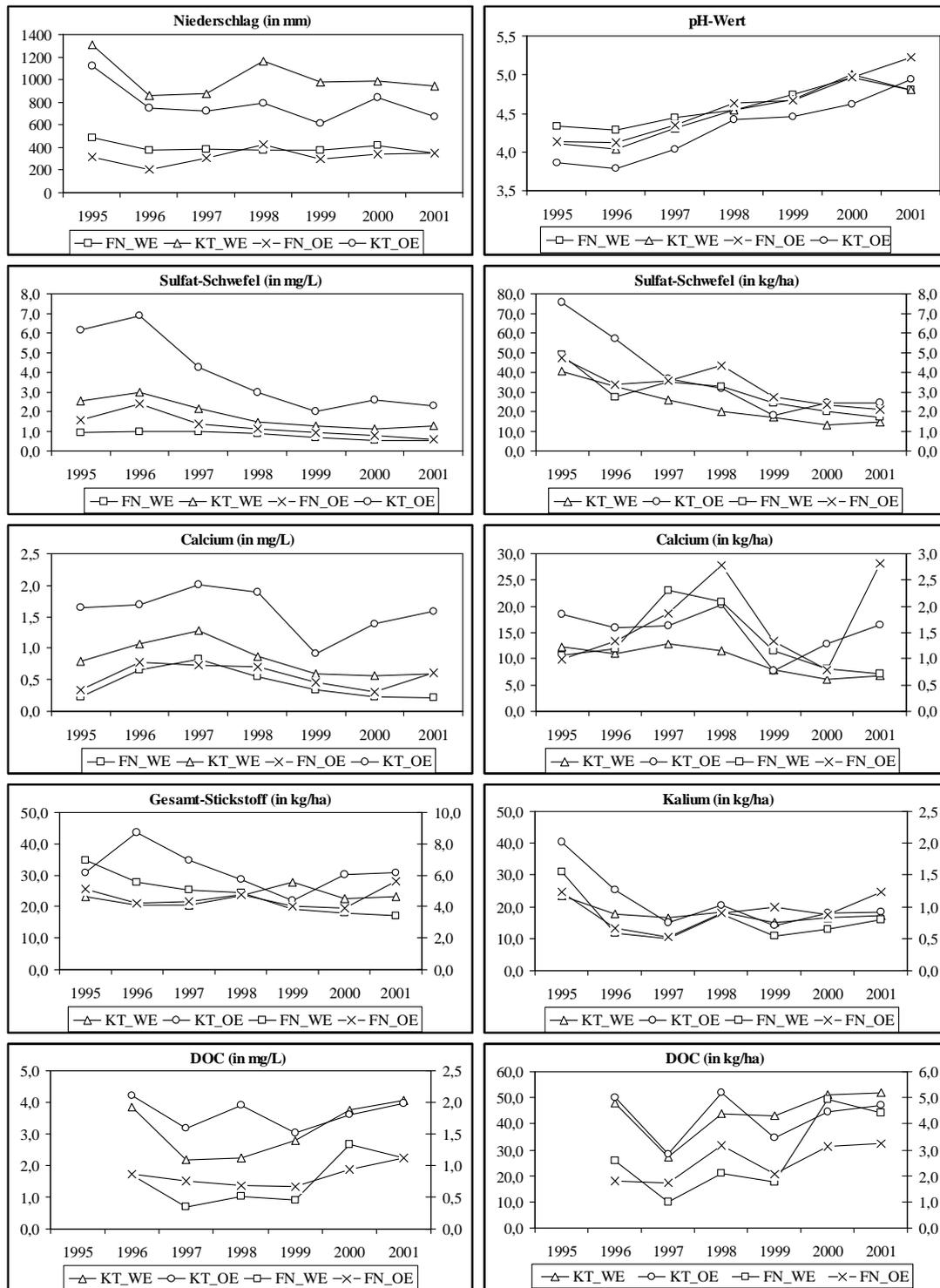


Abbildung 4.7.: Vergleich der Stoffeinträge über Freilandniederschlag (FN) und Kronentraufe (KT) an den Level-II-Dauerbeobachtungsstellen Klingenthal (WE) und Olbernhau (OE), Datenquelle: LFP Sachsen

Vor dem Hintergrund einer engen und direkten Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet, Stoffaustrag und Witterungsereignissen bzw. Klimaentwicklung wurden langjährige Temperatur- und Niederschlagsreihen der LTV sowie die aktuelle Klimaprognose für Sachsen ausgewertet (SMUL 2005).

Die LTV-Klimareihen stammen von den Messungen an den Talsperren Rauschenbach (1981 - 2003) und Muldenberg (1942 - 2003, betrachtet werden aber die Jahre 1981 - 2003). Für beide Lokalitäten wurden steigende Temperaturtrends ermittelt (Abb. 4.8). Muldenberg verzeichnet hierbei einen doppelt so starken Anstieg im Vergleich zu Rauschenbach. Das betrifft sowohl die jährliche Tageshöchst- als auch die Tagestiefsttemperatur. Während in Muldenberg in den letzten zwei Jahrzehnten die jährlichen Niederschlagssummen ebenfalls zugenommen haben, waren am Rauschenbach rückläufige lineare Trends zu beobachten. Bei ausschließlicher Analyse der Jahre 1996 bis 2002 ist für diesen Zeitraum am Rauschenbach ebenfalls eine sukzessive Zunahme um über 500 mm festzustellen. Zudem waren die letzten beiden Jahre der Reihe klimatische Extremjahre: 2002 als sehr regenreiches Jahr (Jahres-NS = 1500 bzw. 1600 mm mit häufigen Starkregen) und 2003 als Dürrejahr (Jahres-NS = 850 bzw. 800 mm mit langanhaltender Trockenheit). Das jahreszeitliche Verhalten an beiden Messstationen ist in Abbildung 4.9 gegenübergestellt.

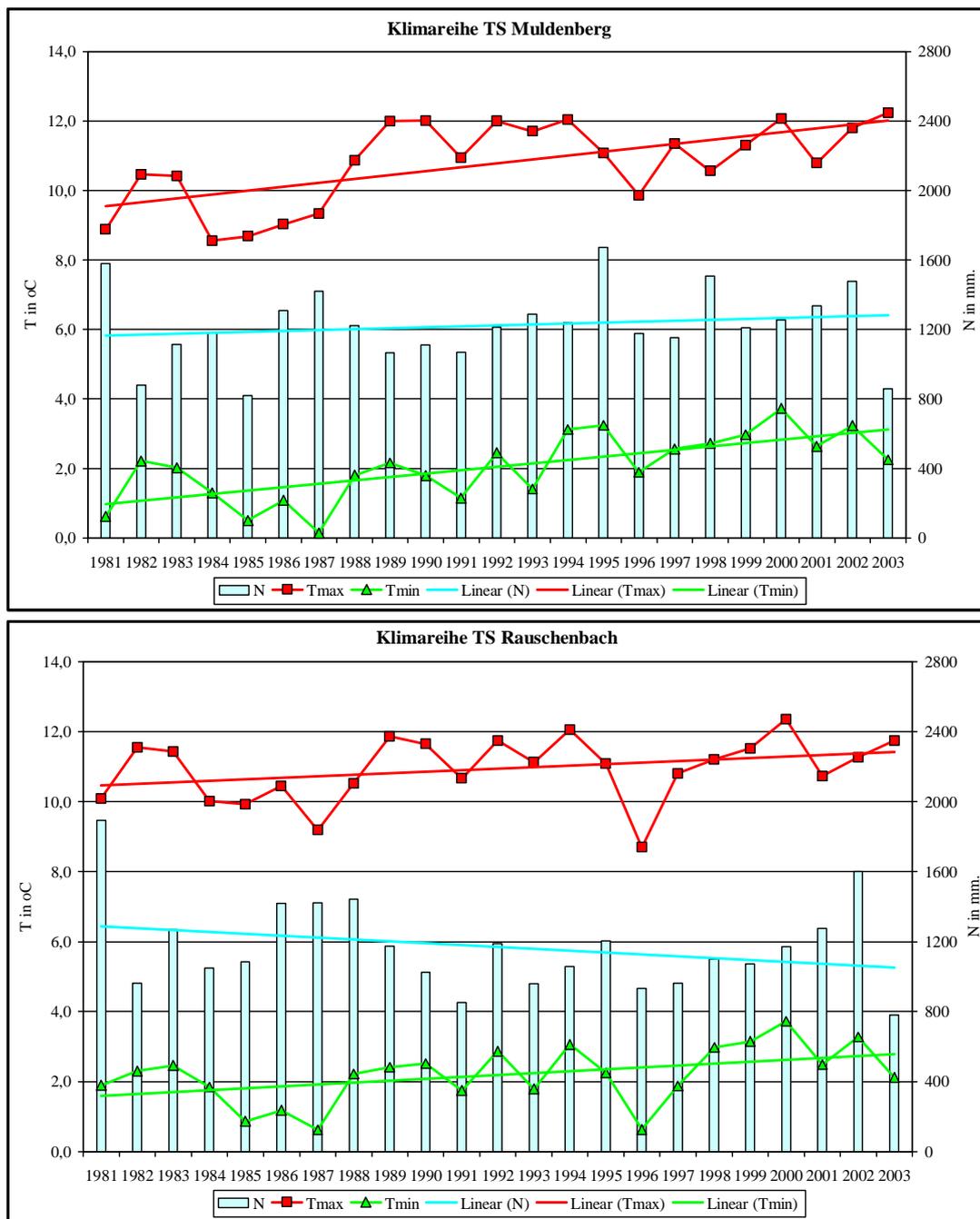


Abbildung 4.8.: Vergleich der langjährigen Klimareihen an den TS Muldenberg und Rauschenbach

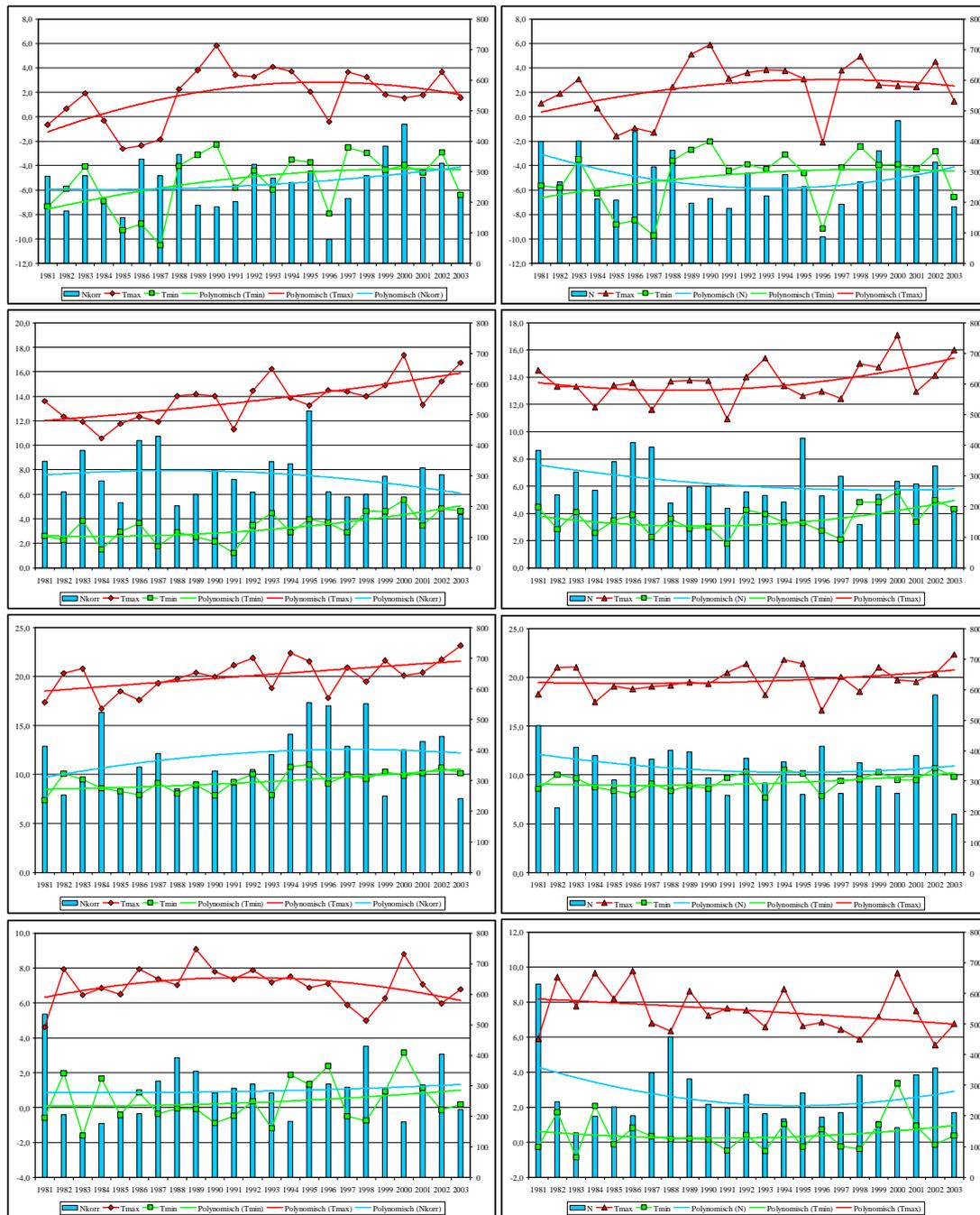


Abbildung 4.9.: Vergleich langjähriger, saisonaler Klimaparameter an den TS Muldenberg (linke Diagrammfolge) und Rauschenbach (von oben nach unten: Winter, Frühjahr, Sommer, Herbst)

Die Studien und Prognosen zur Klimaentwicklung speziell in den oberen Berglagen besagen, dass zukünftig mit einer Zunahme der Starkregenhäufigkeiten, Tau-Frost-Wechsel und Dürreperioden gerechnet werden muss (SMUL 2005). Zugleich wird von einer Verlängerung der Vegetationsperiode ausgegangen. Die Temperaturen könnten sich hin zu milderen Wintern verschieben. Mit dem früheren Einsetzen der Vegetationsperiode einschließlich höherer Temperaturen wird davon ausgegangen, dass z.B. die Blattentwicklung an Laubbäumen zeitiger im Jahr beginnt. Den milderen Bedingungen könnten allerdings Niederschlagsdefizite entgegenwirken. Eine Szenariorechnung ergab bei Temperaturanstie-

gen von 1,5 bzw. 2,0 Grad - im Mittelgebirge wird anstatt des Niederschlages die Temperatur als limitierender Faktor angesehen - die Verdrängung der potenziell etablierten Waldgesellschaften. Daneben könnten weitere Arten, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme betroffen sein. Insbesondere die Überlebenswahrscheinlichkeit und der Reproduktionserfolg werden direkt durch Umweltfaktoren wie Temperatur und Niederschlag gesteuert. Indirekt kommen Folgen für den Lebensraum hinzu. Als vom Klimawandel gefährdet gelten Hochmoore, kühl-schattige Täler, Wälder und Rasengesellschaften u.a. in den oberen Berglagen insofern, dass mit Verlust dieser Biotope zu rechnen ist. Analog zur Vegetation wird vorhergesagt, dass sich der Klimawandel auf die Wasserressourcen nachteilig auswirken wird. Damit verbunden sind abermals die erhöhten Temperaturen und eine geringere Wasserführung in den Fließgewässern aus Waldeinzugsgebieten, verstärkte Schadstoffbelastungen im Gewässer und auch in Fischen, ein vermehrtes Auftreten von Blaualgen sowie stabilere Schichtungen nebst schlechterem Sauerstoffaustausch in den Talsperren.

4.1.2. NOM in Fließgewässern

Allgemeines

In einem großen Teil der nachfolgenden Ausführungen wird der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK₂₅₄) als Indikator für die Huminstoffkonzentration im jeweiligen Fließgewässer herangezogen. Der Zusammenhang zwischen der spektralen Absorbanz und der Konzentration von Huminstoffen in Gewässern, die nicht oder nur sehr wenig durch anthropogene Einleitungen betroffen sind, ist sehr eng (HÜTTER 1994). Für den Projektzeitraum konnte in den Zuläufen im Ost- und Westerbirge die Korrelation zwischen SAK₂₅₄ und den Huminstofffraktionen I (HS I) und II (HS II) sowie den Building-Blocks (BB) nachgewiesen werden (s. Tab. 4.5), was dazu berechtigt den SAK₂₅₄ als Indikator für die Huminstoffkonzentrationen auch für die Zeiträume zu verwenden, für welche keine Fraktionierung des DOC vorliegt.

Die in diesem Kapitel verwendeten Box-Whisker-Diagramme unterliegen folgenden Definitionen. Der zentrale schwarze Punkt ist der Median der jeweiligen Stichprobe. Der Median hat hier den Vorzug gegenüber dem Mittelwert bekommen, da er wesentlich robuster entgegen Ausreißern und Extremwerten ist. Gerade die kategorisierten Datenreihen weisen in den einzelnen Kategorien oft nicht sehr große Stichprobenumfänge auf, somit können schon wenige Extremwerte die Darstellung bei der Verwendung von Mittelwerten verzerren.

Die Boxgrenzen bilden das jeweilige obere (75 %) und untere (25 %) Quartil der Stichprobe. Die Whiskergrenzen sind durch diejenigen Daten gekennzeichnet, die nicht als Ausreißer oder Extremwerte gelten. Ausreißer sind hier Abweichungen aus dem Datenkollektiv, die nicht in den erfassten mittleren Bereich gehören und werden innerhalb der Boxplot-Diagramme folgendermaßen definiert:

$$\begin{aligned} \text{oberer Ausreisser} &> UBG + AK * (UBG - OBG) \\ &\quad \text{und} \\ \text{unterer Ausreisser} &< OBG + AK * (UBG - OBG) \end{aligned}$$

UBG = untere Boxgrenze

OBG = obere Boxgrenze

AK = Ausreißerkoeffizient (1,5)

Extremwerte werden nach dem selbem Schema nur mit doppeltem Ausreißerkoeffizienten berechnet. Sie liegen jeweils unterhalb des 5 %-Perzentils oder oberhalb des 95 %-Perzentils. Die in den Box-Whisker-Diagrammen aufgezeigten Ausreißer und Extremwerte sollen als starke Abweichungen vom mittleren Verhalten des Datenkollektivs verstanden

werden. Sie sind nicht durch Ausreißertests ermittelt worden und somit nicht als zu eliminierende Werte zu betrachten.

Alle Korrelationen zwischen dem SAK_{254} und den in Tabelle 4.5 aufgeführten Fraktionen des DOC sind auf dem Signifikanzniveau von 99 % ($p=0,01$) signifikant (z-Test) bis auf den Zusammenhang SAK_{254} versus Building-Blocks am Weißen Fluss (95 %). Da die Werte nicht der Normalverteilung unterliegen (χ^2 -Test) wurde der Korrelationskoeffizient nach Pearson berechnet und das Intervall der erklärten Varianz über die *Fisher*-Transformation bestimmt (vgl. SCHÖNWIESE 2000). Die höchsten Korrelationskoeffizienten und die engsten Intervalle der erklärten Varianz hat in den untersuchten Gewässern die Huminstofffraktion I gefolgt von der Huminstofffraktion II. Das unterstreicht noch einmal die starke Prägung des SAK_{254} durch die hochmolekularen organischen Substanzen.

Tabelle 4.5.: Korrelativer Zusammenhang zwischen SAK_{254} und Huminstofffraktionen

Gewässer	n	HS I		HS II		BB	
		r	Varianzintervall [%]	r	Varianzintervall [%]	r	Varianzintervall [%]
Salzflüßchen	83	0,91	74 - 88	0,86	64 - 83	0,86	63 - 83
Weißer Fluss	19	0,90	57 - 92	0,93	67 - 94	0,66	8 - 73
Rauschenbach	33	0,99	97 - 99	0,96	84 - 96	0,92	71 - 92
Rote Mulde	21	0,97	85 - 97	0,91	61 - 93	0,71	16 - 76
Weißer Mulde	24	0,92	67 - 93	0,87	53 - 89	0,69	15 - 73
Wilzsch	23	0,97	88 - 98	0,88	54 - 90	0,78	29 - 81

r = Korrelationskoeffizient nach Pearson

Rauschenbach

Die Zuläufe der Talsperre Rauschenbach im Osterzgebirge sind der Rauschenbach, der Wernsbach und die Flöha. Die Wasserqualität und -quantität der Flöha wird durch die südöstlich auf tschechischem Territorium gelegene Talsperre Fláje, deren Wildbettaufgabe die Flöha oberhalb der Talsperre Rauschenbach speist, wesentlich beeinflusst. Die Huminstoffkonzentrationen dieses Zulaufes zur Talsperre Rauschenbach unterliegen somit den Gegebenheiten der Talsperre Fláje, die wesentlich stärker von Huminstoffeinträgen aus dem natürlichen Einzugsgebiet betroffen ist als die Talsperre Rauschenbach.

Seit 1993 werden in den Zuläufen zur Talsperre Rauschenbach die SAK_{254} -Werte als Indikator für die Huminstoffkonzentrationen gemessen. In der langjährigen Betrachtung weist die Flöha die höchsten SAK_{254} -Werte auf, während sie im Wernsbach und Rauschenbach deutlich geringer sind (vgl. Abbildung 4.10).

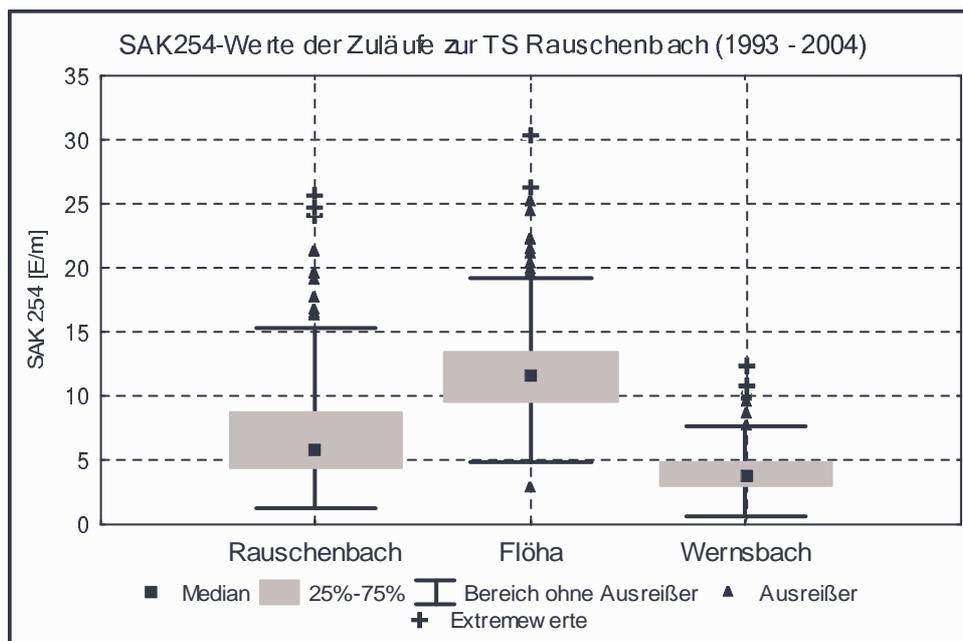


Abbildung 4.10.: SAK₂₅₄-Werte in den Zuläufen der TS Rauschenbach (1993 - 2004)

Im Zeitraum von 1993 bis 2004 sind steigende SAK₂₅₄-Werte und somit Huminstoffkonzentrationen (indiziert durch den SAK₂₅₄) in allen 3 Zuläufen beobachtet worden. Bei jährlicher Betrachtung ($n = 12$) ist beispielsweise der Anstieg der SAK₂₅₄-Werte im Wernsbach auf einem Signifikanzniveau von 95 % nachweisbar (Trendtest nach Cox und Stuart, vgl. SCHÖNWIESE 2000; SACHS 2004). Im gleichen Zeitraum blieben die DOC Konzentrationen in etwa auf konstantem Niveau (vgl. Abb. 4.11; die angepassten Geraden (Methode der kleinsten Quadrate) sollen mit ihren Anstiegen (y -Werte) den Sachverhalt unterstreichen).

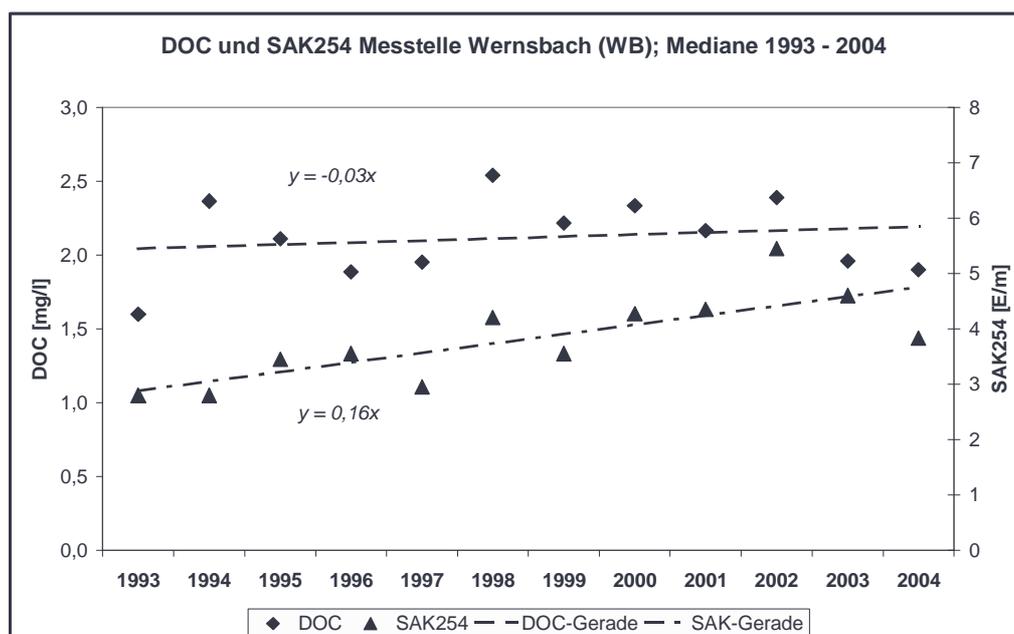


Abbildung 4.11.: Unterschiedlicher zeitlicher Verlauf von DOC und SAK₂₅₄, Wernsbach

Im innerjährlichen Verlauf unterliegen die Einträge von Huminstoffen in die Oberflächengewässer dem jahreszeitlichen Witterungsgeschehen (siehe Abb. 4.12), wobei Phasen mit hohen Niederschlägen, erhöhter Bodenfeuchte oder Schneeschmelze die höchsten Huminstoffeinträge in die Oberflächengewässer bedingen (näheres dazu in Kap. 5.1). Damit im engen Zusammenhang steht die Ausstattung der Einzugsgebiete (Bodentypenverteilung, Mooranteile, Vegetation, Relief, Grabensystem etc.), welche die Bereitstellung des mobilen organischen Kohlenstoffs sowie die Höhe der Einträge determiniert. Somit kann nicht pauschal für jedes Teileinzugsgebiet die gleiche typische Werteverteilung der Spektralen Absorptionskoeffizienten in den Gewässern pro Jahreszeit angenommen werden, da beispielsweise Ereignisse wie ein starke Schneeschmelze unterschiedliche Reaktionen (qualitativ wie quantitativ) im Vorfluter je nach Einzugsgebietsausstattung hervorrufen. Für den Rauschenbach sind die Unterschiede der Mediane (DOC und SAK_{254}) kategorisiert nach Jahreszeit auf einem Signifikanzniveau von 95 % signifikant unterschiedlich (Test nach Kruskal und Wallis, χ^2 -Test, vgl. SCHÖNWIESE 2000) und unterliegen somit nicht zufälligen Messungen.

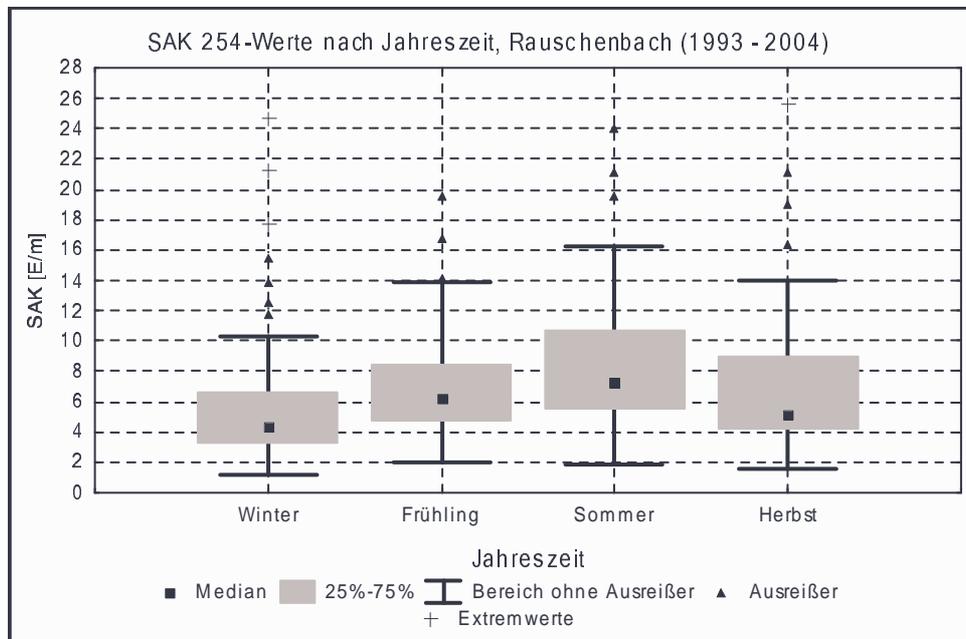


Abbildung 4.12.: Mediane des SAK_{254} für die Jahre 1993-2004 nach Jahreszeit, Rauschenbach

Das räumlich höher aufgelöste Messnetz im Einzugsgebiet des Rauschenbaches eröffnet die Möglichkeit, die Variabilität der Huminstoffkonzentrationen auf verschiedenen Flussabschnitten nachzuvollziehen. Wesentlich beeinflusst werden die einzelnen Abschnitte durch die Wasserqualität der dem Vorfluter zufließenden Bäche aus den Teileinzugsgebieten. Im Längsprofil des Rauschenbaches, charakterisiert durch die Messstellen RB12 (Quellbereich), RB4, RB3 und RB1 (Mündung) ist vom Oberlauf zum Unterlauf eine deutliche Abnahme der Huminstoffkonzentrationen aufgrund von Verdünnungseffekten zu erkennen (s. Abb. 4.13).

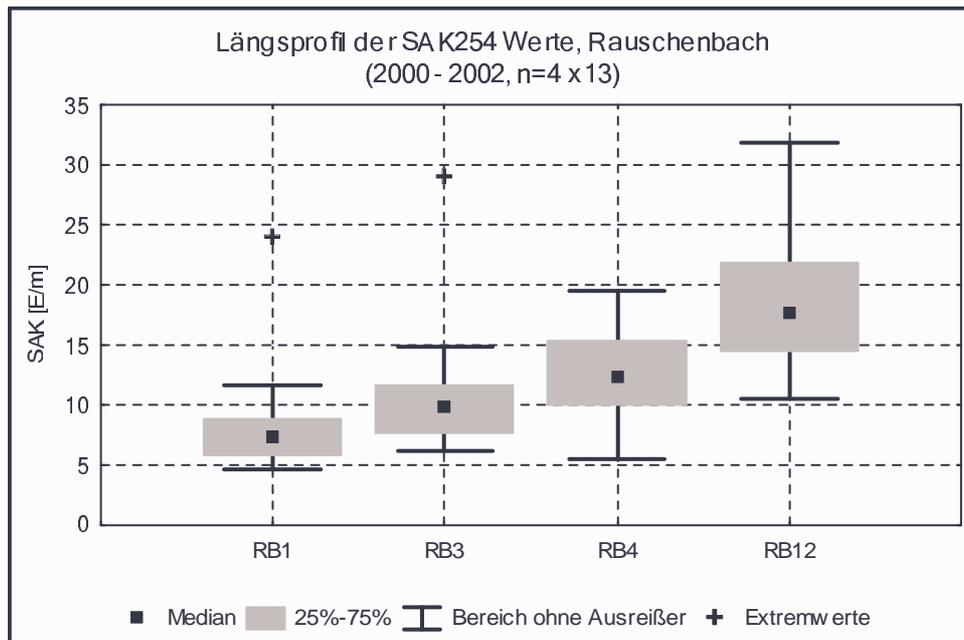


Abbildung 4.13.: Längsprofil der SAK₂₅₄-Werte, Rauschenbach

Die im Oberlauf des Einzugsgebietes befindlichen Teileinzugsgebiete, besonders Teileinzugsgebiet Salzflüßchen (RB6), sowie der Quellbereich des Rauschenbaches (RB12) sind durch wesentlich höhere Huminstoffeinträge gekennzeichnet als die im Unterlauf befindlichen. Kurz vor der Messstelle RB1 mündet der Weiße Fluss mit auf sehr niedrigem Niveau befindlichen Huminstoffkonzentrationen in den Rauschenbach und trägt wesentlich zum erwähnten Verdünnungseffekt bei (vgl. Abb. 4.14).

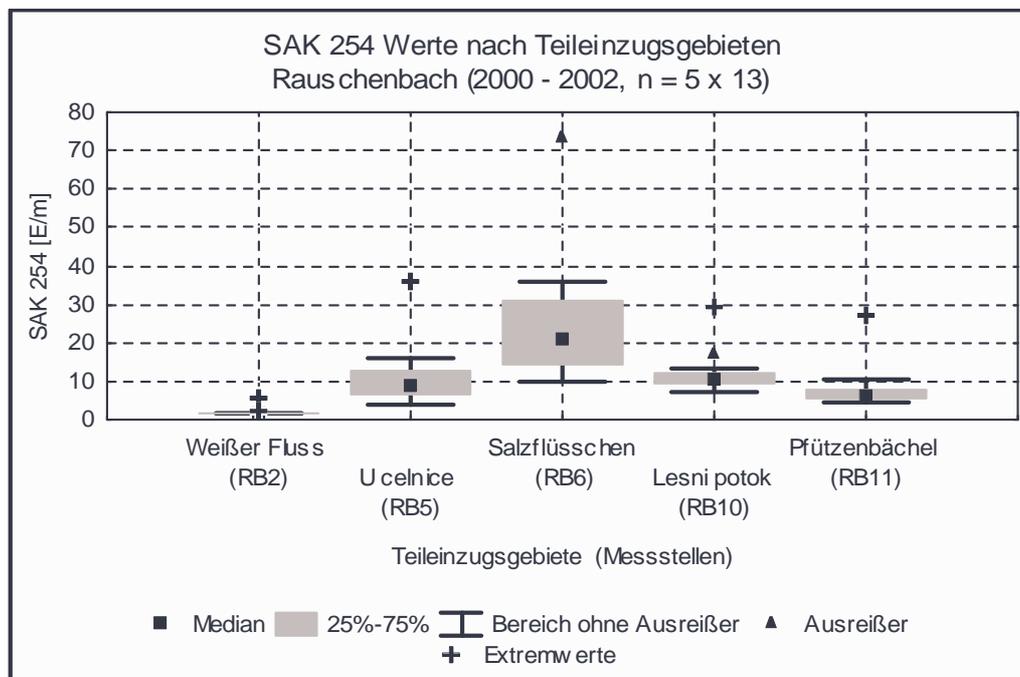


Abbildung 4.14.: SAK₂₅₄ Werte der beprobten Teileinzugsgebiete (Fließrichtung von RB12 nach RB1)

Flàje

Seit 1990 werden von der tschechischen Talsperrenverwaltung die SAK_{254} -Werte der Zuläufe regelmäßig erfasst. Die DOC-Konzentrationen und die Daten der Huminstofffraktionierung werden erst seit Projektbeginn 2001 bzw. 2003 aufgenommen. Somit stehen für die Betrachtung des gelösten organischen Kohlenstoffs und der Huminstofffraktionen wesentlich kürzere Zeitreihen als für die Messstellen der Zuläufe zum Speicher Rauschenbach zur Verfügung. Die Talsperre Flàje wird von 7 Flüssen und Bächen gespeist, deren SAK_{254} -Werte und DOC-Konzentrationen im Durchschnitt höher sind als die der Zuflüsse zum Rauschenbach (Abb. 4.15, Tab. 4.8 und 4.9).

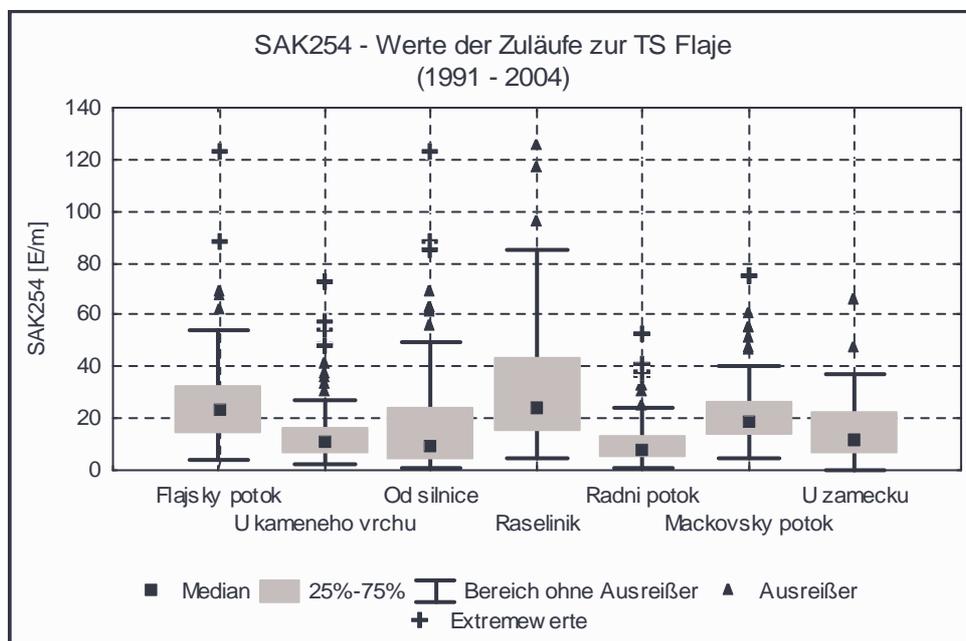


Abbildung 4.15.: SAK_{254} -Werte der Zuläufe zur Talsperre Flàje

Die höchsten SAK_{254} -Werte und die weiteste Schwankungsbreite der Daten im langjährigen Verlauf zeigt der Bach Rašelinik (Moorbach), der aus einem kleinen Einzugsgebiet mit relativ hohem Mooranteil stammt.

Im Einzugsgebiet der Flàje weisen die Zuflüsse ebenfalls einen Anstieg der Huminstoffeinträge seit Beginn der 90er Jahre auf. So liegt der Anstieg der jährlichen Mediane des SAK_{254} im Flajský potok von 1992 bis 2003 bei einem Faktor von 1,5 (Abb. 4.16). Dieser Anstieg ist auf einem Niveau von 90 % signifikant (Trendtest nach Cox und Stuart, vgl. SCHÖNWIESTE 2000; SACHS 2004). Das Jahr 1991 ist hier bewusst ausgelassen worden, da für diesen Zeitraum am Flajský potok nur 3 Messwerte existieren.

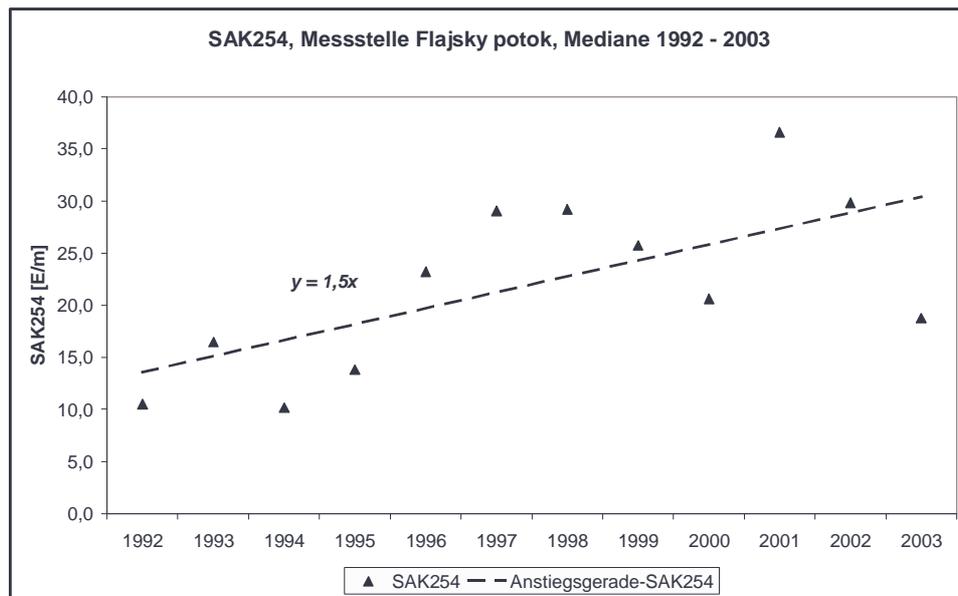


Abbildung 4.16.: Anstieg der SAK₂₅₄-Werte im Flajský potok von 1992 - 2003

Auffällig ist ein ab 1996 zu beobachtender „Sprung“ in der Werteverteilung der jährlichen SAK₂₅₄-Messungen. Ab diesem Zeitraum bewegen sich die Werte auf einem deutlich höheren Niveau, welches im Jahr 2003 durch die extreme Trockenheit wieder niedriger ist (Abb. 4.17). Ab 1996 liegen die Mediane am Flajský potok mit Ausnahme des Jahres 2003 über 20 m⁻¹. Dieser Wert wird als Median von 1992 bis 1995 nicht erreicht. Weiterhin ist eine Zunahme von Ausreißern und somit der Schwankungsbreite des Datensatzes erkennbar.

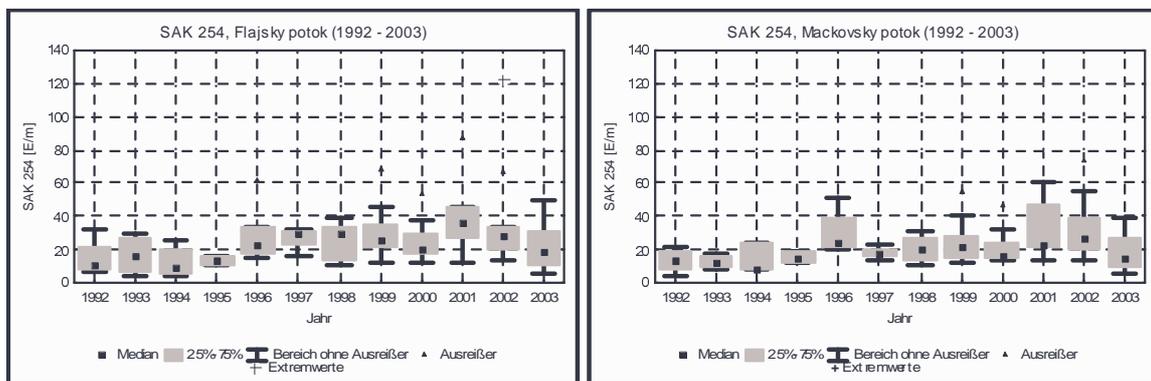
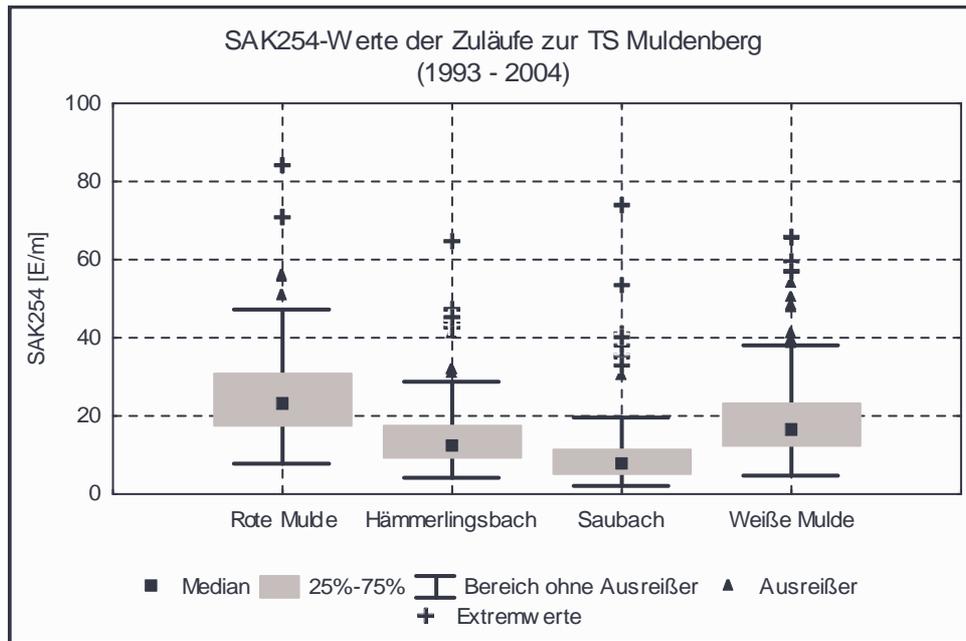


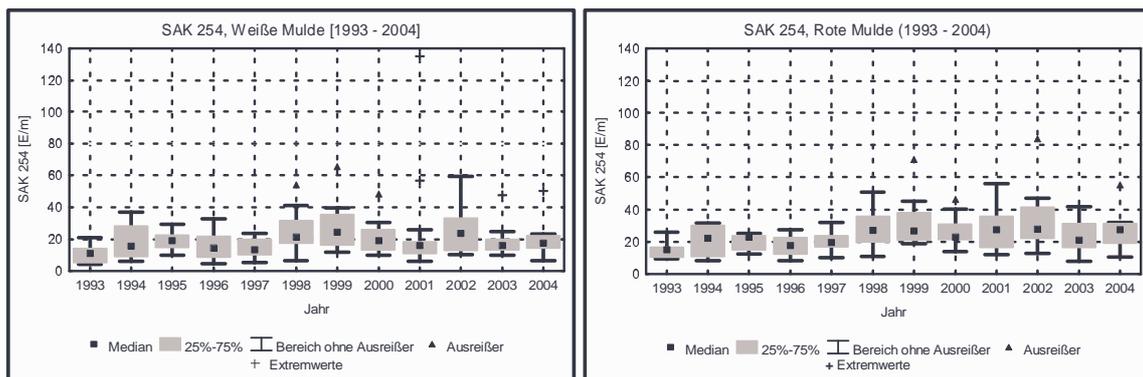
Abbildung 4.17.: SAK₂₅₄-Werte des Flajský potok und Mackovský potok 1992 - 2003

Muldenberg

Die 4 Zuläufe Rote Mulde, Weiße Mulde, Hämmerlingsbach und Saubach speisen die Tal-sperre Muldenberg im Westerzgebirge. Hier sind die Weiße Mulde und die Rote Mulde durch die höchsten Messwerte des SAK₂₅₄ und des DOC gekennzeichnet (Abb. 4.18).

Abbildung 4.18.: SAK₂₅₄-Werte der Zuläufe zur Talsperre Muldenberg 1993 - 2004

Im zeitlichen Verlauf, seit Beginn der Messungen des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm, ist an den Zuläufen der Roten und Weißen Mulde gleichfalls wie an der Talsperre Flåje im Osterzgebirge ein Sprung in der Werte Verteilung erkennbar. Jedoch hier erst ab 1998. Seit diesem Zeitpunkt bewegen sich die SAK₂₅₄-Werte auf einem deutlich höheren Niveau (Abb. 4.19). Auch haben Ausreißer und Extremwerte zugenommen, was auf eine Veränderung des Austragsverhaltens in den Einzugsgebieten schließen lässt. Die DOC-Konzentrationen weisen diesen Sprung ebenfalls auf, wenn auch nicht so deutlich.

Abbildung 4.19.: SAK₂₅₄-Werte, Weiße Mulde und Rote Mulde (1993 - 2004)

Im Vergleich mit den Untersuchungsgebieten im Osterzgebirge liegen die SAK₂₅₄-Werte sowie DOC-Konzentrationen im Gesamtüberblick auf ähnlich hohem Niveau wie an der Talsperre Flåje (vgl. Tabelle 4.8 und 4.9). Ebenso wie im Osterzgebirge sind auch hier steigende Werte seit Beginn der 90er Jahre festgestellt worden (Abb. 4.20).

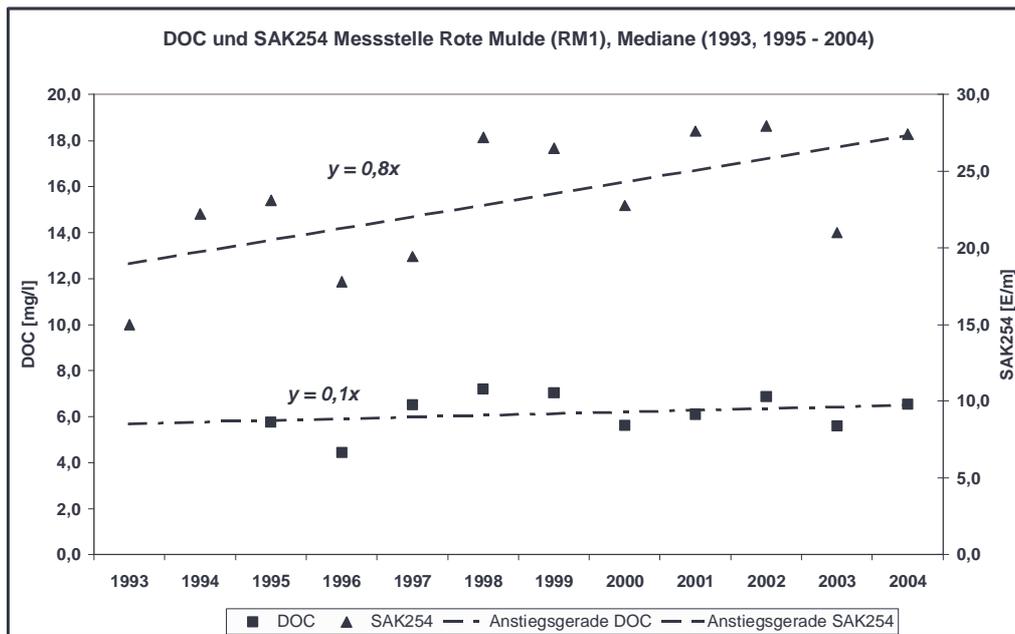


Abbildung 4.20.: Anstiege der NOM Konzentrationen, Rote Mulde (1993 - 2004)

Eine weitergehende räumliche Differenzierung der NOM Einträge ist durch die Auswertung der Daten der installierten Messnetze an der Roten und Weißen Mulde möglich (vgl. Kap. 3.1). Im Einzugsgebiet der Roten Mulde wurden innerhalb des Projektzeitraumes die höchsten SAK₂₅₄-Werte an der Messstelle RM1 (5/2001 - 12/2003) erfasst, an welcher sich die Einträge der weiter oberhalb gelegenen Messtellen RM2 bis RM4 akkumulieren. Im benannten Zeitraum wurden an RM2 die zweithöchsten Einträge gefolgt von RM3 und RM4 aufgezeichnet, wobei die Unterschiede im Median zwischen den Messtellen RM1, RM2 und RM3 bei einer Einheit liegen (vgl. Tab. 4.6). Die höchste Schwankungsbreite der Werte weist hingegen die Messtelle RM3 gefolgt von RM1 auf. RM2 zeichnet sich im Messzeitraum durch den geringsten Quartilsabstand, also der kleinsten Streuung der Werte aus.

Tabelle 4.6.: Statistik der SAK₂₅₄-Werte [m⁻¹], Messnetz Rote Mulde (5/2001 - 12/2003)

Messstelle	n	Mittelw.	Median	Unteres Quartil	Oberes Quartil
RM1	29	27,5	27,6	19,3	37,9
RM2	22	29,8	26,8	22,7	34,4
RM3	25	32,1	25,8	21,2	39,3
RM4	25	25,3	22,6	16,9	31,5

Im zeitlichen Verlauf zeigen alle 4 Messtellen ein sehr ähnliches Verhalten. Hier wird der Unterschied in der Höhe der Einträge aus den Teileinzugsgebieten der Roten Mulde in den Extremjahren 2002 und 2003 deutlich (Abb. 4.21). Während im Jahr 2002 die SAK₂₅₄-Werte vom Messtermin Ende Juli (30-Jul-02) bis zum 03. Dezember 2002 ein relativ hohes Wertenniveau halten, nehmen im Jahr 2003 an allen Messtellen die Werte von August (05-Aug-03) bis Anfang Dezember 2003 kontinuierlich ab. Der im August 2003 an der Roten Mulde gemessene SAK₂₅₄-Wert (im Diagramm nicht mehr innerhalb des Skalenniveaus) von 112 m⁻¹ ist vermutlich auf Arbeiten im Einzugsgebiet zurückzuführen,

da an den anderen Messstellen wesentlich niedrigere und untereinander vergleichbare Werte gemessen wurden. Der Zeitpunkt der Messung lag in einer Trockenperiode, so dass ein Niederschlagsereignis als Erklärung nicht in Frage kommt, außerdem sprechen die erfassten Trübungswerte für ein erhöhtes Schwebstoffaufkommen (13,2 FNU).

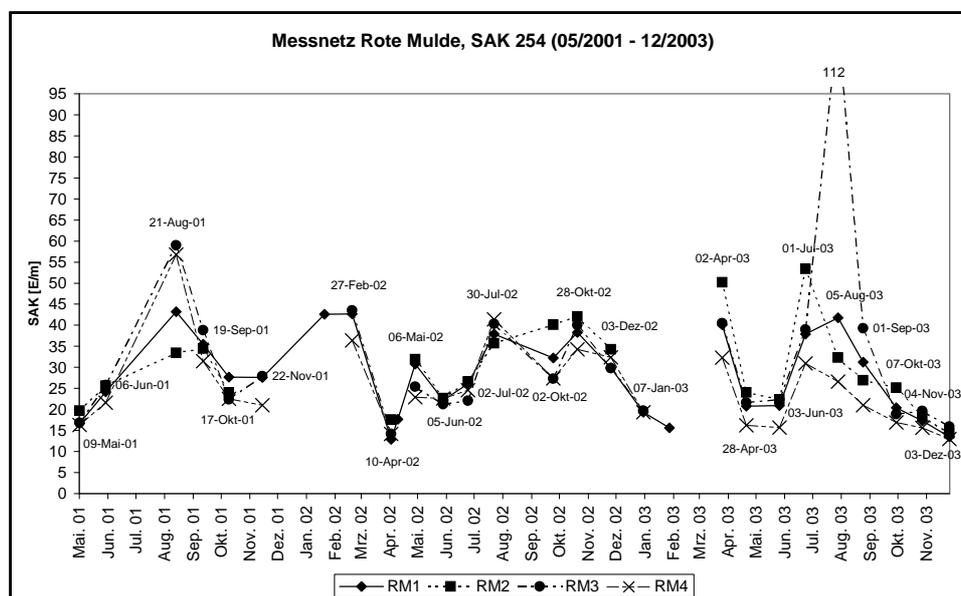


Abbildung 4.21.: SAK₂₅₄-Werte Messnetz Rote Mulde (5/2001 - 12/2003)

Die Interpretation der Daten muss unter der Erkenntnis erfolgen, dass die Huminstoffkonzentrationen im Gewässer stark von kurzzeitigen Ereignissen der Witterung abhängig sind. In den kleinen, hydrologisch schnell reagierenden Teileinzugsgebieten führen schon kurzzeitige Niederschläge zu schnell ansteigenden Konzentrationen gelöster organischer Substanzen im Fließgewässer, die auch relativ schnell wieder abklingen. Somit beeinflusst der Zeitpunkt des konkreten Messtermins indirekt auch das Ergebnis der Messung.

An der Weißen Mulde unterscheiden sich die Messstellen WM1 und WM2 in Bezug auf die SAK₂₅₄-Werte kaum. Hier nimmt das Teileinzugsgebiet Unterer Muldenteich mit der dazugehörigen Messstelle WM3 eine Sonderstellung ein. Der im benannten Teileinzugsgebiet befindliche Teich hat einen wesentlichen Einfluss auf das Austragsverhalten von Huminstoffen, was sich im Median und im Quartilsabstand (Streuung der Werte) widerspiegelt (vgl. Tab. 4.7).

Tabelle 4.7.: Statistik der SAK₂₅₄-Werte, Messnetz Weiße Mulde (5/2001 - 12/2003)

Messstelle	n	Mittelw.	Median	Unteres Quartil	Oberes Quartil
WM1	30	20,1	16,3	11,6	20,8
WM2	26	22,1	16,4	12,6	21,4
WM3	26	26,2	18,9	14,7	28,7

Auch bei der Betrachtung der Zeitreihen des SAK₂₅₄ (Abb. 4.22) fällt die Sonderstellung des für die Messstelle RM3 zugehörigen Teileinzugsgebietes auf. Während vom Beginn der Messungen im Mai 2001 bis zum Oktober 2002 die Werte fast ausnahmslos im Vergleich der 3 Messstellen die höchsten sind, fallen sie in der Trockenperiode des Jahres 2003 unter

die von RM1 und RM2. Somit deutet das Vorhandensein des Teiches eher auf ein verstärkendes Reaktionsverhalten hinsichtlich des Huminstoffaustrages aus der Fläche in den Gewässerabschnitt der Weißen Mulde hin als zunächst zu vermuten wäre. Eine Pufferfunktion des Teiches bezogen auf Huminstoffe ist aus der Werteverteilung des SAK₂₅₄ nicht abzulesen.

Das Jahr 2003 ist, ebenso wie an der Roten Mulde, auch hier durch ein niedriges Wertenniveau aufgrund der großen Trockenheit gekennzeichnet. In den Messnetzen der Roten und Weißen Mulde konnten in der Zeit des Hochwasserereignisses vom August 2002 keine Proben genommen und analysiert werden (das TZW war direkt von der Flut betroffen).

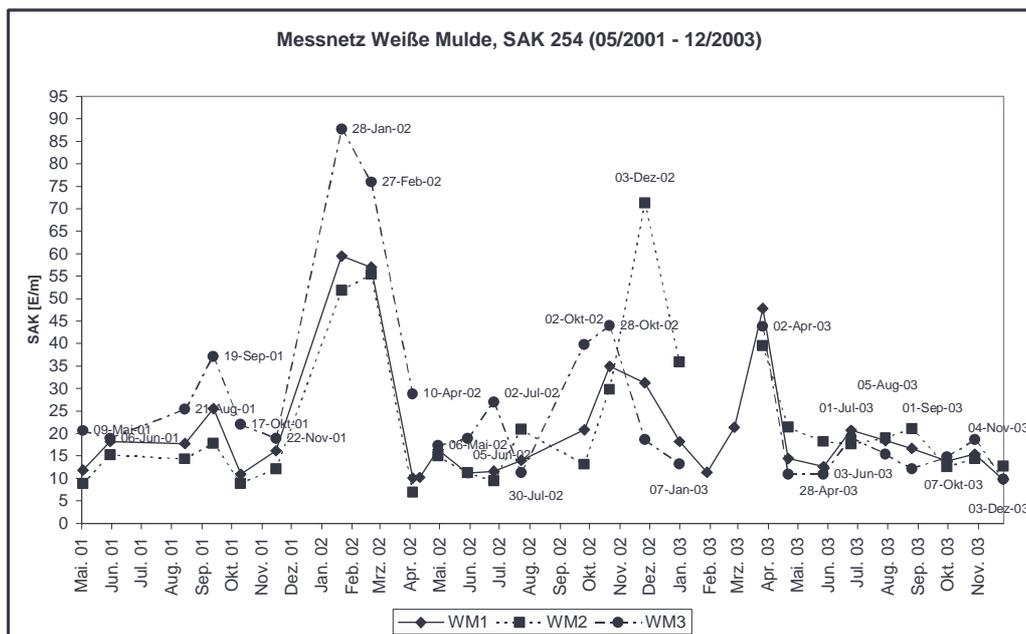
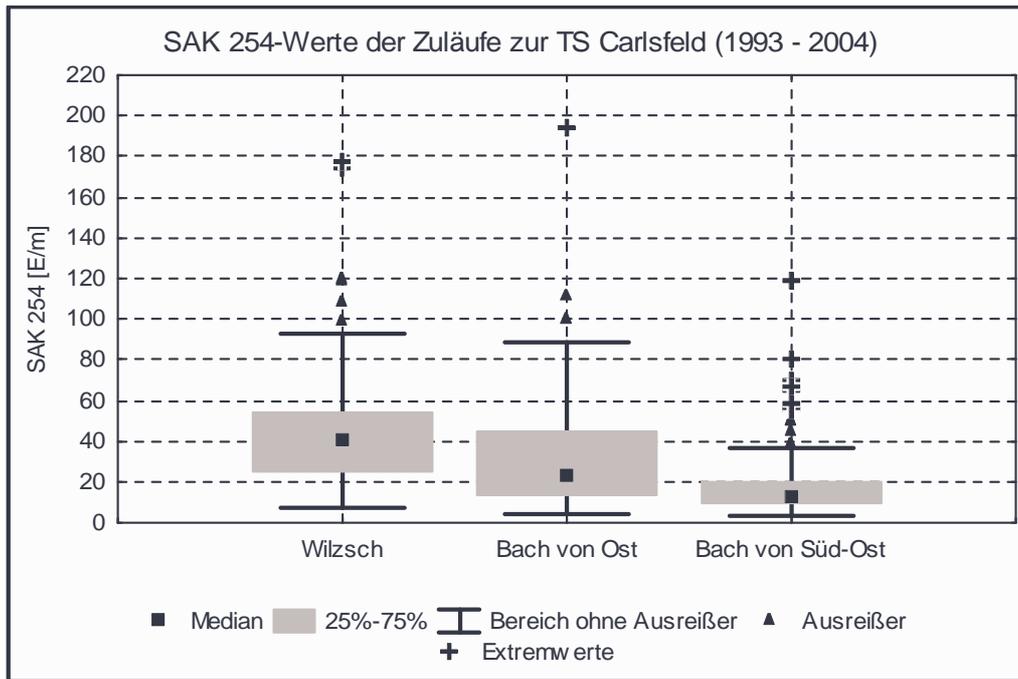


Abbildung 4.22.: SAK₂₅₄ Werte Messnetz Weiße Mulde (5/2001 - 12/2003)

Carlsfeld

Das höchstgelegene Untersuchungsgebiet ist das im Westerzgebirge befindliche Einzugsgebiet der Talsperre Carlsfeld mit einer durchschnittlichen Höhe von 930 mNN. Die Talsperre Carlsfeld wird von 3 Bächen gespeist, der Wilzsch, dem Bach von Ost und dem Bach von Süd-Ost. Die beiden letztgenannten Bäche besitzen keine historischen Namen und wurden von der Landestalsperrenverwaltung benannt.

Die Verteilung der Huminstoffeinträge durch die 3 Bäche in den Speicher Carlsfeld wird in der Abbildung 4.23 aufgezeigt. Die deutlich höchsten SAK₂₅₄-Werte weist die Wilzsch gefolgt vom Bach von Ost und vom Bach von Süd-Ost auf.

Abbildung 4.23.: SAK₂₅₄ Werte der Zuläufe zur Talsperre Carlsfeld

Das Niveau der SAK₂₅₄-Werte ist hier das höchste im Vergleich mit den anderen Untersuchungsgebieten (vgl. Tab. 4.8 und 4.9). Auch an den Zuläufen der Talsperre Carlsfeld zeigt sich ein Anstieg der SAK₂₅₄- und DOC-Werte vom Beginn der Messungen bis Ende 2004, wobei die Anstiege der Ausgleichsgeraden mit 1,9 für den SAK₂₅₄ und 0,4 für die DOC-Konzentrationen als hoch einzustufen sind (vgl. Abb. 4.24).

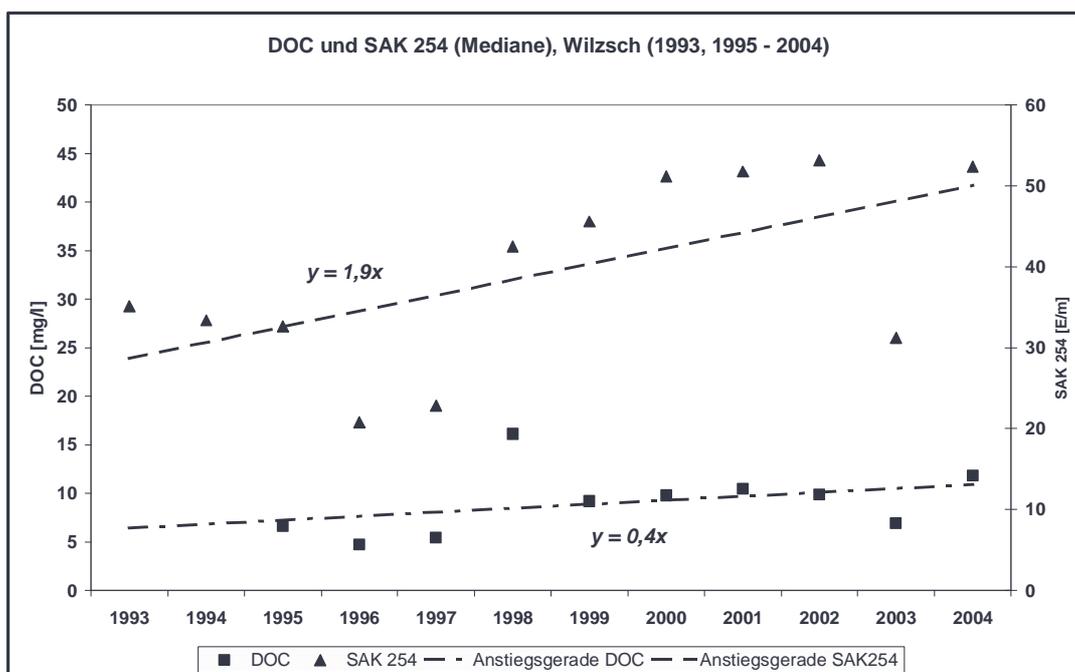


Abbildung 4.24.: Anstieg der NOM Konzentrationen in der Wilzsch (1993, 1995 - 2004)

Die Signifikanz des Anstieges lässt sich mit den hier vorliegenden Messwerten statistisch aufgrund der kurzen Zeitreihen ($n_{SAK} = 12$; $n_{DOC} = 10$) nicht gesichert nachweisen, ist jedoch wie in den anderen Untersuchungsgebieten offensichtlich.

Der im Einzugsgebiet der Fläje und Muldenberg beobachtete Sprung im Niveau der Messwerte zeichnet sich auch in den Zuläufen der Talsperre Carlsfeld ab (Abb. 4.25). Ein höheres Niveau der Werte ist ab 1998 bei den SAK_{254} - und den DOC-Werten gleichermaßen erkennbar.

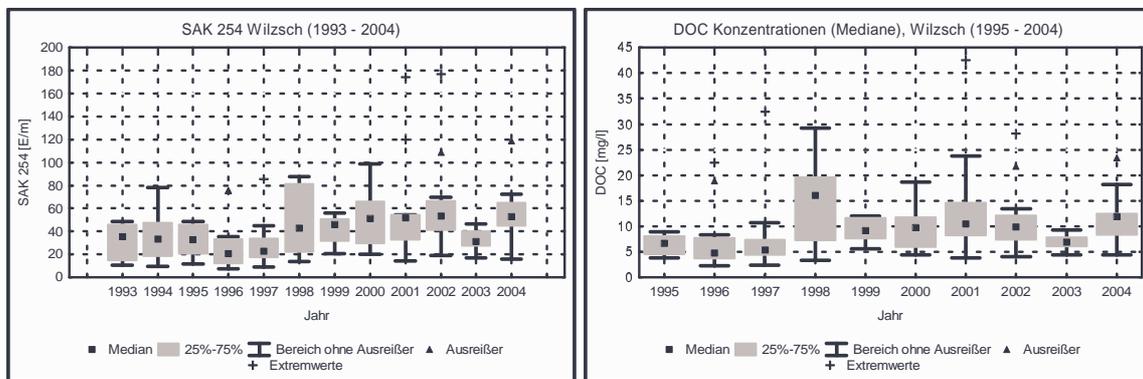


Abbildung 4.25.: SAK_{254} - und DOC-Werte, Wilzsch (1993, 1995 - 2004)

Im extremen Trockenjahr 2003 wurden aufgrund niedriger Wasserstände in den Mooren des Einzugsgebietes sowie niedriger Abflussraten nur geringe Huminstoffbefrachtungen festgestellt. Der steigende Trend wurde nur kurz unterbrochen und setzt sich im Jahr 2004 fort.

Die Tabellen 4.8 und 4.9 geben mittels statistischer Größen einen Überblick über die Ausprägung des SAK_{254} und die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in den Einzugsgebieten.

Tabelle 4.8.: Deskriptive Statistik der DOC-Werte [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] in den Zuläufen (1993 - 2004)

Gewässer	n	Mw.	Md.	Min.	Max.	UQ	OQ	Spw.	Stbw.
<i>Sp. Rauschenbach</i>									
Rauschenbach	233	2,6	2,4	0,9	8,5	1,9	3,0	7,6	1,1
Flöha	136	3,7	3,7	1,2	6,8	3,3	4,1	5,6	0,8
Wernsbach	128	2,3	2,1	0,4	4,4	1,9	2,5	4,0	0,7
<i>Sp. Fläje</i>									
Flajský potok	35	6,6	5,9	1,5	23	3,3	8,6	21,5	4,7
U kamenehu vrchu	34	4,5	3,4	1,4	12,3	2,2	6,3	10,9	3,0
Od silnice	34	5,4	3,3	0,5	19,1	2,0	8,9	18,6	5,0
Rašelinik	36	8,3	6,5	1,6	25,8	3,2	12,1	24,2	6,1
Radni potok	35	3,7	2,6	0,5	10,8	1,8	5,7	10,3	2,6
Mackovsky potok	35	6,1	5,8	2	15,9	3,5	7,6	13,9	3,3
U zamecku	4	5,3	5,1	3,2	7,8	3,7	7,0	4,6	2,1
<i>Sp. Muldenberg</i>									
Rote Mulde	136	6,6	6,3	2,5	19,8	4,7	7,8	17,3	2,7
Hämmerlingsbach	135	4,5	3,9	1,8	14,0	3,1	4,9	12,2	2,3
Saubach	146	3,6	3,0	1,2	21,9	2,3	3,9	20,7	2,5
Weiße Mulde	141	5,7	4,7	1,8	32,9	3,8	6,5	31,1	3,5
<i>Sp. Carlsfeld</i>									
Wilzsch	129	9,9	8,4	2,2	42,5	5,8	11,7	40,3	6,4
Bach von Ost	120	8,1	6,1	1,5	38,6	4,1	9,8	37,1	6,5
Bach von Süd-Ost	119	5,3	4,2	1,4	22,6	3,2	5,9	21,2	3,4

n=Anzahl; Mw.=Mittelwert; Md.=Median; Min.=Minimum; Max.=Maximum; UQ=Unteres Quartil
 OQ=Oberes Quartil; Spw.=Spannweite; Stbw.=Standardabweichung; Sp.=Speicher

Tabelle 4.9.: Deskriptive Statistik der SAK₂₅₄-Werte [mg*L⁻¹] in den Zuläufen (1993 - 2004)

Gewässer	n	Mw.	Md.	Min.	Max.	UQ	OQ	Spw.	Stbw.
<i>Sp. Rauschenbach</i>									
Rauschenbach	224	7,2	5,8	1,2	25,6	4,3	8,8	24,4	4,5
Flöha	137	12,1	11,6	2,9	30,4	9,6	13,5	27,5	4,5
Wernsbach	127	4,2	3,7	0,6	12,4	2,9	4,8	11,8	2,0
<i>Sp. Fläje</i>									
Flajský potok	107	25,8	23,4	3,9	123,0	14,9	32,3	119,1	17,3
U kamenehu vrchu	90	15,2	10,8	2,6	72,8	7,1	16,5	70,2	13,0
Od silnice	87	19,2	9,2	1,1	123,0	4,7	23,8	121,9	23,0
Rašelinik	96	33,1	24,2	4,4	125,0	15,8	43,6	120,6	24,2
Radni potok	82	11,9	7,9	0,5	52,5	5,4	12,9	52,0	10,3
Mackovsky potok	104	21,9	18,4	4,3	74,7	13,8	26,7	70,4	12,4
U zamecku	59	15,8	11,7	0,1	65,9	6,8	22,2	65,8	12,1
<i>Sp. Muldenberg</i>									
Rote Mulde	156	25,1	22,9	7,9	83,9	17,3	30,6	76,0	11,8
Hämmerlingsbach	149	14,8	12,1	4,2	64,8	9,2	17,4	60,6	9,3
Saubach	166	10,3	7,7	2,0	74,0	4,9	11,4	72,0	9,4
Weiß Mulde	161	20,3	16,7	4,4	135,0	12,4	22,9	130,6	14,4
<i>Sp. Carlsfeld</i>									
Wilzsch	150	43,9	40,7	7,3	177,0	24,8	54,1	169,7	27,5
Bach von Ost	141	32,8	23,5	4,3	194,0	13,7	44,7	189,7	27,0
Bach von Süd-Ost	138	18,4	13,0	3,5	119,0	8,9	20,2	115,5	16,8

n=Anzahl; Mw.=Mittelwert; Md.=Median; Min.=Minimum; Max.=Maximum; UQ=Unteres Quartil
OQ=Oberes Quartil; Spw.=Spannweite; Stbw.=Standardabweichung; Sp.=Speicher

Fraktionierung

Zur Erfassung des Anteils der Huminstoffe am gelösten organischen Kohlenstoff wurde von 2002 bis 2004 eine Vielzahl der an den verschiedenen Messstellen entnommen Proben mittels Gelchromatographie (zur Methodik vgl. Kap 3.4.2) untersucht. In den einzelnen Einzugsgebieten zeigten sich Unterschiede in den erfassten Zusammensetzungen des DOC mit einer deutlichen Dominanz der Huminstofffraktionen I (HS I) und II (HS II) gefolgt von den Building Blocks (BB), den amphiphilen und neutralen Substanzen (an/S), den niedermolekularen Säuren (nS) und letztendlich den Polysacchariden (P) (zur Definition der Fraktionen siehe Kap. 3.4.2).

Tabelle 4.10.: Anteile der Fraktionen am DOC in den einzelnen Talsperrenzuläufen (Mediane) in %

	n	HS I	HS II	BB	nS	an/S	P
Rauschenbach	80	49	19	14	3	11	2
Flöha	6	55	21	10	2	7	4
Rašelinik	6	54	21	10	3	8	4
Radní potok	6	49	22	12	3	9	5
Flajský potok	6	60	17	8	3	6	5
Mackovský potok	6	55	19	10	3	8	5
Hämmerlingsbach	20	56	19	9	2	9	4
Saubach	27	45	17	14	4	13	6
Weißer Mulde	27	55	17	9	2	2	5
Rote Mulde	24	59	20	8	2	8	4
Wilzsch	24	61	17	7	2	6	5
Bach von Süd-Ost	21	52	16	9	3	9	8
Bach von Ost	21	55	14	7	2	8	7

In Tabelle 4.10 sind die Mediane der Anteile der Fraktionen am DOC in ausgewählten Zuläufen zu den einzelnen Speichern aufgeführt. Die Anteile der Huminstofffraktionen I und II liegen je nach Einzugsgebietsausstattung zwischen 45 % und 61 % (HS I) sowie 14 % und 21 % (HS II). Dabei besitzen die Einzugsgebiete mit hohem Mooranteil auch im Mittel die höchsten Anteile an hochmolekularen Substanzen (z.B. Flajský potok, Wilzsch, Rote Mulde). Dieser Sachverhalt wird im Einzugsgebiet des Rauschenbaches beim Vergleich der Teileinzugsgebiete Weißer Fluss (RB2) und Salzflüßchen (RB6) noch verdeutlicht (siehe Abb. 4.26). Hier dominieren an beiden Messstellen ebenfalls die Huminstofffraktionen I und II, wobei jedoch das Teileinzugsgebiet Weißer Fluss wesentlich geringere Anteile der hochmolekularen Verbindungen (HS I und HS II) aufweist, zugunsten von Building Blocks und amphiphilen/ neutralen Substanzen.

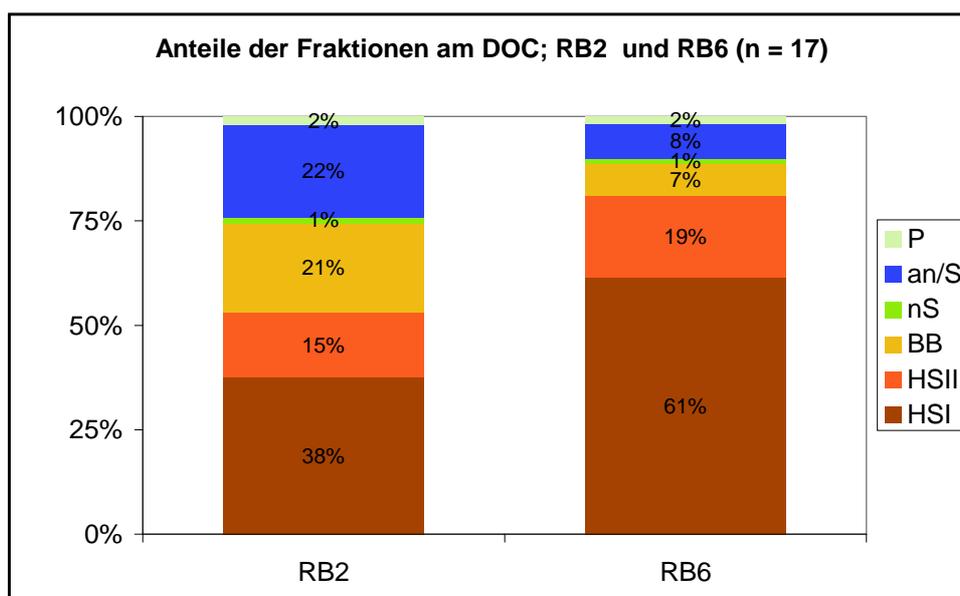


Abbildung 4.26.: Mittlere Anteile der Fraktionen am DOC (Mediane) an den Messstellen RB2 und RB6

Im zeitlichen Verlauf unterliegen die Fraktionen des gelösten organischen Kohlenstoffs erheblichen Schwankungen, die nicht direkt mit der DOC-Konzentration korrelieren. So sind innerhalb der Messreihen Spannweiten von bis zu 43 % der Huminstofffraktionen (Summe von HS I und HS II) aufgetreten (Abb. 4.27).

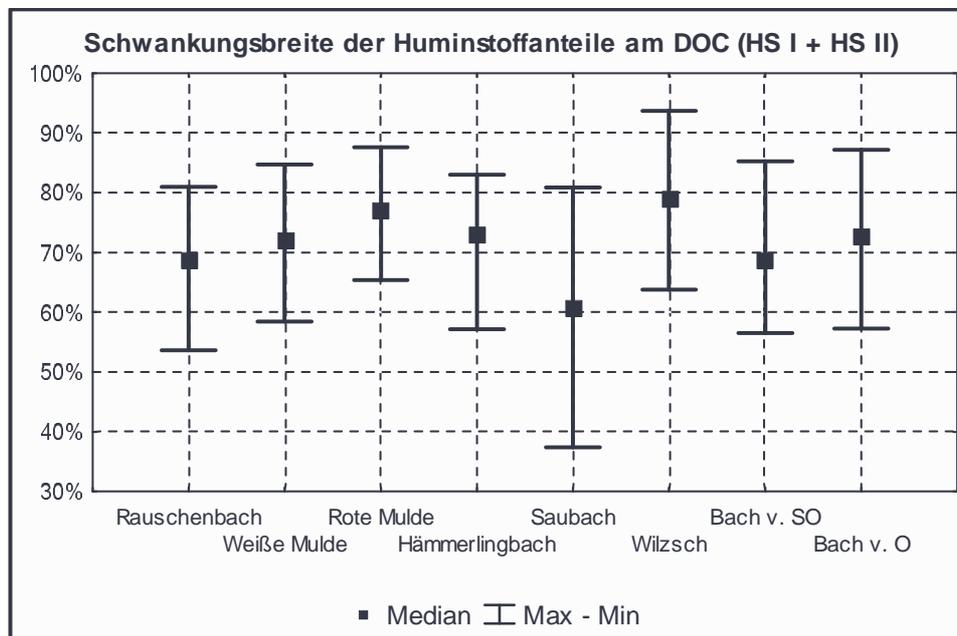


Abbildung 4.27.: Schwankungsbereich der Huminstoffanteile am DOC innerhalb der Messreihen

Mit Hilfe der beim LC-OCD-Verfahren parallel zugeschalteten UV-Detektion bei einer Wellenlänge von 436 nm konnten die für die Färbung verantwortlichen Fraktionen bestimmt werden. Abbildung 4.28 zeigt die UV-Chromatogramme verschiedener Zuflüsse bei 436 nm.

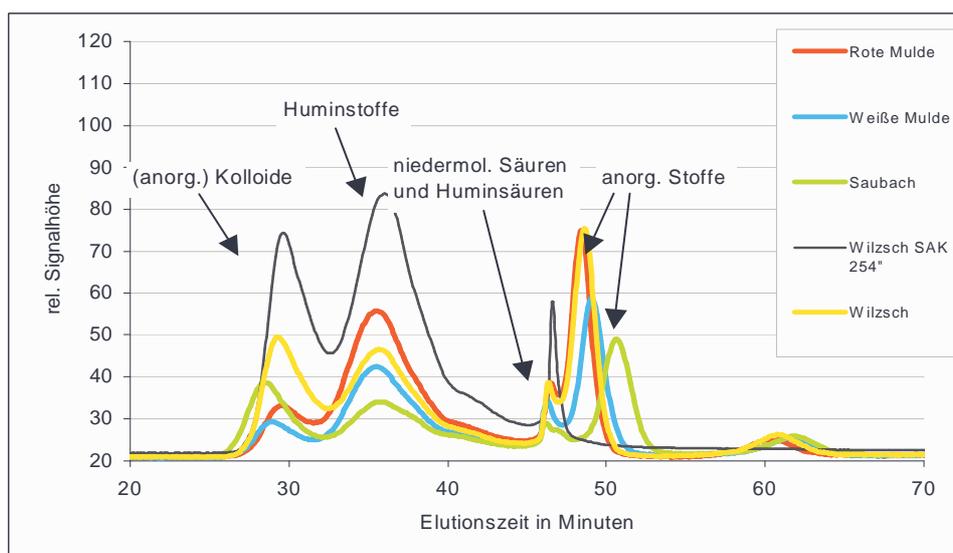


Abbildung 4.28.: Chromatogramme verschiedener Zuflüsse detektiert bei einer Wellenlänge von 436 nm

Zusätzlich zu den bei 436 nm detektierten Chromatogrammen wurde in Abbildung 4.28 ein Chromatogramm bei 254 nm hinzugefügt, um die Zuordnung der Fraktionen zu erleichtern. Aus der Darstellung wird deutlich, dass die Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe eine Hauptursache für die Färbung des Wassers ist, die Fraktionen der anorganischen Stoffe sowie der anorganischen Kolloide jedoch ebenfalls zur Wasserfärbung beitragen. Die verursachenden Fraktionen waren bei allen untersuchten Wässern die gleichen, sie waren jedoch zu verschiedenen Anteilen an der Färbung beteiligt.

Ein Teil des gelösten organischen Kohlenstoffes ist mikrobiell abbaubar. Die Quantifizierung dieses Anteiles erfolgte über die Bestimmung des BDOC (biodegradable organic carbon) (vgl. Kap. 3.4.2). Die höchsten mittleren Werte (Mediane) und größten Schwankungsbereiche weisen hier jene Gewässer auf, deren Huminstoffanteil am DOC am größten ist (z.B. Rote Mulde, Wilzsch, s. Abb. 4.29). Der Wertebereich des BDOC in den untersuchten Gewässern bewegt sich zwischen $0,17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Minimum Rauschenbach) und $3,24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Maximum Wilzsch). Der Rauschenbach im Osterzgebirge verfügt im Vergleich mit den Bächen im Einzugsgebiet des Speichers Muldenberg und der Wilzsch in Carlsfeld über den geringsten Anteil an biologisch abbaubarem organischen Kohlenstoff. Hier liegen die Anteile des BDOC am DOC in einem Bereich zwischen 8 % bis 19 % bei einem Median von 11 % (Abb. 4.29). Wesentlich höhere BDOC-Werte wurden in der Wilzsch gefolgt von der Weißen und Roten Mulde sowie im Saubach gemessen.

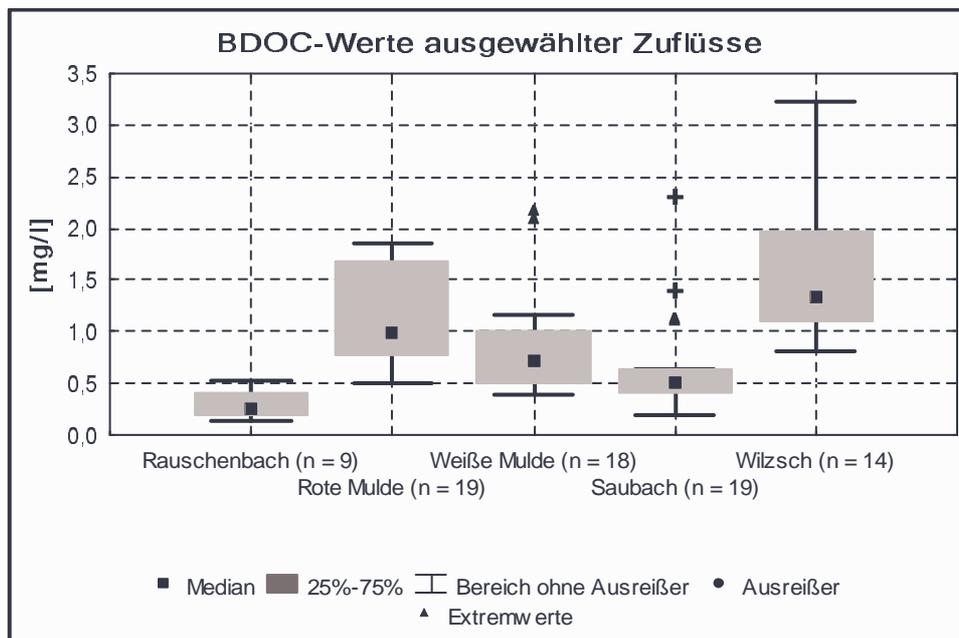


Abbildung 4.29.: BDOC-Werte ausgewählter Zuflüsse

Bei den Anteilen des BDOC am DOC nimmt der Saubach eine Sonderstellung ein. Er weist das größte Wertespektrum und im Muldenbergeinzugsgebiet den höchsten Median auf (18 %), (Abb. 4.30) bei einem im Vergleich geringen mittleren Absolutwert ($0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

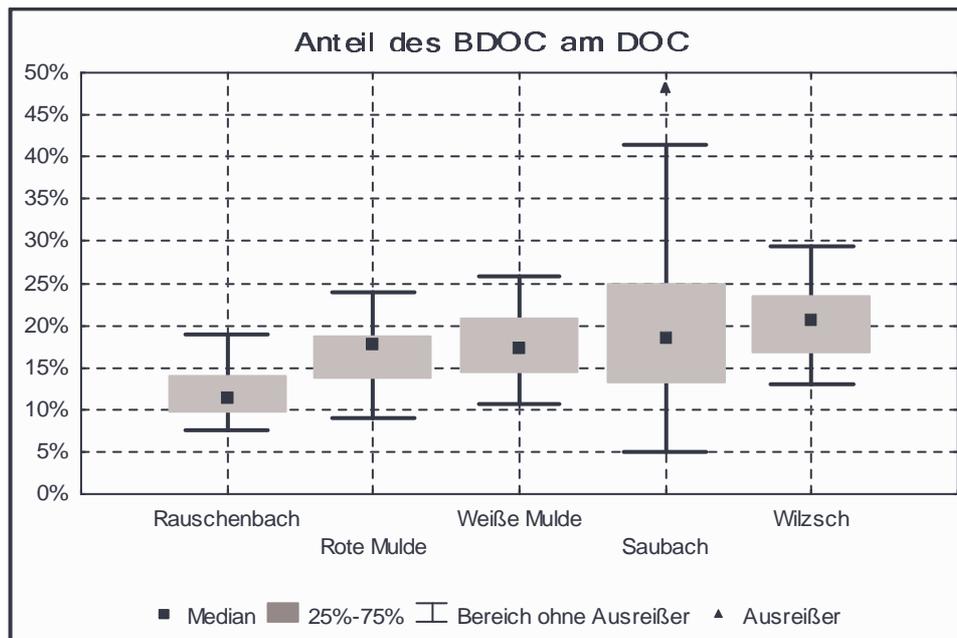


Abbildung 4.30.: Anteile des BDOC am DOC für ausgewählte Zuflüsse

Die Ergebnisse der AOC-Untersuchungen (zur Methodik siehe Kap. 3.4.2) sind für die Hauptzuflüsse Muldenberg und Carlsfeld in Tabelle 4.11 zusammengefasst.

Tabelle 4.11.: Deskriptive Statistik der AOC-Werte [$\text{ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$] in den Einzugsgebieten Muldenberg und Carlsfeld

Gewässer	n	Mw.	Md.	Min.	Max.	UQ	OQ	Spw.	Stbw.
Rote Mulde	19	34	29	3	93	16	41	90	23
Weiße Mulde	21	29	21	3	82	16	29	79	22
Saubach	20	24	20	2	67	7	37	65	19
Wilzsch	16	71	78	10	144	36	104	134	40

n=Anzahl; Mw.=Mittelwert; Md.=Median; Min.=Minimum; Max.=Maximum; UQ=Unteres Quartil
OQ=Oberes Quartil; Spw.=Spannweite; Stbw.=Standardabweichung

Die vorliegenden Daten bestätigen die Ergebnisse der BDOC-Untersuchung, nach der die Wilzsch (Median = $78 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$) den höchsten Gehalt an organisch abbaubaren Stoffen aufwies und der Saubach (Median = $20 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$) von den untersuchten Gewässern im Westerzgebirge den niedrigsten. Für die Untersuchungsgebiete im Osterzgebirge wurde der AOC nur in Stichproben erfasst und soll hier nicht weitergehend aufgeführt werden.

4.1.3. NOM in Speichern

Charakterisierung der NOM über die Fraktionierung nach der Molekülgröße (GPC)

Der organische Kohlenstoff in Seen liegt hauptsächlich in gelöster Form als DOC (Dissolved Organic Carbon) vor, nur ein kleiner Teil ist partikulär als POC gebunden (ARVOLA ET AL. 2002). Im Speicher Muldenberg bestand der organische Kohlenstoff im Durchschnitt zu 10 % aus POC, in Carlsfeld lag dieser Wert mit 22 % deutlich höher. In beiden Talsperren war

der Anteil des partikulären organischen Kohlenstoffes am TOC im Fall der untersuchten Proben höher als in ihren Zuflüssen.

Im Beobachtungszeitraum wurden in der Talsperre Muldenberg mittlere DOC-Konzentrationen von $5,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und in Carlsfeld von $7,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bestimmt. Die Zusammensetzung des DOC ist entsprechend der Ergebnisse der gelchromatographischen Trennung in einzelne Fraktionen in Tabelle 4.12 zusammengefasst.

Tabelle 4.12.: Zusammensetzung des DOC in den Talsperren Muldenberg ($n = 198$) und Carlsfeld ($n = 379$), Untersuchungszeitraum April 2002 - April 2004; (alle Werte in % am DOC)

Talsperre	statistische Größe	HS I	HS II	BB	nS	a/nS	P	HOc
Carlsfeld	Median	46	15	10	2	8	14	5
	Mittelwert	45	16	10	2	10	15	3
	Range	44	22	23	7	57	25	110
	Standartabw.	8	4	2	1	6	6	9
Muldenberg	Median	36	15	13	2	10	8	10
	Mittelwert	38	15	13	3	12	11	8
	Range	43	14	14	8	26	22	63
	Standartabw.	8	3	3	1	6	6	7

HS I = hochmolekulare Huminstoffe; HS II = mittelmolekulare Huminstoffe; BB = Building Blocks
nS = niedermolekulare Säuren; a/nS = amphiphile / neutrale Substanzen; P = Polysaccharide
HOc = hydrophober, partikulärer organischer Kohlenstoff

Aus den in Tabelle 4.12 zusammengefassten Messungen geht hervor, dass der gelöste organische Kohlenstoff in beiden Talsperren im Untersuchungszeitraum zu mehr als einem Drittel von Huminstoffen dominiert war.

Im Vergleich beider Talsperren wird deutlich, dass in Carlsfeld Huminstoffe durchschnittlich eine höhere Molekülgröße aufweisen als in Muldenberg. Die Fraktionen der Building Blocks, amphiphilen und neutralen Substanzen sowie die der Polysaccharide waren mit ≈ 10 % am DOC vertreten. Den geringsten Anteil nahmen mit durchschnittlich 2 % bzw. 3 % die niedermolekularen Säuren ein.

Der Gehalt der Talsperrenwässer an organischem Kohlenstoff unterlag starken räumlichen und zeitlichen Schwankungen, wobei in den Herbst- und Wintermonaten hohe bis sehr hohe, in den Sommermonaten dagegen niedrigere Konzentration an NOM gemessen wurden. Durch ihren hohen Anteil am DOC war diese zeitliche Varianz auch bei der Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe deutlich ausgeprägt.

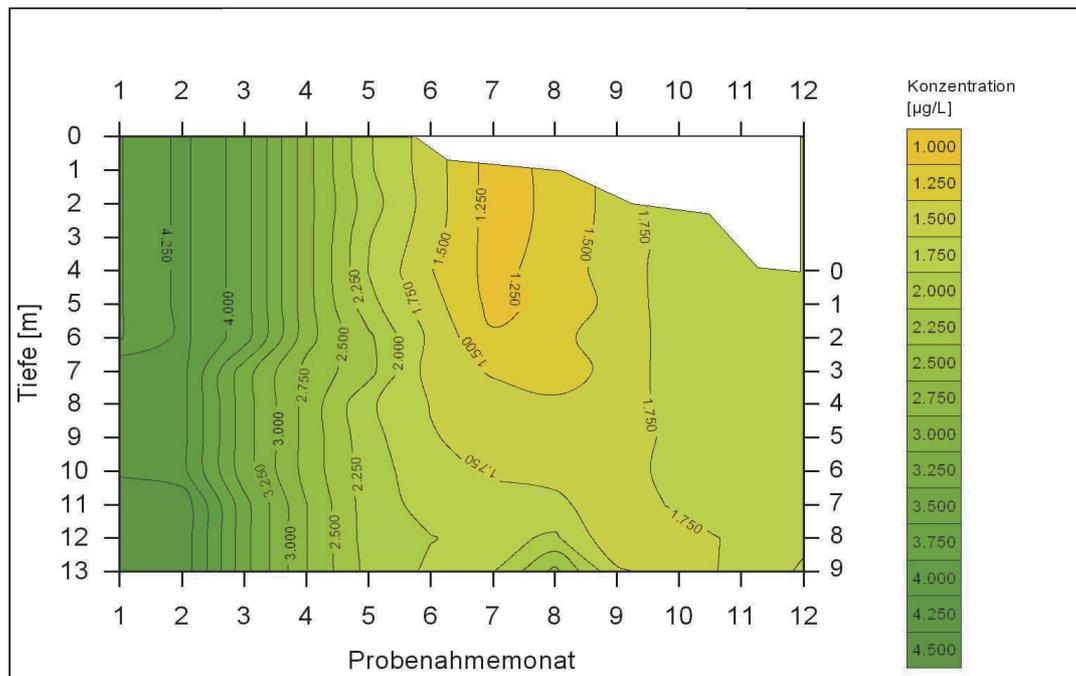


Abbildung 4.31.: Hochmolekulare Huminstoffe in der Talsperre Muldenberg, 2003. Von Januar bis März konnten die Messungen nur in 6 und 10 m Tiefe sowie am Grundablass durchgeführt werden.

Abbildung 4.31 veranschaulicht die räumlich-zeitliche Verteilung der hochmolekularen Huminstoffe am Beispiel der Probenahmeboje nahe der Talsperrenmauer in Muldenberg im Jahr 2003. Die für die Talsperre Muldenberg extrem hohen Huminstoffgehalte von bis zu $4,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ sind die Folge des Hochwasserereignisses im Sommer 2002. Die ausgeprägte Niederschlagsarmut des Jahres 2003 spiegelt sich in der Absenkung des Stauspiegels ab etwa Ende Mai wider. Im Verlauf des Betrachtungszeitraumes war eine deutliche Konzentrationsabnahme der betrachteten Fraktion vom Winter 2002/2003 bis zum Sommer 2003 zu beobachten.

Die Aufnahme des Tiefenprofils über den gesamten Jahresverlauf brachte die wichtige Erkenntnis, dass sich eine Schichtung der Huminstoffkonzentration in den Talsperren ausbildet, die sowohl (abgeschwächt) im Winter als auch im Sommer zu beobachten ist. In Muldenberg bildete sich ab Mitte Juni im Epilimnion eine Schicht geringerer Konzentrationen aus, wobei im Juli mit $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ die insgesamt geringsten Werte gemessen wurden. Zum Meta- und Hypolimnion hin nahm der Huminstoffgehalt auf Werte von bis zu $2,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ zu. Im Zuge der Zirkulation im Frühjahr und Herbst erfolgte eine Durchmischung des gesamten Speichers, die sich in gleichen Konzentrationen über das gesamte Tiefenprofil widerspiegelte.

Abbildung 4.32 zeigt für den Beprobungszeitraum April 2002 bis April 2004 die räumlich-zeitliche Verteilung der hochmolekularen Huminstoffe in der Talsperre Carlsfeld an der Messboje nahe der Talsperrenmauer.

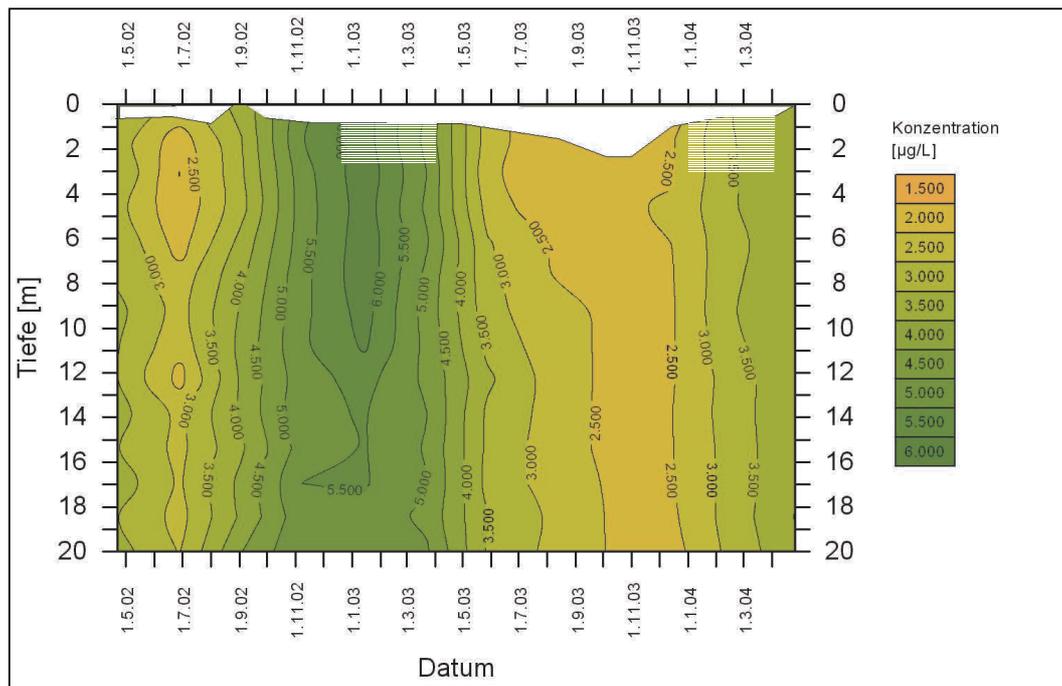


Abbildung 4.32.: Hochmolekulare Huminstoffe in der Talsperre Carlsfeld von April 2002 bis April 2004. In den Wintermonaten sind die Konzentrationen an der Oberfläche unbekannt.

Das Isoliniendiagramm in Abbildung 4.32 zeigt, dass die Verteilung der hochmolekularen Huminstoffe in der Talsperre Carlsfeld der in Muldenberg ähnelte. Die höchsten Huminstoffkonzentrationen wurden im Winter und die niedrigsten im Sommer und Spätsommer gemessen. Sowohl im Winter als auch im Sommer war eine Schichtung der Huminstoffe zu erkennen, die im Winter mit ca. $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ihr Minimum am Grund und ihr Maximum mit $> 6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ an der Oberfläche erreichte, während die Schichtung im Sommer mit $1,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ an der Oberfläche als niedrigste und mit ca. $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ am Grund als höchste Konzentration genau entgegengesetzt aufgebaut war. Durch das kühlere Klima in den höheren Lagen war die Sommerstagnation nicht so deutlich ausgeprägt wie in der tiefergelegenen Talsperre Muldenberg. Demgegenüber war im Winter 2002/2003 ein deutlicher Konzentrationsgradient erkennbar. Eine Folge des Augusthochwassers 2002 waren die deutlich erhöhte Huminstoffgehalte.

Die Muster zeigen insbesondere für die niedermolekulare Huminstofffraktion und die Building Blocks eine mit der hochmolekularen Fraktion vergleichbare räumlich und zeitliche Verteilung. Allerdings sind die absoluten Konzentrationen und damit die sich ausbildenden Verteilungsmuster weniger stark ausgeprägt. Zudem war für die Fraktion der Building Blocks in den Sommermonaten im Bereich des Epilimnions eine Erhöhung der Konzentrationen zu beobachten. Die räumlich-zeitlichen Verteilungen der mittelmolekularen Huminstofffraktionen (HS II) sowie der Building Blocks in den Wasserkörpern der TS sind im Anhang enthalten (Abb. B.3 bis Abb. B.11).

Für die Fraktionen der niedermolekularen Säuren, der amphiphilen und neutralen Substanzen sowie der Polysaccharide waren demgegenüber weder in Carlsfeld noch in Muldenberg Verteilungsmuster zu erkennen. Abbildung 4.33 zeigt beispielhaft die Verteilung der niedermolekularen Säuren in der Talsperre Muldenberg im Jahr 2003.

Die Konzentrationen an niedermolekularen Säuren variierte im Betrachtungszeitraum zwischen 0 und $450 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Maxima entstanden im März und im August/September an der Oberfläche sowie im September und November am Talsperregrund.

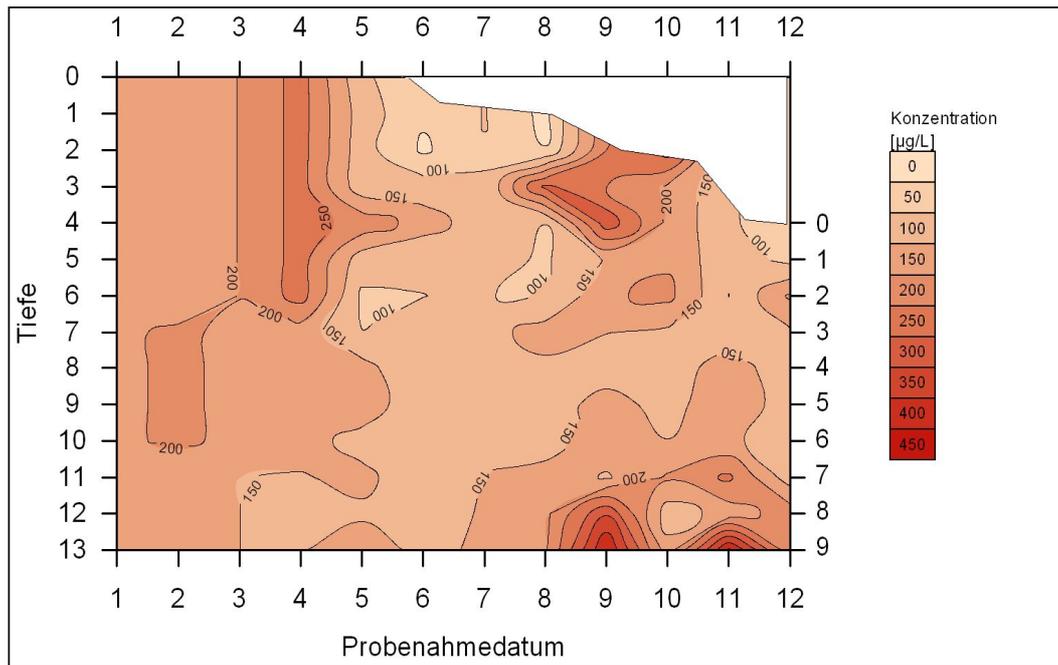


Abbildung 4.33.: Verteilung der niedermolekularen Säuren in der Talsperre Muldenberg 2003

Die exemplarische Beprobung der Rappbodetalsperre am 13. August 2003 bestätigte ein ähnliches Verteilungsmuster wie in den anderen beiden Talsperren während der Sommerstagnation. Die Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe wies Konzentrationen zwischen $1,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (26 % des DOC) an der Talsperrenoberfläche und $1,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (52 % des DOC) in etwa 15 m Tiefe auf. Demgegenüber waren für die Fraktionen der Polysaccharide, der Building Blocks und der niedermolekularen Säuren an der Talsperrenoberfläche bis zu 10-fach erhöhte Konzentrationen im Vergleich zum Wasserkörper festzustellen.

Die räumliche und zeitliche Verteilung der Polysaccharide, der amphiphilen und neutralen Substanzen, der niedermolekularen Säuren in Carlsfeld bzw. Muldenberg sowie das Tiefenprofil der Rappbodetalsperre am 13.08.2003 sind im Anhang zu finden (Abb. B.2 bis Abb. B.11).

Charakterisierung der NOM über den biologisch abbaubaren Anteil

Der an der Oberfläche der Talsperre Muldenberg gemessene BDOC ergab einen mittleren Wert von $1,03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, was etwa 25 % des gesamten DOC entsprach. Die Werte der stichprobenhaft durchgeführten Messungen streuten um $0,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bzw. 12,5 %. Die höchsten BDOC-Werte wurden jeweils bei den höchsten DOC-Werten gemessen. Allerdings wurde bei diesen Messungen keine lineare Korrelation ermittelt ($R^2 = 0,04$; $n = 14$). Dies zeigt, dass hinsichtlich dieses Parameters die Zusammensetzung der organischen Wasserinhaltsstoffe an der Wasseroberfläche insbesondere infolge von Algenentwicklungen stark variieren kann.

Das Diagramm in Abbildung 4.34 zeigt beispielhaft für eine am 01.09.2003 genommene Probe der Talsperre Muldenberg die Kinetik des biologischen DOC-Abbaus.

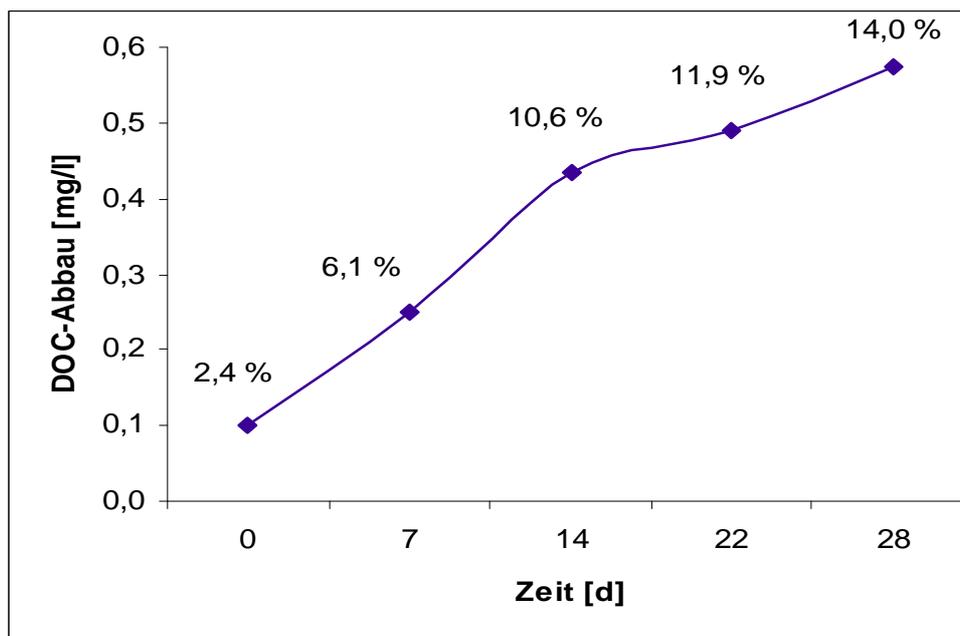


Abbildung 4.34.: Kinetik des DOC-Abbaus während des BDOC-Ansatzes (ohne Aufwuchsträger) von epilimnischem Wasser der Talsperre Muldenberg am 01.09.2003

Entsprechend dieser Darstellung erfolgte der intensivste Abbau des DOC zu etwa 10 % innerhalb der ersten 14 Tage. In den verbleibenden 14 Tagen des Ansatzes verringerte sich die Abbauintensität, und es wurden nur noch ≈ 3 % vom Ausgangs-DOC abgebaut. Insgesamt wurde der DOC um etwa 14 % reduziert, wobei diese DOC-Abnahme während des gesamten Zeitraumes von 28 Tagen messbar war.

Bei allen vorgenommenen BDOC-Untersuchungen unterschied sich die Dynamik des Abbaues jeweils nur unwesentlich. Demnach ist der in Abbildung 4.34 dargestellte Kurvenverlauf als charakteristisch anzusehen.

Der über den AOC erfasste leicht assimilierbare organische Kohlenstoff wurde aufgrund der starken Färbung des Wassers in Carlsfeld nur in der Talsperre Muldenberg kontinuierlich bestimmt. Tabelle 4.13 gibt einen Überblick über Mittelwerte des AOC in verschiedenen Tiefen der Talsperre Muldenberg.

Tabelle 4.13.: Mittlere AOC-Werte (in $\text{ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$) in unterschiedlichen Tiefen der Talsperre Muldenberg ($n = 14$)

	Grund	2m ü.G.	6m ü. G.	10m ü. G.	Oberfläche
Mittelwert	30	30	34	36	34
Varianz (s^2)	215	118	1053	274	209

Demnach konnten für die mittleren AOC-Werte keine signifikanten Unterschiede zwischen einzelnen Horizonten der Talsperre gefunden werden. Die Konzentrationen am Talsperrengrund waren mit $30 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$ nur geringfügig niedriger als im oberflächennahen Bereich. Die Varianzen differierten in den Horizonten allerdings stark. Aus den der Tabelle zugrundeliegenden Messungen konnte für die Talsperre Muldenberg im Jahresverlauf

kein regelhaftes Verteilungsmuster für den AOC abgeleitet werden. Die Einschichtung der Zuflüsse hatte auf die Verteilung des AOC innerhalb der Talsperre keinen Einfluss.

Im Gegensatz zum BDOC ließ sich beim AOC kein Zusammenhang zum DOC feststellen. Hohe AOC-Werte traten sowohl bei hohen als auch bei niedrigen DOC-Konzentrationen auf. Ein Korrelationstest ergab ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,03$ ($n = 73$). Demzufolge erbrachte auch die Prüfung des Zusammenhanges zwischen BDOC und AOC keinen signifikanten Zusammenhang.

4.1.4. NOM in Wasserwerken

Allgemeine Rohwasserbeschaffenheit

Die Wasserqualität innerhalb des Talsperrenkörpers spiegelt sich deutlich im Rohwasser wider. Langjährige Datenreihen (Quelle: LTV Sachsen) der Rohwässer beider Talsperren belegen, dass sich innerhalb der letzten 10 Jahre eine deutliche Änderung der Wasserqualität vollzog, die sich in einem Anstieg des pH-Wertes und des NOM-Gehaltes (vgl. Abschnitt: Beschreibung der NOM mittels summarischer Größen SAK_{254} und DOC) ausdrückt. In Abbildung 4.35 ist exemplarisch die Entwicklung des pH-Wertes im Rohwasser Muldenberg dargestellt.

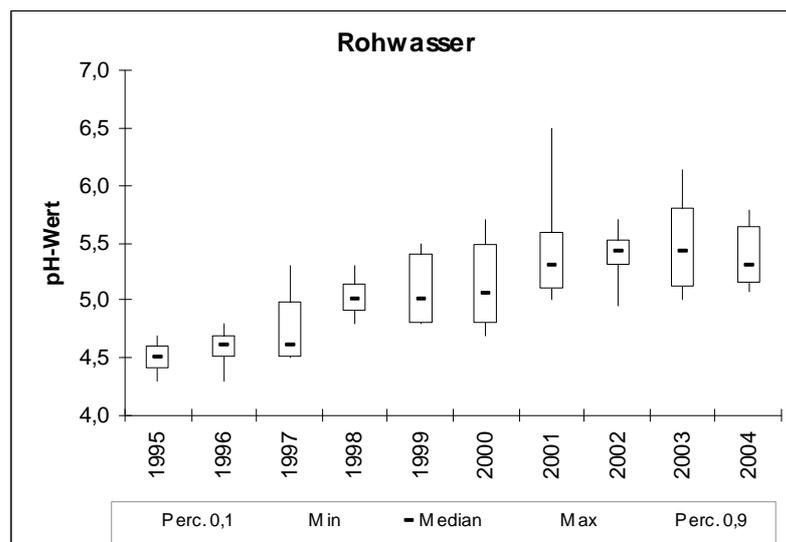


Abbildung 4.35.: Entwicklung des pH-Wertes im Zeitraum 1995 - 2004 im Rohwasser Muldenberg

Seit dem Beginn der Messreihe im Jahr 1995 stieg der pH-Wert sowohl im Mittel als auch bezüglich der Extrema an. In der Werteverteilung ist ab 1998 ein „Sprung“ erkennbar, nach welchem die Werte ein höheres Niveau einnehmen ($> 5,0$) und sich ab 2001 bei ca. 5,3 bis 5,4 einpegeln. Außerdem war eine Vergrößerung der Schwankungsbreite erkennbar. So lag im Jahr 1995 der pH-Wert im Rohwasser Muldenberg im Mittel bei 4,5, wobei 90 % der Werte in diesem Jahr zwischen 4,4 und 4,6 lagen, während im Jahr 2003 bei einem Median von 5,43 90 % der gemessenen Daten zwischen 5,1 und 5,8 lagen.

Zur Entnahme des Rohwassers wird jeweils der Horizont mit der besten Wasserqualität ausgewählt, der durch die Entnahmeverrichtung erreicht werden kann. Die Kriterien zur Auswahl sind insbesondere die Trübung, die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, der Eisen- und Mangangehalt sowie der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254}). Das

Vermeiden eines Horizontes mit hoher Belastung durch Algenmassenentwicklung hat dabei Priorität.

In Bild 4.36 sind in zwei Diagrammen die Rohwasserentnahmehorizonte (rot) der Speicher Muldenberg und Carlsfeld im Untersuchungszeitraum zusammengestellt. Die blaue Linie gibt den jeweiligen Wasserstand in der Sperre an.

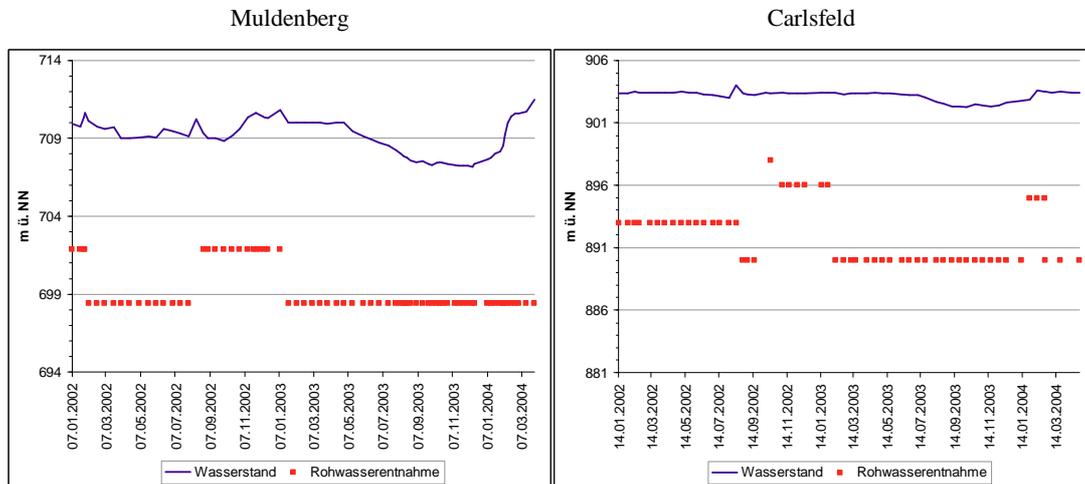


Abbildung 4.36.: Rohwasserentnahmetiefen und Wasserstände in Muldenberg (MUB) und Carlsfeld (CF) 2002 - 2004

Infolge der Prozesse im Speicher sowie des Wechsels der Rohwasserentnahmehorizonte waren deutliche Schwankungen in der Rohwasserqualität festzustellen. Die Temperatur des Rohwassers Muldenberg wies einen ausgeprägten Jahresgang mit Minimumwerten von 2 °C im Winter und Maximalwerten von 16 °C im Sommer auf. Ein ähnliches zeitliches Muster war im pH-Wert erkennbar, der im Rohwasser des Wasserwerkes Muldenberg zwischen Werten von 5,0 im Winter und 6,25 im Spätsommer schwankte. Der konkrete Verlauf dieser Parameter im Untersuchungszeitraum ist in Abbildung 4.37 dargestellt.

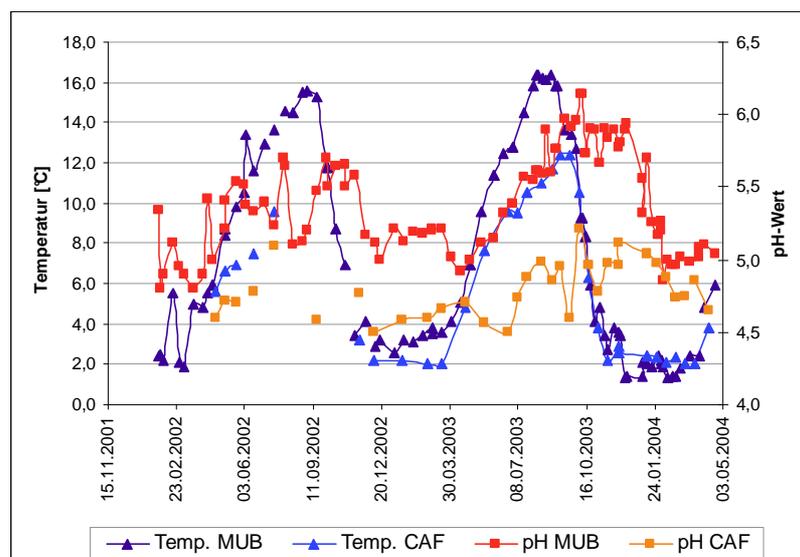


Abbildung 4.37.: Temperatur und pH-Wert in den Rohwässern Muldenberg und Carlsfeld

Aufgrund der häufigeren Wechsel des Rohwasserentnahmehorizontes ist in Carlsfeld der Jahresgang von Temperatur und pH-Wert nicht so deutlich ausgeprägt wie in Muldenberg. Auch das Temperaturmaximum im Sommer erreicht mit etwa 12 °C nicht die Ausprägung wie in Muldenberg.

Beschreibung der NOM mittels summarischer Größen SAK₂₅₄ und Farbe (SAK₄₃₆)

Wie beim pH-Wert war auch für die organischen Summenparameter SAK₂₅₄, Farbe und DOC während der letzten 10 Jahre eine deutliche Veränderung im Rohwasser zu beobachten. Bei allen Parametern war sowohl im Mittel als auch bezüglich der Extrema ein Anstieg festzustellen. In Tabelle 4.14 sind die für den linear angenommenen Trend berechneten jährlichen Anstiege der Jahresmediane dieser drei organischen Summenparameter zusammengefasst.

Tabelle 4.14.: Jährliche Anstiege der linearen Trends von Median, Minimum und Maximum des SAK₂₅₄, der Farbe und des DOC der Rohwässer Muldenberg und Carlsfeld

	Muldenberg			Carlsfeld		
	Median	Min	Max	Median	Min	Max
SAK ₂₅₄ [m ⁻¹]	0,86	0,67	2,39	2,69	2,22	3,46
Farbe [m ⁻¹]	0,13	0,04	0,29	0,30	0,24	0,47
DOC [mg*L ⁻¹]	0,31	0,16	0,94	0,47	0,53	0,57

Insbesondere beim SAK₂₅₄ wurden mit im Mittel 0,86 m⁻¹ in Muldenberg und 2,69 m⁻¹ in Carlsfeld vergleichsweise starke Anstiege berechnet. Eine weitere wichtige Erkenntnis aus der Datenauswertung ist, dass in beiden Rohwässern die Maxima stärker als die Minima anstiegen, was eine kontinuierliche Vergrößerung der Schwankungsbreite dokumentiert.

Die gemessenen organischen Parameter veränderten sich nicht nur langfristig, sondern variierten auch im Jahresverlauf und verursachten somit Veränderungen der Rohwasserqualität. Dies drückte sich in Schwankungen im Farbgrad, im SAK₂₅₄ sowie im DOC aus, die jeweils 224 %, 133 % bzw. 85 % um Mittelwerte von 1,16 m⁻¹ (Farbe), 17,33 m⁻¹ (SAK₂₅₄) und 4,7 mg*L⁻¹ (DOC) betragen. Durch die Möglichkeit der Wahl des Rohwasserentnahmehorizontes konnte hohen Belastungen während der Winter- und Sommerstagnation ausgewichen werden. Bei den über das ganze Tiefenprofil gleichmäßig hohen Konzentrationen zur Zeit der Frühjahrs- und Herbstzirkulation dagegen war ein regelmäßiger Anstieg im SAK₂₅₄, im DOC und in der Färbung nicht zu umgehen.

Charakterisierung der NOM über die gelchromatographische Fraktionierung (GPC)

Die durchschnittliche Zusammensetzung des DOC, entsprechend der einzelnen Fraktionen, im Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003 ist für die Rohwässer der Wasserwerke Muldenberg und Carlsfeld aus den Diagrammen in Abbildung 4.38 zu entnehmen.

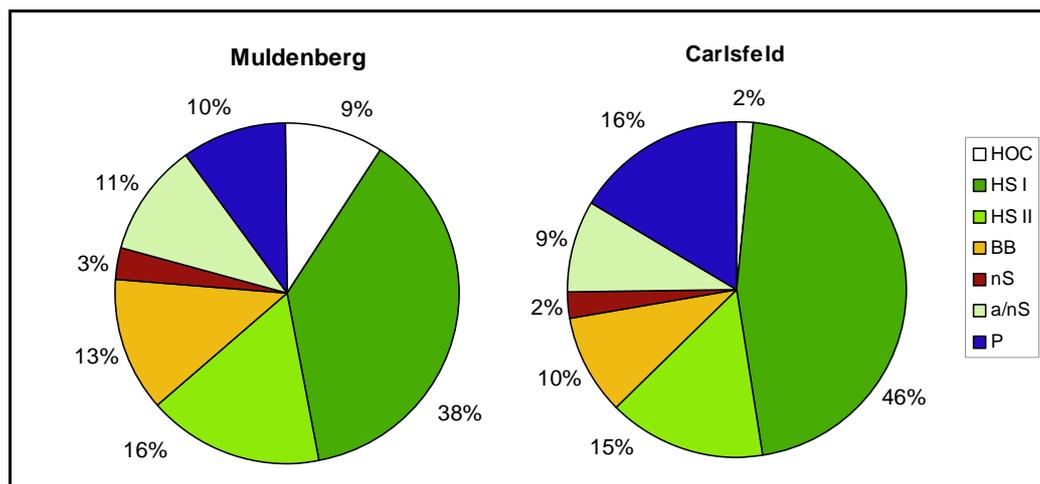


Abbildung 4.38.: Mittlere Zusammensetzung des DOC in den Rohwässern der Wasserwerke Muldenberg (n = 25) und Carlsfeld (n = 21)

Im Rohwasser der Talsperre Muldenberg bestand der DOC im Mittel zu 38 % aus hochmolekularen Huminstoffen (Fraktion I). Demgegenüber lag dieser Anteil in der Talsperre Carlsfeld bei durchschnittlich 46 %. Der prozentuale Anteil der zweiten Huminstofffraktion ist demgegenüber in beiden Sperren nahezu identisch (16 % Muldenberg, 15 % Carlsfeld). Im Fall der Building Blocks (BB) wurde in Muldenberg mit 13 % ein höherer Anteil als in Carlsfeld (10 %) ermittelt. Deutlich höher war der Anteil der Polysaccharide im Speicher Carlsfeld (16 %, Muldenberg 10 %). Insgesamt zeigt diese Zusammenstellung, dass die durchschnittliche Molekülgröße der NOM im Rohwasser des Speichers Muldenberg niedriger als in der Talsperre Carlsfeld ist.

Die zeitliche Entwicklung der einzelnen Fraktionen des Rohwassers innerhalb des Untersuchungszeitraumes ist aus den Diagrammen in Abbildung 4.39 zunächst für die Talsperre Muldenberg zu entnehmen.

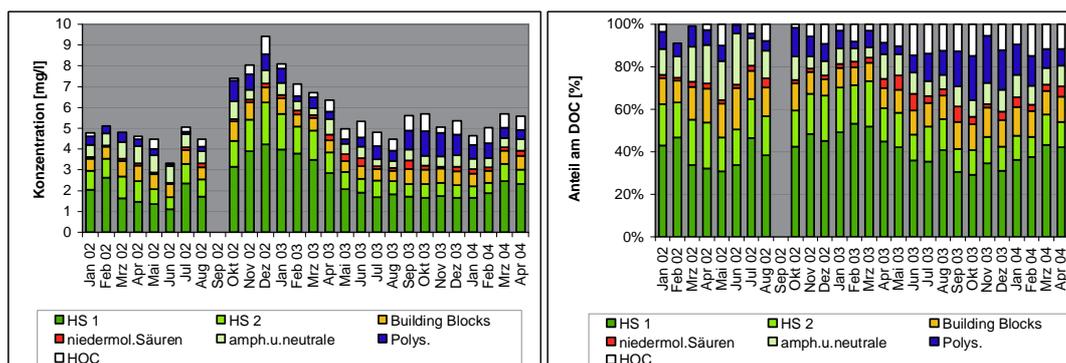


Abbildung 4.39.: Zusammensetzung des DOC im Rohwasser Muldenberg im Untersuchungszeitraum (Jan. 02 - Apr. 04). Linke Abb.: Konzentrationen der Fraktionen, rechte Abb.: Anteile der Fraktionen am DOC

Aus Abbildung 4.39 ist ein ausgeprägter Jahresgang des DOC zu erkennen. Bemerkenswert dabei ist, dass die ermittelten Änderungen des DOC überwiegend durch die hochmolekularen Huminstoffe (HS I) verursacht wurden.

Die niedrigsten Konzentrationen dieser Fraktion wurden mit $\approx 1,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in den Sommermonaten, die höchsten mit maximal $4,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Winter gemessen. Entsprechend

verteilt sich auch das Muster der Zusammensetzung des DOC. In den Wintermonaten steigt der Anteil der Huminstofffraktion I jeweils deutlich an. Eine solch klare Tendenz kann für die anderen relevanten Fraktionen, Huminstoffe II und Building Blocks, nicht erkannt werden.

Die extrem hohen Werte im Winter 2002/2003 sind die Folge der Hochwasserkatastrophe im August 2002, deren Auswirkungen durch die Verweilzeit in der Talsperre von etwa einem halben Jahr bis zum Frühjahr 2003 nachweisbar waren. Abbildung 4.40 zeigt in den entsprechenden Diagrammen die Zusammensetzung des DOC im Rohwasser des Wasserwerkes Carlsfeld.

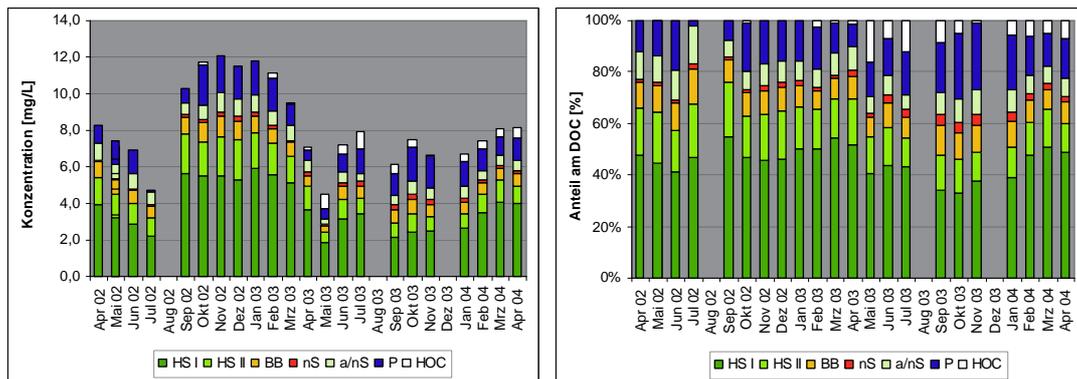


Abbildung 4.40.: Zusammensetzung des DOC im Rohwasser Carlsfeld von April 2002 - April 2004 (links absolute, rechts relative Angaben)

Der zeitliche Verlauf der Gesamtkonzentration (Summe aller Fraktionen) zeigt, wie schon im Fall Muldenberg, einen ausgeprägten Jahresgang. In den Sommermonaten war der Gesamtgehalt der NOM mit ca. $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ am niedrigsten, um im Winter bis auf $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ anzusteigen. Dieser Gang spiegelt sich besonders bei den hochmolekularen Huminstoffen (Fraktion I) wider, deren Konzentration in den Sommermonaten $\approx 2,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und bis zu $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Winter und Frühjahr betrug. Bemerkenswert ist wiederum, dass mit der absoluten Konzentration der hochmolekularen Huminstoffe auch gleichzeitig ihr Anteil am DOC zunahm. Der Anteil schwankte zwischen 35 % im Spätsommer 2003 und mehr als 50 % nach dem Hochwasser im September 2002 sowie im darauffolgenden Winter.

Den zweitgrößten Anteil am DOC nahmen die mittelmolekularen Huminstoffe (Fraktion II) ein. Die Konzentration dieser Fraktion variierte im Jahresverlauf zwischen $0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $0,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Dies entsprach einem relativ konstanten Anteil von durchschnittlich 15 %.

Ein weiterer nennenswerter Anteil am DOC wurde von den Polysacchariden gebildet. Die Konzentration dieser Fraktion lag zwischen $0,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Mai 2002 und $2,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Juli des gleichen Jahres. Ihr Anteil am DOC verhielt sich entgegengesetzt zu dem der hochmolekularen Huminstoffe und erreichte mit 25 % ihr Maximum im Herbst 2003 und mit 2 % ihr Minimum im Sommer 2002.

Die Fraktionen der amphiphilen und neutralen Substanzen, der Building Blocks sowie der niedermolekularen Säuren hatten im Mittel jeweils weniger als 10 % Anteil am DOC und spielten mit Konzentrationen um $0,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ eine untergeordnete Rolle.

Insgesamt sind im zeitlichen Verlauf der Zusammensetzung des DOC deutliche Parallelen zwischen den Rohwässern aus den Speichern Muldenberg und Carlsfeld zu erkennen.

In Tabelle 4.15 sind die im Verlauf des Projekts zusätzlich ermittelten Werte des Rohwas-

sers Fláje (Tschechische Republik) zusammengefasst. Anhand der Daten wurde geprüft, inwieweit die im Fall der Rohwässer der Sperren Muldenberg und Carlsfeld getroffenen Aussagen auf diesen Speicher übertragen werden können.

Tabelle 4.15.: Ergebnisse der gelchromatographischen Fraktionierung des Rohwassers des Wasserwerkes Meziboří (alle Werte in % am DOC)

Datum	HS I	HS II	BB	nS	a/nS	P	HOC
11.03.2003	3,17	0,95	0,46	0,08	0,50	0,22	0,07
14.05.2003	2,96	1,21	0,54	0,13	0,34	0,21	0,33
17.06.2003	2,97	1,34	0,48	0,13	0,32	0,25	0,25
16.07.2003	3,10	1,25	0,52	0,10	0,31	0,22	0,47
19.08.2003	3,18	1,15	0,45	0,13	0,26	0,21	0,39
23.09.2003	3,50	0,66	0,49	0,07	0,52	0,24	0,31
21.10.2003	2,47	1,17	0,44	0,17	0,34	0,37	0,23
25.11.2003	2,65	0,71	0,39	0,08	0,25	0,29	0,48
16.12.2003	2,68	0,64	0,43	0,05	0,41	0,41	0,21

Das Rohwasser der Talsperre Fláje wurde im Zeitraum März 2003 bis Dezember 2003 gelchromatographisch fraktioniert. Bei einem mittleren DOC von $5,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ dominierten mit einem Anteil von 54 % hochmolekulare Huminstoffe, die im Betrachtungszeitraum Konzentrationen zwischen $2,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $3,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ aufwiesen. Mittelmolekulare Huminstoffe waren im Mittel zu 18 %, Building Blocks zu 9 %, niedermolekularen Säuren zu 2 %, amphiphile und neutrale Substanzen zu 7 %, Polysaccharide zu 5 % und hydrophobe organische Substanzen zu 6 % vertreten.

Die im Folgenden in analoger Weise diskutierten Ergebnisse der jeweiligen korrespondierenden Reinwässer der mit den TS verbundenen Wasserwerke sollen Aufschluss über den Einfluss der veränderten Rohwasserzusammensetzung auf die Trinkwasserqualität geben. Die Zusammensetzung des DOC in den Reinwässern vor Desinfektion in den Wasserwerken Muldenberg und Carlsfeld zeigen die Diagramme der Abbildungen 4.41 und 4.42.

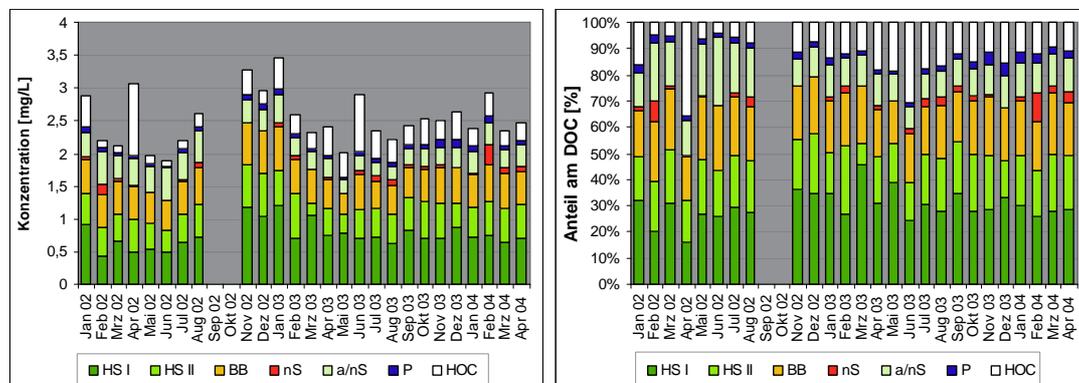


Abbildung 4.41.: Absolute (links) und relative (rechts) Zusammensetzung des Reinwassers vor Desinfektion, Wasserwerk Muldenberg

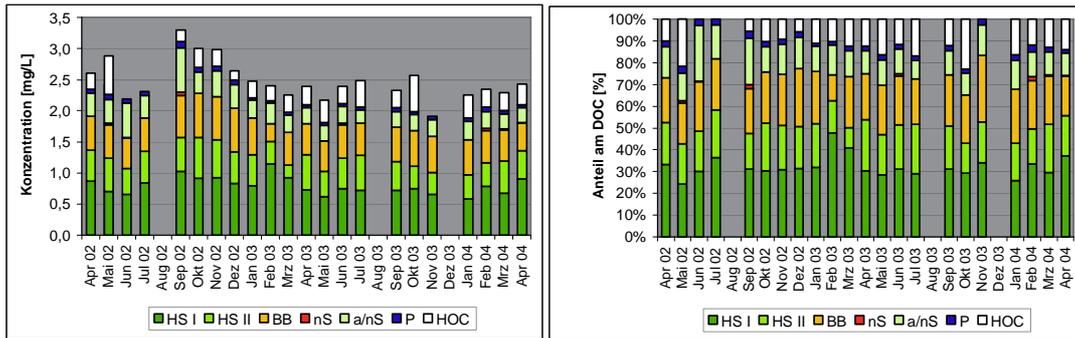


Abbildung 4.42.: Absolute (links) und relative (rechts) Zusammensetzung des Reinwassers vor Desinfektion, Wasserwerk Carlsfeld

Der DOC betrug in beiden Reinwässern im Betrachtungszeitraum im Mittel $2,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Dominierend war in beiden Fällen die Huminstofffraktion I mit ca. 30 % am Gesamtgehalt der NOM. Die Summe der beiden Huminstofffraktionen I und II lag im Untersuchungszeitraum bei durchschnittlich relativ konstanten 50 %.

Die Fraktion der Building Blocks nahm im Mittel 20 % in Muldenberg und 22 % vom DOC im Reinwasser in Carlsfeld ein. Weiterhin setzte sich der DOC in den Reinwässern zu 13 % aus amphiphilen und neutralen Substanzen, 2 % Polysacchariden und 12 % hydrophoben organischen Wasserinhaltsstoffen zusammen. Niedermolekulare Säuren traten im Reinwasser Carlsfeld mit einem mittleren Anteil von 0,1 % fast nie auf, während sie in Muldenberg im Mittel 2 % des DOC ausmachten.

Die DOC-Schwankungen des aufbereiteten Wassers spiegeln sich demzufolge nicht vorrangig in dessen Zusammensetzung, sondern nur im Betrag der verbleibenden Restkonzentration wider. Die höchsten DOC-Gehalte in den Reinwässern wurden während der Phasen der höchsten DOC-Belastung der Rohwässer gemessen.

Im Wasserwerk Meziboří wurde die analoge gelchromatographische Fraktionierung mit anschließender Quantifizierung von März bis Dezember 2003 durchgeführt. Die Ergebnisse der Messungen für das Reinwasser vor Desinfektion sind in Abbildung 4.43 dargestellt.

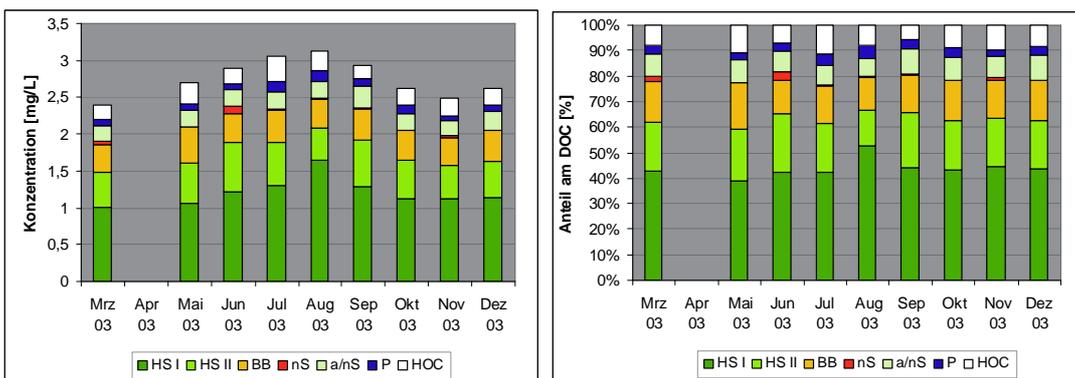


Abbildung 4.43.: Zusammensetzung des DOC (links absolut, rechts relativ) im Reinwasser vor Desinfektion im Wasserwerk Meziboří

Der DOC des Reinwassers vor Desinfektion schwankte im Betrachtungszeitraum im Wasserwerk Meziboří um durchschnittlich $2,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Er bestand im Mittel zu 63 % aus Huminstoffen, wobei 44 % durch die hochmolekulare Fraktion gebildet wurden.

Die Fraktionen der mittelmolekularen Huminstoffe, der Building Blocks, der amphiphilen und neutralen Substanzen, der Polysaccharide sowie der hydrophoben Substanzen hatten im Untersuchungszeitraum etwa gleichbleibende Anteile von im Mittel 19 %, 15 %, 9 %, 3 und 9 %. Niedermolekulare Säuren nahmen insgesamt einen Anteil von < 1 % ein und wurden nur im März und Juni 2003 nachgewiesen.

Die absolute Konzentration des DOC im Reinwasser aus Meziboří unterlag wie in Muldenberg und Carlsfeld in Abhängigkeit von der Rohwasserqualität größeren jahreszeitlichen Schwankungen. Demgegenüber änderte sich die Zusammensetzung des DOC im Reinwasser aus Meziboří im Durchschnitt nur gering. Diese Aussage stimmt mit den für Muldenberg und Carlsfeld gewonnenen Erkenntnissen überein.

Beitrag der einzelnen DOC-Fraktionen an der Färbung des Wassers

Durch die Möglichkeit der Paralleldetektion von OC und UV sowie der freien Wahl in bezug auf die Wellenlänge wurde im Fall ausgewählter Proben der Anteil der einzelnen DOC-Fraktionen an der Färbung des Wassers bestimmt.

In Abbildung 4.44 sind die UV-Chromatogramme der Roh- und Reinwässer der betrachteten Wasserwerke (Probenahme: Oktober 2003) bei einer Wellenlänge von 436 nm dargestellt. Zur besseren Zuordnung der Fraktionen wurde zu den Chromatogrammen der Roh- und Reinwässer bei 436 nm ein Chromatogramm eines stark huminstoffhaltigen Zuflusses bei 254 nm eingefügt.

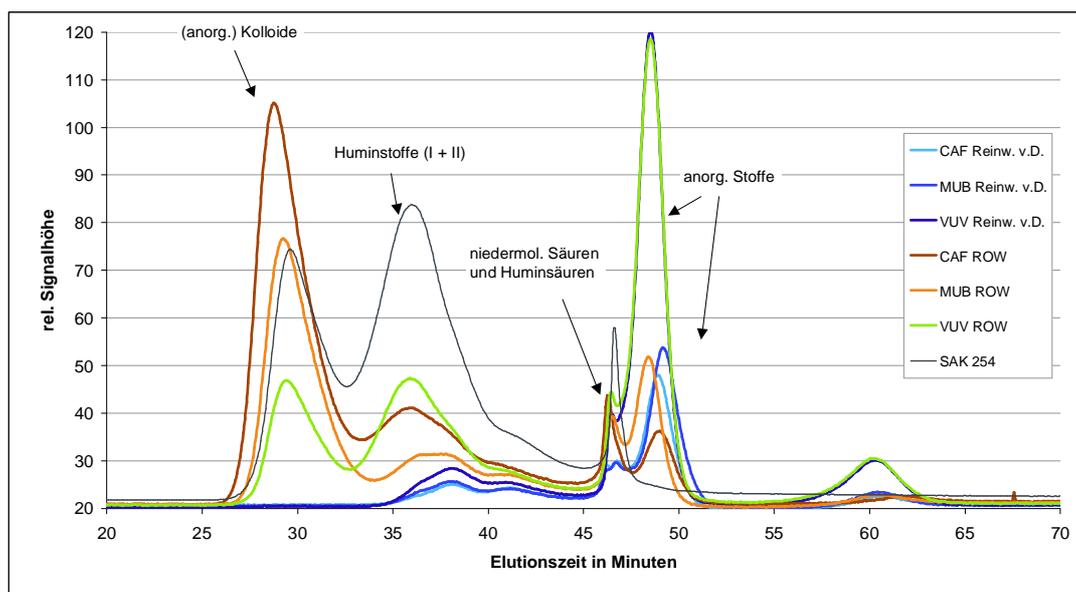


Abbildung 4.44.: SEC-UV-Chromatogramme bei 436 nm für die Roh- und Reinwässer der Wasserwerke Muldenberg (MUB), Carlsfeld (CF) und Meziboří (VUV)

Im Gegensatz zu den OCD-Chromatogrammen wird bei der UV-Detektion durch die spektralen Eigenschaften der anorganischen Kolloide ein intensiver Peak nach etwa 27 - 34 Minuten Elutionszeit erzeugt. Da diese Fraktion in der Wasseraufbereitung vollständig eliminiert werden kann, wird sie im Verlauf der weiteren Diskussion nicht mehr betrachtet. Dies trifft in der Mehrzahl der Fälle auch auf die den letzten Peak des Chromatogramms verursachende Fraktion der anorganischen Stoffe zu. Demnach konzentrieren sich die Aussagen insbesondere auf den Einfluss der Huminstoffe auf den Farbgrad des Wassers, die gemäß der detektierten Chromatogramme einen Hauptteil der Färbung verursachen.

Da es im Prozess der Wasseraufbereitung zur nahezu vollständigen Eliminierung der hochmolekularen Fraktionen kommt, ist die Ursache für eine eventuell im Reinwasser auftretende Färbung des Wassers vornehmlich in den Fraktionen der niedermolekularen Huminsäuren sowie nicht entfernter anorganischer Stoffe zu finden.

Charakterisierung der NOM über Abbauprozesse

Chemisch-Oxidative Prozesse (Desinfektion)

Neben den bisher betrachteten Veränderungen der Wasserqualität im Verlauf der Wasseraufbereitung durch die Flockung und Filtration hat auch die Desinfektion einen unmittelbaren Einfluss auf die Reinwasserqualität. Die hierbei auftretenden chemisch oxidativen Prozesse verursachen bei den Fraktionen des DOC nachweislich Ab- und Umbauprozesse. Diese Veränderungen sind im Diagramm in Abbildung 4.45 als mittlere Differenzen aus den Reinwässern vor und nach Desinfektion aufgezeigt.

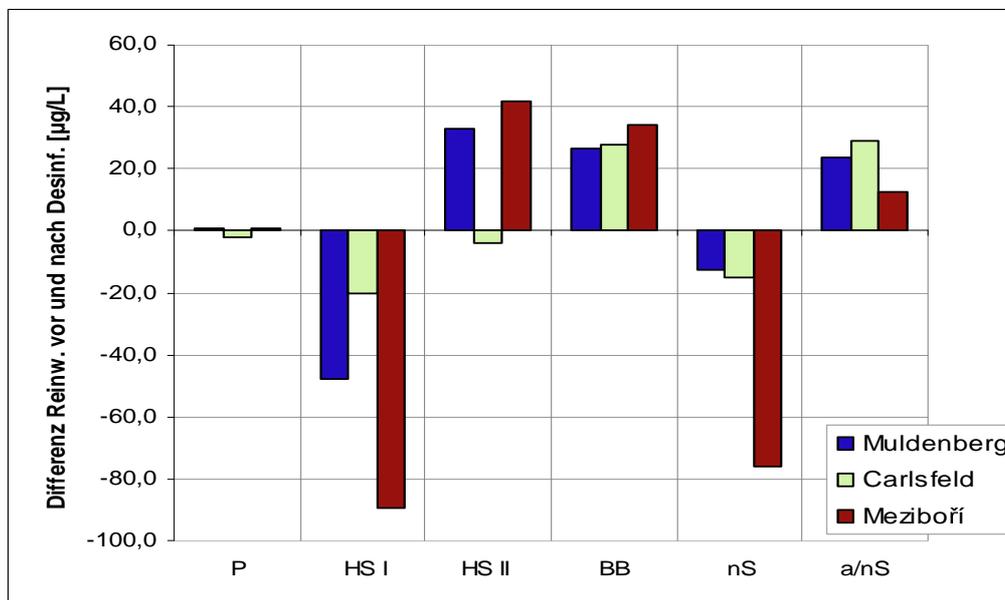


Abbildung 4.45.: Differenzen zwischen Reinwasser vor und Reinwasser nach Desinfektion für die Fraktionen des DOC (Mediane, $n_{MUB} = 19$; $n_{CAF} = 20$; $n_{MEZ} = 9$)

Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass die Desinfektion sowohl Bildungs- als auch Abbauvorgänge initiiert. Während des Desinfektionsvorganges wurden zwischen $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ und $90 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ hochmolekulare Huminstoffe gebildet. Weitere Bildungsprozesse in geringerem Umfang fanden mit $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ bis $75 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ bei den niedermolekularen Säuren statt. Substanzen der Fraktionen Building Blocks sowie amphiphile und neutrale Substanzen wurden im Desinfektionsprozess um bis zu $35 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ reduziert. Bei den Fraktionen der mittelmolekularen Huminstoffe sowie der Polysaccharide wurden sowohl Bildungs- als auch Reduktionsprozesse beobachtet. Insgesamt wurden die geringsten Konzentrationsunterschiede zwischen Reinwasser vor und nach Desinfektion für das Wasserwerk Carlsfeld und die höchsten für die Anlage in Meziboří ermittelt.

Bemerkenswert ist im Fall aller Wässer die zu beobachtende Verschiebung der Zusammensetzung in Richtung abnehmender Molekülgrößen. Durch die oxidative Wirkung des

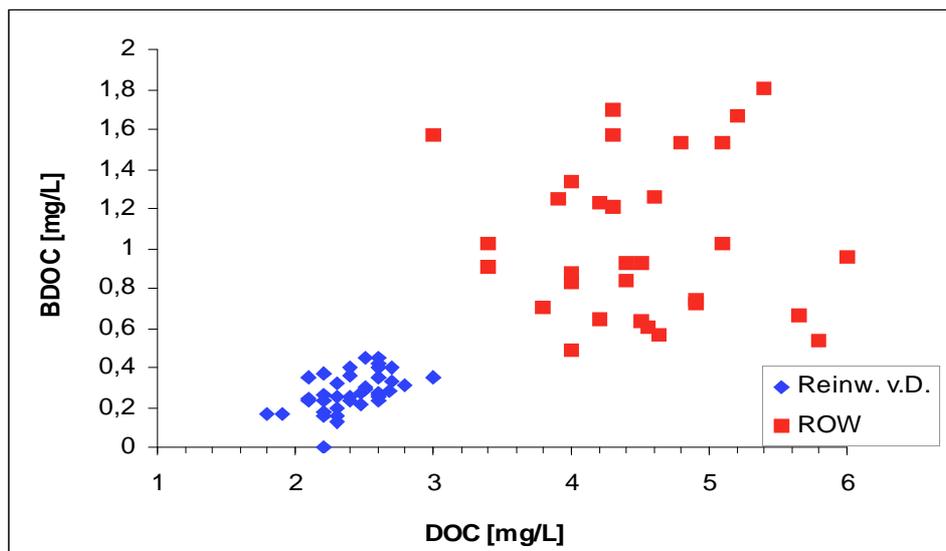


Abbildung 4.46.: Beziehung zwischen DOC und BDOC im Roh- und Reinwasser der Wasserwerke Muldenberg, Carlsfeld und Meziboří

Desinfektionsmittels nahm die Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe (HS I) zugunsten der mittelmolekularen Fraktion (HS II) und der Building Blocks (BB) ab.

Biologischer Abbau

Zur Beurteilung des Potentials zur Wiederverkeimung wurden die Parameter AOC und BDOC herangezogen. Der biologisch abbaubare organische Kohlenstoff lag in den Rohwässern im Mittel bei $0,87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in Muldenberg, $1,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in Carlsfeld und $0,59 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Wasserwerk Meziboří, wobei jeweils Prozentanteile von 20, 21 und 13 % am DOC erreicht wurden. Maximale Werte wurden im Rohwasser Carlsfeld mit $1,98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (31 %) und minimale im Rohwasser Meziboří mit $0,46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (11 %) gemessen. Insgesamt wurden hohe Konzentrationen insbesondere im Frühjahr und Herbst, niedrige im Sommer und Winter bestimmt.

In Abbildung 4.46 ist der Zusammenhang zwischen dem BDOC und dem DOC im Roh- und Reinwasser der Wasserwerke dargestellt.

Wie Abbildung 4.46 verdeutlicht, konnte für die betrachteten Wässer keine strenge lineare Korrelation zwischen DOC und BDOC gefunden werden. Es ist jedoch zu bemerken, dass ein steigender DOC insbesondere im Reinwasser einen Anstieg des BDOC nach sich zog.

Die Reinwässer nach Desinfektion wurden stichprobenhaft auf ihren Gehalt an biologisch abbaubaren organischen Kohlenstoff untersucht. Die Ergebnisse waren gleich denen des Reinwassers vor Desinfektion bzw. unterschieden sich nur minimal.

Für den leicht assimilierbaren organischen Kohlenstoff wurden in Muldenberg mit im Durchschnitt $29 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$ die niedrigsten Werte ermittelt. Im Rohwasser Meziboří und Carlsfeld lagen sie mit $32 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$ bzw. $44 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$ z.T. deutlich höher. Im Jahresverlauf wurden besonders im Frühjahr, aber auch im Herbst erhöhte Werte von bis zu $104 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$ erfasst. Sommer und Winter waren jeweils Zeiträume niedrigerer Konzentrationen. Weder für den BDOC noch für den DOC konnten Abhängigkeiten zum AOC festgestellt werden.

Der AOC in den Reinwässern vor Desinfektion lag im Wasserwerk Meziboří mit im Mittel $16 \text{ ac-C eq} \cdot \text{L}^{-1}$ am niedrigsten, während in Muldenberg und Carlsfeld Werte von 24 ac-C

eq^*L^{-1} bzw. $25 \text{ ac-C eq}^*\text{L}^{-1}$ ermittelt wurden. Ein absolutes Maximum trat mit $115 \text{ ac-C eq}^*\text{L}^{-1}$ im Mai 2002 auf.

Aus den Untersuchungen ist zu schlussfolgern, dass im Verlauf der Aufbereitung der biologisch abbaubare Anteil des DOC deutlich reduziert wird.

4.2. Moortestflächen und Grabenentwässerung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen in den drei Moortestflächen “Typ I - Pflege von Gräben”, “Typ II - natürliche Sukzession” und “Typ III - ökotechnischer Eingriff” vorgestellt. Hierbei wird auf die Studie im Auftrag der LTV zu Eingriffen in Moor-Anmoor-Komplexe zurückgegriffen (Grunewald et al. 2004). Der methodische Hintergrund zur Auswahl der Testflächen und zu den durchgeführten Arbeiten wurde in Kapitel 3.1 erläutert. Für jede Testfläche werden Grabenzustand und Hydrologie, Torfzustand und Vegetation sowie Witterung und Wasserqualität differenziert abgehandelt. Der Vergleich der drei Testflächen und die Einordnung in den Gesamtkontext des Projektes wird in Kapitel 5 (“Synthese”) realisiert.

4.2.1. Typ I: Pflege von Gräben (Testfläche an der Weißen Mulde)

Grabenzustand und Hydrologie

Die etwa 1,5 ha kleine Testfläche “WM” im Einzugsgebiet der Weißen Mulde ist insgesamt von einem 800 Meter umfassenden Gewässernetz durchzogen. Anteilig entfallen über 80 % auf Entwässerungsgräben, wovon wiederum mehr als 90 % in den Jahren 2001 und 2002 durch den Forstbetrieb geräumt wurden. Das Gewässersystem hat eine Dichte von $0,53 \text{ km}^*\text{ha}^{-1}$, das der Gräben $0,4 \text{ km}^*\text{ha}^{-1}$.

Das Testflächeneinzugsgebiet ist durch einen vor kurzem beräumten Graben gegen den lateralen Hangwasserzustrom und die Kommunikation mit benachbarten Quellmulden abgeschirmt (Abb. 4.47). Durch die Grabeneintiefung bis in den mineralischen Untergrund kann davon ausgegangen werden, dass jeglicher seitlicher Einfluss unterbunden wird. Infolgedessen sind alle wasser- und stoffhaushaltlichen Prozesse, die diskutiert und interpretiert werden, ein in situ-Phänomen des Areals. Die Gräben, die das Testflächeneinzugsgebiet verlassen, sind ebenfalls jüngeren Datums geräumt worden. Somit kann die Verweilzeit von niederschlagsbürtigem Boden- bzw. Moorwasser aufgrund verminderter Retention in der Fläche als niedrig eingeschätzt werden. Resultierend kommt es saisonal zur Bodenaustrocknung.

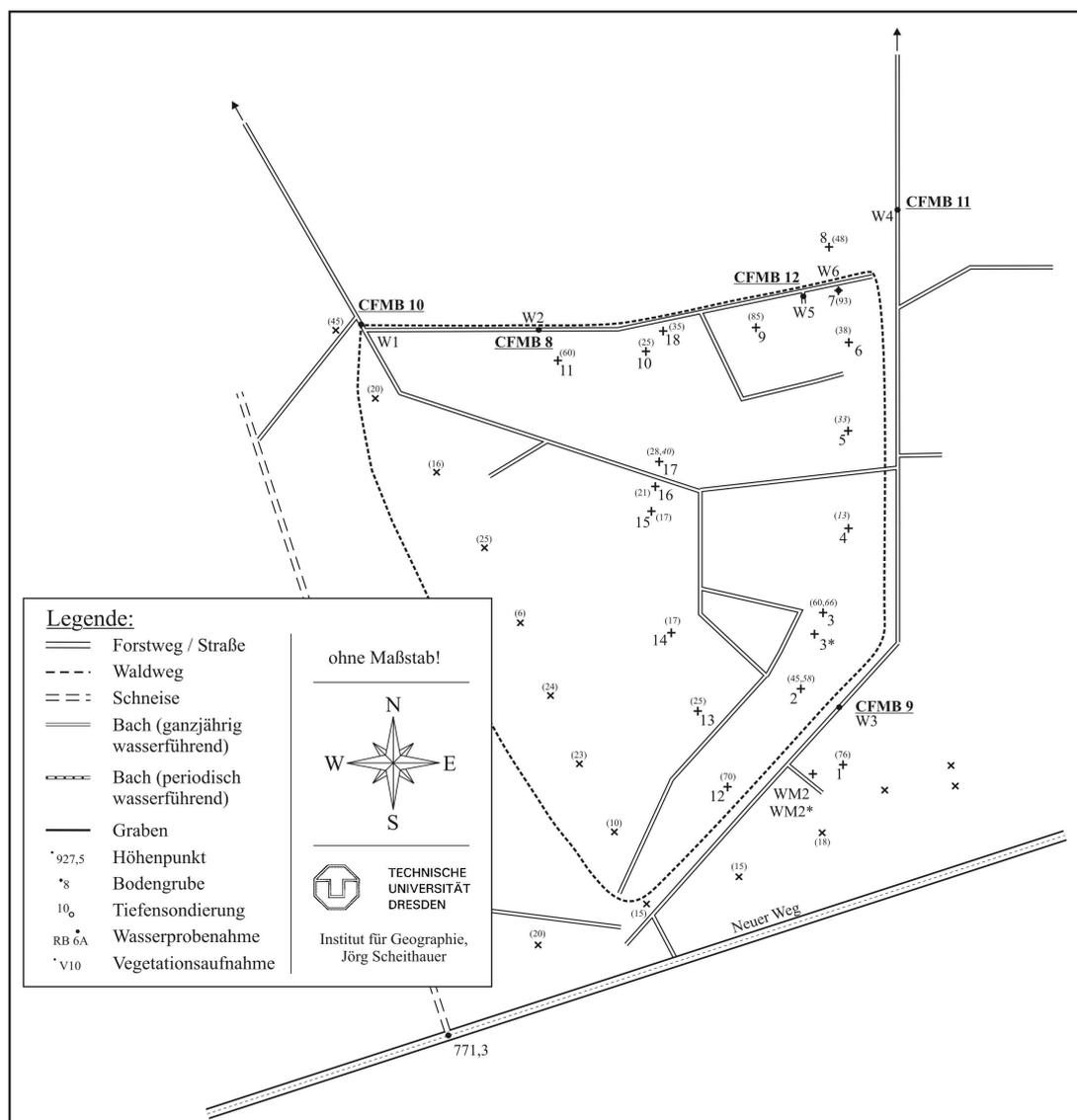


Abbildung 4.47.: Grabennetzkarte und Probennahmepunkte der Testfläche Weiße Mulde

Ein letzter wichtiger Fakt für die ganzheitliche Bewertung der Testfläche WM ist, dass obwohl gerade vor 2 Jahren die Grabenpflegemaßnahme durchgeführt wurde, bereits wieder initiale Verlandungsprozesse einsetzten. Neben einstürzenden Grabenrändern kam es während des Sommers 2004 zur sporadischen Ausbreitung von Torfmoosen auf der Grabensohle.

Torfzustand und Vegetation

Nach der Forstlichen Standortkartierung (FSK) handelt es sich auf dieser Fläche um die Lokalbodenform des Satzunger Gesteinsmoorstaugleys mit Torfmächtigkeiten zwischen 20 und 40 cm. Die eigenen Aufnahmen ergaben einen etwas größeren Schwankungsbereich zwischen 15 und maximal 95 cm mächtigen Torfen, es dominieren jedoch die Mächtigkeiten zwischen 30 und 50 cm.

Der Torf besitzt überwiegend die charakteristischen Eigenschaften von Hochmoortorfen mit niedrigen pH-Werten (zwischen 2,8 und 4,5), hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz (über 70 Gew.-%) und geringen Stickstoffgehalten (zwischen 0,6 und 1,5

Gew.-%). Damit ergibt sich die Dominanz von Sauer-Volltorfen (OBS über 70 %). Das C/N-Verhältnis ist ebenfalls weit, bei einem Mittel von 38. Es herrschen die oligotroph-sauren Torfe und damit Standorte geringster Trophie vor, was mit der Nährkraftstufe Z (ziemlich arm) der FSK gut übereinstimmt. Die Zersetzungsgrade liegen in der Stufe z5, kennzeichnend für sehr stark zersetzte Torfe, in denen keine pflanzlichen Strukturen mehr erkennbar sind. In engem Zusammenhang dazu steht das Substanzvolumen (SV), welches ein für Torf spezifischer Parameter ist und den Anteil der Festsubstanz am Gesamtvolumen angibt (AG BODEN 1996). Die untersuchten Torfe wiesen große (SV4) und sehr große (SV5) Substanzvolumina auf. Das heißt, sie sind dicht und sehr dicht gelagert, was auf starke Entwässerung und die damit einhergehende Torfsackung und -schrumpfung zurückzuführen ist. Aufgrund dessen sind die Torfe im Testgebiet sehr stark degradiert und amorph, mit deutlichen Merkmalen einer Vererdung und Vermulmung. Der unterlagernde Stauhohizont ist als schluffig-toniger Lehm bzw. toniger Schluff mit bläulich-grauer Farbe und starker Verdichtung zu charakterisieren.

Die Durchfeuchtung, im Feld angesprochen als Feuchtestufe, ist stark von den jeweiligen Witterungsbedingungen abhängig. Im Jahr 2002 wiesen die Torfe Feuchtestufen von feu4 (stark feucht) und feu5 (nass) auf, einhergehend mit der feuchten Witterung vor und während der Feldarbeiten sowie im gesamten Jahresverlauf. 2003 war aufgrund der trockenen Witterung der Torf über das gesamte Profil stark ausgetrocknet, so dass nur trockene (feu1) und schwach feuchte (feu2) Bedingungen herrschten.

Die forstwirtschaftliche Flächennutzung wird durch die Gemeine Fichte (*Picea abies*) in der ersten und zweiten Baumschicht bestimmt. Auch als Naturverjüngung in der Krautschicht ist sie häufig. Trotzdem sind unter den insgesamt 42 kartierten Arten einige forstuntypische Vertreter flächenmäßig und prozentual an der Gesamtartenzahl stark vertreten. Als typischer Kulturfolger ist das Schmalblättrige Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) anzutreffen. Daneben sind die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa*), die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und der Europäische Siebenstern (*Trientalis europea*) aufgenommen worden. Die dargestellten Standorteigenschaften werden gut durch die Vegetation angezeigt. So sind 70 % aller Arten Frische- und Feuchtezeiger, 58 % zählen zu den Säure- und Mäßigsäurezeigern und 63 % zeigen stickstoffarme und -ärmste sowie mäßig stickstoffreiche Standorte an. Einige Charakterarten, die auch auf dieser Fläche auftreten, sind die Sumpfkatzdistel (*Cirsium palustre*), die Moorbirke (*Betula pubescens*), das Frauenhaarmoos (*Polytrichum commune*) und Torfmoose (*Sphagnum spec.*).

Witterung und Wasserqualität

Die beiden Jahre 2002 und 2003 waren klimatische Extremjahre. Da davon auszugehen ist, dass die Stoffmengenkonzentrationen an den Wassermessstellen in enger Beziehung zum Witterungsgeschehen stehen, zudem nur 6 exemplarische Beprobungen durchgeführt wurden, sollen die einzelnen Termine nach jahreszeitlichen Merkmalen differenziert betrachtet werden (Tab. 4.16).

Tabelle 4.16.: Niederschlag, maximale und minimale Temperatur zu den Beprobungstagen (1) sowie Mittel- bzw. Summenwerte der 3 und 10 zurückliegenden Tage (LTV-Station an der Talsperre Muldenberg)

Parameter	Datum	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
N (mm)	1	11,0	17,5	6,5	2,2	0,0	0,0
	3	9,9	18,2	5,1	8,9	13,5	4,5
	10	19,2	29,3	52,1	42,4	13,9	5,4
Tmin (°C)	1	7,6	11,1	-0,7	-9,0	3,3	10,5
	3	10,1	11,2	-5,7	-9,3	1,3	14,6
	10	9,0	12,8	-1,4	-7,4	-0,8	13,6
Tmax (°C)	1	19,2	20,2	3,5	1,6	16,7	23,9
	3	22,0	23,0	0,6	-1,0	9,3	29,6
	10	21,1	25,7	5,1	-1,1	11,7	28,0

Zu Beginn sollen der Testflächenabfluss (Messstelle W1) sowie Entnahmepunkte innerhalb des Areales diskutiert werden. Die organischen Summenparameter SAK₂₅₄ und DOC, aber auch das SAK-DOC-Verhältnis als Maß der Aromatizität, variieren deutlich zwischen den Probenahmen (Tab. 4.17). Wenn am Tag der Feldkampagne bzw. in den Tagen davor Niederschläge als Regen fielen, ebenso während der bereits fortgeschrittenen Schneeschmelze (22.04.2003), sind die Konzentrationen der organischen Wasserinhaltsstoffe erhöht. Bei der Beprobung im November 2002 fiel der erste Schnee, das Areal spendete noch Abfluss. Zum Zeitpunkt der winterlichen Gefrorenis im Februar war unter der Schneebedeckung kein Wasserfluss im Graben festzustellen. Der in Tabelle 4.16 aufgeführte Niederschlag war Schnee. Im extrem trockenen Sommer 2003, zur Beprobung waren in den zurückliegenden 10 Tagen gerade einmal 5,4 mm Regen gefallen, charakterisieren geringe organische Stoffmengenkonzentrationen den Testflächenabfluss.

Tabelle 4.17.: SAK und DOC am Testflächenabfluss - Messstelle W1 (k.D. = keine Daten)

Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
SAK ₂₅₄	41,0	29,7	37,4	k.D.	39,3	4,3
DOC (mg*L ⁻¹)	9,8	8,6	5,9	k.D.	9,4	1,8
SAK / DOC	4,2	3,5	6,3	k.D.	4,2	2,4

Zur näheren Einschätzung der Huminstoffdynamik bei verschiedenen Witterungsbedingungen wurden die NOM-Fraktionen am TZW analysiert (Tab. 4.18). Die Proben von August 2002 fielen dort dem vorab geschilderten Hochwasserschaden zum Opfer. Jedoch zeigen die vier verbleibenden Messtermine eine nachvollziehbare Jahres- und Witterungsabhängigkeit. Während im Jahr 2002 der DOC am Auslass der Testfläche (W1) einen Anteil von über 80 % der Huminstofffraktionen I und II aufweist, sind im trockeneren Folgejahr weniger als 70 % festzustellen. Interessant ist des Weiteren die Tatsache, dass 2003 zwischen den Zeitpunkten der Schneeschmelze und der sommerlichen Trockenperiode kaum Unterschiede bestehen, wohingegen im Mai 2002 der größte Anteil an hochmolekularen Huminstoffen (Fraktion I) gemessen wurde. Möglicherweise ist der ursächliche Zusammenhang u.a. im Niederschlag an den Probenahmetagen 2002 und damit verbundener Auswaschung bzw. dem Schneeschmelzereignis bei Bodengefrorenis im April 2003 (Knacken beim Betreten) zu

suchen. Hier könnte vorzugsweise das Wasser aus der auftauenden Humusschicht, jedoch nicht aus den oberen, stark degradierten Torfhorizonten, herrühren. Die vom Chemismus der Kronentraufe beeinflusste, gerade schmelzende Schneedecke dürfte zur Verdünnung beigetragen haben. Der erhöhte Anteil an Amphiphilen und Polysacchariden sollte diese Theorie stützen.

Tabelle 4.18.: NOM-Fractionen (in %) am Testflächenabfluss - Messstelle W1 (k.D. = keine Daten)

NOM-Fractionen	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
Huminstoffe I	77,7	k.D.	65,0	k.D.	53,1	50,2
Huminstoffe II	8,2	k.D.	16,2	k.D.	14,2	17,0
Building Blocks	8,1	k.D.	6,1	k.D.	10,1	10,1
niedermol. Säuren	0,5	k.D.	1,2	k.D.	2,6	2,0
Amphi. + Neutrale	11,0	k.D.	5,8	k.D.	10,1	9,7
Polysaccharide	1,7	k.D.	2,9	k.D.	9,2	4,6

In Tabelle 4.19 sind zudem ausgewählte Ionenkonzentrationen vorgestellt. Während die meisten Ionen kaum Unterschiede zwischen den Messterminen aufweisen, sind bei Nitrat und Magnesium die Konzentrationen im Jahr 2003 gegenüber 2002 um das Doppelte bis Dreifache erhöht.

Tabelle 4.19.: Ionenkonzentrationen (in $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) am Testflächenabfluss - Messstelle W1 (k.D. = keine Daten)

Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
NO_3	0,7	0,69	0,87	k.D.	2,99	3
SO_4	23,25	25,26	25,46	k.D.	24,63	25,32
PO_4 ges.	0,08	0,04	0,12	k.D.	0,1	0,11
Cl	1,51	1,66	2,71	k.D.	1,29	1,63
F	0,13	0,11	0,12	k.D.	0,1	0,13
pH-Wert	4,9	4,81	4,58	k.D.	4,2	4,91
NH_4	0,05	0,02	0,04	k.D.	0,03	0,04
Na	1,11	1,26	0,99	k.D.	1,04	1,37
Mg	3,68	3,79	3,44	k.D.	5,02	8,54

Die Messstelle W2, etwa 50 Meter grabenaufwärts vom Gebietsabfluss gelegen, weist eine ähnliche saisonale Verhaltensweise auf. Jedoch scheint der Großteil der gelösten organischen Stoffe aus dem südlichen Areal zu stammen. An W5 wurden nur im November und während der Schneeschmelze höhere SAK- und DOC-Werte festgestellt. Sowohl im Winter als auch zur sommerlichen Trockenheit 2003 führten beide Grabenabschnitte kein Wasser. Tendenziell steigen der SAK und die DOC-Konzentration zu allen Messzeitpunkten durch das Testareal auf ihrem Weg von W5 zu W2 an (Tab. 4.20).

Tabelle 4.20.: SAK₂₅₄ und DOC an den Messstellen W2 und W5 innerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)

Sto	Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
W2	SAK ₂₅₄	35,8	24,1	41,1	k.D.	26,6	k.D.
	DOC (mg*L ⁻¹)	9,9	7,3	6,1	k.D.	6,0	k.D.
	SAK / DOC	3,6	3,3	6,7	k.D.	4,4	k.D.
W5	SAK ₂₅₄	6,5	5,3	16,1	k.D.	10,7	k.D.
	DOC (mg*L ⁻¹)	2,6	1,2	3,6	k.D.	3,3	k.D.
	SAK / DOC	2,5	4,4	4,5	k.D.	3,2	k.D.

Das die Testfläche abschneidende Grabensystem mit den Messstellen W3 und abwärts gelegen W4 unterscheidet sich deutlich von den übrigen Entnahmepunkten (Tab. 4.21). Stattdessen spiegelt es die terrestrisch geprägte Peripherie sowie einzelne Quellmulden oberhalb wider (vgl. Abschnitt Grabennetz und Hydrologie). Selbst zur Schneeschmelze bleiben SAK₂₅₄ und DOC auf einem relativ niedrigen Niveau.

Tabelle 4.21.: SAK₂₅₄ und DOC an den Messstellen W3 und W4 außerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)

Sto	Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
W3	SAK ₂₅₄	6,1	8,2	10,4	k.D.	10,6	k.D.
	DOC (mg*L ⁻¹)	2,1	2,9	2,2	k.D.	3,4	k.D.
	SAK / DOC	2,9	2,8	4,7	k.D.	3,1	k.D.
W4	SAK ₂₅₄	4,7	4,9	8,0	k.D.	5,3	13,8
	DOC (mg*L ⁻¹)	1,9	1,2	1,9	k.D.	2,7	3,8
	SAK / DOC	2,5	4,1	4,2	k.D.	2,0	3,6

Um den Charakter der Testfläche hinsichtlich der NOM-Zusammensetzung besser bewerten zu können, sollen die organischen Komponenten auch für die Peripherie (W4) tabellarisch aufgeführt werden (Tab. 4.22). Die Witterungsabhängigkeit der Huminstofffraktionen I und II ist im Großen und Ganzen ähnlich wie an W1, jedoch bei viel niedrigeren DOC-Konzentrationen.

Tabelle 4.22.: NOM-Fraktionen (in %) an der Messstelle W4 (k.D. = keine Daten)

NOM-Fraktionen	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
Huminstoffe I	31,4	k.D.	35,0	k.D.	27,6	27,7
Huminstoffe II	13,1	k.D.	14,7	k.D.	8,8	12,2
Building Blocks	14,6	k.D.	11,7	k.D.	10,9	13,5
niedermol. Säuren	1,0	k.D.	6,6	k.D.	12,0	4,8
Amphi. + Neutrale	18,4	k.D.	16,3	k.D.	17,8	13,1
Polysaccharide	5,0	k.D.	2,5	k.D.	3,4	5,7

Aus Sicht der Ergebnisse der Wasseranalytik kann konstatiert werden, dass sowohl das entworfene Messnetz als auch die gewählten Beprobungstermine eine gute Orientierung zum Verhalten der Testfläche einschließlich ihrer Peripherie je nach Jahreszeit gegenüber

verschiedenen Witterungsereignissen sowie im Verlauf eines sehr nassen und eines sehr trockenen Jahres geben.

4.2.2. Typ II: natürliche Sukzession (Testfläche in Carlsfeld)

Grabenzustand und Hydrologie

Die Testfläche am Zulauf Ost der Talsperre Carlsfeld ist auf ca. 2,25 ha von einem gleichmäßigen Grabennetz durchzogen. Das gesamte Gewässersystem hat eine Dichte von $0,58 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ bei 1.300 Metern Länge. Davon entfallen etwa 250 Meter auf einen im Rahmen der historischen Trockenlegung des Moores verlegten Bach. Dieser Bach führt entlang des Nordrandes des untersuchten Areals und nimmt das Wasser aus den Gebieten oberhalb der Testfläche auf. Ein im Süden verlaufender Graben, der in seinem Erscheinungsbild und in seiner Funktion einem Bach ähnelt, entwässert die meisten der Gräben. Das gesamte Grabensystem hat eine Dichte von $0,47 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ und folglich einen Anteil von 80 % am Gewässernetz. Partiiell wird eine Grabendichte von etwa $0,8 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ erreicht.

Das Testflächeneinzugsgebiet gliedert sich aus hydrologischer Sicht in zwei zu unterscheidende Areale: den sehr mächtigen Moorkörper im Südosten und einen flachgründigeren Bereich im Nordwesten (Abb. 4.48). In beiden Abschnitten existieren verlandende Gräben unterschiedlicher Tiefe. Einzelne (Haupt-) Grabenstrukturen sind kaskadenartig ausgebildet und episodisch wasserführend. Häufig sind jedoch verlandete Gräben ohne sichtbaren Wasserfluss anzutreffen. Deren mangelnde Funktionstüchtigkeit dürfte dazu führen, dass die bis auf 4 Meter reichende Torfdecke im Südosten wieder ombrogen und geogen gesteuert wird. Der geogene Einfluss wird folgendem Umstand zugeschrieben: der Graben, welcher die laterale Hangwasserzufuhr ursprünglich unterbrach, ist durch Naturprozesse ebenfalls verschlossen. Dagegen wird jeglicher potenzieller Wasserzustrom aus anderen Bereichen durch den umlaufenden Bach abgeschirmt. Etwas anders stellt sich die hydrologische Situation des nordwestlichen Areals dar. In Abhängigkeit von der saisonalen Witterung kann es zur Vernässung kommen, die bis an die Mooroberfläche reicht. Je nach Ereignis besteht die Möglichkeit, dass dieses Gebiet überläuft, oder trockenfällt. Dahingegen speichern die mächtigen Torfpakete das Wasser besser. Der sukzessive Grabenverschluss verzögert hier den ereignisbezogenen Abfluss und bedingt eine kontinuierliche Wasserabgabe aus dem Moorkörper.

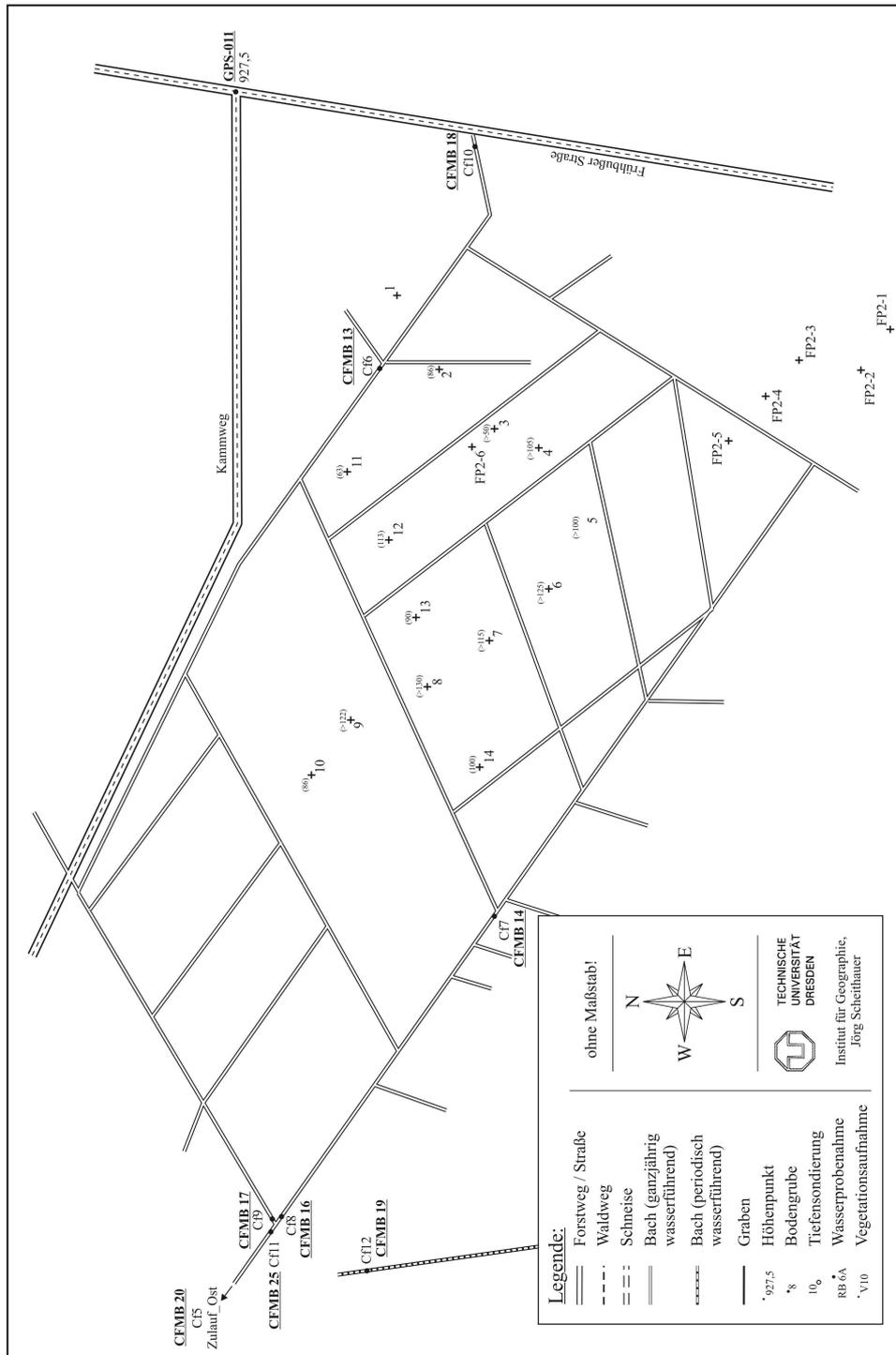


Abbildung 4.48.: Grabennetzkarte und Probenahmepunkte der Testfläche Carlsfeld

Beide Teilbereiche sollten aber nicht getrennt betrachtet werden, da sie im Erzgebirge selten isoliert voneinander, sondern für gewöhnlich nebeneinander vorkommen sowie in wasser- und stoffhaushaltlicher Wechselbeziehung zueinander stehen.

Torfzustand und Vegetation

Laut FSK wurde den Böden die Lokalbodenform des Reitzenhainer Moores mit Torfmächtigkeiten über 80 cm zugewiesen. Das entspricht den sogenannten OII Standorten, die aufgrund ihrer Bodeneigenschaften (sehr arm an Nährstoffen) und ihres Bodenwasserhaushaltes für die Forstwirtschaft, speziell für den Fichtenanbau, extreme Standorte darstellen.

Bei den durchgeführten Feldarbeiten konnte das Torfpaket in erster Linie an den Stellen geringerer Mächtigkeit mit dem Bohrstock komplett erfasst werden. Der niedrigste Wert lag bei 60 cm Torf. Die größte ermittelte Torfmächtigkeit wurde mit 400 cm an einem Moorkarst-Aufschluss gemessen. In diesem ist die für das Erzgebirge charakteristische Stratigraphie eines jüngeren, subatlantischen Weißtorfes über einem älteren, atlantischen Schwarztorf gut erhalten. Durch die Entwässerung ist auch hier die oberste Schicht von bis zu 30 cm durch Prozesse der Vererdung und Schrumpfung überprägt, so dass die Torfe amorphe Strukturen besitzen. Der pH-Wert (in KCl) lag im Mittel bei 2,6. Mit einem durchschnittlichen Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) von 96 Gew.-% (die OBS war in allen analysierten Proben größer 88 Gew.-%) überwiegen die Sauer-Reintorfe (OBS über 90 %). In Kombination mit den geringen Stickstoffgehalten von ca. 1,0 Gew.-% handelt es sich im Testgebiet Carlsfeld um oligotroph-saure Torfe. Entsprechend beträgt das C/N-Verhältnis im Mittel 47, der größte erreichte Wert lag bei 60. Die weiteren C/N-Verhältnisse werden in größeren Tiefen erreicht, da bei relativ konstant bleibenden Kohlenstoffgehalten die Stickstoffgehalte mit der Tiefe abnehmen. Hinsichtlich der Zersetzungstufen ist eine deutliche Horizontierung in den Torfprofilen zu erkennen. In den obersten 20 bis 30 cm ist ein sehr stark zersetzter Torf (z5) ausgebildet, in dem keine Strukturen von Pflanzenresten mehr erkennbar sind. Daran schließen sich bis ca. 75 cm schwach bis mittel zersetzte Torfe der Stufen z2 und z3 an (AG BODEN (1996)), in denen Pflanzenreste mehr oder weniger deutlich zu erkennen sind. Aufgrund dessen kann man sie als Reiser- und Sphagnumtorfe ansprechen und dem jüngeren Moostorf bzw. Weißtorf zuordnen. Die darunter lagernden älteren Moostorfe oder Schwarztorfe, weisen die für sie typischen hohen Zersetzungsstufen z4 und z5 auf. Ein enger Zusammenhang besteht zwischen Zersetzungsgrad, Bodenfeuchte und Substanzvolumen der untersuchten Torfe. In dem als oberste Schicht beschriebenen Torfhorizont wurden die höchsten Zersetzungsgrade und Substanzvolumina (SV5 und 4) bei schwach bis stark feuchten Bedingungen (Feuchtestufe 2-4) je nach Witterung vorgefunden. Das heißt, dass in diesem Bereich die Entwässerung ihr stärkstes Ausmaß erreicht, indem es zu einer aeroben Torfzersetzung und damit verbunden auch zu Torfschwund sowie zu einer starken Verdichtung des Substrates kommt, infolgedessen ein Großteil des Gesamtvolumens durch die feste Torfsubstanz eingenommen wird. Im darunter folgenden Weißtorf sind die Zersetzungsgrade zwar deutlich niedriger, trotzdem wirkte sich die Entwässerung auf diese Bereiche noch stark aus, so dass große Substanzvolumina (SV4) für diese Schichten berechnet wurden und damit die Torfe im Vergleich zu natürlich gelagerten einer starken Verdichtung unterlagen. Die Bodenfeuchte wurde hier jedoch durchgängig als feucht (feu3) bzw. stark feucht (feu4) angesprochen. Im Tiefenbereich zwischen 70 und 80 cm schließen sich die Schwarztorfe an, die bei hohen Zersetzungsgraden die vergleichsweise geringsten Substanzvolumina (SV3) aufwiesen, d.h. die Festsubstanz nimmt zwischen 5 und 8 Vol.-% ein. Diese Torfe sind damit nur mäßig entwässert, wie auch die stark feuchten (feu4) bis nassen (feu5) Verhältnisse zeigen. Ein weiterer Grund für diesen Zustand ist der ansteigende Moorwasserspiegel. Als Ursache dafür kann die Verlandung der Gräben gesehen werden.

Im Untersuchungsgebiet spiegelt die Vegetation in ihrer Artenzusammensetzung am stärksten die dargestellten Standortbedingungen wider. Die Baumschicht wird durch die Fichte (*Picea abies*) dominiert. In der Krautschicht sind es vor allem die beiden Vertreter der Eri-

caceen, die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und die Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*), sowie Moose wie Torfmoose (*Sphagnum spec.*), Frauenhaarmoos (*Polytrichum commune*), Müllers Bartkelchmoos (*Calypogeia muelleriana*) und Dreilappiges Peitschenmoos (*Bazzania trilobata*) - um nur einige Vertreter zu nennen. Würde unter diesen Voraussetzungen die extensive Forstnutzung nicht fortgeführt werden, könnte sich nach dem Konzept der Potenziell Natürlichen Vegetation (PNV) ein naturnaher Fichtenwald in Form des Peitschenmoos-Fichtenwaldes (*Bazzanio-Piceetum*) entwickeln.

Witterung und Wasserqualität

Da im Gebirge kleinräumige Unterschiede im Witterungsverhalten zu erwarten sind, wurden für die Testfläche in Carlsfeld die Klimadaten der nur 1 km Luftlinie entfernten LTV-Station verwendet. In Gegenüberstellung zu den Muldenberg-Daten wird deutlich, dass nicht allein Zeitpunkt und Intensität von Niederschlägen bzw. Maximum und Minimum der Temperatur differieren, sondern dass in Carlsfeld durch 250 zusätzliche Höhenmeter die Schneeschmelze markant später einsetzt, wie am 22. April 2003 der Fall gewesen (Tab. 4.23). Diese nicht unbedingt neue Erkenntnis soll lediglich zur Unterstreichung der tatsächlich beobachteten Witterungseffekte benannt werden.

Tabelle 4.23.: Niederschlag, maximale und minimale Temperatur zu den Beprobungstagen (1) sowie Mittel- bzw. Summenwerte der 3 und 10 zurückliegenden Tage (LTV-Station an der Talsperre Carlsfeld)

Parameter	Datum	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
N (mm)	1	10,0	15,1	0,0	2,2	0,0	0,0
	3	9,3	17,8	0,2	8,9	13,5	4,5
	10	18,4	49,8	7,1	42,4	13,9	5,4
T min (°C)	1	6,3	11,7	1,3	-9,0	3,3	10,5
	3	9,6	11,3	0,2	-9,3	1,3	14,6
	10	8,5	13,3	0,7	-7,4	-0,8	13,6
T max (°C)	1	14,5	18,7	5,7	1,6	16,7	23,9
	3	18,1	21,4	8,3	-1,0	9,3	29,6
	10	18,0	23,0	7,5	-1,1	11,7	28,0

Die drei Messstellen C8, C9 und C11 charakterisieren aufgrund ihrer Lagemerkmale zueinander das Testgebiet. C8 als eigentlicher Testflächenabfluss und C9 als der Bach, welcher zwar das Gebiet umfließt, jedoch nordwestlich das Areal verlassende Gräben fasst, werden bei C11 als Integral beprobt. C11 wurde erst während der zweiten Messkampagne eingerichtet und im Winter bei Schneefall und mächtigen Schneehöhen als einzige Stelle analysiert. Zu diesem Zeitpunkt und zur sommerlichen Trockenheit war eine geringere organische Belastung der Wässer zu verzeichnen (Tab. 4.24). Dagegen sind zu allen anderen Beprobungsterminen hohe bis sehr hohe SAK₂₅₄-Werte und DOC-Konzentrationen festzustellen. Insbesondere das Regenereignis im August, welches gerade bei der Probenahme abflusswirksam war, weist Höchstwerte auf. Da im November 2002 in den zurückliegenden Tagen kaum Regen fiel und im April 2003 die Testfläche bei Bodengefrorenis noch unter Schnee lag, waren die Werte entsprechend niedriger.

Tabelle 4.24.: SAK₂₅₄ und DOC am Testflächenabfluss (C8) und an relevanten Messstellen (C9, C11) (k.D. = keine Daten)

Sto	Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
C8	SAK ₂₅₄	63,5	368,0	34,3	k.D.	53,0	14,8
	DOC (mg*L ⁻¹)	11,3	47,4	4,3	k.D.	11,5	3,0
	SAK / DOC	5,6	7,8	8,0	k.D.	4,6	4,9
C9	SAK ₂₅₄	40,9	192,0	17,8	k.D.	53,6	9,3
	DOC (mg*L ⁻¹)	8,8	29,6	3,2	k.D.	11,2	3,0
	SAK / DOC	4,6	6,5	5,6	k.D.	4,8	3,1
C11	SAK ₂₅₄	k.D.	240,0	23,9	8,5	54,1	12,4
	DOC (mg*L ⁻¹)	k.D.	36,3	3,6	2,2	11,4	2,9
	SAK / DOC	k.D.	6,6	6,6	3,9	4,7	4,3

Die Datensätze der NOM-Fractionen sind aufgrund diverser Analytikausfälle am TZW (u.a. durch das Hochwasser 2002) lückenhafter als die der übrigen Parameter (Tab. 4.25). Nichtsdestotrotz können einzelne Witterungsereignisse diskutiert werden. Markant niedrige Anteile der Huminstoffe I und II kennzeichnen die Winterperiode sowie die sommerliche Trockenheit 2003. Dagegen weist die Messstelle C8 als Testgebietsabfluss an Tagen ohne Niederschlag (09.11.2002 und 22.04.2003), an denen offenbar jahreszeitbedingt der Moorwasserspeicher den Chemismus prägt, Anteile von mehr als 80 % auf. Zu diesen Terminen wird auch C11 vom die Testfläche umfließenden Bach dominiert. Als im Sommer 2003 dieser Bach nur eine geringe Abflusspende hatte, stieg der Einfluss von C8.

Tabelle 4.25.: NOM-Fractionen (in %) am Testflächenabfluss (C8) und an relevanten Messstellen (C9, C11) (k.D. = keine Daten)

Sto	NOM-Fractionen	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
C8	Huminstoffe I	k.D.	k.D.	62,9	k.D.	80,8	45,3
	Huminstoffe II	k.D.	k.D.	24,0	k.D.	3,7	23,0
	Building Blocks	k.D.	k.D.	5,1	k.D.	4,8	8,2
	niedermol. Säuren	k.D.	k.D.	2,6	k.D.	0,5	4,5
	Amphi. + Neutrale	k.D.	k.D.	6,8	k.D.	7,5	7,9
	Polysaccharide	k.D.	k.D.	1,5	k.D.	2,8	2,3
C9	Huminstoffe I	63,6	k.D.	55,4	k.D.	63,6	32,2
	Huminstoffe II	24,5	k.D.	19,5	k.D.	20,8	17,8
	Building Blocks	6,8	k.D.	7,7	k.D.	4,1	10,0
	niedermol. Säuren	1,0	k.D.	2,2	k.D.	0,8	2,2
	Amphi. + Neutrale	7,7	k.D.	8,4	k.D.	6,4	6,7
	Polysaccharide	6,9	k.D.	3,7	k.D.	2,8	5,4
C11	Huminstoffe I	k.D.	k.D.	54,3	40,1	66,3	41,1
	Huminstoffe II	k.D.	k.D.	18,6	12,8	19,1	21,9
	Building Blocks	k.D.	k.D.	6,9	10,7	4,7	8,4
	niedermol. Säuren	k.D.	k.D.	k.D.	5,2	1,2	3,9
	Amphi. + Neutrale	k.D.	k.D.	0,0	10,1	6,0	7,0
	Polysaccharide	k.D.	k.D.	2,4	15,3	2,3	6,9

Die weiteren ausgewählten Ionenkonzentrationen verhalten sich an der Messstelle C8 insofern gegensätzlich, dass im August 2002 bei starken Regenfällen für beinahe alle anorgani-

schen Ionen das Konzentrationsminimum analysiert wurde (Tab. 4.26), mit Ausnahme von Ammonium. Stattdessen wiesen die organischen Parameter hohe Werte auf (Tab. 4.27).

Tabelle 4.26.: Ionenkonzentrationen (in $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) am Testflächenabfluss C8 (k.D. = keine Daten)

Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
NO ₃	1,43	0,42	2,63	2,8	2,18	2,65
SO ₄	14,62	5,44	16,62	18,26	13,09	18,63
PO ₄	0,26	0,08	0,1	0,11	0,1	0,1
Cl	1,46	0,63	1,59	1,45	1,19	1,58
F	0,16	0,07	0,11	0,12	0,09	0,17
pH-Wert	4,75	3,7	4,35	4,77	4,11	4,54
NH ₄	0,06	0,56	0,03	0,03	0,52	0,04
Na	2,82	1,29	2,84	3,43	2,34	3,51
Mg	0,75	0,57	0,59	1,57	1,31	2,42

Der Messstelle C7 kommt neben C8, C9 und C11 eine Sonderstellung zu, da sie mitten in der Testfläche unterhalb des vier Meter mächtigen Torfpakets liegt und somit den Kernbereich repräsentieren soll. Im Vergleich zu C8 wird deutlich, dass an allen Messterminen von diesem Areal eine geringfügig schwächere organische Belastung des Gebietsabflusses ausgeht (Tab. 4.27), als beispielsweise der Abschnitt zwischen C7 und C8.

Tabelle 4.27.: SAK₂₅₄ und DOC an der Messstelle C7 innerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)

Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
SAK ₂₅₄	52,3	354,0	30,4	k.D.	49,8	8,2
DOC ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	8,8	42,3	3,7	k.D.	11,1	1,9
SAK / DOC	5,9	8,4	8,2	k.D.	4,5	4,3

Die Referenz-Messstelle C10 liegt oberhalb des Testgebietes und charakterisiert die Wässer der Peripherie, welche bei C9 gemeinsam mit Teilen der die untere Testfläche entwässernde Gräben erfasst werden. Anhand der organischen Parameter wird ersichtlich, dass das Areal jenseits der Frühbußer Straße ebenfalls auf starke Regenfälle mit hohen Konzentrationen reagiert (Tab. 4.28). Während der Bodengefrorenis und in der Trockenperiode war keine Abflusspende zu verzeichnen. Besonderes Interesse sollte dem Frühjahr 2003 gewidmet werden, da hier offenbar in der Peripherie die Schneeschmelze und das Auftauen der Böden weiter fortgeschritten waren, verbunden mit hohen SAK- und DOC-Werten, als in der Testfläche selbst.

Tabelle 4.28.: SAK₂₅₄ und DOC an der Messstelle C10 außerhalb der Testfläche (k.D. = keine Daten)

Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
SAK ₂₅₄	5,9	238,0	21,9	k.D.	103,4	k.D.
DOC (mg*L ⁻¹)	2,3	35,3	4,0	k.D.	21,9	k.D.
SAK / DOC	2,6	6,7	5,5	k.D.	4,7	k.D.

Die Belastung der Wässer mit Huminstoffen, nur drei Analysen konnten realisiert werden bzw. sind verwertbar, war sehr unterschiedlich (Tab. 4.29). Im Frühjahr 2002 beläuft sich der Anteil beider Huminstofffraktionen lediglich auf 55 %, wohingegen es in Verbindung mit den Schneeschmelzereignissen 2003 (über 85 %) an Bedeutung gewinnt.

Tabelle 4.29.: NOM-Fraktionen (in %) an der Messstelle C10 (k.D. = keine Daten)

NOM-Fraktionen	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
Huminstoffe I	40,0	k.D.	62,6	k.D.	68,3	k.D.
Huminstoffe II	14,5	k.D.	16,3	k.D.	18,3	k.D.
Building Blocks	12,7	k.D.	7,5	k.D.	3,6	k.D.
niedermol. Säuren	1,2	k.D.	1,3	k.D.	0,6	k.D.
Amphi. + Neutrale	12,4	k.D.	8,3	k.D.	5,9	k.D.
Polysaccharide	5,3	k.D.	4,3	k.D.	2,0	k.D.

Aus Sicht der anorganischen Ionen ist der Konzentrations- und pH-Einbruch zum Zeitpunkt des Regenerereignisses im August 2002 hervorzuheben (Tab. 4.30). Die Ammoniumionen stellen allerdings erneut eine Ausnahme dar. Ähnlich ist die Situation zur Schneeschmelze 2003.

Tabelle 4.30.: Ionenkonzentrationen (in mg*L⁻¹) an der Messstelle C10 (k.D. = keine Daten)

Parameter	26.05.02	07.08.02	09.11.02	09.02.03	22.04.03	14.06.03
NO ₃	3,13	0,44	2,60	k.D.	0,9	k.D.
SO ₄	19,6	4,33	14,65	k.D.	5,7	k.D.
PO ₄	0,229	0,049	0,061	k.D.	0,122	k.D.
Cl	1,54	1,06	1,46	k.D.	0,78	k.D.
F	0,17	0,04	0,05	k.D.	0,03	k.D.
pH-Wert	4,35	3,91	4,37	k.D.	4,12	k.D.
NH ₄	0,04	0,79	0,04	k.D.	0,53	k.D.
Na	1,55	0,94	1,09	k.D.	0,68	k.D.
Mg	0,64	0,96	0,32	k.D.	1,39	k.D.

Obwohl das Messnetz und die Beprobungstermine für die organischen Summenparameter und die übrigen Ionenkonzentrationen einen geeigneten Einblick in die sporadisch ermittelten, ereignisbezogenen Stoffausträge liefern, machen letztenendes die zahlreichen Datenausfälle bei der NOM-Fraktionierung eine erste Bewertung der Huminstoffanteile schwierig. Dennoch soll bei der abschließenden Gegenüberstellung mit den anderen Testflächen ver-

sucht werden, eine Bewertung der NOM-Charakteristik des Typs natürliche Sukzession vorzunehmen.

4.2.3. Typ III: ökotechnischer Eingriff (Testfläche am Löffelsbach)

Grabenzustand und Hydrologie

Die Sonderstellung der Testfläche am Löffelsbach hinsichtlich des regulierenden Eingriffs (Grabenverbau, Flächenüberrieselung und -überstau) spiegelt sich entsprechend im Ergebnis der Grabenzustandskartierung wider. Die Lage der Entwässerungsgräben tritt hinter Maßnahmen zurück, die im Zusammenhang mit der ökotechnisch herbeigeführten, flächenhaften Wiedervernässung stehen. Somit stand die räumliche Erfassung des Areals zwischen eingeleitetem Wasser und Abriegelung durch Spundwand im Mittelpunkt der Vermessungsarbeiten und der Testflächenbewertung (Abb. 4.49). Die Ausdehnung der direkt von der Vernässung betroffenen Austorffläche kann auf 1-2 Hektar, die offene Wasserfläche des Überstaus auf 200 m² geschätzt werden.

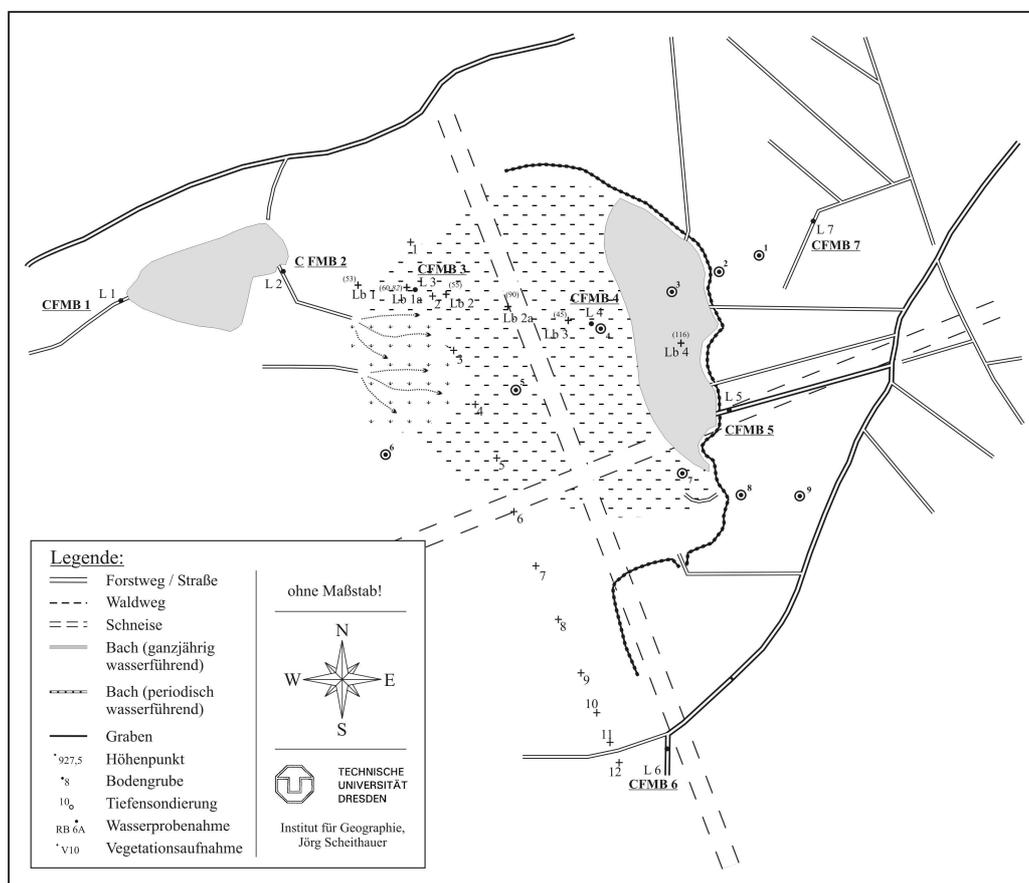


Abbildung 4.49.: Karte mit den Probenahmepunkte in der Testfläche Löffelsbach

Die Testfläche ist aus hydrologischer Sicht kein klassisches Hochmoor, obwohl das Ausgangssubstrat der Revitalisierung aus ehemaligem ombrogenen Hochmoortorf besteht, sondern in seinem gegenwärtigen Wasserhaushalt mit einem Nieder- oder Zwischenmoorstadium vergleichbar. Das aktuell über einen Feuerlöschteich zulaufende Wasser wurde vor der Vernässungsmaßnahme am Torfstich vorbeigeleitet, ebenso wie noch heute ein Bach im Süden das Areal passiert. Der Wasserhaushalt der Testfläche LB hängt sehr stark von der

Menge des ökotechnisch hineingeleiteten Wassers und von den klimatischen Bedingungen ab, da die hydrologische Charakteristik mehr einem offenen Standgewässer ähneln dürfte. Das Abflussaufkommen wird von der Gebietsverdunstung abhängig sein. Höhere Temperaturen und einhergehend verstärkte Verdunstungsraten werden mit geringem Gebietsabfluss korrelieren.

Torfzustand und Vegetation

Nach der FSK wurde dieses Gebiet als Sonderstandort ausgetorfte Moor (So.v) ausgewiesen, dem laut Kartenwerk keine Torfmächtigkeiten zugewiesen werden. Die eigenen Untersuchungen ergaben Torfmächtigkeiten zwischen 10 und mehr als 120 cm. Torfpakete über 90 cm werden nur in den Randbereichen der Fläche erreicht, wo keine Austorfung stattfand und die sich mit einer Geländeschwelle deutlich vom eigentlichen Torfstich absetzt.

Hinsichtlich der chemischen Eigenschaften der Torfe weisen diese typische Eigenschaften für Hochmoortorfe auf. So liegt der mittlere pH-Wert bei 3,9. Insgesamt variieren diese über die ganze Fläche zwischen pH 3,2 und pH 4,9. Mit Gehalten an organischer Bodensubstanz von 34 bis 91 Gew. % und einem mittleren Wert von 75,6 Gew. % dominieren die Sauer Volltorfe (OBS über 70 %). Zieht man zur weiteren Charakterisierung den Stickstoffgehalt heran, der mit einem mittleren Gehalt von 1,3 Gew. % ebenfalls einen für Hochmoore typischen Wert aufweist, lassen sich Aussagen zum Trophiestatus machen. Die Auswertung ergab, dass im Löffelsbachgebiet oligotroph-saure und mesotroph-saure Torfe zu gleichen Anteilen vorkommen. Zu dieser Einordnung passen die recht weiten C/N-Verhältnisse von 30 - 35. Diese Ergebnisse liegen im Rahmen der Erwartungen, da Hochmoortorfe bzw. deren Reste auch nach Entwässerung ihren sauren Charakter und den geringen Trophiestatus beibehalten.

Im Testgebiet überwiegen Torfe mit den Zersetzungsstufen z3 und z4 (Zersetzungsgrad nach von Post H3 - H8), was mittel bis stark zersetzten Torfen entspricht. In ihnen sind Pflanzenreste noch zu erkennen, so dass keine vollständige Zersetzung des Ausgangsmaterials stattgefunden hat. Die durchgeführten ökotechnischen Maßnahmen verursachen einen Wassereinstau, der eine ganzjährig höhere Feuchte in den Torfen bedingt. Infolgedessen dominieren die Feuchtestufen 5 (nass) und 6 (sehr nass). Die zur Berechnung des Substanzvolumen nötigen Stechzylinderproben konnten aus diesen Gründen nicht entnommen werden, da das Material aus den Stechzylindern herausfloss.

Im Testgebiet Löffelsbach ist zu beachten, dass der Torfhorizont durch die Abtorfung nur einen geringmächtigen Rest darstellt, so dass die Torfstratigraphie - wie sie in der Testfläche Carlsfeld vorgefunden wurde - nicht mehr erhalten ist. Die vorhandenen Resttorfe sind zu den Schwarztorfen zu stellen. Teilweise werden sie von einer Organomudde unterlagert. Darauf bzw. im direkten Anschluss an die Torfe folgt ein stark verdichteter, bläulich-grau gefärbter Stauhorizont. Er kann als wasserstauer Sd-Horizont angesprochen werden, der aus tonigen Schluffen sowie schluffig-lehmigen Grusen aufgebaut ist.

Die Vegetation ist vor allem durch Gräser wie Seggen (*Carex canescens*, *Carex rostrata*), Reitgras (*Calamagrostis villosa*), die Flatterbinse (*Juncus effusus*), das für entwässerte bzw. wiedervernässte Moore typische Pfeifengras (*Molinia caerulea*) und das für Hochmoore typische Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) geprägt. In der Mooschicht treten insbesondere das Frauenhaarmoos (*Polytrichum commune*) und Torfmoose (*Sphagnum spec.*) auf. Die Baumschicht besteht aus Fichte (*Picea abies*) und vereinzelt Moorbirke (*Betula pubescens*). Insbesondere die Fichte zeigt deutliche Schäden in Folge zu nasser Standortbedingungen. Bezüglich der Funktion als Zeiger für Standorteigenschaften können 78 % der Arten als Feuchte- und Nässezeiger, 72 % als Säure- und Starksäurezeiger und 82 % als stickstoffarme und -ärmste Standorte anzeigende Arten angesprochen werden. Durch

die Wiedervernässung befindet sich die Testfläche am Löffelsbach derzeit im Stadium eines ombrosoligenen, mesotroph-sauren Übergangs- oder Zwischenmoores (SUCCOW und JOOSTEN 2001).

Witterung und Wasserqualität

Infolge der räumlichen Nähe von LTV-Klimastation und Testfläche wurden ebenfalls die Daten wie für das Weiße-Mulde-Areal verwendet. Der Unterschied besteht allerdings im Tag der Beprobung, denn aus logistischen Gründen wurde die Wasserprobenahme am Löffelsbach zu den meisten Terminen einen Tag früher als in den übrigen Testgebieten durchgeführt. Resultierend war die Witterung sowohl zum Beprobungszeitpunkt als auch im Mittel der zurückliegenden Periode geringfügig abweichend von den zuvor diskutierten Werten (Tab. 4.31).

Tabelle 4.31.: Niederschlag, maximale und minimale Temperatur zu den Beprobungstagen (1) sowie Mittel- bzw. Summenwerte der 3 und 10 zurückliegenden Tage (LTV-Station an der Talsperre Muldenberg)

Parameter	Datum	25.05.02	06.08.02	08.11.02	09.02.03	22.04.03	13.06.03
N (mm)	1	1,8	3,5	5,1	4,0	0,0	4,3
	3	8,1	15,2	0,7	4,9	13,5	0,2
	10	17,4	30,7	50,4	48,4	16,4	1,1
T min (°C)	1	9,2	9,4	-5,7	-9,0	3,3	15,5
	3	10,6	12,0	-4,9	-9,3	1,3	12,5
	10	8,9	13,0	-0,8	-7,4	-0,8	13,5
T max (°C)	1	17,3	21,5	0,5	1,6	16,7	31,9
	3	23,4	23,9	2,3	-1,0	9,3	27,1
	10	21,1	25,0	5,6	-1,1	11,7	27,5

Obwohl in Frühjahr und Sommer 2002 am Tag der Beprobung kaum Regen fiel, verließen das Testgebiet Wasser mit extrem hohen SAK₂₅₄- und DOC-Werten. Dagegen erscheinen die Konzentrationen im November 2002 sowie zur Schneeschmelze 2003 moderat (Tab. 4.32). Während der Schneebedeckung im Winter war kein Abfluss vorhanden. Zur sommerlichen Trockenheit 2003 wurde zwar eine äußerst geringe Abflussspende aus dem Testgebiet beobachtet, dafür mit sehr hohen DOC-Konzentrationen und intensiver Färbung.

Tabelle 4.32.: SAK₂₅₄ und DOC am Testflächenabfluss L5 (k.D. = keine Daten)

Parameter	25.05.02	06.08.02	08.11.02	09.02.03	22.04.03	13.06.03
SAK ₂₅₄	270,0	192,0	26,4	k.D.	27,0	418,4
DOC (mg/l)	49,2	30,0	4,6	k.D.	7,0	82,8
SAK / DOC	5,5	6,4	5,7	k.D.	3,9	5,1

Bei Betrachtung der NOM-Fractionen lässt sich ein Zusammenhang zwischen dem Anteil der Huminstoffe I und den sehr hohen DOC-Konzentrationen im Mai 2002 sowie im Sommer 2003 vermuten (Tab. 4.33). Zum letzteren Termin dominiert diese Fraktion die übrigen, wohingegen sonst die Huminstoffe II einen nennenswerten Anteil haben.

Tabelle 4.33.: NOM-Fraktionen (in %) am Testflächenabfluss L5 (k.D. = keine Daten)

NOM-Fraktionen	25.05.02	06.08.02	08.11.02	09.02.03	22.04.03	13.06.03
Huminstoffe I	58,9	k.D.	47,7	k.D.	49,7	74,4
Huminstoffe II	27,0	k.D.	22,6	k.D.	15,8	9,0
Building Blocks	7,1	k.D.	12,2	k.D.	9,7	4,4
niedermol. Säuren	1,4	k.D.	3,7	k.D.	2,3	1,0
Amphi. + Neutrale	9,2	k.D.	8,9	k.D.	9,1	6,8
Polysaccharide	0,8	k.D.	2,1	k.D.	5,4	1,0

Die weiteren Ionenkonzentrationen, mit Ausnahme von Chlorid und Fluorid, fallen recht unterschiedlich aus und erlauben nur vorsichtige Interpretationsansätze (Tab. 4.34). So sind z.B. die Sulfatgehalte in Herbst 2002 und Frühjahr 2003 erhöht, jeweils verbunden mit dem Abschmelzen von Schnee und relativ niedrigen NOM-Konzentrationen. Offensichtlich ist der Chemismus des Testflächenabflusses zu diesen Terminen stärker von den in der Schneedecke enthaltenen Ionen geprägt. In Trockenperioden wie 2003 gewinnen dagegen Nitrat und Gesamtphosphat an Bedeutung.

Tabelle 4.34.: Ionenkonzentrationen (in $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) am Testflächenabfluss L5 (k.D. = keine Daten)

Parameter	25.05.02	06.08.02	08.11.02	09.02.03	22.04.03	13.06.03
NO_3	k.D.	0,12	0,04	k.D.	0,06	6,54
SO_4	4,48	3,17	9,79	k.D.	11,42	5,81
PO_4	0,12	0,21	0,25	k.D.	0,1	0,47
Cl	35,6	31,48	33,1	k.D.	37,55	29,06
F	0,08	0,09	0,05	k.D.	0,04	0,08
pH-Wert	4,56	5,03	4,53	k.D.	4,32	4,21
NH_4	0,43	1,32	0,03	k.D.	k.D.	k.D.
Na	13,36	11,49	13,7	k.D.	18,42	12,92
Mg	2,09	1,53	2,53	k.D.	4,03	4,37

Die ausgewählten Messstellen L1 bis L4 zeichnen den Weg der Wässer vom oberhalb der Testfläche aus terrestrisch geprägten Gebieten kommenden (L1) und in einen Feuerlöschteich fließenden Bach nach, der vom Teich in das Areal sickert (L2) und die nachfolgende Fläche vernässt (L3, L4). Das zufließende Wasser ist zumeist von niedrigen Gehalten an organischen Wasserinhaltsstoffen charakterisiert. Deutlich wird bei dem Vergleich mit Probenahmepunkt L2 der Einfluss des Standgewässers (Tab. 4.35). Während im Sommer verminderte SAK_{254} - und DOC-Werte mit photolytischen Abbauprozessen einhergehen dürften, scheint sich im Herbst abgestorbene organische Substanz anzureichern. Im Winter verhalten sich beide Messstellen ähnlich. L3 und L4 als Schlenken ließen sich bei sommerlicher Austrocknung und bei winterlicher Schneebedeckung nicht beproben. Jedoch ist zu den Messungen 2002 eine markante Konzentrationszunahme zu verzeichnen. Dagegen verändern sich die SAK_{254} - und DOC-Werte während der Schneeschmelze kaum bzw. nicht.

Tabelle 4.35.: SAK₂₅₄ und DOC der Messstellen am Testflächenzufluss (L1, L2) und bei der Passage (L3, L4) (k.D. = keine Daten)

Sto	Parameter	25.05.02	06.08.02	08.11.02	09.02.03	22.04.03	13.06.03
L1	SAK ₂₅₄	10,8	15,9	12,7	9,3	10,3	13,8
	DOC (mg*L ⁻¹)	3,1	4,0	2,4	2,7	3,6	4,0
	SAK / DOC	3,5	4,0	5,3	3,4	2,9	3,5
L2	SAK ₂₅₄	6,2	3,2	20,6	10,0	8,5	7,4
	DOC (mg*L ⁻¹)	3,0	2,2	3,6	2,7	3,0	5,2
	SAK / DOC	2,1	1,5	5,7	3,7	2,8	1,4
L3	SAK ₂₅₄	35,4	29,4	19,6	k.D.	9,0	k.D.
	DOC (mg*L ⁻¹)	10,7	2,2	3,6	k.D.	3,1	k.D.
	SAK / DOC	3,3	13,4	5,4	k.D.	2,9	k.D.
L4	SAK ₂₅₄	216,0	k.D.	29,8	k.D.	11,4	k.D.
	DOC (mg*L ⁻¹)	44,6	k.D.	4,9	k.D.	3,9	k.D.
	SAK / DOC	4,8	k.D.	6,1	k.D.	2,9	k.D.

Abgesehen von den erheblich niedrigeren Konzentrationen an gelösten organischen Stoffen am Testflächenzufluss L1, vergleichsweise zu L5, unterscheidet sich die Zusammensetzung der NOM (Tab. 4.36). Hier werden Niederschlagsereignisse wirksam, wie beispielsweise im November 2002, da die überwiegend terrestrische Peripherie schneller reagiert, als der unterhalb befindliche, abgeriegelte und überstaute Bereich.

Tabelle 4.36.: NOM-Fractionen (in %) am Testflächenzufluss L1 (k.D. = keine Daten)

NOM-Fractionen	25.05.02	06.08.02	08.11.02	09.02.03	22.04.03	13.06.03
Huminstoffe I	43,3	k.D.	56,6	49,7	44,9	38,5
Huminstoffe II	15,7	k.D.	18,2	17,1	13,6	7,4
Building Blocks	10,9	k.D.	9,6	9,9	9,3	12,0
niedermol. Säuren	1,9	k.D.	1,8	4,4	9,1	0,9
Amphi. + Neutrale	10,6	k.D.	8,4	9,6	12,8	22,4
Polysaccharide	1,4	k.D.	1,8	2,8	2,1	5,2
HOC + POC	16,3	k.D.	3,6	6,6	8,3	13,7

Zum Messnetz und zu den Ergebnissen der Testfläche am Löffelsbach lässt sich zusammenfassend konstatieren, dass hier hinsichtlich der Wasserqualität und -fließwege ein Sonderfall untersucht wurde. Resultierend aus dem Einleiten des Baches gelangt Wasser mit verhältnismäßig geringen NOM-Gehalten in die Fläche, welches nach der Passage des Areals am Rückstau der Spundwände erhöhte NOM-Konzentrationen aufweist.

4.3. Laboruntersuchungen zur Charakterisierung von NOM

In parallel zu den Routinemessungen durchgeführten Untersuchungen wurden die wichtigsten Quellen für NOM in den Ökosystemen hinsichtlich ihres NOM-Freisetzungspotentials betrachtet. Die Darstellung der Ergebnisse ist dabei an die zeitliche Abfolge der Prozesse im Kreislauf der organischen Substanz im Ökosystem angelehnt:

1. Streu von Laub- und Nadelbäumen,

2. (Torf)Böden,
3. aquatische Sedimente aus den Talsperren.

Zum Zweck der Beurteilung der Rolle dieser Komponenten bezüglich des quantitativen und qualitativen Austrages von NOM wurden systematisch Versuche im Labormaßstab durchgeführt (vgl. Kap. 3.4).

4.3.1. Extraktionsversuche mit Streu

Die Ergebnisse der Extraktionsversuche zeigten eine Zunahme des DOC-Gehaltes in den Extrakten in der Reihenfolge Lärche > Fichte > Birke > Eberesche. Dabei verhielten sich die SAK₂₅₄-Werte 1 : 3 : 5 : 7 und der DOC 1 : 3 : 9,5 : 16 gemäß der oben genannten Reihe. Die Ebereschestreue setzte mit 13,2 mg*g⁻¹ am meisten und die Lärchenstreue mit 0,8 mg*g⁻¹ am wenigsten gelösten organischen Kohlenstoff frei. In Tabelle 4.37 ist die Gesamtheit der Daten für alle untersuchten Streuarten aufgeführt.

Tabelle 4.37.: NOM-Kennwerte der untersuchten Streu, Mittelwerte (n = 3)

	SAK ₄₃₆ [m ⁻¹]	SAK ₂₅₄ [m ⁻¹]	DOC [mg*L ⁻¹]	SAK/OC [L*m ⁻¹ *mg ⁻¹]
Lärche	1,1	20,6	8,2	2,5
Fichte	4,1	71,0	22,6	3,2
Birke	9,7	111,3	78,1	1,4
Eberesche	15,3	143,3	132,4	1,1

Ein Vergleich der spezifischen spektralen Absorptionskoeffizienten zeigte Unterschiede in der Aromatizität der einzelnen Extrakte. Beim Fichtenextrakt deutete ein relativ weites SAK/OC - Verhältnis auf einen hohen Anteil aromatischer Substanzen wie beispielsweise Huminstoffe hin, die Eberesche wies dagegen das engste SAK/OC - Verhältnis auf.

Die Bestimmung der Huminstoffe erfolgte mit Hilfe der gelchromatographischen Fraktionierung. In Abbildung 4.50 ist die prozentuale Zusammensetzung des DOC anhand der Anteile der Fraktionen am Gesamt-DOC aufgeführt.

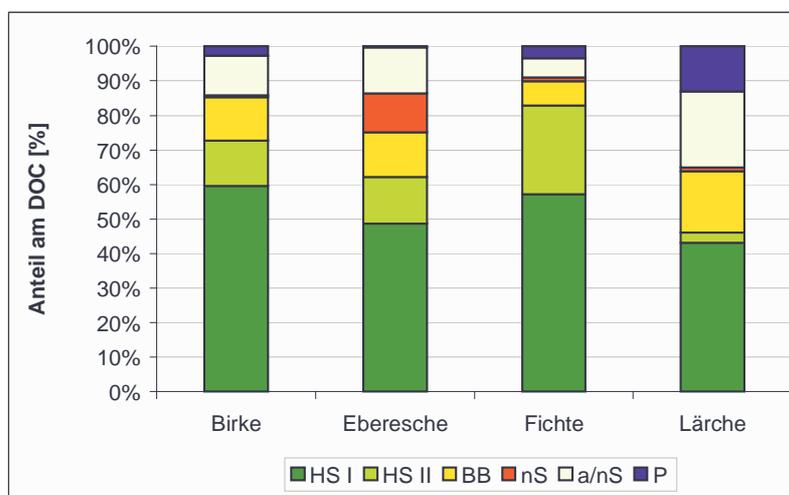


Abbildung 4.50.: Prozentuale Zusammensetzung des DOC in den Extrakten der Streu

Abbildung 4.50 verdeutlicht die Dominanz der Huminstofffraktionen bei allen Substraten. Nur bei der Lärche lag der Anteil unter 50 %. Die Fichtenstreu wies mit insgesamt 82 % den höchsten Huminstoffanteil (HS I + HS II) am DOC auf, wie bereits durch den hohen spezifischen Absorptionskoeffizienten zu erwarten war (vgl. Tab. 4.37). Demgegenüber hat der Extrakt der Lärche trotz mittlerem SAK/OC-Verhältnis nur einen sehr niedrigen Huminstoffanteil, was auf das Vorhandensein anderer aromatischer Substanzen, wie beispielsweise Lignine, Wachse oder Harze, schließen ließ. Die amphiphilen und neutralen Substanzen sowie Polysaccharide waren im Extrakt der Lärchenstreu im Vergleich zu den anderen Streuextrakten am stärksten vertreten. Der Extrakt der Ebereschestreu hatte mit 10 % den höchsten Anteil an biologisch leicht abbaubaren niedermolekularen Säuren. Die extrahierbare Menge an DOC bzw. den Fraktionen pro Gramm der jeweiligen Streu ist Tabelle 4.38 zu entnehmen. Dargestellt sind jeweils der DOC sowie die durch die Gelchromatographie auftrennbaren Fraktionen. Zu beachten ist, dass sich zwischen der Summe der Fraktionen und dem DOC eine Differenz ergibt, die aus hydrophoben oder partikulären organischen Stoffen besteht und nicht chromatographisch erfasst werden kann.

Tabelle 4.38.: Extrahierbare Menge an DOC sowie den chromatographierbaren DOC-Fraktionen aus den Streuarten. (Extraktionsmittel: Reinstwasser)

Konzentration [mg/g]	Birke	Eberesche	Fichte	Lärche
DOC	7,8	13,2	2,3	0,8
Hochmol. Huminstoffe	4,2	4,1	1,1	0,3
Mittelmol. Huminstoffe	0,9	1,1	0,5	0,0
Building Blocks	0,9	1,1	0,1	0,1
Niedermol. Säuren	0,1	0,9	0,0	0,0
Amph./neutr. Subst.	0,8	1,1	0,1	0,2
Polysaccharide	0,2	0,0	0,1	0,1

Durch den hohen Anteil am DOC (vgl. Abb. 4.50) wurde bei allen Extrakten von den Fraktionen am meisten hochmolekulare Huminstoffe freigesetzt. Bei Birkenstreu konnte mit $4,22 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ die höchste Menge und aus Lärchenstreu mit $0,29 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ die geringste Menge an hochmolekularen Huminstoffen mobilisiert werden. Die Freisetzung von Stoffen der Fraktionen der niedermolekularen Säuren oder der Polysaccharide war dagegen in allen Fällen vernachlässigbar gering.

Die Beurteilung und Wichtung des DOC-Mobilisierungspotentials aus Streu im Vergleich mit anderen DOC-Quellen im Einzugsgebiet wird in Kapitel 5.1 diskutiert.

4.3.2. Extraktionsversuche mit Böden

Simulation "NOM-Lieferanten"

Standortcharakteristik

Im Jahr 2002 wurden drei Standorte entlang einer Hangsequenz im TEG Salzflüßchen bodenkundlich untersucht und Monolithen ausgestochen. Standort 1 befindet sich im Übergangsbereich von einem Moorstaugley zum Hochmoor als vergraste Fläche ohne Baumschicht. Weiter hangaufwärts ist an Standort 2 eine typische Braunerde unter einem dichten Fichtenjungbestand gelegen. In Kuppenlage wurde unter Rotbuche, einem sogenannten "Grünem Auge", eine podsolige Braunerde angesprochen (Standort 3). Die Horizontfolge und ausgewählte bodenchemische Parameter sind in Tabelle 4.39 aufgeführt. Der deutlich

erhöhte Corg-Gehalt des A-Horizontes an Standort 2 kann mit der Analyse einer alten Wurzelbahn erklärt werden. Folgeuntersuchungen an einem benachbarten Vergleichsstandort ergaben einen Gehalt von etwa 5 % organischem Kohlenstoff.

Tabelle 4.39.: Bodenchemische Kennwerte der untersuchten Standorte (2002)

Standort	Bodentyp	Horizont	pH	C org	C/N
1	HHn	L/H	3,8	33,7	20
		HI	2,9	36,2	30
		HII	3,1	20,3	35
2	BBn	Of	5,8	27,4	21
		Oh	3,7	16,9	23
		Ah	3,1	12,5	37
		Bv	3,2	3,7	29
3	pBBn	Of	5,7	27,8	21
		Oh	3,4	19,4	20
		Ahe	2,9	4,8	30
		Bsh	3,0	3,8	32

Ergebnisse der Extraktion

Mit allen angesprochenen Horizonten wurden unterschiedliche Versuche praktiziert. Hierbei musste festgestellt werden, dass sich einzelne Lösungsmittel für eine nachvollziehbare Einschätzung der Ergebnisse nicht eigneten und somit hier nur die Extraktion mit destilliertem Wasser diskutiert werden soll (Tab. 4.40). Beispielsweise Salzsäure und Natronlauge, ursprünglich zur Simulation von pH-Rückgang bzw. -Anstieg vorgesehen, waren trotz starker Verdünnung zu aggressiv. Bei einem pH-Wert von etwa 2,0 (Salzsäure) stieg die elektrische Leitfähigkeit im Extrakt meist auf über $3000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Vermutlich wurden Tonminerale zerstört bzw. von der organischen Substanz ein Großteil der austauschbaren Kationen mobilisiert. Natronlauge dagegen löste die organische Bodensubstanz mehr oder weniger auf. Bei den verwendeten Puffergemischen ist die Wirkung des Dihydrogenphosphates im Nachhinein mit Skepsis zu betrachten (Unterdrückung der NOM-Sorption nach KAISER 1996).

Tabelle 4.40.: Ausgewählte Parameter der Extraktion mit destilliertem Wasser (2002)

Standort	Bodentyp	Horizont	DOC ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	SAK ($\text{E}\cdot\text{g}^{-1}$)	Fe ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)
1	HHn	L/H	5,9	49,4	0,10
		HI	5,8	45,0	0,11
		HII	6,9	45,7	0,16
2	BBn	Of	2,6	10,1	0,02
		Oh	5,4	27,4	0,11
		Ah	2,1	9,6	0,07
		Bv	1,1	3,4	0,03
3	pBBn	Of	4,9	31,5	0,05
		Oh	4,6	34,7	0,13
		Ahe	2,2	11,9	0,19
		Bhs	0,7	2,6	0,00

Nichtsdestotrotz erlauben die Experimente eine erste Bewertung (vgl. Tab. 4.40). Von den organischen Auflagen und vom Torf wurden anteilig an der Trockensubstanz ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) die höchsten DOC- und SAK₂₅₄-Werte ermittelt, wobei sich auch die Extinktion auf die ausgeschüttelte Probemenge ($\text{E}\cdot\text{g}^{-1}$) bezieht. Zugleich kennzeichnet diese Extrakte die größte Aromatizität und eine relativ hohe Eisenionen-Mobilisierung. Resultierend aus dem Fortgang der Bodenversauerung weist der Ahe-Horizont jedoch die höchsten Fe-Konzentrationen auf. Im Zuge der standortbezogenen Quantifizierung des potenziell mobilisierbaren DOC je Flächeneinheit ($\text{DOC} \cdot \text{Lagerungsdichte} \cdot \text{Gründigkeit}$) sind für den organischen Nassstandort 1 etwa fünf- bis achtfache Werte berechnet worden, als für die beiden terrestrischen Standorte 2 und 3. Auf die Absolutangabe einer Mobilisierungsrate wird aufgrund der "Naturferne" der Schüttelextraktion verzichtet. Generell kann konstatiert werden, dass wo große Mengen an organischem Kohlenstoff lagern, sind auch große Mengen dessen mobilisierbar.

Simulation "Deposition und NOM"

Standortcharakteristik

Die beiden Standorte P1 und P3 weisen im Kontext zu den im Projektverlauf analysierten Torfen ein charakteristisches Tiefenprofil für degradierte Hochmoore auf (Tab. 4.41). Resultierend aus der Grabenentwässerung waren bzw. sind beide Standorte insbesondere in den oberen Horizonten veränderten hydrologischen Bedingungen ausgesetzt. Der Zersetzungsgrad „Zg“ nach KA4 (AG BODEN 1996) zeigt im oberen Meter der Profile einen deutlichen Tiefengradienten von stark zersetzten zu mäßig zersetzten Torfen, wohingegen die C/N-Verhältnisse als trophisches Merkmal von Horizont zu Horizont stärker variieren. Der ausschließlich ombrogen wassergespeiste, insgesamt mächtigere Standort P1 ist hierbei weniger stark degradiert. Die pH-Werte liegen generell auf einem niedrigen und der Gehalt an organischem Kohlenstoff auf einem hohen Niveau.

Tabelle 4.41.: Standortcharakteristik P1 und P3

Horizont	Tiefe	pH	Corg (%)	C/N	Zg
P1/1	0-18	3,3	65,1	58	5,0
P1/2	18-30	2,7	54,1	37	4,5
P1/3	30-44	2,6	65,3	42	4,0
P1/4	44-52	2,6	52,9	33	4,5
P1/5	52-68	2,9	66,5	46	3,0
P1/7	70-88	2,9	64,9	36	3,0
P1/8	88-101	3,1	62,6	52	2,0
P1/9	101-113	3,3	61,3	44	2,5
P3/1	0-10	4,0	45,2	23	k.D.
P3/2	10-30	2,9	53,5	35	5,0
P3/3	30-50	2,7	54,7	46	5,0
P3/4	50-65	2,7	54,1	37	3,5
P3/5	100-140	3,4	47,1	30	3,0

Ergebnisse der Extraktion

Durch Einsatz der Lösungsmittel MQ, MQk und MQs wurden mit den Bodenproben der Standorte P1 und P3 unterschiedliche chemische Bedingungen in der Bodenlösung

als Ergebnis einer veränderten Stoffdeposition simuliert. Das im Vorfeld eingestellte pH-Spektrum reichte von $\text{MQk} = 8,5$ über $\text{MQ} = 6,0$ bis $\text{MQs} = 3,4$. Auf die Ausgangs-pH der Lösungsmittel bzw. die gelösten Inhaltsstoffe (Sulfat vs. Kalk) reagierten sowohl beide Standorte als auch die Horizonte im Tiefenprofil verschieden (Abb. 4.51). Besonders auffällig ist der beinahe identische Verlauf der MQ- und MQk-Kurven, wobei das pH im gekalkten Wasser geringfügig höher ist. Dagegen liegt das MQs-pH in den meisten Extrakten etwa eine Einheit niedriger. Das saure Milieu der Torfe spiegelt sich in den oberen, stärker zersetzten Horizonten (P1/2 - P1/4 und P3/2 - P3/3) deutlicher wider, als es in den tiefer liegenden Horizonten der Fall ist. Der ursächliche Zusammenhang kann im pH der Torfe selbst gesehen werden. Im Großen und Ganzen zeichnen die pH-Extrakt-Kurven den Tiefenverlauf der Torf-pH nach (vgl. Tab. 4.41).

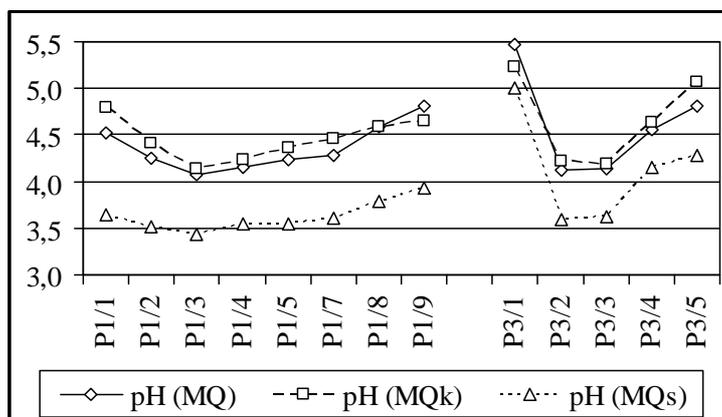
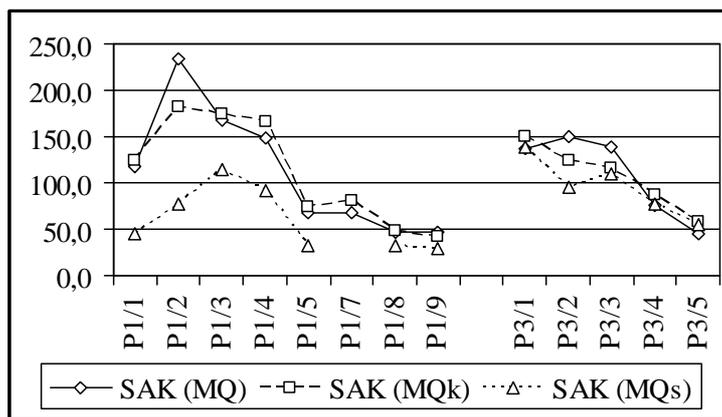
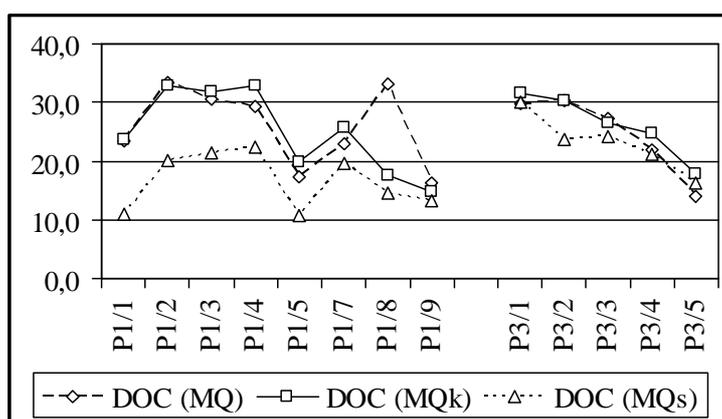


Abbildung 4.51.: pH-Tiefenkurven in den MQ-, MQk- und MQs-Extrakten der Standorte P1 und P3

Bei der Betrachtung der pH-abhängigen SAK_{254} - und DOC-Tiefenkurven kristallisieren sich diverse Gemeinsamkeiten und Unterschiede heraus (Abb. 4.52 und 4.53). Die Parameter werden hier in m^{-1} (SAK) bzw. $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (DOC) angegeben, da die Trockensubstanz der luftgetrockneten Proben ähnliche Größenordnungen (um 10 %) aufwies. Beide Summenparameter sind von einem vergleichbaren Verlauf gekennzeichnet. P1 und P3 besitzen unabhängig vom Lösungsmittel einen Gradienten mit zunehmender Tiefe (mit Ausnahme der Horizonte P1/1 und P1/2) auf nahezu identischem Niveau. Das heißt, die stärker zersetzten Torfe liefern insgesamt mehr DOC bei höheren SAK-Werten als die darunterliegenden Schichten. Der DOC-Peak des Horizontes P1/8 dürfte eher ein Messfehler sein (siehe SAK-DOC-Verhältnis). Allerdings sind nennenswerte Unterschiede zwischen den Lösungsmitteln festzustellen. Für beide Parameter und Standorte verlaufen die MQk-Reihen geringfügig oberhalb der MQ-Profile. Wiederum deutlich niedrigere SAK- (um ca. 50 Einheiten) und DOC-Verläufe (um ca. 10 Einheiten) sind in den Extrakten mit MQs analysiert worden, wobei P1 breiter streut als P3 und die Kurven sich hin zu den schwächer zersetzten Horizonten annähern. Folglich löst ein pH-Anstieg bzw. die Nicht-Anwesenheit von Sulfat ein verstärktes Potenzial zur Mobilisierung von DOC insbesondere aus den degradierten Torfen aus. Mögliche Wechselwirkungen können im Kationenaustausch der Sphagnum-Torfe (BRAGG 2002) und / oder im veränderten Ionenfluss, welcher die hydraulischen Bedingungen steuert, gesehen werden (EDOM 2001)

Abbildung 4.52.: SAK₂₅₄-Tiefenprofile (in m⁻¹) der Standorte P1 und P3Abbildung 4.53.: DOC-Tiefenprofile (in mg*L⁻¹) der Standorte P1 und P3

Die Zusammensetzung des extrahierbaren DOC wird vordergründig durch die beiden Huminstofffraktionen bestimmt (Abb. 4.54, links oben). Abgesehen von den höheren absoluten DOC-Konzentrationen im Extrakt der oberen, stärker zersetzten Horizonte sind auch die prozentualen Huminstoffeinteile (H1+2) dieser Torfe erhöht im Vergleich zu den tieferliegenden Schichten im Profil. Zudem nimmt bei Extraktion mit MQk die Bedeutung der Huminstoffe in Gegenüberstellung zur MQs-Extraktion zu. Je nach Lösungsmittel ist es in erster Linie die Huminstofffraktion 2 (H2) mit einer geringeren Molekülgröße, welche die pH-abhängigen Unterschiede der Gesamtfraktion bestimmt (Abb. 4.54, links unten). Insbesondere bei Standort P3 weichen die Kurven der Lösungsmittel von Fraktion 1 (H1) kaum voneinander ab (Abb. 4.54, rechts oben). Abbildung 4.54, rechts unten, verdeutlicht den entgegengesetzten Verlauf beider Fraktionen im MQk-Tiefenprofil, während der %-Anteil der Gesamtfraktion (H1+2) gleichmäßig mit der Tiefe abnimmt (Fraktion H2: rechte y-Achse). Somit sollte vorzugsweise die Mobilisierung von niedermolekularen Huminstoffen mit veränderten Ionenflüssen und Kationenaustauschprozessen einhergehen.

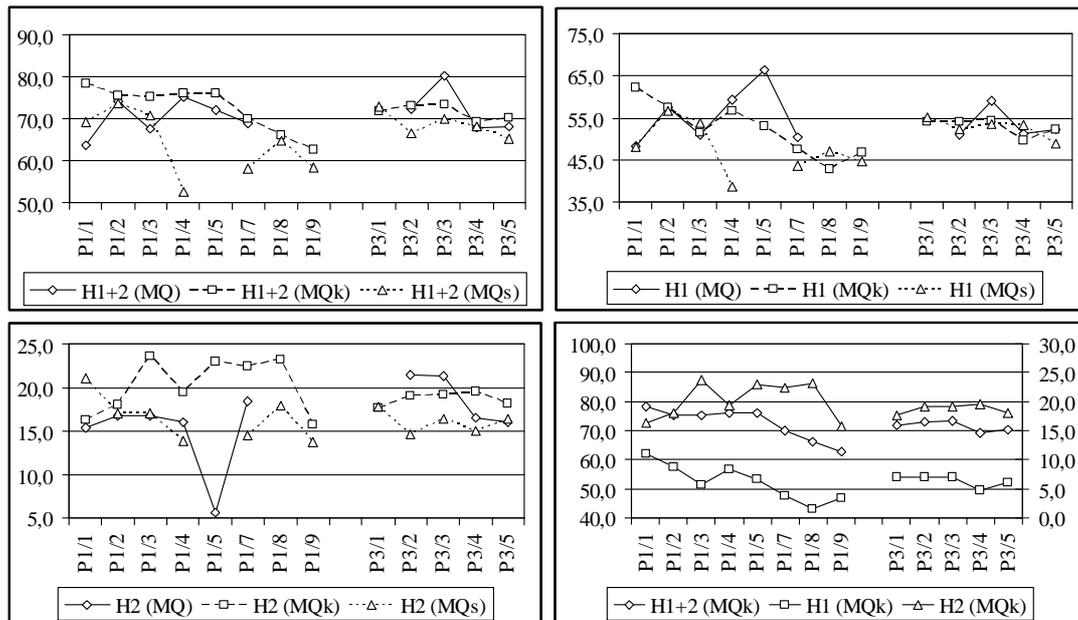


Abbildung 4.54.: NOM-Charakterisierung (in % am TOC) der Standorte P1 und P3: Huminstofffraktionen 1 & 2 (links oben), 1 (rechts oben) und 2 (links unten) sowie Vergleich der MQk-Huminstoff-Tiefengradienten (rechts unten)

Nach dem jetzigen Kenntnisstand bestimmen den organischen Chemismus der extrahierten Lösungen die endogenen Torfeigenschaften. Jedoch werden die physikalisch-chemischen Merkmale des Torfs exogen gesteuert, beispielsweise durch Stoffeintrag. Der ombrogene bzw. geogene Einfluss des Bodenwasserregimes auf die Zusammensetzung der NOM konnte zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht geklärt werden.

Simulation "Klima und NOM"

Standortcharakteristik

Für die Gegenüberstellung von feldfrischen („F“) und luftgetrockneten Proben („T“) wurde Material vom Standort P1 verwendet, welches aus dem stark zersetzten, oberen (P1/1) sowie einem schwächer zersetzten Torfhorizont (P1/5) stammte. Die bodenchemischen Kennwerte sind in Tabelle ?? aufgeführt. Der Probenzustand „feldfrisch“ wurde durch Lagerung im Kühlschrank realisiert.

Ergebnisse der Extraktion

Auch bei dieser Simulation wurden die Proben mit den verschiedenen Lösungsmitteln MQ, MQk und MQs ausgeschüttelt (Tab. 4.42). Bezogen auf die Trockensubstanz wird ersichtlich, dass aus den luftgetrockneten Proben höhere DOC-Konzentrationen und SAK₂₅₄-Werte extrahierbar sind, die Aromatizität (SAK-DOC-Verhältnis) jedoch auf einem geringfügig niedrigerem Niveau liegt. Vergleichbar mit der Simulation „Deposition und NOM“ liefert der stark zersetzte P1/1 mehr NOM, insbesondere bei höherem pH-Wert des Lösungsmittels. Der jeweilige Anteil der Huminstofffraktionen 1 und 2 am TOC nimmt in den Extrakten nach der 3-tägigen Lufttrocknung unterschiedlich zu, wobei die Gesamtfraktion (HS1+2) einen Anstieg zwischen etwa 5 und 10 % verzeichnet.

Tabelle 4.42.: Vergleich von feldfrischen und luftgetrockneten Torfproben hinsichtlich ihrer NOM-Charakteristik im Extrakt (k.D. = keine Daten)

Probe	pH-Wert	SAK ($E \cdot g^{-1}$)	DOC ($mg \cdot g^{-1}$)	HS1 (%)	HS2 (%)	HS1+2 (%)
P1/1-F-MQ	4,9	22,2	4,1	k.D.	k.D.	k.D.
P1/1-T-MQ	4,5	26,4	5,2	48,4	15,4	63,7
P1/5-F-MQ	5,1	9,7	2,4	50,0	19,6	69,5
P1/5-T-MQ	4,2	15,4	3,9	66,4	5,7	72,1
P1/1-F-MQk	5,6	27,9	4,8	51,4	16,2	67,5
P1/1-T-MQk	4,8	27,6	5,3	62,1	16,3	78,4
P1/5-F-MQk	5,6	10,8	2,0	54,6	16,4	71,0
P1/5-T-MQk	4,4	16,9	4,5	53,1	23,0	76,2
P1/1-F-MQs	3,6	7,8	1,6	55,1	12,1	67,1
P1/1-T-MQs	3,6	10,1	2,4	48,0	21,1	69,1
P1/5-F-MQs	3,5	4,0	1,2	45,8	13,6	59,5
P1/5-T-MQs	3,6	7,3	2,4	k.D.	k.D.	k.D.

In Anlehnung an die Beobachtungen von HONGVE ET AL. (2004), BLODAU ET AL. (2004) und BRAGG (2002) kann konstatiert werden, dass auch die Hochmoortorfe der beiden untersuchten Standorte nach witterungsbedingter Austrocknung bzw. Dürre und anschließender Wiederbefeuchtung verstärkt DOC mobilisieren. Hierbei verändert sich die qualitative NOM-Zusammensetzung.

Simulation "Chwl"

Die angewandte Methode zur Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs hat sich für Torfe als weniger geeignet herausgestellt. Der Grundgedanke des Verfahrens, die Böden nach dem Gehalt ihrer aktiven organischen Substanz zu klassifizieren, konnte nicht übertragen werden. Alle Extrakte fallen in die Klasse sehr hoher Gehalt mit über 40 mg C / 100 g Boden, da es sich bei Torf um beinahe reine organische Bodensubstanz handelt. Zum Teil wurden 20 % der eingesetzten Probemenge während des Erhitzens in Lösung überführt. Dennoch stellt sich die Frage, inwiefern die Vorschrift nach SCHULZ (2002) für Torfe differenziert werden könnte.

Simulation "Mikrobiologie und NOM"

Im Winter 2005 wurde eine weitere Versuchsreihe durchgeführt. Neben der chemischen Horizontkennzeichnung und der Schüttelextraktion lag ein Schwerpunkt auf der Bodenatmungsmessung, um den Kontext zwischen mikrobieller Aktivität und Stoffhaushalt einschließlich Stoffdesorption zu untersuchen. Die Daten werden zwar gegenwärtig noch ausgewertet, jedoch zeichnen sich interessante Zusammenhänge ab (Überblick siehe Tab. 4.43).

Tabelle 4.43.: Erste Ergebnisse der bodenchemischen und mikrobiologischen Torfanalysen am Standort P3

Parameter	Humusaufgabe	oberer Torf	unterer Torf
Tiefe	0 - 5 cm	5 - 55 cm	55 - 105 cm
Torf-pH	2,9	2,8	3,7
C org	42,5%	55%	45%
Zersetzungsgrad	stark (5)	stark (5)	mittel (3)
Bodenfeuchte	schwach - mittel	mittel - nass	nass
Bodenatmung	90 - 110 mg CO ₂ *g ⁻¹	60 - 77 mg CO ₂ *g ⁻¹	31 - 76 mg CO ₂ *g ⁻¹
SAK ₂₅₄	200 Ext*g ⁻¹	220 - 250 Ext*g ⁻¹	55 - 130 Ext*g ⁻¹

Ferner wurde zusätzlich zu den bekannten Lösungsmitteln mit stark verdünnter NH₄OH-Lösung sowohl ausgeschüttelt als auch die Torfproben der Bodenatmungsversuche inkubiert. Resultierend war ein Anstieg der mikrobiellen Aktivität sowie deutlich erhöhte SAK₂₅₄-Werte zu beobachten.

4.3.3. Extraktionsversuche mit Talsperrensedimenten

Die Untersuchung der Talsperrensedimente bezüglich ihres NOM-Freisetzungspotentials erfolgte an verschiedenen Sedimentarten:

1. Tiefensedimente: in beiden Talsperren wurden nahe der Talsperrenmauer an den Messbojen Sedimentkerne entnommen.
2. Ufernahe Randsedimente: im Bereich der Einmündung der Hauptzuflüsse wurden Sedimentkerne entnommen, die jeweils nochmals unterschieden wurden in
 - a) trockengefallenes Sediment
 - b) überstautes Sediment

Die Sedimentkerne aus der Talsperre Muldenberg waren sehr dunkel, feinmaterialreich und die Sedimenthorizonte insgesamt relativ mächtig (z.T. > 50 cm), in Carlsfeld bestanden sie dagegen aus sehr hellem, z.T. grusigem Material mit schwarzen Marmorierungen und waren flachgründig. Bereits dieser optische Vergleich deutete darauf hin, dass der Anteil organischer Substanz in Muldenberg höher liegt als in Carlsfeld. Diese Vermutung wurde durch die Trockensubstanz und den Glühverlust betätigt, die für die Sedimente aus Muldenberg jeweils deutlich über denen aus Carlsfeld lagen.

Der Gesamt-TOC der Feststoffe war sowohl in Muldenberg als auch in Carlsfeld in den trockenen Sedimenten höher als in den nassen. Dabei lagen die Konzentrationen insgesamt in Muldenberg auf höherem Niveau als in Carlsfeld. Die Ursache für diese Umkehrung ist, dass im Feststoff-TOC Pflanzenbewuchs mit erfasst wird, im DOC dagegen nicht. Die trockenen Sedimente wiesen durchweg an der Oberfläche eine Schicht getrockneter Algen auf.

Abbildung 4.55 vermittelt einen Eindruck über die Situation in Muldenberg am 13.08.2003.



Abbildung 4.55.: Talsperre Muldenberg nahe der Einmündung der Roten Mulde am 13.08.2003

Aus den Sedimenten wurden nach der Schüttelextraktionsmethode nach KALBITZ (1996) Extrakte gewonnen, die insbesondere hinsichtlich ihres DOC-Gehaltes und dessen Zusammensetzung untersucht wurden. In Abbildung 4.56 ist die quantitative und qualitative Zusammensetzung des DOC der verschiedenen Sedimentextrakte dargestellt.

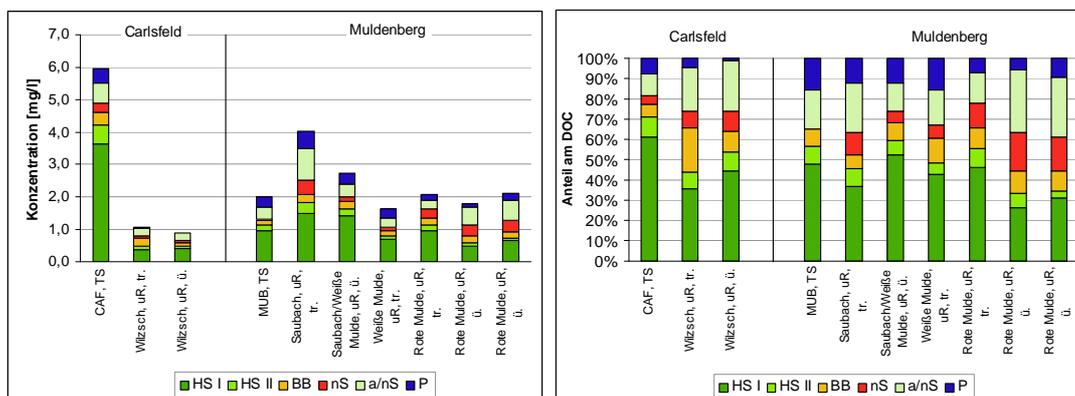


Abbildung 4.56.: Absolute und relative Zusammensetzung des DOC der Schüttelextrakte der Talsperrensedimente. TS = Tiefensediment, ü. = überstautes Sediment, tr. = trockengefallenes Sediment

Die Konzentration des eluierten DOC variierte in Muldenberg zwischen $1,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $4,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Der DOC aus dem Tiefensediment wies mit $2,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ eine ähnliche Konzentration auf wie die ufernahen Randsedimente von Rote und Weißer Mulde. Die höchsten Werte wurden im Extrakt des trockenen Sedimentes vom Saubach gemessen. In Carlsfeld bestand zwischen dem Tiefensediment und den beiden Ufersedimenten im Mündungsbe-

reich der Wilzsch, ein mit $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ relativ hoher Konzentrationsunterschied.

Die dominierende Fraktion war mit Anteilen zwischen 25 % und 60 % in jedem Fall die der hochmolekularen Huminstoffe. Die anderen Fraktionen hatten Anteile zwischen im Mittel 18 % (amphiphile und neutrale Substanzen) und 7 % (mittelmolekulare Huminstoffe).

Der extrahierbare DOC war bei den untersuchten Sedimenten zu 30 - 40 % biologisch abbaubar. Nur im trockenen Bereich der Weißen Mulde lag dieser Anteil mit 70 % deutlich höher. Generell war der Anteil des BDOC am DOC in den Extrakten der trockenen Sedimente mit durchschnittlich 46 % höher als in denen der überfluteten Sedimente ($a = 34 \%$). Die Koppelung von BDOC und Gelchromatographie machte deutlich, dass insbesondere die Fraktionen der niedermolekularen Säuren (87 %) und der Polysaccharide (74 %) biologisch abgebaut wurden. Die Intensität des Abbaues der Huminstoffe und Building Blocks hing eng mit der Molekülgröße zusammen und betrug im Durchschnitt 11 % für HS I, 37 % für HS II und 55 % für BB (biologischer Abbau vgl. auch Kap. 4.3.4).

4.3.4. Experimente zum biologischen Abbau der NOM (BNOM)

Durch die Kopplung der Methode zur Bestimmung des BDOC mit der GPC war es möglich, detaillierte Aussagen bezüglich der Abbaubarkeit einzelner DOC-Fraktionen zu erhalten. Abbildung 4.57 zeigt beispielhaft für den Zufluss Rote Mulde die Ergebnisse einer repräsentativen Parallelmessung.

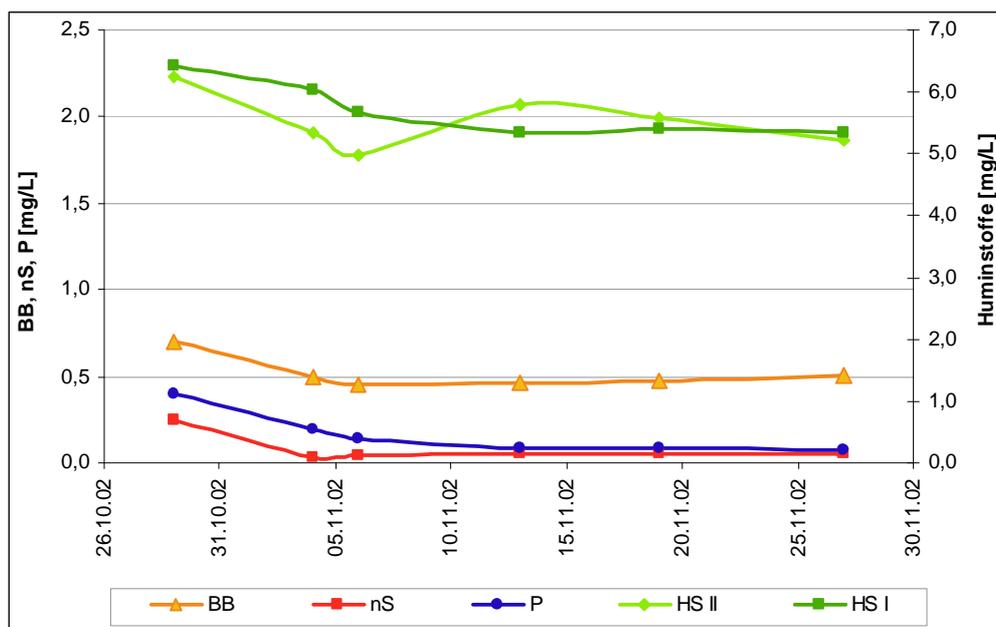


Abbildung 4.57.: Biologischer Abbau ausgewählter Fraktionen des DOC am Beispiel der Roten Mulde (Versuchsdurchführung mit Carriern)

Der Verlauf der Kurven zeigt, dass die Fraktionen der niedermolekularen Säuren und der Polysaccharide dem schnellsten und intensivsten mikrobiellen Abbau unterliegen (vgl. Abb. 21). Dieses Ergebnis stimmt mit früheren Aussagen, beispielsweise von MAASSEN (2003) überein.

Die Huminstofffraktionen sind dagegen in der Regel vergleichsweise schlechter abbaubar. Die Signalintensitäten zeigten nur geringe Änderungen, die zum großen Teil auf Adsorptionseffekte und Flockungsprozesse zurückzuführen sind. Bei fast allen Fraktionen wird der überwiegende Teil des Abbaus innerhalb der ersten 7 Tage vollzogen.

Um Adsorptionseffekte ausschließen zu können, wurden ab Juni 2003 alle Messungen in Parallelansätzen mit und ohne Sinterglascarrrier durchgeführt. Abb. 4.58 zeigt den prozentualen Abbau der einzelnen DOC-Fractionen für alle ohne Aufwuchsträger durchgeführten BDOC-Messungen. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt nach der Reihenfolge der Molekülgröße der Fractionen.

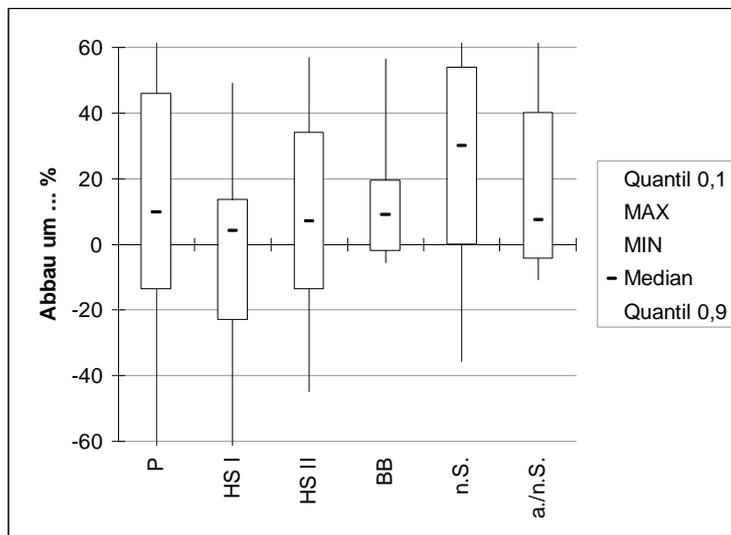


Abbildung 4.58.: Biologischer Abbau der DOC-Fractionen in Prozent der Ausgangskonzentration. Ansatz des BDOC ohne Carrier, Anzahl der Messungen: n = 26

Eine zusammenhängende Tendenz kann für die Huminstofffractionen (HS I, HS II, BB) erkannt werden. Die geringste Abbaurrate wurde für die Fraction der hochmolekularen Huminstoffe festgestellt. Mit abnehmender Molekülgröße der Fractionen erhöhte sich deren biologische Abbaubarkeit. Die biologische Abbaubarkeit Polysaccharide und der Neutralsubstanzen sind in diesem Zusammenhang schwer zu diskutieren.

Die insgesamt am besten abbaubare Fraction war die der niedermolekularen Säuren. Bei 50 % der Messungen wurden diese Stoffe um mehr als ein Drittel reduziert, was im Vergleich mit den anderen Fractionen die höchste Abbaurrate darstellte.

4.3.5. Experimente zum photolytischen Abbau der NOM

Nach BRINKMANN (2003) kann ein Teil des DOC durch UV-Strahlung umgewandelt bzw. abgebaut werden. Im Rahmen des Huminstoffprojektes wurde dieser photolytisch initiierte Abbau unter kontrollierten Bedingungen in Laborversuchen beobachtet und mit Hilfe kontinuierlicher Messungen des gelösten organischen Kohlenstoffes die Größenordnungen des Abbaus bestimmt.

Die Ergebnisse dieser systematischen Untersuchungen (Methodik: vgl. Kapitel 3.4.2) sind in Abb. 4.59 zusammengefasst. Der Abbau bzw. die Umwandlung der einzelnen DOC-Fractionen wurden über einen Zeitraum von 28 Tagen verfolgt.

Im Verlauf des mit Sonnenlicht durchgeführten Versuchs wurden insgesamt 40 % des DOC vollständig abgebaut. Darüber hinaus fanden Umwandlungsprozesse statt, die mit Hilfe der gelchromatographischen Fraktionierung dokumentiert wurden.

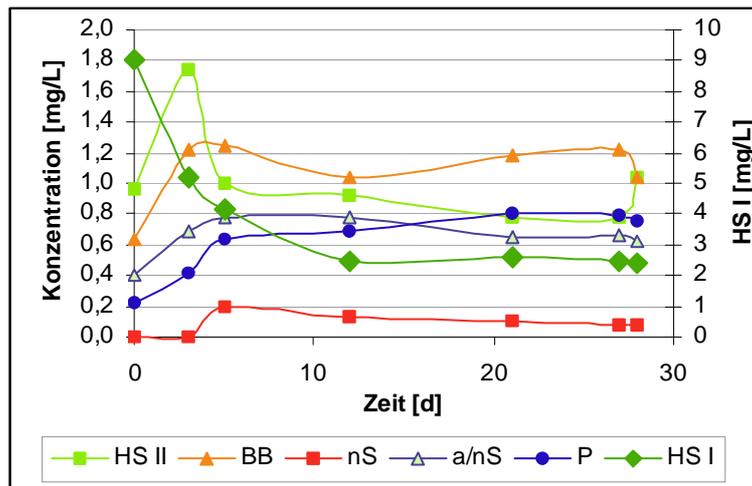


Abbildung 4.59.: Entwicklung der DOC-Zusammensetzung von Oberflächenwasser (Talsperre Carlsfeld, Hypolimnion), während einer 28-tägigen Bestrahlung mit Sonnenlicht

Wie Abbildung 4.59 zeigt, vollzog sich der stärkste Abbau innerhalb der ersten 11 Tage in der Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe. Die Konzentration sank um etwa 70 % von ursprünglich $9,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ auf $2,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ am Versuchsende. Bei allen anderen Fraktionen wurde ein Konzentrationsanstieg gemessen, der besonders stark bei den niedermolekularen Säuren, den Polysacchariden und den Building Blocks ausgeprägt war. Aus der Darstellung ist zu schlussfolgern, dass durch den Einfluss von Lichtenergie der Abbau von NOM-Strukturen, insbesondere der Huminstoffe, mit der Bildung niedermolekularerer Anteile verbunden ist. Dabei ist die Ausbildung von Zwischenzuständen sehr wahrscheinlich, was durch die temporären Maxima bei den Fraktionen der mittelmolekularen Huminstoffe und der Building Blocks nach 5 - 7 Tagen bestätigt wird.

Die Rolle des photolytischen Abbaus im Talsperrensystem wird in Kapitel 5.3 diskutiert.

4.3.6. THM-Bildungspotenzial

Im Wasser gelöste organische Stoffe können durch die Bestimmung des Potentials zur Bildung von Trihalomethanen und Halogenderivaten der Essigsäure (PTHM und PHAA) näher charakterisiert werden. Die Einteilung der Wässer wird in derartigen Fällen in der Regel nach dem Quotienten zwischen SAK_{254} und DOC vorgenommen. Aus den Werten dieser Indikatoren kann der Wert des spezifischen Absorptionskoeffizienten SAK_{spez} ($\text{DOC}/\text{SAK}_{254}$) berechnet werden, der eine bestimmte Information über den Charakter der im Wasser vorhandenen organischen Stoffe gibt.

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der TU Prag zur Ermittlung des Potentials zur Bildung von Trihalomethanen und Halogenderivaten der Essigsäure in den Zuflüssen der Talsperre Fláje vorgestellt (Abb. 4.60).

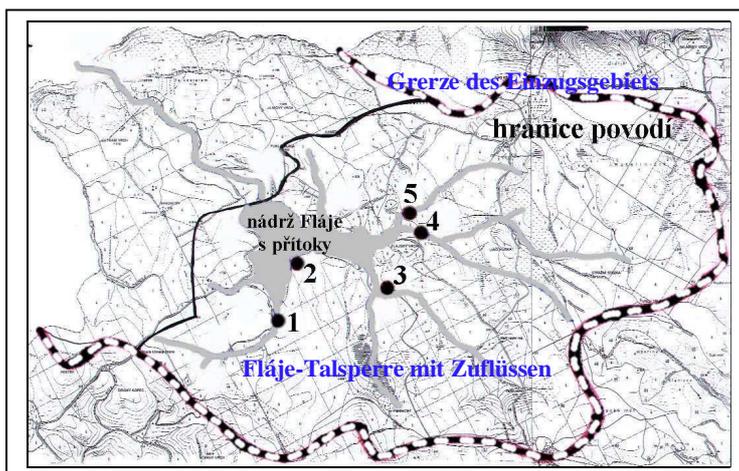


Abbildung 4.60.: Das Einzugsgebiet der Fláje-Talsperre, Kennzeichnung der Entnahmestellen. 1 Rašeliník-Bach, 2 Fláje-Talsperre, 3 Radní-Bach, 4 Flájský-Bach, 5 Mackovský-Bach

Die aus den gemessenen Werten von SAK_{254} und DOC berechneten SAK_{spez} -Werte in den entnommenen Wasserproben sind aus Tabelle 4.44 ersichtlich.

Tabelle 4.44.: Vergleich der SAK_{spez} -Werte, die den Gehalt an organischen Stoffen in den untersuchten Wässern im Zeitraum 2001 - 2004 charakterisieren ($L \cdot m^{-1} \cdot mg^{-1} C$)

Bez.	Rašeliník Bach	Tal- sperre	Radní Bach	Flájský Bach	Mackovský Bach	Aufbereitungsanlage Zufluss	Abfluss
Mittelwert	4,30	4,53	3,31	3,96	3,84	4,33	2,75
Minimum	2,73	3,15	2,02	1,39	2,25	3,17	1,06
Maximum	7,32	7,94	4,81	5,57	4,92	5,97	4,03

Die Ergebnisse der mit den Proben der einzelnen Wässer nach der Standard-Methode (4) vorgenommenen Standardtests zur Bestimmung des PTHM sind in den Bildern 4.61 und 4.62 grafisch dargestellt.

Die auf den Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) bezogenen Werte des PTHM und des PHAA sind in Bild 4.63 und 4.64 grafisch dargestellt.

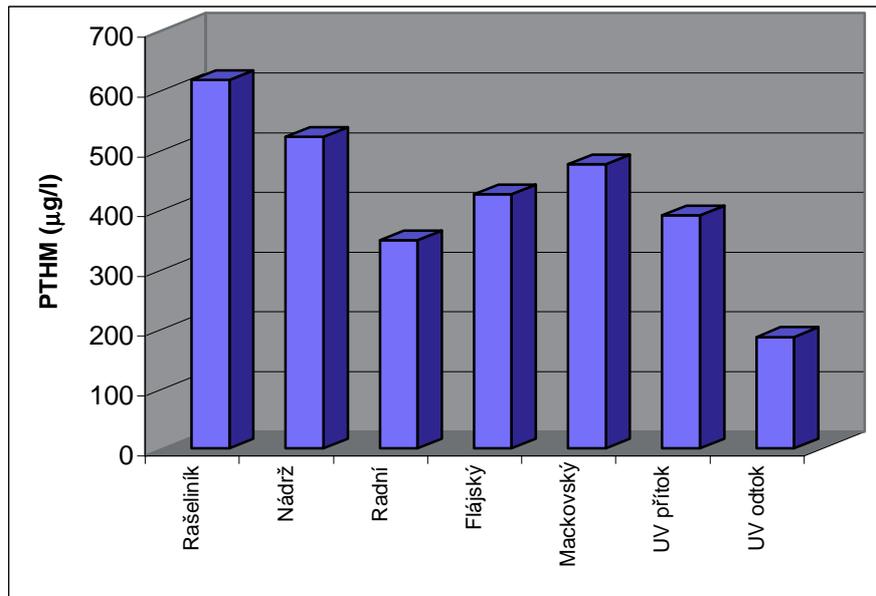


Abbildung 4.61.: Mittelwerte des PTHM während des gesamten Betrachtungszeitraumes 2001 - 2004

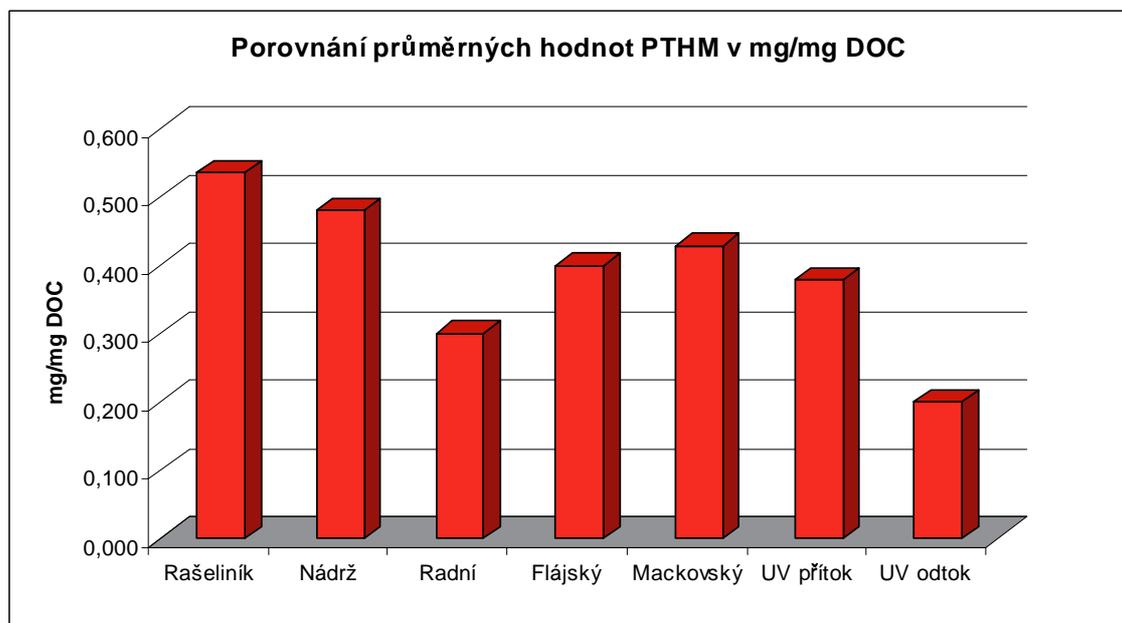


Abbildung 4.63.: Vergleich der auf DOC bezogenen Durchschnittswerte des PTHM. Bezeichnung der Entnahmestellen im Diagramm in der Reihenfolge: Rašeliník-Bach, Talsperre, Radní-Bach, Flájský-Bach, Mackovský-Bach, Aufbereitungsanlage Zufluss, Aufbereitungsanlage Abfluss

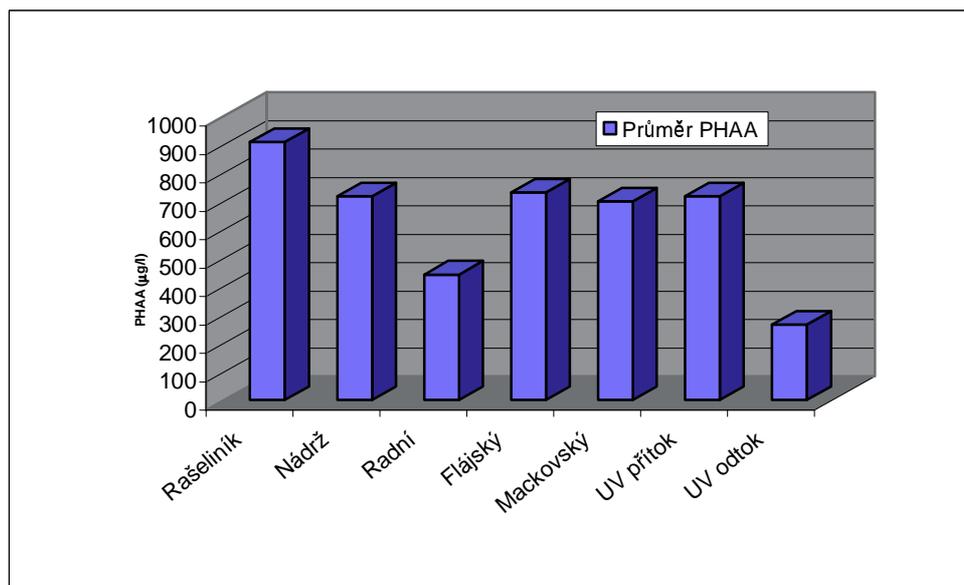


Abbildung 4.62.: Mittelwerte des PHAA während des gesamten Betrachtungszeitraumes 2001 - 2003

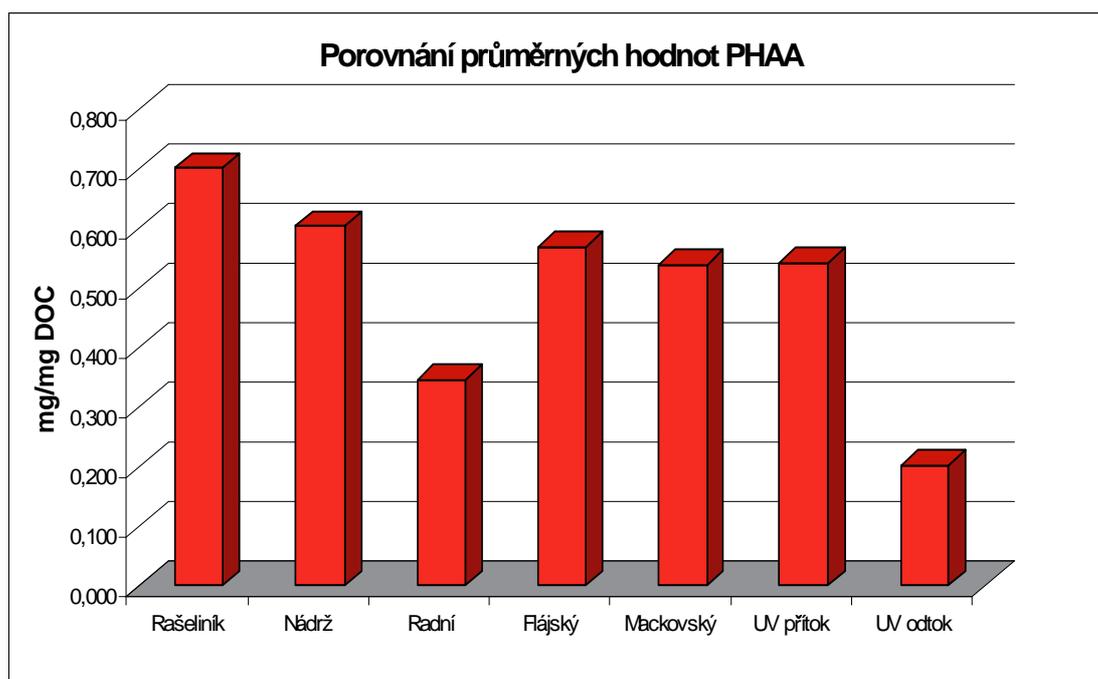


Abbildung 4.64.: Vergleich der auf DOC bezogenen Durchschnittswerte des PHAA. Bezeichnung der Entnahmestellen im Diagramm in der Reihenfolge: Rašeliník-Bach, Talsperre, Radní-Bach, Flájský-Bach, Mackovský-Bach, Aufbereitungsanlage Zufuss, Aufbereitungsanlage Abfluss

Aus den Abbildungen 4.61, 4.62, 4.63 und 4.64 geht hervor, dass es im Verlauf der Standard-Tests zu einer deutlicheren Bildung von Derivaten von Halogenessigsäure als von Trihalomethanen gekommen ist. Die Richtlinien des Umweltschutzministeriums der Tschechischen Republik für Trinkwasser geben für den höchsten Grenzwert von THM $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ an, für Halogenderivate der Essigsäure wurden bislang keine Grenzwerte festgelegt.

Von den einzelnen Zuflüssen in die Fláje-Talsperre wiesen die Wässer aus dem Rašeliník-Bach das höchste Potenzial zur Bildung von THM und HAA auf, das niedrigste dagegen die Wässer aus dem Radní-Bach. Wie aus den Abbildungen 4.61, 4.62, 4.63 und 4.64 ersichtlich, wiesen auch die durch Koagulation aufbereiteten Wässer ein bestimmtes nicht zu vernachlässigendes Potenzial zur Bildung von Desinfektionsnebenprodukten auf. Dies hängt offensichtlich mit dem Restgehalt organischer Stoffe im aufbereiteten Wasser zusammen.

Die Konzentration der THM in den untersuchten Wässern wird durch das Chloroform dominiert. Dies dokumentieren die aus allen Ermittlungen in den Jahren 2001 - 2004 errechneten Durchschnittswerte, (Tab. 4.45).

Tabelle 4.45.: Durchschnittlicher Anteil der einzelnen Formen am Gesamtwert des PTHM (%)

Entnahmestelle	CHCl ₃	CHBrCl ₂	Rest
Rašeliník-Bach	97,0	2,4	0,6
Talsperre	95,3	1,4	3,3
Radní-Bach	98,3	1,2	0,5
Flájský-Bach	95,7	3,9	0,4
Mackovský-Bach	96,4	2,3	1,3

Entsprechend der gewählten experimentellen Bedingungen bildet im Wasser des Radní-Bachs zu durchschnittlich 98,3 % Chloroform bezogen auf die Summe der THM. Für den Flájský-Bach wurden 95,7 % errechnet. Die Werte zeugen von einem sehr ähnlichen Charakter der in den Wässern im gesamten Einzugsgebiet der Fláje-Talsperre vorkommenden organischen Stoffe.

Aus den fortlaufend bestimmten Durchschnittswerten des Potentials zur Bildung von THM und HAA in allen untersuchten Wässern war eine leichte Saisonabhängigkeit zu beobachten. Ein Vergleich der Durchschnittswerte der genannten Kennziffern ist in Abbildung 4.65 dargestellt.

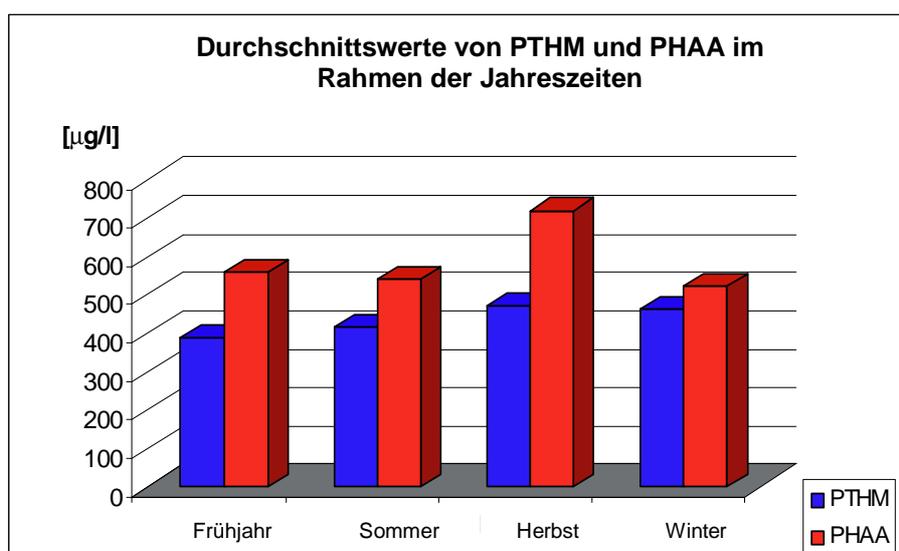


Abbildung 4.65.: Bewertung des Saisoneinflusses auf die Werte von PTHM und PHAA in den Wässern (Durchschnittswerte)

Aus der Bewertung aller durchgeführten Analysen der im Einzugsgebiet der Fláje-Talsperre entnommenen Wässer geht hervor, dass die Wässer die höchsten Werte des Potentials zur Bildung von THM im Herbst und Winter aufwiesen. Durch das niedrigste Potential zur Bildung von THM zeichneten sich die Wässer im Frühjahr aus. Bei den HAA wurde nur eine deutliche Erhöhung im Herbst festgestellt. In den übrigen Jahreszeiten waren die Unterschiede minimal.

Die am TZW Dresden durchgeführten Untersuchungen zur THM-Bildung orientierten sich am DVGW-Arbeitsblatt W 295 (DVGW 1997) (vgl. Kap. 3.4.2) und wurden im Projektzeitraum stichprobenhaft erhoben. Die Ergebnisse für das Reinwasser im Wasserwerk Muldenberg sind in Abbildung 4.66 zusammengefasst.

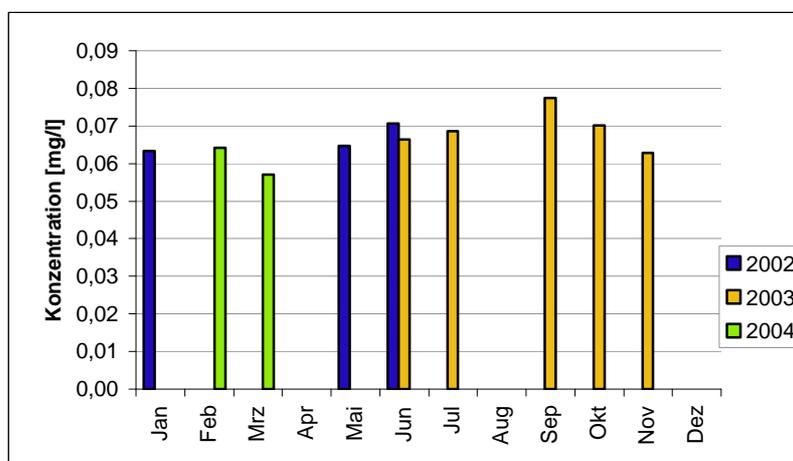


Abbildung 4.66.: THM-Bildungspotential (Chlordosis: 10mg/l; Kontaktzeit: 48 h) im Reinwasser Muldenberg zwischen 2002 und 2004 (stichprobenhafte Datenerhebung)

Für das bei einer Chlordosis von $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und einer Kontaktzeit von 48 h ermittelte THM-Bildungspotential im Reinwasser Muldenberg wurde ein Mittelwert von $0,067 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bestimmt. Die Schwankungsbreite war mit $20 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ relativ gering. Die jahreszeitlich erhobenen Werte deuten an, dass in den Herbstmonaten eine erhöhte Gefährdung bezüglich der Entstehung von Trihalomethanen besteht. Diese Aussage stimmt mit den für die tschechischen Wässer gewonnenen Ergebnissen überein. Die Auswertung der ermittelten Daten erfolgte vorrangig dahingehend, dass die Korrelationen mit anderen Parametern hinsichtlich ihrer Signifikanz überprüft wurden. Im Reinwasser konnte keine statistisch signifikante Beziehung zwischen den THM-Konzentrationen und dem DOC bzw. den DOC-Fractionen gefunden werden. Mit diesem Ergebnis wird die Vermutung bestätigt, dass der Beitrag der einzelnen nach der Molekülgröße getrennten Huminstofffraktionen zur THM-Bildung keiner klaren Abstufung unterliegt. Demgegenüber kann der Einfluss der Aromatizität einzelner Fraktionen auf das THM-Bildungspotential gezeigt werden. In Abb. 4.67 ist die Korrelation des THM-Bildungspotentials mit dem $\text{SAK}_{254}/\text{OC}$ -Verhältnis der hochmolekularen Huminstofffraktion HS I dargestellt.

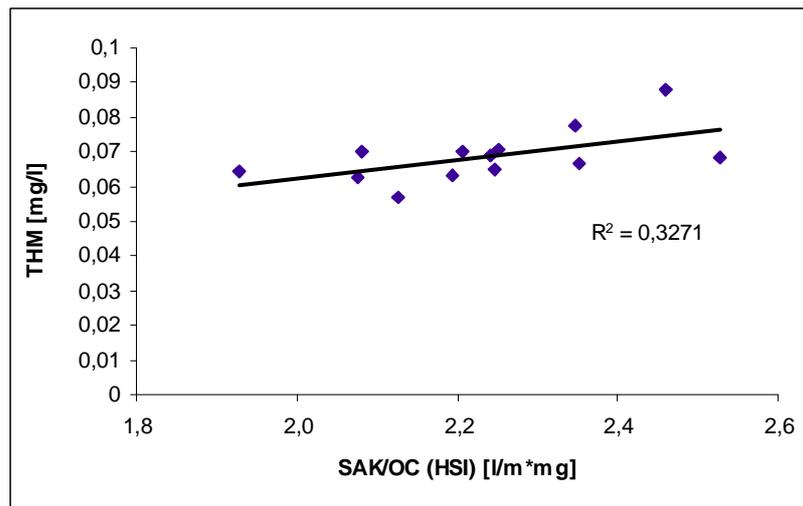


Abbildung 4.67.: Beziehung zwischen THM-Bildungspotential im Reinwasser v.D. Muldenberg (und Carlsfeld; 3 Werte) und SAK:OC-Verhältnis der hochmolekularen Huminstoffe (HS I)

Der Korrelationstest mit Hilfe des Korrelationskoeffizienten nach Pearson und der Fisher-Transformation (SCHÖNWIESE 2000) ergab bei 95 %iger Wahrscheinlichkeit ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,33$ für die Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe und eine erklärte Varianz zwischen 0 % und 73 %. Damit ist kein statistischer Zusammenhang nachweisbar, was möglicherweise dem geringen Stichprobenumfang geschuldet ist. Gleiches gilt auch für die Fraktionen der mittelmolekularen Huminstoffe und die der Building Blocks. Die Konsequenzen dieser Ergebnisse auf die Trinkwasseraufbereitung werden in Kapitel 5.4 diskutiert.

5. Synthese

5.1. Huminstoffeintrag bestimmende Faktoren

Wesentliche Grundlage zum Verständnis der determinierenden Faktoren ist, dass die Huminstoffe allochthonen Ursprungs sind. Infolgedessen ist die Verlagerung von Huminstoffen, welche in enger Beziehung zur Ausstattung der Einzugsgebiete steht, an das Transportmedium Wasser geknüpft und geschieht über den Pfad (Niederschlag - Kronentraufe -) Bodenwasser - Oberflächengewässer. Die Prozesse sind von sehr komplexer Natur, denn zahlreiche endogene und exogene Faktoren bestimmen den Huminstofftransfer. Wie aus den Literaturrecherchen und Laborexperimenten hervorging, können die Huminstoffe aus unterschiedlichen Quellen stammen (vgl. Kap. 2.1 und 4.3). Die Reihenfolge eines potenziell mobilisierbaren DOC wäre bei dem Vergleich verschiedener Streuarten und Bodenhorizonte wie folgt von „hoch“ nach „niedrig“: Torf (stark zersetzt), Auflage über Torf, Torf (mäßig zersetzt), Laubstreu (Birke, Eberesche), Auflage über Braunerde, Fichtenstreu, Mineralbodenhorizonte (Ober-, Unterboden), Lärchenstreu (von etwa 27 mg bis 0,8 mg DOC / g Trockensubstanz der Einwaage; siehe Abb. 5.1).

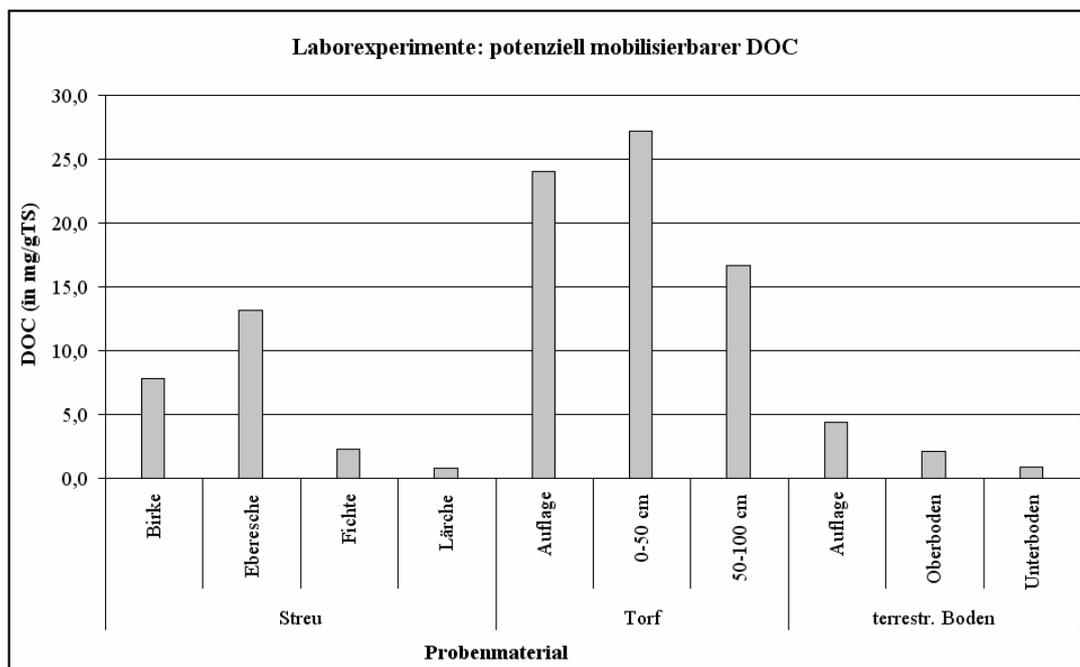


Abbildung 5.1.: Vergleich des potenziell mobilisierbaren DOC (in $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ trockner Boden) von unterschiedlicher Streu, den Torfstandorten und terrestrischen Böden (gemittelte Werte aus den Experimenten)

Demnach sind die organischen Auflagen, frische Streu und Nasstandorte (umfasst degradierte Hochmoore, Moor- und Anmoorstaugleye) jene Kohlenstoffressourcen, welche einen potenziell leicht bzw. schnell verlagerbaren DOC bereitstellen können. Um eine quantitative Orientierung zu erhalten, sollen exemplarisch die mittleren DOC-Freisetzungsraten

für Torfe (ca. $20 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$) auf die Moorstandorte hochgerechnet werden. Durchschnittlich lagern zwischen etwa $300 \text{ t Corg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Moorstaugley) bis über $1300 \text{ t Corg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (degradiertes Hochmoor) bei 30 bis 50 % Kohlenstoffanteil in den Torfpaketen (vgl. Kap. 4.1.1). Das bedeutet, je Hektar Moor- bzw. Torfstandort wären weniger als 2 bis über 10 Tonnen DOC potenziell mobilisierbar, also etwa 1 % des gesamten „potenziell mobilisierbaren“ C-Pools bzw. -vorrates (der Moorstaugleye bzw. Hochmoore). Von den Humusaufgaben sind dagegen nur 55 bis $220 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ verlagerbar (bei $4,4 \text{ mg DOC} \cdot \text{g}^{-1}$ Trockensubstanz, 20 bis 40 % Corg und $50 \text{ t Corg} \cdot \text{ha}^{-1}$ für Moder bis $125 \text{ t Corg} \cdot \text{ha}^{-1}$ für Rohhumus). Das entspricht 0,1 bis 0,2 % des vorrätigen organischen Kohlenstoffs. Im Vergleich gelangen ca. 2,5 Kilogramm $\text{DOC} \cdot \text{ha}^{-1}$ über den Freilandniederschlag und ca. 45 Kilogramm $\text{DOC} \cdot \text{ha}^{-1}$ über die Kronentraufe der Fichte in die Böden (vgl. Kap. 4.1.1 und Tab. 5.1). Diese Gegenüberstellung darf jedoch nicht überbewertet werden, da die möglichen DOC-Mobilisierungsraten einerseits unter Versuchsbedingungen bestimmt wurden, andererseits die simulierte „Sofort-Desorption“ nicht zu erwarten ist. Vielmehr sollen diese Abschätzungen und Hochrechnungen eine Größenordnung vermitteln, inwiefern die eingangs genannten Quellen am Gebietsaustrag beteiligt sein könnten.

Tabelle 5.1.: Quantifizierungsansatz für den potenziell mobilisierbaren DOC (Experimente und LFP-Messungen)

Quelle (Einheit)	Ø DOC exp ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ TS)	Ø Corg (%)	C-Pool ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)	DOCpotmob ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Niederschlag	-	-	-	2,5
Nadelstreu	1,5	?	?	?
Laubstreu	10	?	?	?
Kronentraufe	-	-	-	45
Moder	4,4	20 - 40	50	55
Rohhumus			125	220
Torf (d-SGo)	20	30 - 50	300	2.000
Torf (d-HHn)			> 1300	10.000

Im nächsten Schritt werden die Ergebnisse der Wasseranalysen sowohl des langjährigen LTV- und Povodi Ohře - Messnetzes (1993 - 2004) als auch des speziell für den Projektzeitraum entworfenen Messnetzes auf TEG-Basis (2001 - 2004) mit den jeweiligen Gebietskennwerten verglichen, um die experimentell gewonnenen Erkenntnisse mit der Realität zu überprüfen. Die Annahme, dass die langjährigen Huminstoffeinträge in die Zuflüsse der Talsperren in einem engen Zusammenhang zum Flächenanteil der Nässtandorte am EG stehen, bestätigt das in den Abbildungen 5.2 und 5.3 dargestellte Verhältnis zu den Medianen der Summenparameter SAK_{254} ($R^2 = 0,82$ bzw. $0,85$) und DOC ($R^2 = 0,86$ bzw. $0,89$). Je höher der Anteil degradiertes Gebirgsmoore, Moor- und Anmoorstaugleye an der Einzugsgebietsfläche ist, umso höher sind auch die NOM-Konzentrationen, angezeigt durch die Indikatoren SAK_{254} und DOC. Dieser Zusammenhang trifft sowohl für die langjährigen Messreihen als auch für die relativ kurzen, während des Projektes gemessenen Reihen zu. Während im Vergleich beider Messzeiträume die DOC-Konzentrationen kaum Unterschiede aufweisen, sind die SAK-Werte zwischen 2001 und 2004 für die meisten Einzugsgebiete erhöht. Die Änderungstendenz ist umso stärker, je mehr Nässtandorte anteilig an der EG-Fläche vorkommen.

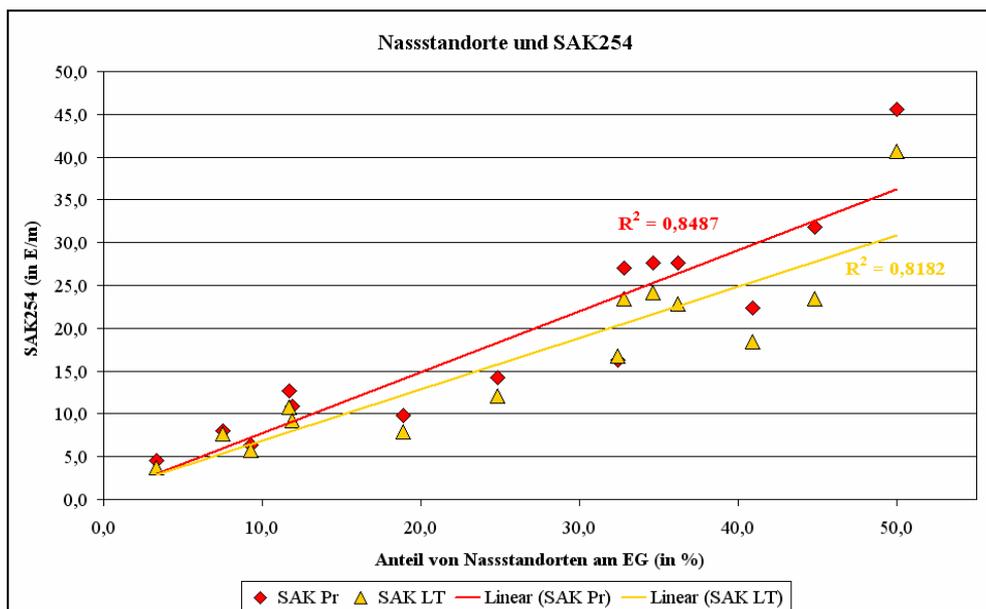


Abbildung 5.2.: Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nassstandorten) am EG und SAK254 aus den langjährigen („LT“) und den Projektmessreihen („Pr“); Datenquelle: LTV, Povodi Ohře

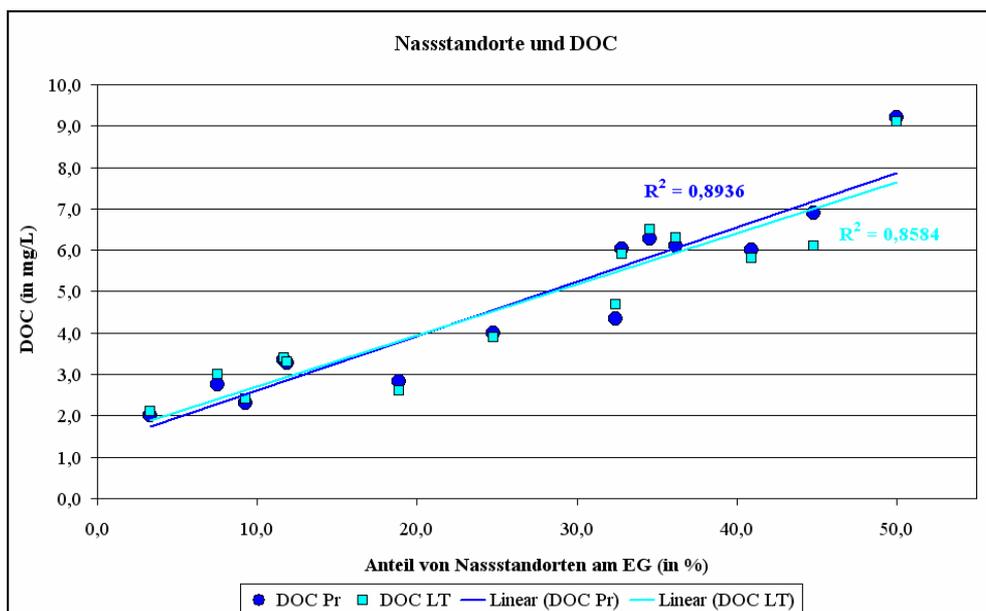


Abbildung 5.3.: Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nassstandorten) am EG und DOC aus den langjährigen („LT“) und den Projektmessreihen („Pr“); Datenquelle: LTV, Povodi Ohře

Im Projektzeitraum wurde der DOC mittels gelchromatographischer Fraktionierung und UV- / OC-Detektion näher charakterisiert (vgl. Kap. 4.1.2), um einerseits die qualitative Zusammensetzung der NOM im Allgemeinen zu betrachten, andererseits um die Einzugsgebiete nach organischen Wasserinhaltsstoffen bewerten zu können. Wie aus Abbildung 5.4 hervorgeht, stehen die NOM-Fractionen in unterschiedlichem Verhältnis zum Anteil von

Nasstandorten am EG. Je höher der Anteil dieser Standorte ist, umso höher ist auch der Anteil der Huminstofffraktion 1 an der NOM. Entgegengesetzt verhalten sich die Building Blocks. Somit stehen die hochmolekularen Huminstoffe analog zu DOC und SAK₂₅₄ in einer direkten Beziehung zu den Nasstandorten (degradierte Gebirgsmoore, Moor- und Anmoorstaugleye) und bestätigen nochmals die Aussagekraft der beiden Summenparameter.

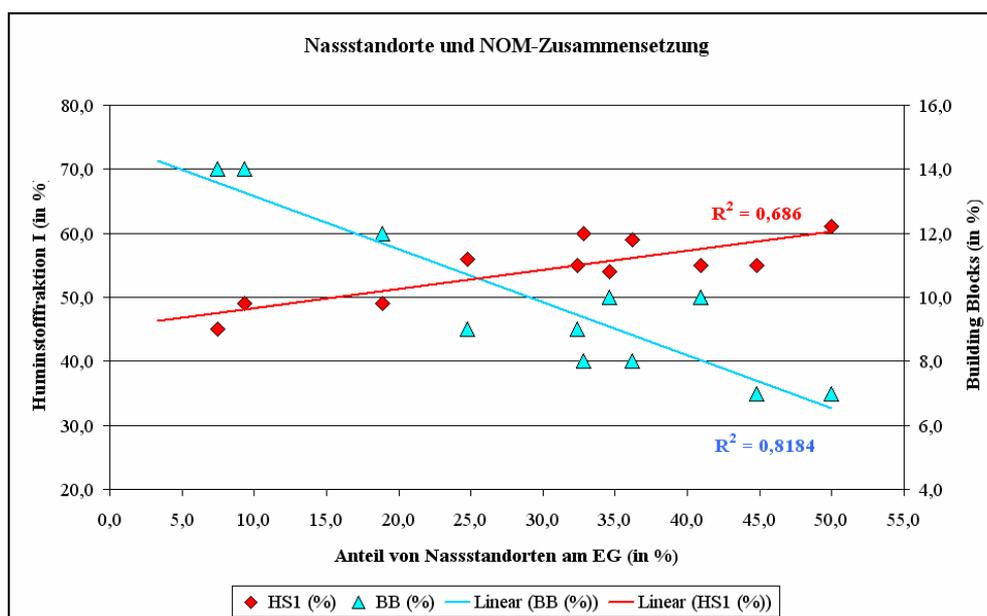


Abbildung 5.4.: Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nasstandorten) am EG und hochmolekularen Huminstoffen sowie Building Blocks während des Projektmesszeitraumes

Hinzu kommt ein weiteres Phänomen, wenn die Differenz zwischen unterem und oberem Quartil als Schwankungsbereich des mehrjährigen NOM-Austrages gebildet wird (vgl. Abb. 5.5). Im Vergleich aller untersuchten Einzugsgebiete kann weder zwischen den SAK₂₅₄-Werten ($R^2 = 0,29$ bzw. $0,47$) noch zwischen den DOC-Konzentrationen ($R^2 = 0,20$ bzw. $0,23$) und dem Anteil von Nasstandorten am EG eine nennenswerte Beziehung hergestellt werden.

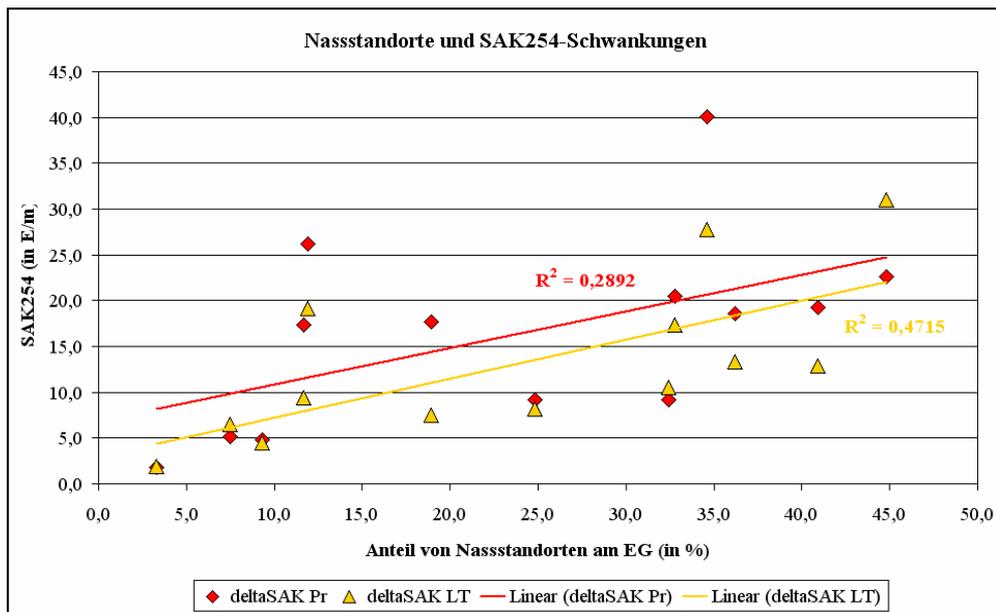


Abbildung 5.5.: Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nassstandorten) am EG und den SAK₂₅₄-Schwankungen aus den langjährigen („LT“) und den Projektmessreihen („Pr“); Datenquelle: LTV, Povodi Ohře

An dieser Stelle wird ein weiterer, den NOM- bzw. Huminstofftransfer bestimmender Faktor herangezogen: die Landnutzung. Im Speziellen sind die überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Flächen qualitativ zu differenzieren. Wie bereits in Kapitel 4.1.1 vorgestellt, bestehen innerhalb der Einzugsgebiete im Westerzgebirge sowie am Rauschenbach ähnliche Bestockungsverhältnisse, dominiert durch relativ intakte Fichtenbestände. In Gegenüberstellung dieser EG mit den SAK₂₅₄-Schwankungen wird deutlich, dass auch hier eine Beziehung zum Anteil von Nassstandorten besteht (Abb. 5.6). Resultierend bestimmen die Nassstandorte nicht nur die lang- und mittelfristigen Verhältnisse im NOM-Transfer, sondern auch dessen Schwankungsbreite, vorausgesetzt es existieren vergleichbare Bestockungsbedingungen.

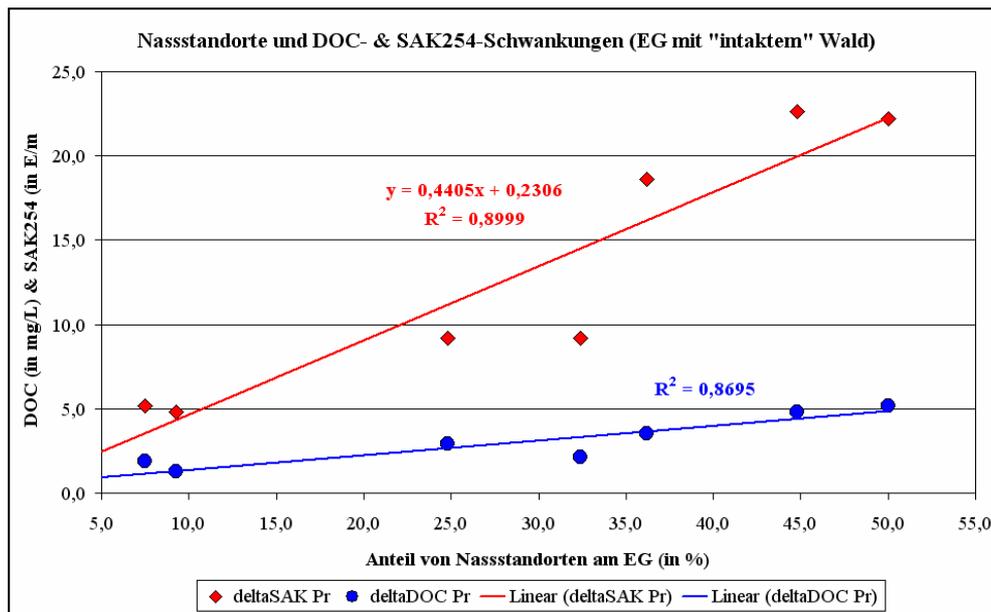


Abbildung 5.6.: Zusammenhang zwischen Anteil von Gebirgsmooren (und sonstigen Nassstandorten) am EG mit „intaktem“ Wald und den SAK₂₅₄-Schwankungen aus den Projektmessreihen („Pr“)

Dagegen scheint in den vom ehemaligen Waldsterben gekennzeichneten Einzugsgebieten des Osterzgebirges die SAK₂₅₄- und DOC-Variabilität enger mit dem aktuellen Erscheinungsbild der Wälder wechselzuwirken (vgl. Kap. 4.1.1 und Abb. 5.7). Je geringer der prozentuale Anteil vorhandener Nadel- und Laubwälder ist, umso intensiver variiert der NOM-Transfer. Interessanter Weise sind es an der Flàje-Talsperre die Einzugsgebiete mit einem hohen Anteil von Nassstandorten, welche gegenwärtig von forstlichen Freiflächen bestimmt werden (Bsp. Rašelinik). Somit stellen jene Einzugsgebiete die ungünstigste Konstellation dar, den NOM-Transfer in Oberflächengewässer betreffend.

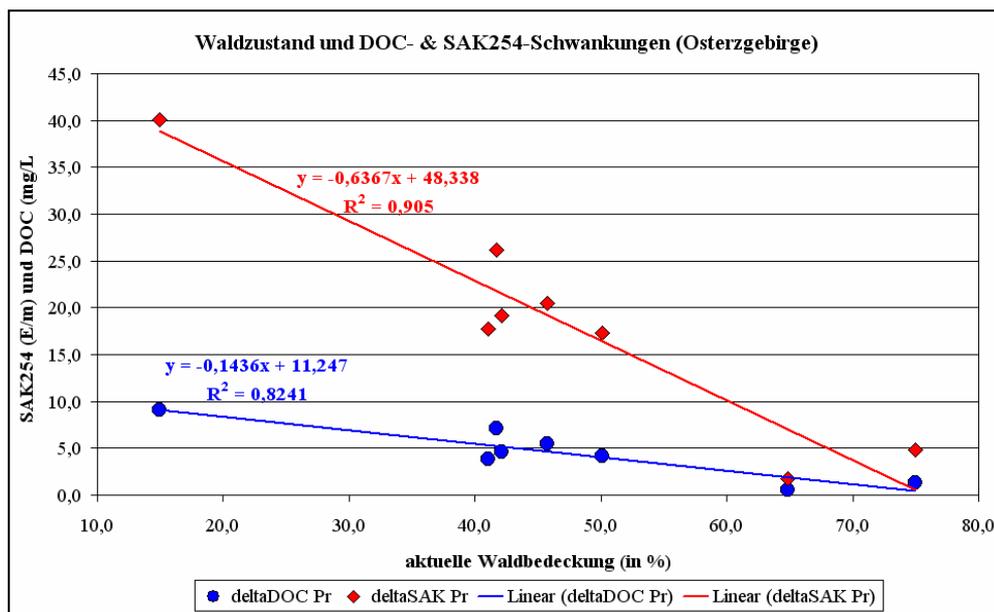


Abbildung 5.7.: Zusammenhang zwischen Waldzustand der EG im Osterzgebirge und den SAK₂₅₄- und DOC- Schwankungen aus den Projektmessreihen („Pr“)

Wie die Laborexperimente mit Blick auf die Streu von erzgebirgstypischen Baumarten gezeigt haben, bedeuten hohe DOC-Mobilisierungsraten (potenziell!) nicht gleichzeitig prozentual hohe Huminstoffanteile an der wasserlöslichen organischen Substanz. Fichtenstreu liefert beispielsweise anteilig über 50 % der Huminstofffraktion I und etwa 25 % der Fraktion II, wohingegen für die Streu der Eberesche ca. 10 % weniger Huminstoffe je Fraktion (anteilig an der NOM) analysiert wurden. Bei der Laubstreu gewinnen stattdessen Building Blocks, niedermolekulare Säuren bzw. amphiphile und neutrale Substanzen an Bedeutung. Jedoch ist generell zu bedenken, dass die meisten Einzugsgebiete von Fichtenbestockung geprägt sind (insbesondere im Westerzgebirge und am Rauschenbach). Laubstreu dürfte nur auf den Waldschadensflächen des Flaje-EG als quantitativ relevante Größe für den NOM- und Huminstoffeintrag in Frage kommen, wobei diese im Gebietsaustrag eine entgegengesetzte Beziehung zur Bestockung aufwiesen.

Des Weiteren lässt sich die NOM-Zusammensetzung der degradierten Torfe weniger eindeutig differenzieren, da von Torfschicht zu Torfschicht die chemischen Eigenschaften variieren. Im Großen und Ganzen dominieren jedoch die beiden Huminstofffraktionen die aus Torfen extrahierbare NOM (vgl. Kap. 4.3.2), da es sich bei den Torfen um kohlenstoff- bzw. humus- und huminstoffreiches Material handelt. Die Torfpakete liegen ferner auf stauenden Horizonten auf und dränen meist direkt in die Oberflächengewässer (kein filternder Weg des Sickerwassers wie in terrestrischen Böden). Nachwievor existierende und mehr oder weniger funktionstüchtige Gräben machen zwar die ursprünglich im Moor festgelegten Wasservorräte zugänglich, führen allerdings auch zu gravierenden Veränderungen in den Torfeigenschaften. Jahrzehnte währende Entwässerungsmaßnahmen haben die oberen Dezimeter des Torfes degradiert (Zersetzung, Schrumpfung, Sackung und Schwund) und durch die entstehende, zusätzliche Auflast selbst die unteren Torfe komprimiert (SUCCOW und JOOSTEN 2001). Degradation umfasst neben physikalischen auch chemische und biologische Transformationsprozesse. Die stark zersetzten, oberen Torfhorizonte liefern dementsprechend größere Anteile an Huminstoffen (anteilig an der NOM) als die tieferliegenden, schwächer zersetzten Torfschichten (vgl. Kap. 4.3.2 und Abb. 5.8).

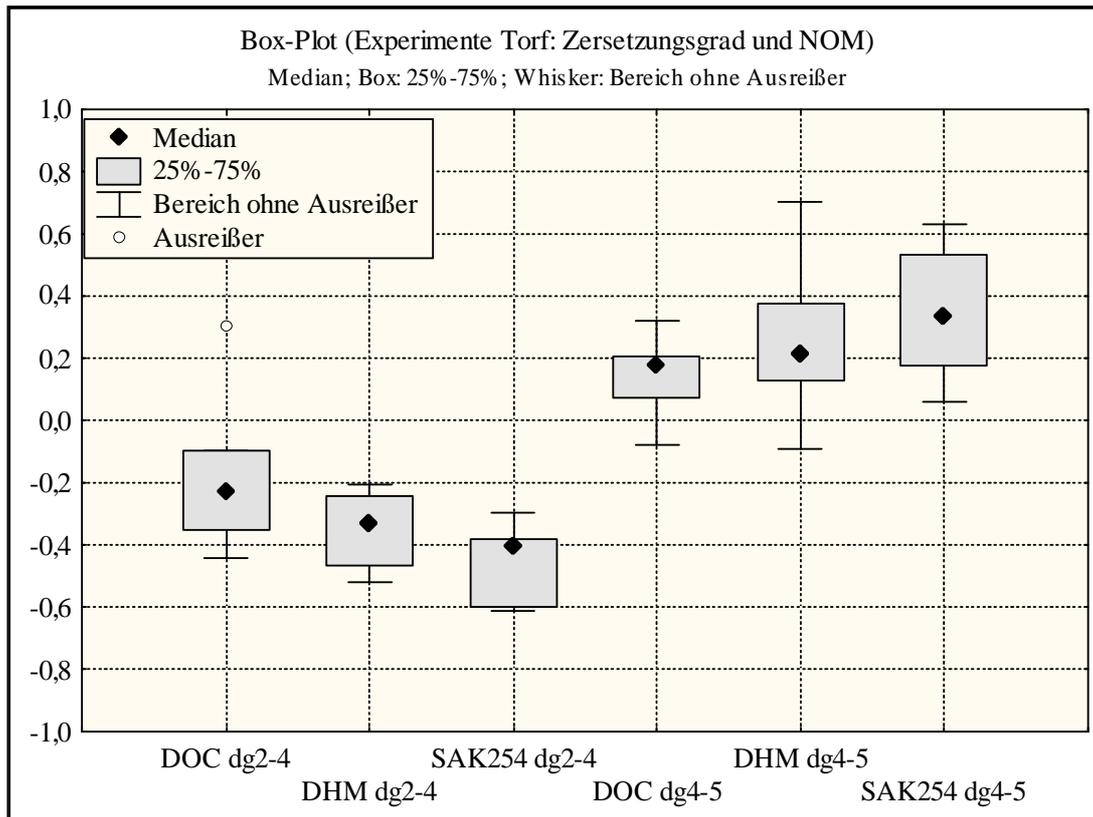


Abbildung 5.8.: Zusammenhang zwischen Zersetzungsgrad der Torfe (dg2-4 = schwach bis mäßig zersetzt; dg4-5 = stark zersetzt) und SAK₂₅₄, DHM (gelöste Huminstoffe) und DOC; dargestellt sind die relativen Abweichungen vom Median

Um nun die Huminstoffeintrag bestimmenden Faktoren in ihrer Komplexität verstehen zu können, müssen die für Torfe relevanten Mechanismen der Entstehung, Mobilisierung und Verlagerung von NOM im Allgemeinen und Huminstoffen im Speziellen näher diskutiert werden. Von zentraler Bedeutung ist das Wasser als jene Komponente, die das hydrologische Milieu im Moor bestimmt (aerob vs. anaerob). Bei den Gebirgsmooren und Moor- bzw. Anmoorstaugleyen spielt die ombrogene Wasserversorgung eine übergeordnete Rolle, da die sedentäre Torfakkumulation bzw. Anreicherung von hydromorph geprägtem Humus in Form von Anmoor in erster Linie vom Niederschlagsüberschuss abhängt. Der Moorwasserhaushalt ist von der Umgebung abgekoppelt. Nichtsdestotrotz darf der geogene Einfluss des Hangwassers keinesfalls unterschätzt werden.

Die Bereitstellung von großen Mengen an verlagerbaren Huminstoffen ist ursächlich mit der historischen Entwässerung und Degradationsvorgängen im Torf verknüpft (vgl. KOPPISCH 2001: Absterbe-, Auswaschungs-, Zerkleinerungs- und mikrobielle Phase des Stoffabbaus in degradierten Hochmooren). Solange die Gräben bis in den mineralischen Untergrund eingetieft sind und die Nassstandorte entwässern, gehen geringere Mengen an NOM bzw. Huminstoffen in die Gräben und Oberflächengewässer (vgl. Kap. 4.2 und ÅSTRÖM ET AL. 2001). Das zuvor autoregulative System „Moor“ kann das Wasser nicht mehr aus dem Wasserkreislauf auskoppeln. Teilweise - bei geringmächtigen Torfdecken und langanhaltender Dürre - trocknen die Torfe bis zur Basis aus, wie zum Beispiel im Spätsommer und Herbst 2003. Die Oxidation des Torfmateri als führt zu Veränderungen in der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz und auch die mikrobielle Aktivität wäre verstärkt. Kommt es im Anschluss an die Trockenheit zu einer regenreichen Periode mit

starker Durchfeuchtung der Torfe, kann das „aufbereitete“ Material ausgewaschen werden. Lässt ferner die Funktionstüchtigkeit der Gräben beispielsweise durch sukzessives Zuwachsen nach bzw. besteht generell ein Niederschlagsüberschuss in besonders nassen Jahren, erreicht der Moorwasserspiegel ganzjährig die Mooroberfläche. Dadurch kommen die stark zersetzten Torfe über längere Zeiträume in Kontakt mit dem Bodenwasser. Sowohl im Torf als auch in den Gräben sind erhöhte NOM-Konzentrationen zu beobachten (vgl. auch KALBITZ ET AL. 2002, MEISSNER ET AL. 2003). Inwiefern die im Muldenberggebiet aktuell durchgeführte Grabenpflege in flachgründigen, stark degradierten Hochmooren und Moorstaugleyen die DOC-Konzentration in der Vorflut beeinflusst (bzw. vermindert), kann momentan nur abgeschätzt werden (Abb. 5.9).

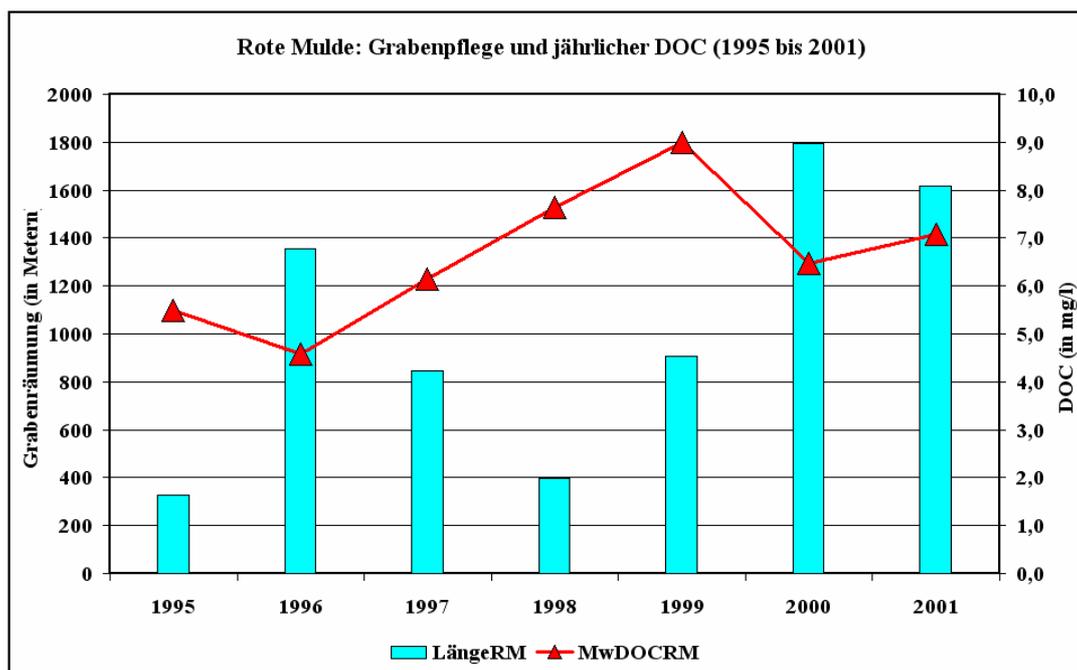


Abbildung 5.9.: Jährliche Grabenpflege (in Metern) und DOC-Konzentration (in $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) im EG Rote Mulde 1995 bis 2001

Zwischen den spezifischen Eigenschaften der organischen Bodensubstanz, Torfe bestehen annähernd zu 100 % daraus, den Umweltbedingungen und der NOM-Mobilisierung bestehen enge Wechselbeziehungen. SCHAUMANN (1998) sieht die kausalen Zusammenhänge in der mechanisch und milieupffindlichen Gelstruktur der OBS, die weder zeitlich noch räumlich konstant ist. Ökologisch relevante Geleigenschaften sind der Stukturgradient, das Quellungsverhalten, die Abhängigkeit der Diffusivität von Wassergehalt und Quellungszustand sowie die Geschwindigkeitskonstante und Aktivierungsenergie der DOC-Freisetzung, wiederum abhängig von Feuchte- und Elektrolytbedingungen. Die organische Bodensubstanz als hydrophiles Kolloid ist in der Lage, Stoffe - auch löslichen organischen Kohlenstoff - unspezifisch zu speichern, letztlich wieder abzugeben, verbunden mit dem Quellungsprozess bei Befeuchtung.

Der Zusammenhang zu den Witterungsbedingungen wird nochmals deutlich, wenn verschiedene Witterungsphasen mit den NOM-Austrägen gegenübergestellt werden. Klassifiziert nach der Tagestemperatur (in °C: kalt < 0, kühl > 0 - 5, mild > 5 - 15 und warm > 15) sowie dem Tagesniederschlag (in mm: trocken 0 - 2, feucht > 2 - 4 und nass > 4), zeigt sich eine enge Beziehung zwischen Witterung und Austrag (vgl. Beispiel Rauschenbach, Abb. 5.10). Je wärmer und feuchter (nasser) der Witterungsverlauf, umso mehr NOM

(hier: SAK₂₅₄) können in die Oberflächengewässer gelangen. Diese Tatsache ist auch vielfach in der Literatur belegt (HEJZLAR ET AL. 2003, BRAGG 2002, FREEMAN ET AL. 2001, SOULSBY ET AL. 2002 etc.). Ferner besteht eine Abhängigkeit zwischen SAK₂₅₄, pH-Wert und Temperatur (vgl. Abb. 5.11).

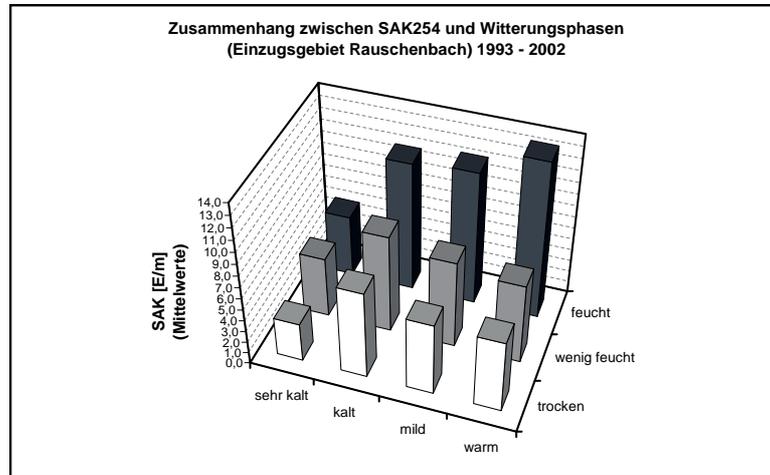


Abbildung 5.10.: Zusammenhang zwischen Witterung und NOM-Austrag am Beispiel Rauschenbach

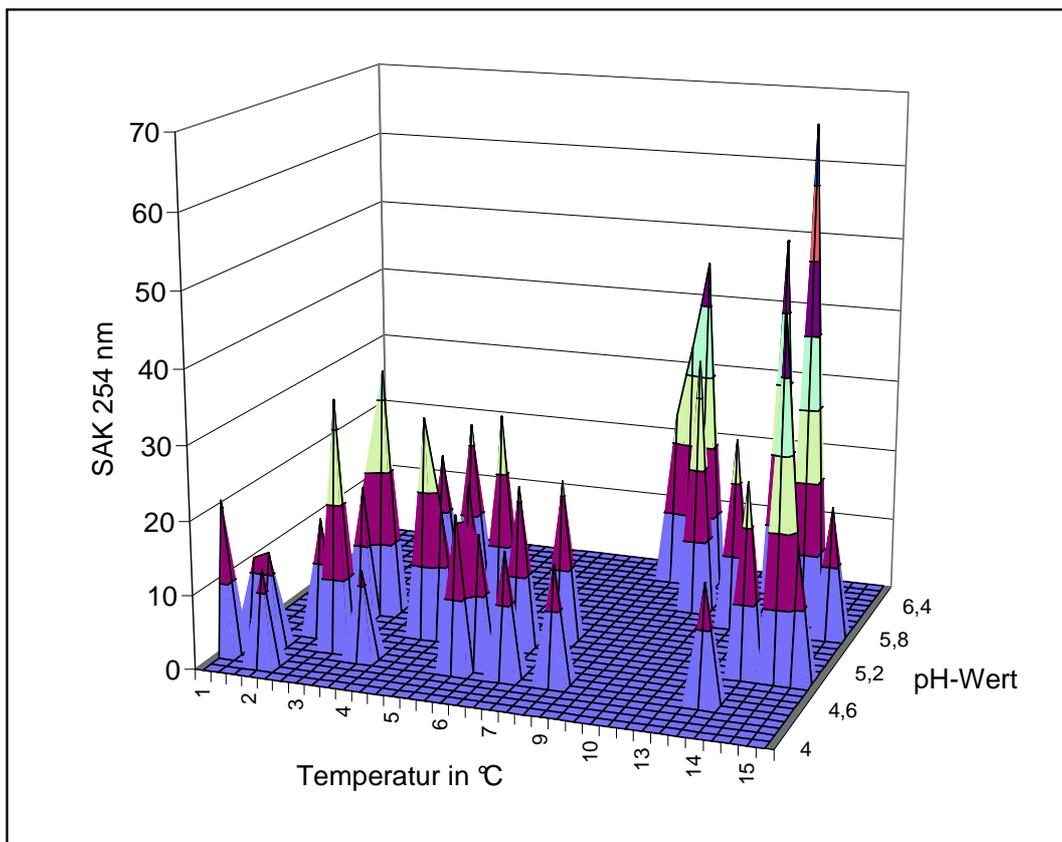


Abbildung 5.11.: Zusammenhang zwischen SAK₂₅₄, pH-Wert und Temperatur

Die endogenen Aufbereitungs- und Mobilisierungsprozesse (in Böden / Torf) sind wieder-

um rückgekoppelt zu den exogenen Umweltbedingungen. Unter anderem bei SCHAUMANN (1998) diskutiert, steuert neben den Feuchteverhältnissen (als mögliches Ergebnis der Witterung und / oder eines veränderten Moorwasserhaushaltes) der Chemismus des Bodenwassers die DOC-Freisetzung. Bei Anwesenheit von Sulfat und niedrigem pH-Wert - wie die Experimente zeigten (vgl. Kap. 4.3.2) - wird die Desorption von NOM unterdrückt. Das betrifft die DOC- und die Huminstoffmobilisierung (Abb. 5.12). Im Umkehrschluss sind bei steigendem pH-Wert (weitgehend unabhängig von den Wasserinhaltsstoffen) verstärkt NOM mobilisierbar. Der Zusammenhang zum Chemismus von Niederschlags- und Bodenwasser ist nicht nur ein Phänomen des Erzgebirges, sondern wurde auch in anderen europäischen Regionen beobachtet, meist in Einzugsgebieten mit hohem Mooranteil (EVANS und MONTEITH 2001, HARRIMAN ET AL. 2003, MCCARTNEY ET AL. 2003 etc.).

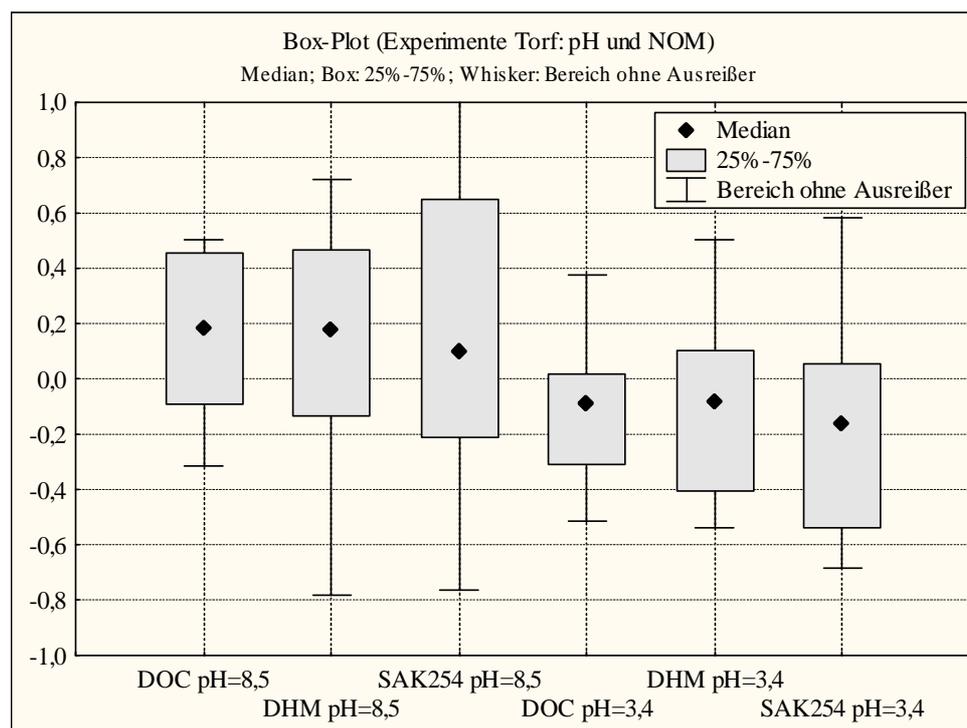


Abbildung 5.12.: Experimente mit Torfen zur Ermittlung pH-abhängiger Unterschiede in SAK₂₅₄, DOC und Huminstoffen (DHM); Darstellung der relativen Abweichungen

Die verantwortlichen Faktoren und Prozesse lassen sich abschließend wie folgt zusammenfassen:

Gebirgsmoore, Moor-, Anmoorstaugleye und Humusauflagen sind die Hauptlieferanten von verlagerbaren Huminstoffen. Intensität und Dynamik des Huminstofftransfers hängen vom Flächenanteil der Nasstandorte und der Vegetationsbedeckung im Einzugsgebiet ab (1: hoher Mooranteil = hohe NOM-Austräge; 2: hoher Mooranteil + geringe Bedeckung mit Wald = große Schwankungsbreite im Austrag). Je nach Baumart entsteht Streu mit unterschiedlicher NOM-Mobilisierbarkeit und -Zusammensetzung. Die Gebirgsmoore und Moorstaugleye werden seit Jahrzehnten (bzw. Jahrhunderten) über Gräben entwässert und sind meist forstwirtschaftlich genutzt. Die langjährigen Eingriffe haben einerseits die Wasserressourcen in den Torfen zugänglich gemacht, andererseits zur irreversiblen Degradation der Torfe geführt (Zersetzung, Abbau). Die Torfzersetzung ist neben den hydrologischen Bedingungen von der Temperatur und der mikrobiellen Aktivität abhängig (Phenoloxidation, Enzyme). Aus den stark zersetzten Torfschichten sind generell große Mengen an

DOC und Huminstoffen mobilisierbar. Die Umweltbedingungen beeinflussen den Huminstoffaustrag aus den Torfen unmittelbar (ereignisbezogen) sowie zeitlich verzögert (Hysterese). Die Auswirkungen von exogenen Veränderungen auf die Torfe überlagern sich. Bei Starkregen und während der Schneeschmelze werden große Mengen an Huminstoffen ausgewaschen. In sommerlichen Dürreperioden fallen die Moorwasserstände auf ein niedriges Niveau. Sind in den Folgejahren die Wasserspiegel wieder nahe der Mooroberfläche, kommt es zu verstärkten Huminstoffausträgen. Steigen die Wasserspiegel in degradierten Mooren aufgrund des Zuwachsens bzw. Verfalls der Entwässerungsgräben wieder an, steigt auch die Huminstoffkonzentration im Moor- und Grabenwasser. Niedrige pH-Werte und hohe Schwefelionenkonzentrationen in Niederschlag und Bodenwasser unterdrücken die Desorption von (niedermolekularen) Huminstoffen. Kehren sich die Milieubedingungen um, ist mit verstärkter Mobilisierung zu rechnen. Gelangt Stickstoff über den Niederschlag in die Moore, kommt es zu deren Eutrophierung und verstärkten mikrobiellen Umsätzen. Ferner nimmt mit steigenden CO₂-Konzentrationen in der Luft die Primärproduktion zu. Beide Prozesse können zu erhöhten NOM-Austrägen führen.

5.2. Ursachen verstärkter Huminstoffeinträge

Die Ursachen für die verstärkten Huminstoffeinträge in die Oberflächengewässer (Bäche, Flüsse, Talsperren) des Erzgebirges sind in den entsprechenden Wandelprozessen im vorab beschriebenen Faktorenkomplex zu suchen (vgl. Kap. 5.1). Während der letzten Jahrzehnte unterlagen Faktoren wie Klima / Witterung, Luftbelastung / Stoffdeposition und Landnutzung / Eingriffe im Untersuchungsgebiet großen Veränderungen (vgl. Kap. 4.1.1). Jedoch gestaltet sich die Analyse einer einfachen bzw. multiplen Abhängigkeit des NOM-Austrages aus den Einzugsgebieten von diesen Faktoren schwierig, da einerseits die Messintervalle unterschiedlich aufgelöst und / oder verschiedene Messreihen zu kurz sind, andererseits Hystereseffekte den Ursache-Wirkung-Zusammenhang zeitlich „verschleppen“ (STEINBERG 2001b). Aus den genannten Gründen muss auf die Faktoren einzeln eingegangen bzw. deren Änderungstendenz als singuläres Phänomen diskutiert werden, obwohl ihre Verantwortlichkeit für den Anstieg komplexer Natur sein dürfte.

Die verstärkten Huminstoffeinträge sind direkt an das Vorkommen bzw. die Verbreitung von Nassstandorten (degradierte Gebirgs Moore, Moor- und Anmoorstaugleye) in den Einzugsgebieten geknüpft. Jene Oberflächengewässer mit einem sehr hohen Anteil dieser Böden an der Einzugsgebietsfläche zeigten auch den stärksten Anstieg in SAK₂₅₄ und DOC im Verlauf der LTV-Messungen zwischen 1993 und 2004, teilweise mit einer Verdopplung der SAK₂₅₄-Werte (vgl. Kap. 4.1.1 und 4.1.2). Einzugsgebiete, wie das des Rauschenbaches, mit einem relativ geringen Nassstandortanteil waren dagegen von stagnierenden DOC- und steigenden SAK₂₅₄-Reihen geprägt. Somit haben auch hier die Huminstoffe anteilig an der NOM an Bedeutung gewonnen. Ferner spielt die Waldbedeckung im Einzugsgebiet eine wesentliche Rolle, da sie die NOM-Variabilität beeinflusst. Gebiete mit hohem Mooranteil und geringer Waldbedeckung liefern eine große Menge an NOM mit weiter Schwankungsbreite (oberes und unteres Quartil). Resultierend sind (1) moorreiche und (2) unbewaldete plus moorreiche Einzugsgebiete am anfälligsten gegenüber Veränderungen der Huminstoffeintrag bestimmenden Faktoren.

Das Klima (bzw. die Witterung) ist ein bedeutender Huminstoffeintrag bestimmender Faktor. Das Änderungsverhalten in den letzten zwei Jahrzehnten weist für die oberen Lagen des Erzgebirges steigende Temperatur- und je nach Ost- oder Westergebirge differenzierte Niederschlagstrends auf (vgl. Kap. 4.1.1, SMUL 2005, BERNHOFER und GOLDBERG 2001). Insbesondere im Westergebirge sind zwischen 1981 und 2003 die Jahresniederschläge und -temperaturen sukzessive angestiegen, nachdem Ende der 1980er und Anfang der 1990er

Jahre relativ geringe, in den Folgejahren dagegen erhöhte Sommer- und Herbstniederschlagsmengen zu verzeichnen waren. Doch auch im Osterzgebirge stiegen die jährlichen Niederschläge von Mitte der 90er Jahre bis zur Jahrtausendwende an (bei rückläufigem Gesamttrend 1981 - 2003). Mit Blick auf den NOM-Transfer dürfte hier der in Kapitel 5.1 vorgestellte Zusammenhang zu den Witterungsphasen zum Tragen kommen. Ob der bei BRAGG (2002), BURT (2003) und WATTS ET AL. (2001) diskutierte Einfluss einer langanhaltenden, sommerlichen Trockenperiode mit anschließenden (Normal-) Feuchjahren oder der geschilderte, generelle Witterungstrend verantwortlich ist, kann aufgrund fehlender Bodenfeuchtemessungen aus dieser Zeit nur vermutet werden. In den Laborexperimenten wurden allerdings DOC-Zunahmen von etwa $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ Trockensubstanz, ein SAK_{254} -Anstieg um ca. 5 Einheiten sowie ein Bedeutungsgewinn der Huminstoffe um 5 bis 10 % am wasserlöslichen, organischen Kohlenstoff nach Wiederbefeuchtung von unterschiedlich stark degradierten Torfen festgestellt. In ähnlicher Art und Weise kann ein verändertes Starkregen- und Schneeschmelzverhalten auf den NOM-Transfer wirken.

Der gravierendste Wandelprozess im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte ist zweifelsohne in der atmosphärischen Stoffdeposition zu verzeichnen (vgl. Kap. 4.1.1 und SMUL 2002). Das Erzgebirge, inmitten des (ehemaligen) „Schwarzen Dreiecks“ zwischen den Industrie- und Bergbaugebieten Sachsens, Schlesiens und Nordböhmens gelegen, war über einen langen Zeitraum bis zur politischen Wende 1989 enormen schwefelsauren Niederschlägen ausgesetzt. Seit Anfang bzw. Mitte der 1990er Jahre steigen die pH-Werte in Freiland- und Kronentraufenniederschlag an, im Osterzgebirge stärker als im Westerzgebirge. Ferner hat sich das Stickstoff - Schwefel - Verhältnis verschoben, im Westerzgebirge wiederum stärker als im Osterzgebirge, etwa von 0,5 nach 1,5. Der Schwellenwert „1“ wurde 1998 bzw. 1999 überschritten, in jenen Jahren, als die NOM-Austräge in die Oberflächengewässer ein bis dahin unbekanntes Niveau erreichten. Der atmosphärische Stoffeintrag und die zurückliegende Änderungstendenz musste Folgen für die Ökosysteme haben, insbesondere für die Boden- (wasser- und bio-) chemie der Humusaufgaben und oberen Bodenhorizonte. Hinzu kommen forstliche Kalkungsmaßnahmen, welche zwar direkt auf Nassstandorten unterlassen werden, jedoch das Gesamtmilieu im Einzugsgebiet beeinflussen können. Aus den Laborversuchen mit leicht basischen versus sauren Lösungsmitteln wurde bei erhöhtem pH-Wert eine etwa um den Faktor „1,5“ bis „2“ erhöhte potenzielle NOM-Mobilität analysiert, wobei stärker zersetzte Torfe empfindlicher auf den veränderten Chemismus reagierten. Des Weiteren lässt sich der beschriebene Zusammenhang zwischen NOM (hier: SAK_{254}) und pH-Wert in weiterführendem Vergleich mit der Temperatur als multifaktorielle Abhängigkeit des SAK_{254} von beiden Parametern (bzw. Faktoren) vermuten (vgl. Kap. 5.1).

Neben den klimatischen und stofflichen Veränderungen unterlagen die untersuchten Einzugsgebiete einem mehr oder weniger immensen Wandel in der Landnutzung und im Zustand der Wälder. Während das Westerzgebirge weniger stark betroffen war, hinterließ im Osterzgebirge und speziell im Fläjegebiet das Waldsterben noch heute sichtbare Folgen im Erscheinungsbild der Landschaft. Die sich sukzessive einstellenden bzw. angebaute Laub- und Nadelwälder hatten Mitte bis Ende der 1990er Jahre die EG rings um die Fläje-Talsperre nur teilweise bedeckt (vgl. Kap. 4.1.1 und 5.1). Resultierend war der NOM-Transfer von einer enormen Variabilität gekennzeichnet, wobei sowohl die Grundbelastung als auch die Änderungstendenz vom Anteil der Nassstandorte am EG bestimmt wurden. Die fichtenbestockten, moorreichen Gebiete im Westerzgebirge wiesen bei Weitem geringere Schwankungsbreiten auf trotz starkem Änderungsverhalten. Die Suche nach möglichen Ursachen führte zum Entwässerungsstatus der degradierten Hochmoore, Moor- und Anmoorstaugleye (vgl. Kap. 2.1, 4.2, 4.3.2, 5.1 und ÅSTRÖM ET AL. 2001, KALBITZ ET AL. 2002, MEISSNER ET AL. 2003). Hierbei scheinen die seit Jahren unterlassenen Grabenpflegemaßnahmen bzw. die natürliche Sukzession im Grabensystem den NOM-Transfer

aus den Gebieten zu beeinflussen, ggf. zu verstärken.

An dieser Stelle ungeklärt bleiben müssen weitere zu vermutende Ursachen, deren Bedeutung auch in der internationalen Literatur unsicher bleibt, wie der globale CO₂-Anstieg in Verbindung zur gesteigerten Biomasseproduktion (siehe auch HEJZLAR ET AL. 2003, KANG ET AL. 2001), die Eutrophierung der Wälder und Böden durch die Stickstoffdeposition, Temperaturanstieg mit häufiger Schneeschmelze und verlängerter Vegetationsperiode (CHMIELEWSKI und RÖTZER 2001, FRASER ET AL. 2001) oder beispielsweise die mikrobiell-enzymatische Aktivität im Torf (BRAGG 2002, FREEMAN ET AL. 1998, SOULSBY ET AL. 2002). Zudem gestaltet sich die Quantifizierung der Verantwortlichkeit einzelner Faktoren als schwierig. Hierzu wird das in Entwicklung befindliche Modell weiterführende Aufschlüsse geben.

Die entscheidenden Ursachen für verstärkte Huminstoffeinträge in die Oberflächengewässer im Erzgebirge lauten somit zusammenfassend (zum aktuellen Kenntnisstand):

In den letzten 15 - 20 Jahren sind gravierende Umweltveränderungen zu beobachten: Rückgang der Sulfat-Schwefel-Einträge (von Mitte bis Ende der 90er Jahre auf $\frac{1}{4}$), Anstieg des Niederschlags-pH (über 1 Einheit), Zunahme der Bedeutung der Stickstoffdeposition. Klima und Witterung sind gegenwärtig und laut Prognosen auch zukünftig Veränderungen ausgesetzt: Zunahme von langen Trockenphasen (siehe Sommer 2003), mildere Winter, Temperaturanstieg, Verlängerung der Vegetationsperiode, häufigere Extremereignisse (siehe Starkregen 2002). Zudem unterlag die (meist forstliche) Landnutzung einem Wandel: Extensivierung der Bewirtschaftung von Nassstandorten (Grabenverfall), Waldsterben und Wiederaufforstung (zwischenzeitlich keine Waldbedeckung). Die organische Substanz der Torfe selbst war veränderten moorinternen Prozessen ausgesetzt: veränderter Ionenfluss (und somit -austausch), Austrocknung und Wiederbefeuchtung (Zersetzung und unspezifische Stoffspeicherung), Schrumpfung und Quellung (Hydraulik).

5.3. Prozesse in Speichern

Die folgenden Ausführungen erörtern die wesentlichsten Faktoren, die zur Ausbildung eines Verteilungsmusters gelöster organischer Materie im Wasserkörper einer Talsperre führen können. Im Verlauf des Projekts wurden zu diesem Zweck regelmäßige Messungen bezüglich des Eintrags organischer Substanzen über den Zufluss (1) sowie Laborversuche zu biologisch und photolytisch bedingten Umwandlungs- und Abbauprozessen (2) und zur Rücklösung organischer Materie aus dem Sediment (3) durchgeführt.

Rolle des NOM-Eintrags über die Zuflüsse

Die Wasserqualität in Trinkwassertalsperren ist infolge des starken Zustromes und der damit verbundenen vergleichsweise kurzen Verweilzeit vom Input durch die Zuflüsse bestimmt (UHLMANN und HORN 2001). Die Belastung der Zuflüsse mit organischem Kohlenstoff aus dem Einzugsgebiet spielt demnach eine Schlüsselrolle für die Qualität des Talsperrenwassers.

Im Wasserkörper unterliegt der organische Kohlenstoff Ab- und Umbauprozessen, die durch UV-Strahlung, chemische Komplexbildung und biologischen Abbau initiiert werden (ARVOLA ET AL. 2002; BRINKMANN 2003). Nach ROBERTS und TOBIASON (2003) beträgt der DOC-Abbau etwa 20 %, weshalb der DOC-Gehalt der Talsperre in der Regel niedriger liegt als in den Zuflüssen. Die mittleren Huminstoffkonzentrationen (HS I + HS II) der untersuchten Talsperren und ihrer Zuflüsse sind in Tabelle 5.2 zusammengefasst.

Tabelle 5.2.: Mittlere jahreszeitliche Huminstoffkonzentrationen (HS I + HS II) [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$] in den Talsperren Muldenberg und Carlsfeld sowie ihren Zuflüssen im Untersuchungszeitraum Jan. 2002 - Apr. 2004

	Muldenberg		Carlsfeld	
	Zuflüsse	Talsperre	Zuflüsse	Talsperre
Frühjahr	2,82	2,54	10,5	4,65
Sommer	4,79	2,15	5,61	4,12
Herbst	4,69	3,81	7,17	4,91
Winter	4,99	4,02	4,19	5,93
Jan 02-Apr 04	4,55	2,94	7,61	4,76

Der Huminstoffgehalt der Zuflüsse lag in den meisten Fällen über dem der jeweiligen Talsperre. Der sich aus den Konzentrationsunterschieden ergebende Faktor betrug zwischen 1,1 (9,8 % Reduktion) im Frühjahr in Muldenberg und 2,3 (55,9 % Reduktion) im Frühjahr in Carlsfeld. Einzig in den Wintermonaten in Carlsfeld lagen die Konzentrationen der Zuflüsse unterhalb der entsprechenden Werte der Talsperre.

Der Einfluss der Zuflüsse auf die Verteilung der Huminstoffe im Wasserkörper einer TS kann anschaulich am Beispiel der Sperre Muldenberg erläutert werden.

Die im Frühjahr durch die Erwärmung des Wasserkörpers ausgelöste Zirkulation spiegelte sich bei den Huminstoffen in gleichen Konzentrationen von der Oberfläche bis zum Talsperrengrund wider, so dass der Input durch die Zuflüsse keine Auswirkungen auf die Verteilung im Tiefenprofil der Talsperre hatte. Mit dem Aufbau einer stabilen Temperaturschichtung im Sommer war im Tiefenprofil dieser Sperre im unteren Hypolimnion ein Horizont erhöhter DOC-Konzentrationen zu beobachten, der sich in den Fraktionen der hoch- und mittelmolekularen Huminstoffe wiederfand. Die Ursache dieser Verteilung lag in der temperaturbedingten Einschichtung der Zuflüsse und deren DOC-Konzentrationen. Aus den Werten der Tabelle 5.2 ist zu erkennen, dass der Konzentrationsunterschied der hochmolekularen Huminstoffe im Fall von Muldenberg zwischen Zuflüssen und dem Mittelwert der Sperre in den Sommermonaten etwa $1,85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ betrug.

Die für den Sommer typische Schichtung des DOC, speziell der Huminstoffe, brach mit Einsetzen der temperaturbedingten Herbstzirkulation zusammen. Etwa von Oktober bis Dezember waren die Tiefenprofile der Talsperren von gleichen DOC-Konzentrationen geprägt. Allerdings wurde festgestellt, dass im Vergleich mit den anderen Jahreszeiten im Herbst die stärksten Belastungen mit organischem Kohlenstoff auftreten können. Als Gründe dafür sind ein erhöhter Input mit den Zuflüssen als Folge spätsommerlicher und herbstlicher Starkniederschläge und die herbstlichen Streuproduktion in den Einzugsgebieten anzuführen.

Ob in den Wintermonaten eine Schichtung der Huminstoffe auftritt, kann aufgrund der Datenlage nicht beurteilt werden, da die Beprobung der Talsperre bei Eisbedeckung nicht von der Messboje aus möglich ist, sondern an den drei Entnahmehorizonten innerhalb der Talsperrenmauer erfolgte. Damit ist die Situation speziell im oberflächennahen Bereich der Talsperre unbekannt. Da jedoch die Zuflüsse in den Monaten mit auftretendem Bodenfrost nachweislich geringere Huminstoffkonzentrationen aufwiesen als die Entnahmehorizonte der Talsperre, ist zu vermuten, dass sich im Bereich der Einschichtung der Zuflüsse, der aufgrund der Wassertemperaturen unmittelbar unter der Eisbedeckung der Sperre lag, eine Schicht niedrigerer Huminstoffkonzentrationen ausbildete. Gleiches gilt für die Carlsfelder Talsperre, wobei die Huminstoffkonzentrationen des Hauptzuflusses während des ganzen Winters niedriger waren als in der Sperre (vgl. Tab. 5.2), was in Muldenberg vermutlich

infolge zwischenzeitlicher Auftauphasen des Bodens nicht der Fall war. Generell wird die Winterschichtung des gelösten organischen Kohlenstoffes wie im Sommer überwiegend von der Fracht der Zuflüsse und deren temperaturbedingter Einschichtung beeinflusst, da durch die niedrigen Temperaturen der biologische Abbau und infolge der Eis- und Schneebedeckung auch der photolytische Abbau auf ein Minimum reduziert war.

Rolle von Umwandlungs- und Abbaureaktionen

Zu der Fülle von NOM-Umwandlungs- und Abbaureaktionen zählen insbesondere die photolytisch initiierten Abbaureaktionen, das i.d.R. mit Beginn des Herbstes einsetzende Absterben und die Zersetzung des Phytoplanktons sowie der biologische Abbau von gelöstem organischem Kohlenstoff.

Die mit Beginn der Sommerstagnation eintretende Schichtung der Huminstoffe ist durch einen Konzentrationsgradienten von der Oberfläche bis zum Grund gekennzeichnet. An der Ausbildung der epilimnischen Schicht niedrigerer Huminstoffkonzentrationen ist in erster Linie der photolytische Abbau verantwortlich. Nach BRINKMANN (2003) erfolgt bei intensiver UV-Bestrahlung ein Abbau hochmolekularer Huminstoffe zu Building Blocks und niedermolekularen Säuren bis hin zur vollständigen Mineralisierung. Eine Bestätigung dieser Aussage gibt die Verteilung der Building Blocks, die in den Sommermonaten im Bereich des Epilimnions erhöhte Konzentrationen aufwiesen (vgl. Abb. B.3). Der infolge intensiver UV-Bestrahlung induzierte Abbau von Huminstoffen wurde mit Hilfe ausgewählter Laborexperimente bestätigt (vgl. Kap. 3.4.2), in welchem von einem mit $9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ stark mit Huminstoffen belasteten Wasser (Zufluss Salzfließchen) 74 % durch UV-Strahlen abgebaut wurden. Gleichzeitig erhöhte sich die Konzentration an Building Blocks um 64 % und die der niedermolekularen Säuren um das 15-fache.

In den Talsperren Muldenberg und Carlsfeld konnte die Erhöhung des Gehalts an niedermolekularen Säuren nicht regelmäßig nachgewiesen werden. Die Ursachen werden in der natürlicherweise guten biologischen Verwertbarkeit dieser Komponenten gesehen. Ausnahmen bildeten die Beprobungen im August und September 2003, als in Muldenberg an der Talsperrenoberfläche erhöhte Konzentrationen niedermolekularer Säuren festgestellt wurden. Zeitgleich mit den hohen Konzentrationen niedermolekularer Säuren traten in Muldenberg von Anfang August bis Mitte September Algenmassenentwicklungen nahe der Oberfläche auf, die ebenfalls eine Quelle für niedermolekulare Säuren darstellen. Die Beprobung der Rappbodetalsperre im Sommer 2003 bestätigte die erhöhte Konzentrationen niedermolekularer Säuren an der Talsperrenoberfläche bei einem gleichzeitig vergleichsweise niedrigem Gehalt an hochmolekularen Huminstoffen (vgl. Abb. B.2).

Neben dem Abbau durch UV-Strahlung unterliegt der organische Kohlenstoff dem biologischen Abbau. Die Ergebnisse der Laborversuche belegten, dass der biologische Abbau der Fraktionen der Huminstoffe mit 5 - 9 % vergleichsweise klein ist. Die für den Abbau durch mikrobiologische Vorgänge relevanten Fraktionen sind überwiegend die der Polysaccharide, aus denen wiederum niedermolekulare Säuren entstehen, welche weiterhin einem schnellen, teilweise vollständigen biologischem Abbau unterliegen (vgl. Kap. 4.3.4).

Durch den Einfluss der UV-Strahlung ist im Epilimnion ein ständiger Nachschub an leicht abbaubaren organischen Materialien wie niedermolekularen Säuren vorhanden, die somit für den DOC im Epilimnion eine nicht zu vernachlässigende Größe darstellen. Folglich sind beide Prozesse gekoppelt und verantwortlich für die während der Sommermonate auftretende DOC-ärmere Schicht im Epilimnion. Eine in diesem Zusammenhang von STEINBERG (2003) beschriebene Phosphorfreisetzung konnte demgegenüber nicht nachgewiesen werden.

Rolle der Sedimente

Im gesamten Jahresverlauf fungiert das Talsperrensediment sowohl als Senke als auch als Quelle für organischen Kohlenstoff. In Extraktionsversuchen konnte gezeigt werden, dass pro Gramm Sediment bis zu 0,6 mg DOC freigesetzt werden können, wobei dieser DOC einen Huminstoffanteil zwischen 30 % und 70 % aufweisen kann (vgl. Kap. 4.3.3). Des Weiteren spielen ufernahe Sedimente, die einem Wechsel zwischen anaerobem und aerobem Mileau unterliegen, eine nachweisliche Rolle bei der Bildung von Geruchs- und Geschmacksstoffen wie z.B. Limonen, β -Ionon oder 6-Methyl-5-hepten-2-on.

Die Rücklösung von DOC aus dem Sediment ist sehr stark von der Bewirtschaftung der Talsperren abhängig. In der kürzlich sanierten Talsperre Carlsfeld wurde in den Randlagen, die während der Sanierung lange trocken lagen und somit Mineralisierungsprozessen unterlagen, nur sehr geringe freisetzbare DOC-Mengen nachgewiesen. Das organische Sediment (Dy) hatte zum Zeitpunkt der Probennahme mit 5 - 10 cm geringe Mächtigkeiten. In der Talsperre Muldenberg wurden dagegen zwischen 30 cm und 40 cm mächtige Sedimentkerne gewonnen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass das Sediment in bezug auf den organischen Kohlenstoff eher Senken- als Quellfunktion hat. Dies geht aus der Tatsache hervor, dass die Sedimentationsrate größer als die Mineralisierungsrate ist, was sich in einem stetigen Wachstum der Sedimentschicht widerspiegelt. So waren im Mittel aller untersuchten Sedimente nur etwa 3 % und maximal 7 % des Feststoff-TOC im Rahmen der Laborversuche als DOC extrahierbar. Aus diesem Sachverhalt leitet sich die Erkenntnis ab, dass das Sediment im System Talsperre als Quelle des organischen Kohlenstoffes eine untergeordnete Rolle spielt, die nur in der unmittelbaren Sediment-Wasser-Kontaktzone relevant ist. Gestützt wird diese Aussage zusätzlich dadurch, dass eine Entfernung der Sedimente im Rahmen der Sanierung der TS Carlsfeld (1997 - 2000) nicht den gewünschten Effekt einer Verringerung der DOC-Konzentrationen im Wasser erbrachte.

Bei der Analyse der für die Verteilung des DOC und dessen Fraktionen in der Talsperre verantwortlichen Quellen und Prozesse

1. Eintrag von NOM über die Zuflüsse,
2. photolytische und biologische Umwandlungsprozess und,
3. Sedimente,

wurde deutlich, dass diese einer Dynamik unterliegen, die insbesondere durch klimatische Faktoren beeinflusst wird. Neben den Veränderungen und den damit verbundenen Folgen im Einzugsgebiet betrifft dies auch die Vorgänge in den Speichern selbst. Dieser kausale Zusammenhang kann anhand der in den letzten Jahren deutlich veränderten Differenz zwischen dem organischen Kohlenstoffgehalt der Zuflüsse und dem des Speicher erläutert werden.

Die Auswertung langjähriger Datenreihen des SAK₂₅₄ als Indikator für gelöste organische Materie, speziell Huminstoffe, machte deutlich, dass speicherinterne Prozesse, die für die Umwandlung und Reduktion organischer Materie verantwortlich sind, innerhalb der letzten Jahre verlangsamt bzw. gestört wurden.

Die Gegenüberstellung der Jahresmediane des SAK₂₅₄ (wie auch des DOC und des Farbgrades) der vergangenen 10 Jahre zeigt in beiden untersuchten Talsperrensyste men sowohl für die Zuflüsse als auch für den Rohwasserentnahmehorizont im Speicher einen deutlichen Anstieg der Werte der Zuflüsse und des Speichers. Bemerkenswert ist dabei, dass die

Zunahme im Fall der Speicher z. T. deutlich höher war und seit dem Jahr 2001 erstmals über der durchschnittlichen Zunahme der Zuflüsse lag.

In Abbildung 5.13 ist für die Talsperrensysteme Muldenberg und Carlsfeld die Entwicklung dieser Zufluss-Rohwasser-Differenz für die relevanten Parameter DOC, SAK₂₅₄ und Farbgrad dokumentiert.

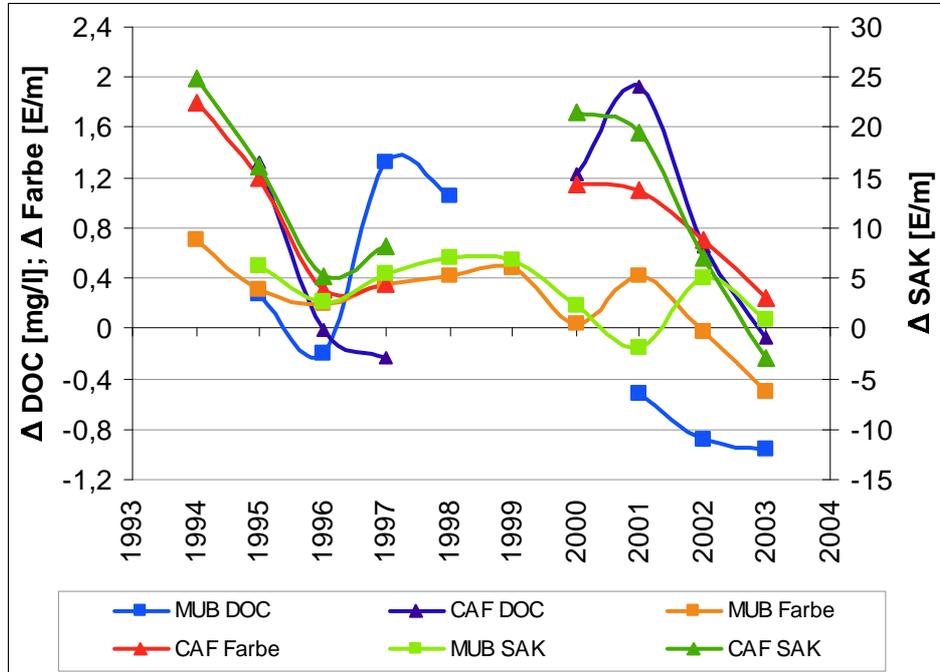


Abbildung 5.13.: Entwicklung der Differenz zwischen den Jahresmedienen der Zuflüsse und der Speicher (ROW) von 1993-2003 bezüglich der organischen Parameter SAK₂₅₄, Farbe und DOC. (Datenlücken: DOC MUB 1998 2001: Parameter nicht bestimmt; CAF 1997 - 2000: Sanierung des Speichers)

In die vergleichende Betrachtung der organischen Parameter von Zuflüssen und Speicher (Rohwasserentnahmehorizont) gingen im Fall Muldenberg jeweils die (ungewichteten) Mittelwerte der Mediane der drei Hauptzuflüsse Rote Mulde, Weiße Mulde und Saubach ein. Für Carlsfeld wurden die Jahresmediane der Wilzsch verwendet.

Für alle drei Parameter kann für den Betrachtungszeitraum ein deutlich steigender Trend beobachtet werden, der dahingehend auszuwerten ist, dass sich die Konzentration an NOM in den Talsperren immer stärker an die in den Zuflüssen annähert bzw. diese schon überschritten hat. Insbesondere für den DOC in Muldenberg liegt die Differenz zwischen Zuflüssen und Speicher seit Beginn des neuen Jahrhunderts im negativen Bereich.

Somit steigt der Gehalt an organischem Kohlenstoff in den Trinkwassertalsperren viel schneller an als in den Zuflüssen. Dieses Phänomen trat in Muldenberg schon einmal 1996 auf, wobei die Ursache in den starken Niederschlägen im Jahr 1995, deren Auswirkungen durch die Aufenthaltszeit erst im Folgejahr im Rohwasser bemerkbar wurden, zu suchen ist. In Carlsfeld ist die Sanierung des Speichers zwischen 1997 und 2000 zu berücksichtigen. Die Qualität des Wassers veränderte sich hinsichtlich der organischen Wasserinhaltsstoffe nach dem Wiedereinstau bis zum Ende des Betrachtungszeitraumes 2003 dramatisch, was sich in einem überproportionalen Anstieg des Farbgrades, des SAK₂₅₄ und des DOC bemerkbar machte.

Wird diese Entwicklung in Bezug auf die Gesamtheit der in diesem Abschnitt disku-

tierten Einflussfaktoren auf die Verteilung und den Verbleib der NOM in die Talsperren gebracht, muss geschlussfolgert werden, dass für diesen überproportionalen Anstieg der DOC-Gehalte in den Speichern weitere Gründe vorliegen. Dazu könnten diffuse Eintragsquellen, beispielsweise in Verbindung mit häufig auftretenden Starkniederschlagsereignissen, außerdem die reduzierte Verweilzeit des Wassers (reduziertes Fassungsvermögen der Trinkwasserspeicher nach dem Hochwasser 2002) und eine Dämpfung ablaufender Stoffumwandlungs- und Abbauprozesse zählen. Die Konsequenz dieser Entwicklung ist die sukzessive Verringerung des Selbstreinigungsvermögens der Talsperren in Bezug auf die organischen Wasserinhaltsstoffe.

5.4. Relevanz steigender Huminstoffgehalte für die Trinkwasserproduktion

Aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften beeinträchtigen Huminstoffe die Prozesse bei der Trinkwasseraufbereitung. Dabei sind nicht ihre Restkonzentrationen im Reinwasser problematisch, da sie natürlicherweise gesundheitlich unbedenklich sind, sondern vielmehr ihre Reaktivität, d.h. ihre Wechselwirkungen mit zudosierten Chemikalien während des Aufbereitungsprozesses, sowie ihre biologische Abbaubarkeit. Bei der Flockung können Huminstoffe einerseits die Stabilität der Flocken erhöhen, aber andererseits auch mit den Flockungsmitteln (Al und/oder Fe(III)-Salze) selbst unlösliche Verbindungen eingehen und damit den optimalen Flockungsprozess stören (BRINKMANN 2003; DRIKAS 2004). Auf der Aktivkohle wird bei der Filtration durch konkurrierende Sorption die Entfernung von Spurenverunreinigungen erschwert, wobei sich zudem noch die Filterlaufzeiten verkürzen (BRINKMANN 2003). Eine sich erhöhende Konzentration organischer Wasserinhaltsstoffe wirkt sich zudem verkürzend auf die Filterlaufzeiten aus und führt zu steigenden Mengen an Aufbereitungsrückständen (Flockungsschlämme). Bei der Zugabe von Desinfektionsmitteln wie Chlor oder Chlordioxid zu huminstoffhaltigen Reinwässern entstehen unerwünschte Nebenprodukte wie Trihalogenmethane oder Halogenessigsäuren (z.B. FISHER ET AL. 2004; BRINKMANN 2003; CHOW ET AL. 2003; MACCARTHY 1989). Einige dieser Stoffe werden als kanzerogen eingestuft und dürfen laut Trinkwasserverordnung den Grenzwert von $0,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im Trinkwasser nicht überschreiten (DVGW 2001). Die Konzentration dieser Verbindungen im Trinkwasser ist in erster Linie vom Restgehalt an Huminstoffen im Reinwasser abhängig und demnach letztendlich von der Eliminierungsleistung bezüglich der NOM.

Den Wasserwerken stehen für die Überwachung der organischen Wasserinhaltsstoffe im Rohwasser sowie für die Kontrolle und Steuerung der Aufbereitung die in Tabelle 5.3 aufgeführten Parameter zur Verfügung. Zusätzlich sind die wichtigsten Auswirkungen auf die Qualität des Trinkwassers angegeben. Bei den Parametern DOC, SAK_{254} und Farbe handelt es sich um Routineparameter, die in der Regel im Roh- und im Reinwasser gemessen werden. Die Erfassung des biologisch abbaubare Anteils ist demgegenüber speziellen Verfahren vorbehalten (z.B. BDOC, AOC) und wird daher nicht im Routinebetrieb durchgeführt.

Tabelle 5.3.: Parameter zur Überwachung der Qualität von Roh- und Reinwasser hinsichtlich des Gehaltes an organischem Kohlenstoff

Parameter	Auswirkung
Summe aller gelösten organischen Substanzen (DOC)	Zehrung der Desinfektionsmittel, Desinfektionsnebenproduktbildung
Spektraler Absorptionskoeffizient SAK_{254}	Zehrung der Desinfektionsmittel, Desinfektionsnebenproduktbildung
Farbe SAK_{436}	Aussehen des Wassers
Biologisch abbaubarer DOC (BDOC)	biologische Stabilität im Verteilungsnetz

In den folgenden Abschnitten wird am Beispiel zweier deutscher und eines tschechischen Wasserwerkes erläutert, wie sich die erhöhten NOM-Einträge in die Trinkwasserspeicher auf die Qualität der Reinwässer auswirken und wie die Parameter für die Überwachung und Steuerung der Aufbereitung zu bewerten sind.

5.4.1. Trendbetrachtungen für die Rohwässer

Die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen der organischen Wasserinhaltsstoffe in ausgewählten Speichern konnte anhand der von Wasserwerken und der Landestalsperrenverwaltung Sachsen zur Verfügung gestellten externen Datensätzen mit statistischen Methoden hinsichtlich der Signifikanz ihres Trends geprüft werden.

Die Entwicklung der für den NOM-Gehalt der Wässer relevanten Parameter SAK_{254} , SAK_{436} (Farbgrad) und DOC ist in Abbildung 5.14 für den Zeitraum 1995 - 2004 für die Rohwässer abgebildet.

Exemplarisch wurden die SAK-Werte von Roh- und Reinwasser des Wasserwerkes I vom Zeitraum Januar 2001 März 2004 einer Trendanalyse unterzogen. Dazu wurde zunächst der Iterationstest nach WALLIS UND MOORE (vgl. SCHÖNWIESE 2000) durchgeführt, der im Ergebnis die Datenunabhängigkeit absicherte. Nach dem Trendtest nach COX UND STUART (vgl. SCHÖNWIESE 2000) handelte es sich bei beiden Datenreihen um einen signifikanten Trend mit positivem Anstieg.

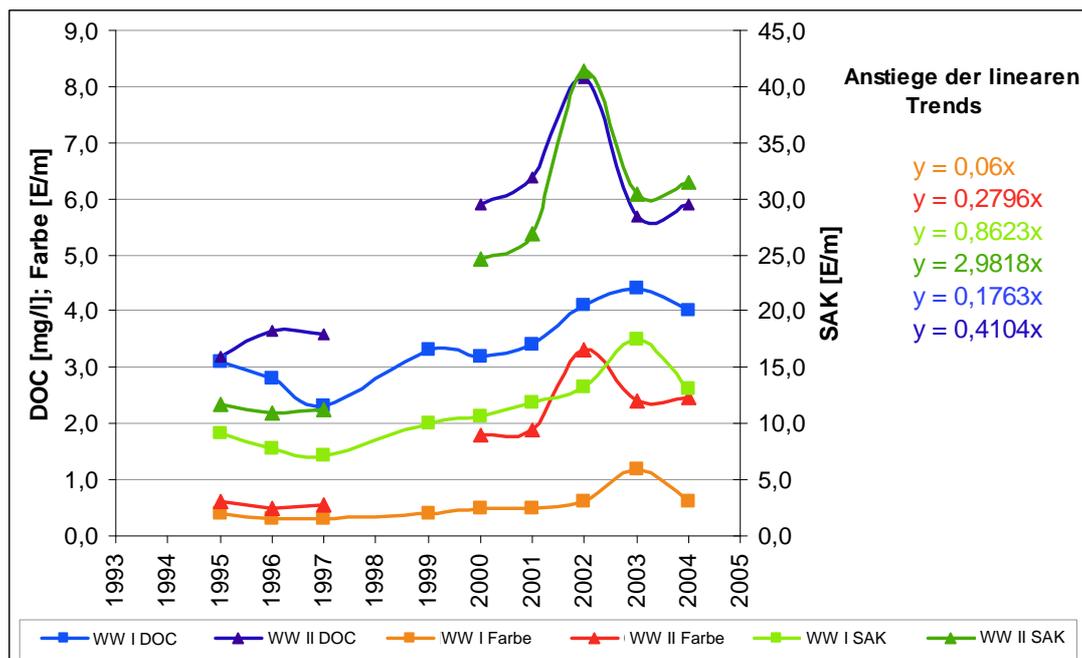


Abbildung 5.14.: Jahresmediane für die Parameter SAK₂₅₄, SAK₄₃₆ und DOC der Rohwässer der WW I und II von 1994 bzw. 1995 - 2004 und Anstieg der linearen Trends (nicht eingezeichnet). Datenquelle: Südsachsen Wasser GmbH

Bei beiden Rohwässern wurde im Zeitraum von 1995 bis 2004 anhand der Parameter SAK₂₅₄, SAK₄₃₆ und DOC ein Anstieg des NOM-Gehaltes festgestellt. Um die Diagramme miteinander vergleichen zu können, wurden jeweils die linearen Trendlinien und damit die jährlichen Anstiege ermittelt.

Aus Abbildung 5.14 ist ersichtlich, dass dieser Anstieg im Fall WW II zwei- bis viermal so hoch ist wie im WW I. Die DOC-Werte stiegen im Rohwasser I um durchschnittlich $0,18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und im ROW II sogar um $0,41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ an.

Mit Hilfe der zwischen 2002 und 2004 parallel zu den Standardverfahren durchgeführten gelchromatographischen Fraktionierung konnten Beziehungen zwischen den Parametern aufgedeckt werden, die es zulassen, anhand der routinemäßigen SAK- und DOC-Messungen die Entwicklung der Konzentration der einzelnen Huminstofffraktionen nachzuvollziehen. Detaillierte Angaben zum Algorithmus sind Kapitel 6.2 zu entnehmen.

Tabelle 5.4.: Aus dem OC/SAK -Verhältnis der Fraktionen ermittelte Faktoren (F) zur Berechnung hoch- und mittelmolekularer Huminstoffe (in $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) für die Rohwässer der Wasserwerke Muldenberg und Carlsfeld

	$F_{HSI} [\mu\text{g} \cdot \text{m} \cdot \text{L}^{-1}]$	$F_{HSII} [\mu\text{g} \cdot \text{m} \cdot \text{L}^{-1}]$
Rohwasser Muldenberg	129,12	52,74
Rohwasser Carlsfeld	122,45	44,30
Mittelwert Muldenberg und Carlsfeld	127,05	48,25

Mit Hilfe der in Tabelle 5.4 angegebenen Faktoren wurde die Entwicklung der hoch- und mittelmolekularen Huminstoffe während der vergangenen 10 Jahre berechnet. Abbildung

5.15 zeigt in mehreren Box-Plot-Diagrammen statistische Kennwerte dieser berechneten Datenreihen für die Rohwässer Muldenberg und Carlsfeld.

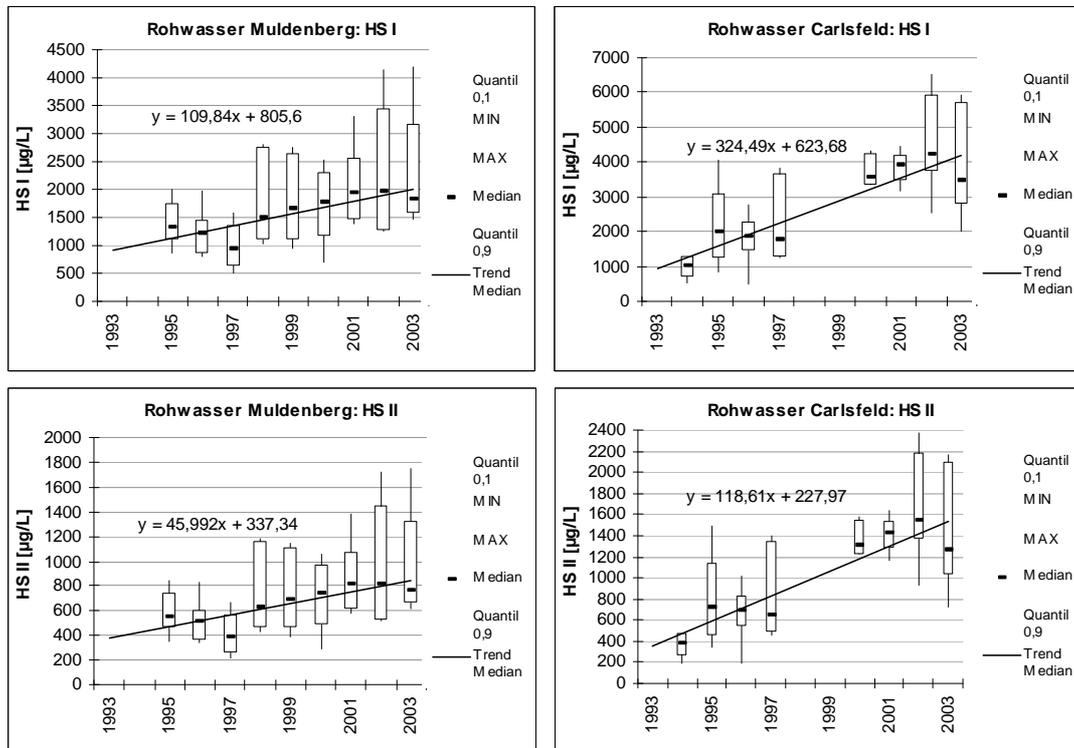


Abbildung 5.15.: Statistische Kennwerte der aus dem SAK₂₅₄ berechneten hoch- und mittelmolekularen Huminstoffkonzentrationen in den Rohwässern Muldenberg (links) und Carlsfeld (rechts). Zusätzlich Angabe der Regressionsgleichung des linearen Trends des Medians

Die in Abbildung 5.15 aufgezeigten Diagramme verdeutlichen den seit Beginn der Beobachtungsperiode bestehenden Trend des Anstieges beider Huminstofffraktionen. Wie schon aus Abbildung 5.14 hervorgeht, war im Carlsfelder Rohwasser dieser Anstieg größer als in Muldenberg. Eine zweite, sehr wichtige Erkenntnis war jedoch, dass bei Annahme eines linearen Trends die Konzentration an hochmolekularen Huminstoffen (Fraktion I) mit $0,11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (MUB) bzw. $0,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (CAF) deutlich schneller ansteigt als die der mittelmolekularen, die beim derzeitigen, linear angenommenen Trend jährlich in Muldenberg um $0,05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und in Carlsfeld um $0,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ zunimmt. Die Fortsetzung dieses Trends würde eine Verstärkung der Dominanz der hochmolekularen Huminstoffe insbesondere in Carlsfeld bedeuten.

5.4.2. Rohwasserentnahme

In vielen Trinkwasserspeichern besteht die Möglichkeit der Auswahl verschiedener Rohwasserentnahmetiefen. Diese Möglichkeit wird in der Regel bei Talsperrensanierungen erweitert, wie das Beispiel der stufenlos variierbaren Rohwasserentnahme in der Talsperre Carlsfeld zeigt. Dennoch ist die Optimierung der Rohwasserqualität mit Hilfe der Auswahl des Entnahmehorizontes beschränkt, da sowohl die Reichweite des schwenkbaren Entnahmerohres als auch sich gegenseitig ausschließende Qualitätsparameter innerhalb des Speichers Grenzen setzen.

Die Belastung des Rohwassers mit gelöstem organischem Kohlenstoff wäre aufgrund der in Kapitel 5.3 beschriebenen Prozesse während der Monate der Sommer- und eingeschränkt auch der Winterstagnation durch einen Wechsel des Entnahmehorizontes geringfügig zu minimieren gewesen. Insbesondere in den Monaten Mai bis August lagen im oberen Hypolimnion geringere DOC-Konzentrationen vor

In Tabelle 5.5 wird zusammengefasst, in welcher Tiefe zu den Beprobungstagen im Jahr 2003 das Rohwasser entnommen wurde (ROW_{real}), welche durch die Entnahmeverrichtung erreichbare Tiefe eine geringere Konzentration an hochmolekularen Huminstoffen aufwies ($ROW_{optimal}$) und welche Differenz sich zwischen dem realen und dem optimalen Entnahmehorizont für die wichtigsten Wassergüteparameter ergeben hätten (real - optimal).

Tabelle 5.5.: Differenz zwischen dem tatsächlichen Rohwasserentnahmehorizont (mNN) und einem bezüglich der Huminstoffkonzentration optimalen für ausgewählte Wassergüteparameter in Muldenberg im Jahr 2003

		ROW-entn.		HS I	Tb	O ₂	g-PO ₄	T	Fe _{ges}
		real	optimal	mg*L ⁻¹	FNU	mg*L ⁻¹	mg*L ⁻¹	°C	mg*L ⁻¹
Jan	07.01.03	702	702	0,000	0,0	0,0	0,000	0,0	0,00
Feb	04.02.03	698	702	0,000	0,2	-0,5	-0,001	0,2	-0,04
Mrz	03.04.03	698	698	0,000	0,0	0,0	0,000	0,0	0,00
Apr	02.04.03	698	702	0,141	-0,1	0,1	0,003	0,3	-0,02
Mai	28.04.03	698	702	0,015	0,2	0,2	0,002	-0,2	-0,002
Jun	03.06.03	698	702	0,201	-0,7	-0,8	0,005	-2,8	0,04
Jul	01.07.03	698	702	0,428	-0,1	-1,7	-	-5,8	0,06
Aug	05.08.03	698	702	0,298	0,5	-2,5	0,010	-4,6	0,07
Sep	01.09.03	698	698	0,000	0,0	0,0	0,000	0,0	0,00
Okt	15.10.03	698	698	0,000	0,0	0,0	0,000	0,0	0,00
Nov	04.11.03	698	698	0,000	0,0	0,0	0,000	0,0	0,00
Dez	03.12.03	698	702	0,051	0,0	0,0	0,010	0,1	0,04

Es wäre insbesondere in den Sommermonaten eine Verbesserung der Rohwasserqualität bezüglich hochmolekularer Huminstoffe (bis zu 0,4 mg*L⁻¹) durch einen Wechsel des Entnahmehorizontes möglich gewesen. Dies entspräche bei einer durchschnittlichen Rohwasserabgabe von 85 L*s⁻¹ etwa 3 kg*d⁻¹. Allerdings ist Tabelle 5.5 gleichfalls zu entnehmen, dass sich die Rohwasserqualität durch diese Verbesserung der organischen Belastung gleichzeitig bezüglich anderer Parameter verschlechtert hätte. Speziell im Juli wäre das Wasser aus dem höhergelegenen Horizont deutlich wärmer gewesen. In den anderen Monaten war neben der Temperatur die Trübung der ausschlaggebende Faktor bei der Bestimmung des Entnahmehorizontes.

Auch für die Talsperre Carlsfeld wurde für das Jahr 2003 festgestellt, dass der gewählte Entnahmehorizont nicht der mit der niedrigsten Huminstoffkonzentration war. Die höchsten Reduktionen hätten ebenfalls in den Monaten der Sommer- bzw. Winterstagnation erreicht werden können. Durch einen Wechsel der Entnahmehöhe hätte die Belastung des Rohwassers mit hochmolekularen Huminstoffen um bis zu 1,2 mg*L⁻¹ verringert werden können. Bei einer durchschnittlichen Rohwasserabgabe an das Wasserwerk von 105 L*s⁻¹ würde das einer Fracht von bis zu 11 kg*d⁻¹ entsprechen. In Tabelle 5.6 sind die an den Probenahmetagen realen und optimalen Rohwasserentnahmetiefen sowie deren Differenz für ausgewählte Wassergüteparameter zusammengestellt.

Tabelle 5.6.: Differenz zwischen dem tatsächlichen Rohwasserentnahmehorizont (mNN) und einem bezüglich der Huminstoffkonzentration optimalen für ausgewählte Wassergüteparameter in Carlsfeld im Jahr 2003

		ROW-entn.		HS I	Tb	O ₂	g-PO ₄	T	Fe _{ges}
		real	optimal	mg*L ⁻¹	FNU	mg*L ⁻¹	mg*L ⁻¹	°C	mg*L ⁻¹
Jan	20.01.03	896,0	890,0	0,4	0,0	1,6	-0,002	0,2	0,60
Feb	25.02.03	890,0	890,0	0,0	-	-	-	-	-
Mrz	19.03.03	890,0	893,0	0,3	0,0	0,0	-	0,2	-0,03
Apr	23.04.03	890,0	897,5	0,2	-0,1	0,1	-	-0,1	-
Mai	20.05.03	890,0	897,5	0,7	-0,6	1,7	-0,010	-4,4	0,22
Jun	23.06.03	890,0	893,0	1,2	0,2	0,0	0,040	-0,1	0,00
Jul	21.07.03	890,0	893,0	0,1	0,1	-0,1	0,004	-0,3	0,06
Aug	27.08.03	890,0	896,0	0,7	3,2	-1,8	-	-6,6	0,38
Sep	22.09.03	890,0	897,5	0,1	-0,4	-0,8	-	-0,7	0,13
Okt	20.10.03	890,0	890,0	0,0	-	-	-	-	-
Nov	17.11.03	890,0	890,0	0,0	-	-	-	-	-
Dez	15.12.03	890,0	900,5	0,4	0,0	-0,5	-	0,2	-0,13

Wie aus Tabelle 5.6 zu entnehmen ist, verhinderten insbesondere hohe Temperaturen und teilweise auch höhere Trübungswerte in den höheren Wasserschichten ein Ausweichen in Horizonte niedrigerer Huminstoffkonzentrationen. In den Wintermonaten war die Schichtung der Huminstoffe nicht so stark ausgeprägt, so dass die Rohwasserqualität nur bedingt hätte verbessert werden können.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Möglichkeiten, die Rohwasserqualität durch die Wahl des Entnahmehorizonts zu verbessern bzw. zu steuern im Fall der gelösten organischen Materie sehr begrenzt sind.

Rappbode-Talsperre

Im folgenden Abschnitt werden die an den Talsperren Muldenberg und Carlsfeld gewonnenen Erkenntnisse auf die Rappbode-Talsperre projiziert.

Die Rappbode-TS wird über den Oberflächenablauf der Vorsperren Rappbode und Hassel sowie über den oberflächennahen Ablauf der Überleitungssperre gespeist.

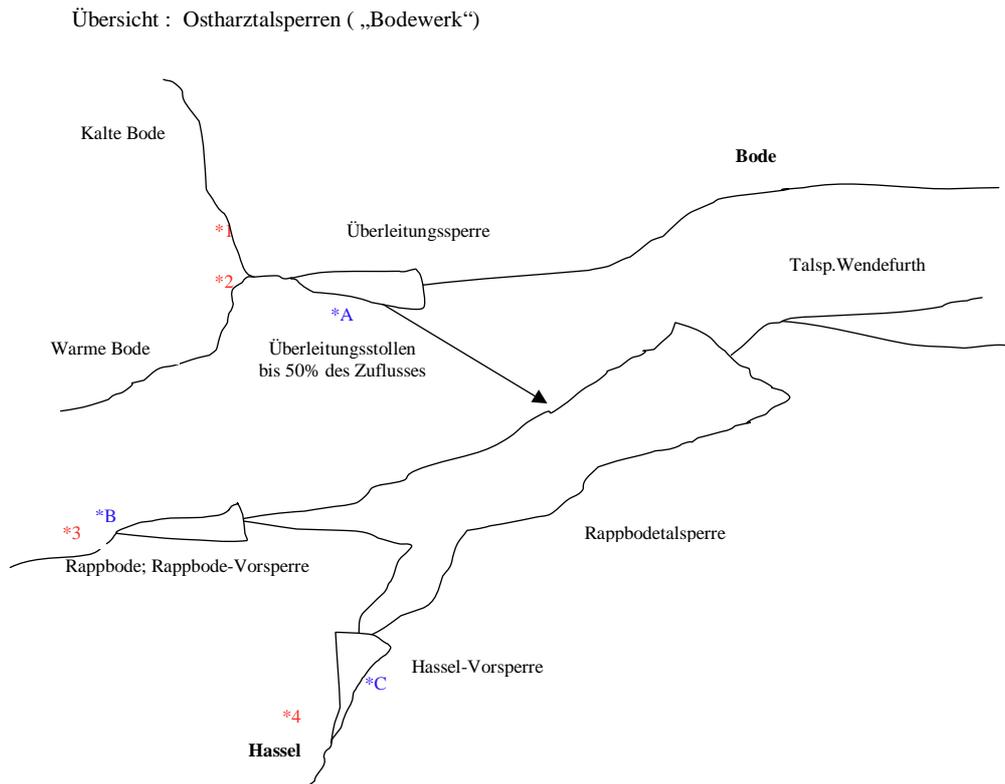


Abbildung 5.16.: Übersicht des Rappbode-Talsperrensystems

In Abbildung 5.16 sind die Probenahmestellen mit den Buchstaben A, B und C markiert.

In Abbildung 5.17 ist die Verteilung der einzelnen NOM-Fractionen im Tiefenprofil der Rappbode-TS dargestellt. Die Rohwasserentnahme für das WW Wienrode befindet sich in der Regel 20 bis 30 m über dem Grund der Sperre.

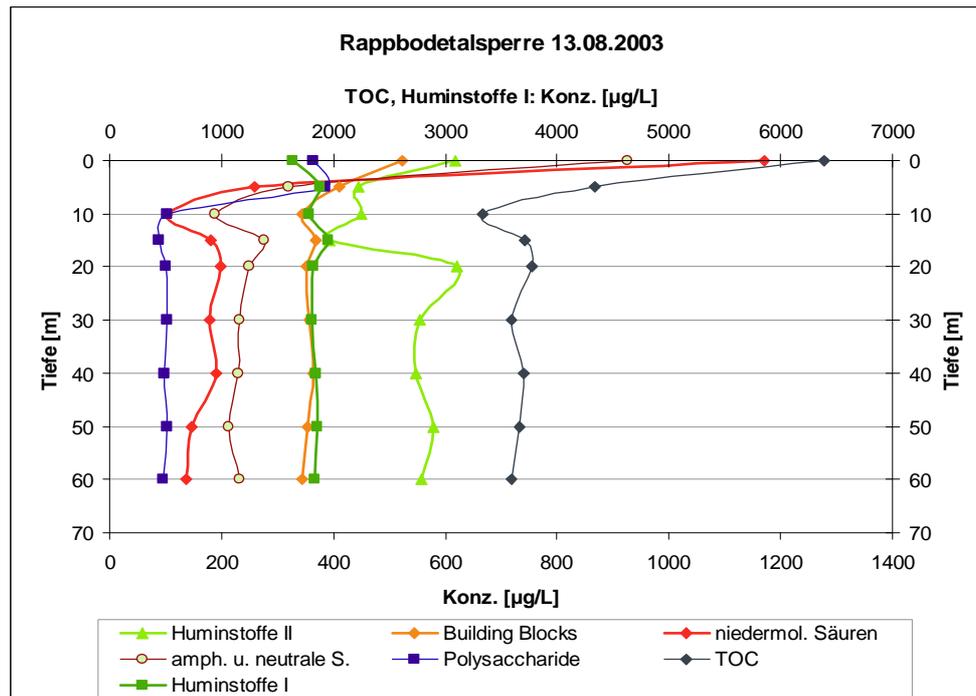


Abbildung 5.17.: NOM-Tiefenprofil der Rappbode-Talsperre

Die Beprobung der Rappbode-TS erfolgte im August des Jahres 2003. Zu dieser Zeit war die Sperre geschichtet. Im Epilimnion betrug die Temperatur 21 bis 22 °C. Im Hypolimnion wurden demgegenüber nur 5,2 bis 5,8 °C gemessen.

Die Ergebnisse in Abbildung 5.17 zeigen im Epilimnion deutlich erhöhte Konzentrationen an Huminsäure- und algenbürtigen Substanzen. Diese Konzentrationen sind eine Folge der aus den Vorsperren zugeführten oberflächennahen Wässer. Die natürliche Umwandlung bzw. der Abbau dieser Materie kann aus den unteren oberflächennahen Horizonten (bis 20 m Wassertiefe) anhand der erniedrigten Konzentrationen erkannt werden. Demgegenüber stellten sich in einer Tiefe von 20 bis 60 m besonders bei der dominierenden Huminstofffraktion I und den algenbürtigen Polysacchariden konstante Verhältnisse ein. Die gemessenen Schwankungen im Fall der niedermolekularen Huminstofffraktion II und den niedermolekularen Säuren sind vergleichsweise gering.

Die Ergebnisse lassen die folgenden Schlussfolgerung zu:

Während der **Sommerschichtung** des Speichers werden die Trinkwasserentnahmehorizonte durch erhöhte Einträge über die Vorsperren aufgrund der oberflächennahen Einschichtung des Wassers nicht beeinflusst.

Im Verlauf der **Herbstzirkulation** ist mit einer Einmischung der im Epilimnion angereicherten organischen Materie in den gesamten Wasserkörper zu rechnen. Für die Rohwasserentnahmehorizonte bedeutet das einen starken Verdünnungseffekt. Deutlich erhöhte SAK-Werte und DOC-Konzentrationen im Rohwasser sind nicht zu erwarten.

Im **Winter** schichten sich die oberflächennahen Zuflüsse der Vorsperren entsprechend der Temperatur ebenfalls an der Oberfläche der Rappbode-Talsperre ein. Sowohl eine zumindest teilweise Einschichtung in größere Tiefen, beispielsweise nach einem zwischenzeitlichen stark ausgeprägten Tauwetter, als auch die **Frühjahrszirkulation**, wird durch einen deutlich ausgeprägten Verdünnungseffekt abgepuffert.

Aus diesen Zusammenhängen ist zu schlussfolgern, dass merkliche Anstiege des DOC und des SAK₂₅₄ in Jahren mit durchschnittlichen Normaltemperaturen und Niederschlägen in

den Rohwasserentnahmehorizonten nicht zu erwarten sind. Im Fall von Starkregenereignissen haben die Erfahrungen des Augusthochwassers des Jahres 2003 in Sachsen gezeigt, dass dieser kurzzeitig stark erhöhte Zufluss von Oberflächenwasser das Hypolimnion selbst in weniger tiefen Sperren nicht beeinflusste.

Eine nachhaltige Erhöhung der Gehalte natürlicher organischer Materie im Wasser ist nur dann zu erwarten, wenn aus dem Einzugsgebiet permanent erhöhte bzw. ansteigende NOM-Einträge gemessen werden. Nach bisherigen Erkenntnissen ist dies bei Einzugsgebieten mit hohem Mooranteil der Fall. Aus Gründen der Überwachung und Vorsorge sollten daher die direkten Zuflüsse in die Vorsperren in ein regelmäßiges Überwachungsprogramm (SAK₂₅₄ und SAK₄₃₆, DOC) einbezogen werden.

5.4.3. Wasseraufbereitung

Eliminierung gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe (Differenzierung nach der Molekülgröße)

Der Einfluss steigender Gehalte organischer Materie im Rohwasser auf die Effizienz existierender Trinkwasseraufbereitungsanlagen wird im folgenden Abschnitt anhand einer Gegenüberstellung der DOC-Messungen sowie deren gelchromatographischen Fraktionierung mit den verfahrenstechnischen Parametern der Wasserwerke I und II dargelegt. Zur Auswertung stehen die Daten der Periode vom Januar 2002 bis April 2004. In diese Zeit fiel das Augusthochwasser des Jahres 2002, wodurch die Möglichkeit bestand, die Auswirkungen vergleichsweise sehr hoher NOM-Konzentrationen im Rohwasser auf die Leistung der Aufbereitung zu verfolgen. Dabei liegt das Ziel der Betrachtung nicht in der vergleichenden Bewertung beider Wasserwerke, sondern vielmehr darin, aus dem Verhalten einzelner NOM-Fraktionen im Verlauf der Aufbereitung den Einfluss der steigenden NOM-Gehalte im Rohwasser auf den Prozess der Trinkwasseraufbereitung anhand praxisrelevanter Daten zu diskutieren. Informationen zu den Aufbereitungstechnologien beider Wasserwerke sind Kapitel 3.2 zu entnehmen.

In Abbildung 5.18 wird mit Hilfe von Histogrammen einleitend eine Gegenüberstellung der Eliminierungsleistungen der Wasserwerke I und II bezüglich des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC-Werte) vorgenommen.

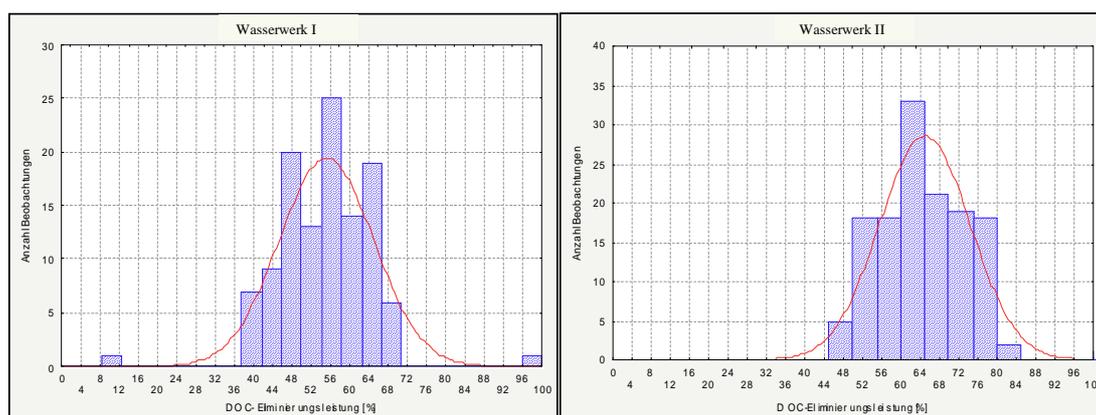


Abbildung 5.18.: Häufigkeitsverteilung der erreichten Eliminierungsleistungen bezüglich des DOC in den Wasserwerken I (n = 115) und II (n = 134)

Im Wasserwerk I wurden in etwa 80 % der Fälle Eliminierungsleistungen zwischen 48 % und 65 % erreicht. Der Modus lag mit 22 % des Stichprobenumfangs bei einer Eliminierungslei-

stung von 56 %. Demgegenüber wurde im WW II in 25 % der Fälle eine Eliminierungsleistung von 63 % und somit hier durchschnittlich die höheren DOC-Eliminierungsleistungen erzielt.

Die Eliminierungsleistung in den Wasserwerken ist von verschiedenen Ausgangs- und verfahrenstechnischen Faktoren abhängig. Den größten Einfluss auf die Entfernungsrates des DOC bzw. seiner Fraktionen haben hierbei nachweislich die Qualität des Rohwassers und die Dosis des zugegebenen Flockungsmittels (Polyaluminiumchlorid, vgl. Kap. 3.2). Insbesondere in der Zeit erhöhter NOM-Belastung der Rohwässer als Folge des Hochwassers versuchten die Wasserwerke, den Wirkungsgrad der Aufbereitung durch die Erhöhung der Flockungsmitteldosis zu steigern.

Die dreidimensionale Darstellung in den Abbildungen 5.19 bis 5.26 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen der Konzentration der organischen Wasserinhaltsstoffe, der Flockungsmitteldosis und der Eliminierungsleistung. Bei dieser Darstellung ist zu beachten, dass die Achseneinteilung jeweils der Situation in den Wasserwerken angepasst wurde.

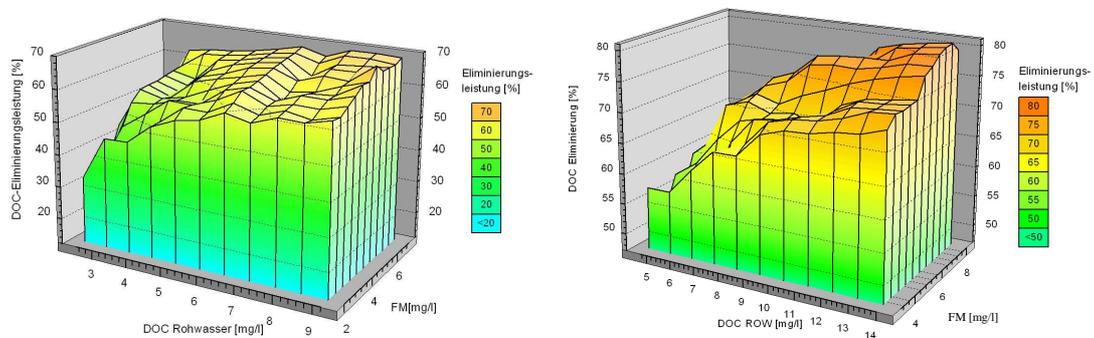


Abbildung 5.19.: Abhängigkeit der DOC-Eliminierungsleistung von der DOC-Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)

Die Gegenüberstellung der Rohwasserkonzentration, der Flockungsmitteldosis und der Eliminierungsleistung macht deutlich, dass sich letztere sowohl mit steigender DOC-Konzentration im Rohwasser und gleichbleibender Flockungsmittelkonzentration als auch mit steigender Flockungsmitteldosis bei gleichbleibender DOC-Konzentration im Rohwasser erhöht. Der höchste Leistungsanstieg war demnach bei gleichzeitigem Anstieg der Ausgangskonzentration und der Flockungsmitteldosis zu beobachten.

Ungeachtet dessen zeigt der Verlauf der Eliminierung mit steigender Flockungsmitteldosis (insbesondere bei hohen DOC-Konzentrationen), dass das Eliminierungspotential unter den praktizierten Bedingungen ab einer bestimmten Dosis ausgeschöpft und die Leistung trotz weiterhin steigender Flockungsmitteldosis wieder leicht sank. Dieser „Wendepunkt“ lag unter den gegebenen Bedingungen im Wasserwerk I bei einer Flockungsmitteldosis von $5,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bei einem DOC von $9,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und im WW II bei einer Zugabe von $7,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bei einer DOC-Konzentration von $14,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Die Eliminierungsleistungen der einzelnen Fraktionen des DOC sind in Abbildung 5.20 zusammenfassend dargestellt. In dieser Darstellung werden die variablen Faktoren der Aufbereitung zunächst nicht berücksichtigt.

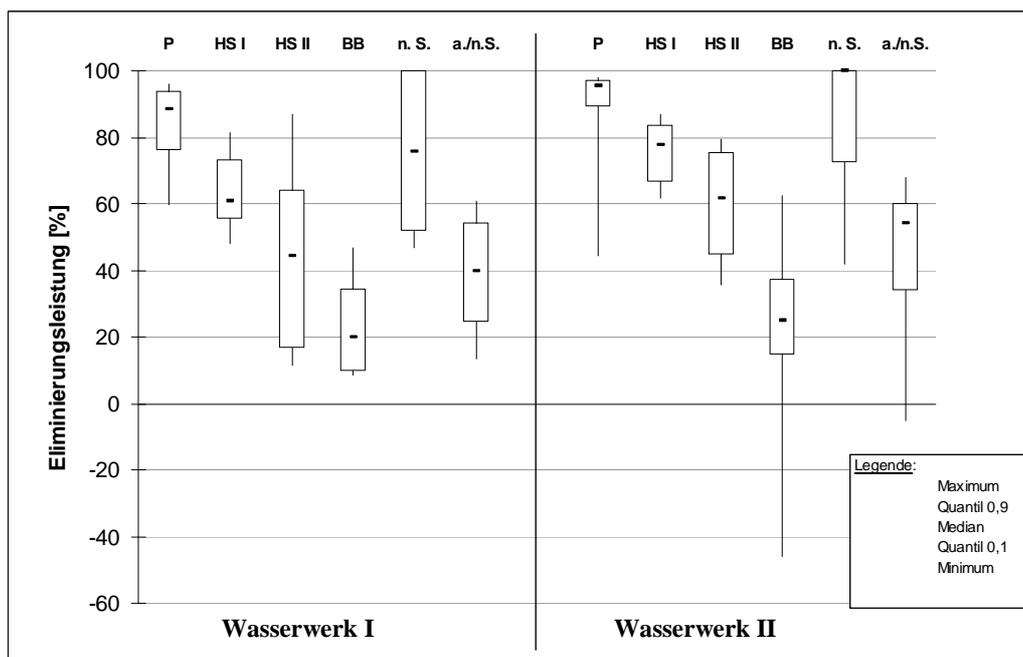


Abbildung 5.20.: Statistische Kennwerte der Eliminierungsleistung der Wasserwerke I und II für die Fraktionen P, HS I, HS II, BB, nS und a/nS (Angaben in %; $n_I = 26$, $n_{II} = 22$)

Bezüglich der Fraktionen des DOC wurden für beide Wasserwerke starke Schwankungen in der Eliminierungsleistung festgestellt. Dabei war die Schwankungsbreite insbesondere für die Huminstofffraktionen im Wasserwerk I größer als die im Wasserwerk II.

Die höchsten und konstantesten Eliminierungsleistungen konnten trotz schwankender Rohwasserqualität und wechselnden Aufbereitungsbedingungen im Fall der höhermolekularen Fraktionen erzielt werden. Mit der Abnahme der Molekülgröße sank die Eliminierungsleistung bei gleichzeitigem Anstieg der Schwankungsbreite der erzielten Effizienz.

So wurde die Fraktion der Polysaccharide in beiden Wasserwerken am besten entfernt. Die mittlere Eliminierungsleistung der hochmolekularen Huminstofffraktion I lag im WW I bei 61 % und im Wasserwerk II bei 78 %. Mit einer deutlich geringeren durchschnittlichen Effizienz, 44 % für WW I und 61 % für WW II, wurde die Huminstofffraktion II entfernt.

Die bei beiden Wasserwerken am schlechtesten eliminierbare Fraktion war die der Building Blocks. Nur etwa ein Viertel bzw. ein Fünftel der im Rohwasser vorliegenden Konzentration konnten im Mittel entfernt werden. Auffällig war, dass im WW II während des Aufbereitungsprozesses teilweise Bildungsvorgänge von Building Blocks stattfanden. Dabei wurde von dieser Fraktion jeweils mehr gebildet als entfernt, so dass für die Eliminierungsleistung negative Werte berechnet wurden. Eine Theorie zur Klärung dieser Bildungsvorgänge ist die Zerstörung hochmolekularer Huminstoffe durch die chemische und mechanische Belastung bei der Flockung und der Filtration, wobei Building Blocks und/oder niedermolekulare Säuren entstehen. Dieser Erklärungsansatz ist jedoch rein hypothetisch und durch keine detaillierten Untersuchungen gesichert.

Niedermolekulare Säuren wurden teilweise vollständig eliminiert. Allerdings ist die Effektivität der Entfernung durch den Trinkwasseraufbereitungsprozess schwer abzuschätzen, da die Reduktion dieser Substanzen sehr wesentlich durch biologische Abbauprozesse verursacht wird.

Im Fall der amphiphilen und neutralen Substanzen waren die Konzentrationen im Rein-

wasser vor Desinfektion teilweise höher als im Rohwasser. Die Ursachen für diese Prozesse sind ungewiss. Möglicherweise könnten durch mikrobielle Aktivitäten innerhalb der Biofilme der Filter Stoffwechselprodukte entstehen, die zu diesen Stoffgruppen gehören.

Ein Vergleich mit dem Wasserwerk Meziboří in Tschechien bietet sich trotz unterschiedlicher technischer Voraussetzungen, dafür jedoch ähnlichen Bedingungen der Rohwasserqualität an (vgl. Kap. 3.2 und 4.1.4). Insgesamt lag die Reinigungsleistung der einzelnen Fraktionen im Wasserwerke Meziboří auf einem mit den deutschen Wasserwerken vergleichbaren Niveau. (Abb. 5.21). Aus der Darstellung wird wiederum die sinkende Eliminierungsleistung mit abnehmender durchschnittlicher Molekülgröße der organischen Wasserinhaltsstoffe deutlich.

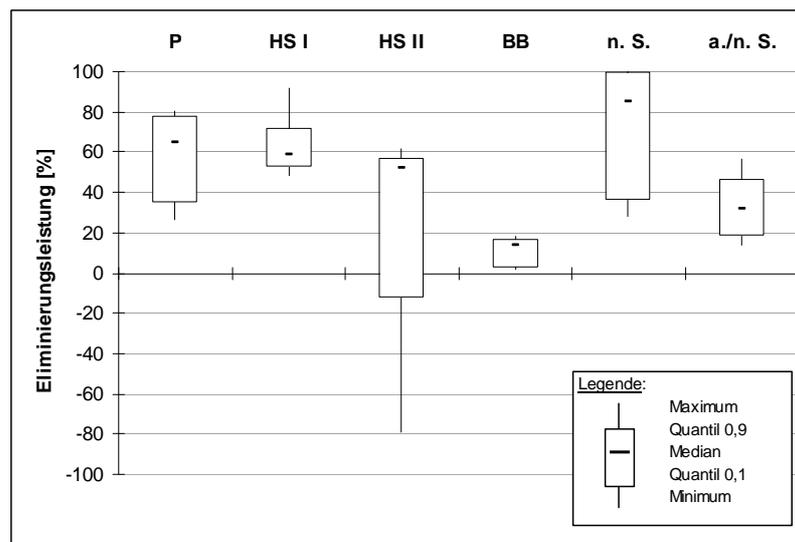


Abbildung 5.21.: Statistische Kennwerte der Eliminierungsleistung des Wasserwerkes Meziboří für die Fraktionen HS I, HS II, BB, nS, a/nS und P (Angaben in %, n = 9)

Mit im Mittel 65 % wurden die besten Entfernungsleistungen bei der Fraktion der Polysaccharide erreicht. Die Huminstofffraktion I wurde im Mittel zu 60 % und die Fraktion II zu 53 % entfernt. Die Building Blocks wurden in allen untersuchten Fällen mit < 20 % am schlechtesten eliminiert.

Konkrete Aussagen zu den Fraktionen der niedermolekularen Säuren und der amphiphilen und neutralen Substanzen sind auch hier aufgrund der hohen Abbaudynamik bzw. bestehenden Unklarheiten bezüglich der Substanzgruppen nicht möglich.

Wie schon bei der Betrachtung des Summenparameters DOC erwähnt, hängt auch die Entfernung der einzelnen DOC-Fraktionen sowohl von der Ausgangskonzentration im Rohwasser als auch der Flockungsmitteldosis ab. Aus diesem Grund sind in den folgenden Darstellungen die Flockungsmitteldosen mit in die Auswertung der Ergebnisse einbezogen.

Die Abbildungen 5.22 bis 5.26 zeigen für die Wasserwerke I (links) und II (rechts) die Entwicklung der Eliminierungsleistung der einzelnen Fraktionen in Abhängigkeit von deren Ausgangskonzentration im Rohwasser und der eingesetzten Flockungsmitteldosis. Die Daten beziehen sich auf den Zeitraum Januar 2002 (WW I) bzw. April 2002 (WW II) Juli 2003. Auch im Fall dieser Darstellung wurde die Achseneinteilung jeweils der Situation in den Wasserwerken angepasst.

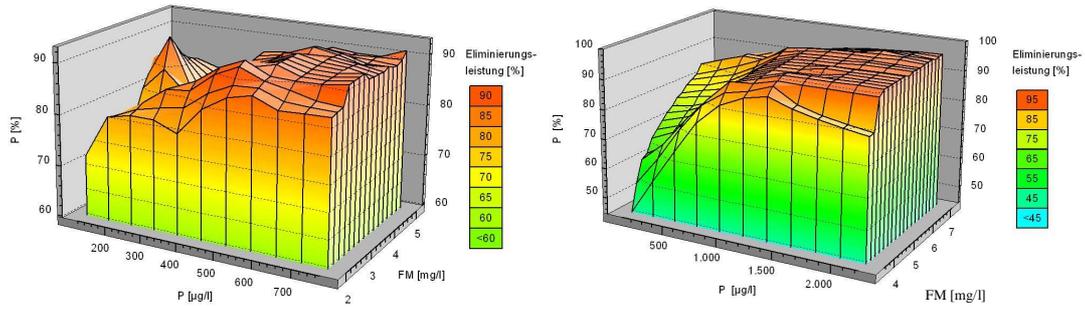


Abbildung 5.22.: Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der Polysaccharide von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)

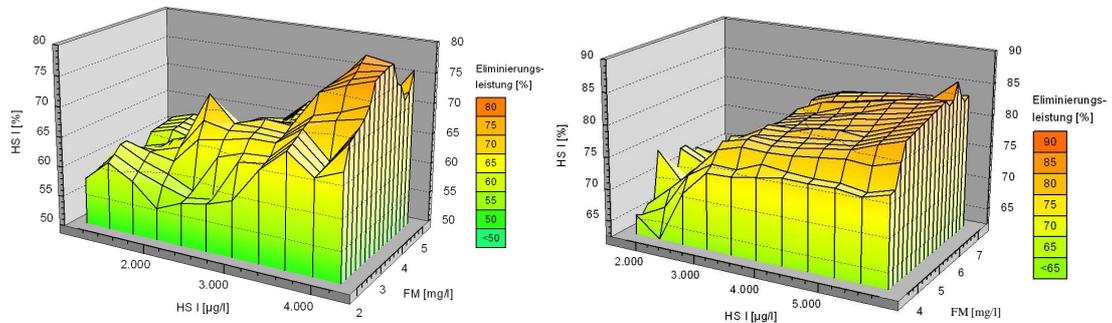


Abbildung 5.23.: Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der hochmolekularen Huminstoffe von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)

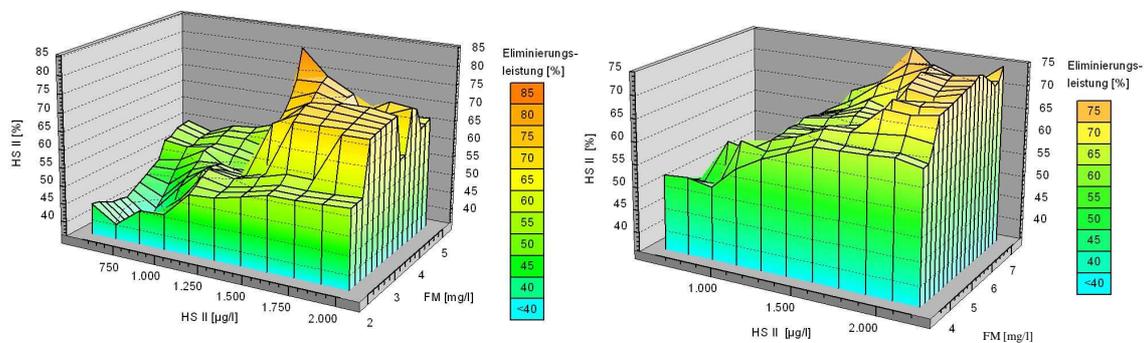


Abbildung 5.24.: Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der mittelmolekularen Huminstoffe von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)

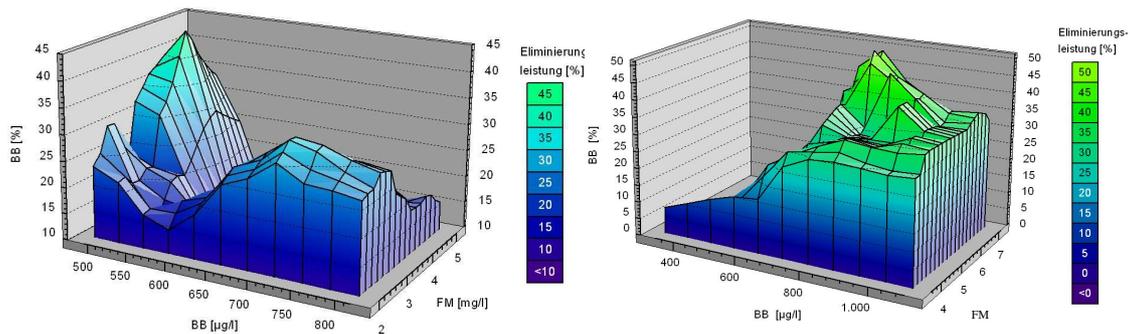


Abbildung 5.25.: Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der Building Blocks von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)

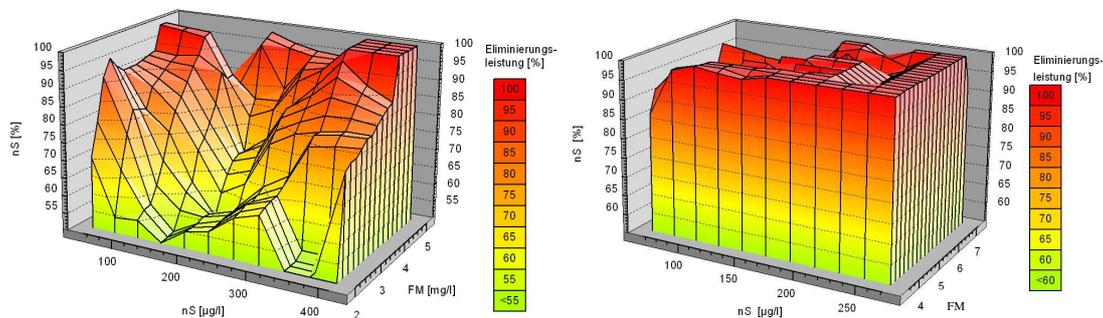


Abbildung 5.26.: Abhängigkeit der Eliminierungsleistung bezüglich der niedermolekularen Säuren von der Konzentration im Rohwasser und der Flockungsmitteldosierung im Wasserwerk I (links) und II (rechts)

Die Konzentration an Polysacchariden im Rohwasser bewegte sich im Untersuchungszeitraum in Bereichen von $0,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bis $0,77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in Muldenberg und $0,11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ bis $2,23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ im WW II. Diese Fraktion wurde in beiden Wasserwerken mit einem Wirkungsgrad bis zu über 90 % stets gut entfernt, wobei diese hohe Effizienz auch schon bei vergleichsweise niedrigen Flockungsmitteldosen (3 bzw. $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ PAC) erreicht wurde (vgl. Abb. 5.22). Mit steigender Konzentration der Polysaccharide wurde der Wirkungsgrad deutlich verbessert. Für die Mehrzahl der Messungen wurde eine sehr hohe bis maximale Eliminierungsleistung nachgewiesen. Daraus ist zu schließen, dass bezüglich dieser Stoffgruppe optimale Bedingungen für eine weitestgehende Eliminierung im Verlauf der praktizierten Aufbereitung vorlagen.

Die Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe (Fraktion I) im Rohwasser lag während der Untersuchungen in WW I zwischen $1,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $4,24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und in WW II zwischen $2,22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ und $5,91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Der Darstellung in Abbildung 5.23 ist zu entnehmen, dass hochmolekulare Huminstoffe am effektivsten bei hohen Ausgangskonzentrationen und mittleren Flockungsmitteldosen zu entfernen waren. Dabei ist das schon beim DOC beschriebene Phänomen zu beobachten, dass bei maximaler Ausgangskonzentration im Rohwasser und steigenden Flockungsmitteldosen die Effektivität der Eliminierung bis zu einem Schwellenwert ansteigt, um dann wieder abzusinken. Im Wasserwerk I wurde dieser Abfall ab einer Flockungsmitteldosis von etwa $4,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, in WW II in abgeschwächter Form ab etwa $6,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ PAC registriert.

Im Fall der mittelmolekularen Huminstoffe (Fraktion HS II; Konzentrationsbereich im

ROW: WW I $0,56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ - $2,02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ bzw. WW II $0,63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ und $2,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ergibt sich ein ähnliches Bild mit allerdings dem signifikanten Unterschied, dass die höchste Eliminierungsleistung bereits bei mittleren Ausgangskonzentrationen und hohen Flockungsmitteldosen erreicht wurde (Abbildung 5.23). Mit weiterhin steigenden Ausgangskonzentrationen nahm die Entfernungsleistung insbesondere im Wasserwerk I ab.

Die Fraktion der Building Blocks (ROW WW I: $0,49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ - $0,82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; ROW WW II: $0,34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ - $1,10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) gehörte im Betrachtungszeitraum zu den am schlechtesten entfernbaren Fraktionen. Wie Abbildung 5.24 zeigt, war die bei den anderen Fraktionen beschriebene Verbesserung der Eliminierbarkeit mit zunehmender Ausgangskonzentration und Flockungsmitteldosis lediglich in WW II feststellbar. Die beste Entfernungsleistung wurde hier bei mittleren Building-Block-Konzentrationen im Rohwasser von ca. $0,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ und höchsten PAC-Dosen von $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ erzielt und lag mit etwa 50 % im Vergleich zu den anderen Fraktionen sehr niedrig (vgl. Abb. 5.15). Bei weiterhin steigenden Ausgangskonzentrationen nahm die Eliminierungsleistung kontinuierlich ab. Im Wasserwerk I wurden Building Blocks am effektivsten bei niedrigsten Ausgangswerten und höchsten Flockungsmitteldosen entfernt. Mit steigender Konzentration der Fraktion im Rohwasser sowie des Flockungsmittels sank die Eliminierungsleistung teilweise auf 0 % ab, um bei hohen Ausgangskonzentrationen und niedrigen Flockungsmitteldosen wieder auf mittlere Werte von etwa 25 % anzusteigen.

Wie Abbildung 5.25 veranschaulicht, zeigte auch die Fraktion der niedermolekularen Säuren im Wasseraufbereitungsprozess ein indifferentes Verhalten. Im Wasserwerk I konnte die Fraktion bei höchster Flockungsmitteldosis z.T. zu 100 % entfernt werden. Bei niedrigster Dosis trat das Minimum der Eliminierungsleistung auf. Im Wasserwerk II wurde die Stoffgruppe sowohl bei höchsten Ausgangskonzentrationen als auch bei niedrigsten Flockungsmitteldosen nahezu vollständig entfernt. Auch in anderen Fällen lag die Eliminierungsleistung dieser Fraktion auf sehr hohem Niveau. Im Gegensatz zu den Polysacchariden und Huminstofffraktionen ist bei den niedermolekularen Säuren einschränkend zu bemerken, dass ihr Gehalt sowohl im Rohwasser als auch im Verlauf der Wasseraufbereitung infolge ihrer hohen Bioverfügbarkeit stärkeren Schwankungen unterliegen kann (vgl. auch Kapitel 4.3.4).

Die Darstellungen in den Abbildungen bestätigen insbesondere eine gesteigerten Eliminierungsleistung im Fall einer hohen Ausgangskonzentration und einer Erhöhung der Flockungsmitteldosis für die hochmolekularen Fraktionen der NOM, d.h. insbesondere für die dominierende Huminstofffraktion I. Mit abnehmender Molekülgröße gilt diese Regel nicht mehr so dass es zu erheblichen Abweichungen und Schwankungen bei der Eliminierungsleistung kommt.

Eliminierung des BDOC

Die Entfernung der biologisch abbaubaren Anteile des DOC im Wasseraufbereitungsprozess ist maßgeblich für die Sicherung der mikrobiellen Stabilität im Verteilungsnetz verantwortlich. Bei stark schwankenden Konzentrationen im Rohwasser kann nur eine optimale Eliminierungsleistung bezüglich der biologisch abbaubaren Fraktionen eine gleichbleibende Reinwasserqualität garantieren.

Die Auswertung der Messdaten zeigte jedoch, dass die Entfernung des BDOC im Prozess der Trinkwasseraufbereitung zeitlichen Schwankungen unterlag und sich im Vergleich der untersuchten Wasserwerke unterschied. Abbildung 5.27 veranschaulicht statistische Kennwerte der Eliminierungsleistung des BDOC in den Wasserwerken I und II.

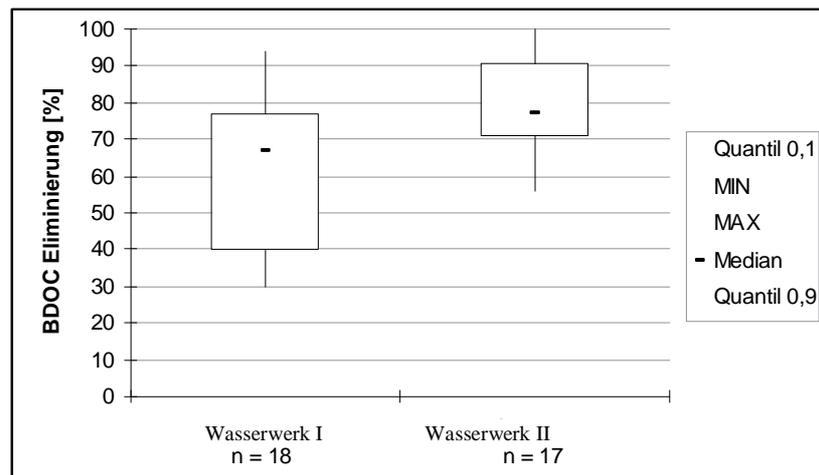


Abbildung 5.27.: Statistische Kennwerte zur Eliminierungsleistung bezüglich des BDOC in den Wasserwerken I und II

Die Effizienz der BDOC-Entfernung lag mit im Mittel 67 % in WW I niedriger als in WW II (77 %). In 80 % der Messungen lag die Eliminierungsleistung in WW I zwischen 40 % und 77 % und schwankte damit in einem größeren Bereich als in WW II, wo der BDOC in 80 % der Fälle zwischen 71 % und 91 % entfernt werden konnte.

Die Datenauswertung ergab, dass insbesondere im Wasserwerk II eine positive lineare Beziehung ($R^2 = 0,55$) zwischen der Konzentration des BDOC im Rohwasser und der BDOC-Eliminierungsleistung besteht. In WW I war diese Abhängigkeit schwächer ausgeprägt ($R^2 = 0,40$). Daraus ist zu schlussfolgern, dass die Entfernung des BDOC bei hohen Ausgangskonzentrationen effektiver betrieben werden kann. Im Umkehrschluss wurde für beide Wasserwerke zwischen der BDOC-Konzentration im Reinwasser und der Eliminierungsleistung jeweils gute lineare Korrelationen ($R^2_{WWI} = 0,67$; $R^2_{WWII} = 0,64$) mit negativem Anstieg der Regressionsgleichung berechnet, so dass davon ausgegangen werden kann, dass höhere Eliminierungsleistungen eindeutig niedrigere BDOC-Werte im Reinwasser zur Folge haben.

Einfluss der Aromatizität auf die Eliminierungsleistung

Die Schwankungen der Entfernungsleistung für die einzelnen Fraktionen kann für die Wasserwerke im Hinblick auf den Erhalt der Reinwasserqualität ein Problem darstellen. Unterschiede in der Eliminierbarkeit wurden offensichtlich durch die Molekülgröße der Stoffgruppen verursacht (vgl. Abb. 5.20) Des weiteren können chemische Eigenschaften der Stoffverbindungen wie die Aromatizität für die Varianz der Streubreite verantwortlich sein. Zu diesem Zweck wurden die Beziehungen zwischen den Eliminierungsleistungen und den SAK/OC-Fraktions-Koeffizienten als ein Maß für die Aromatizität der Stoffgruppen untersucht.

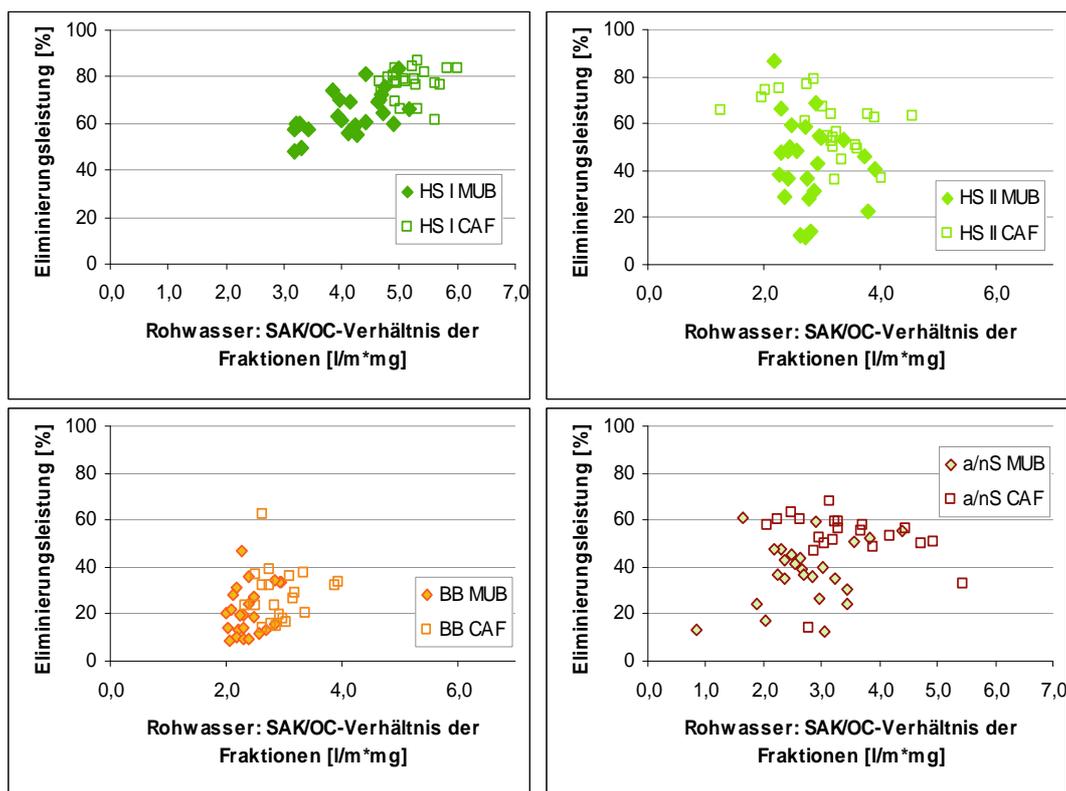


Abbildung 5.28.: Abhängigkeit der Eliminierungsleistung vom SAK/OC- Verhältnis der UV-aktiven DOC- Fractionen

Wie die Streudiagramme (Abb. 5.28) verdeutlichen, besteht im Fall der hochmolekularen Huminstofffraktion HS I ist eine vergleichsweise gute Abhängigkeit zwischen dem Wirkungsgrad der Entfernung dieser Stoffe und dem SAK/OC-Verhältnis. Dies bedeutet, dass bei der höhermolekularen Fraktion mit zunehmender Aromatizität höhere Eliminierungsleistungen zu erwarten sind.

Demgegenüber sind im Fall der mittelmolekularen NOM-Anteile keine klaren Aussagen abzuleiten. Die Streuung der Werte ist so stark, dass in dieser Frage ein hohes Maß an Unberechenbarkeit für die Wasserversorgungsunternehmen in Bezug auf die Eliminierung der NOM entsteht. Die Ursachen für diese Effekte sind bisher nicht zu deuten und müssen in nachfolgenden Arbeiten systematisch betrachtet und analysiert werden.

Als Ergebnis dieser Betrachtungen ist zu schlussfolgern, dass aus dem SAK₂₅₄ mit hinreichender Genauigkeit nur auf die hochmolekulare Huminstofffraktion I geschlossen werden kann. Nur für diese Fraktion wurde mit steigendem SAK eine direkte Proportionalität für die Eliminierung ermittelt. Eine vergleichbare Korrelation mit der mittelmolekularen Huminstofffraktion oder Building Blocks besteht demgegenüber nicht.

Einfluss der Aufbereitung auf den Farbgrad

In Abbildung 5.29 wird der Beitrag der einzelnen Huminstofffraktionen zur Farbe des Wassers (SAK₄₃₆) im Zusammenhang mit der zu erwartende Eliminierung des Farbgrades diskutiert. In der Darstellung sind die Farbe (SAK₄₃₆) in Abhängigkeit zum SAK₂₅₄ der Huminstofffraktion I und II dargestellt. Zu diesem Zweck wurden repräsentative Wässer der Zuflüsse, Rohwässern der Talsperren Muldenberg und Carlsfeld sowie Reinwässer beider Wasserwerke ausgewählt.

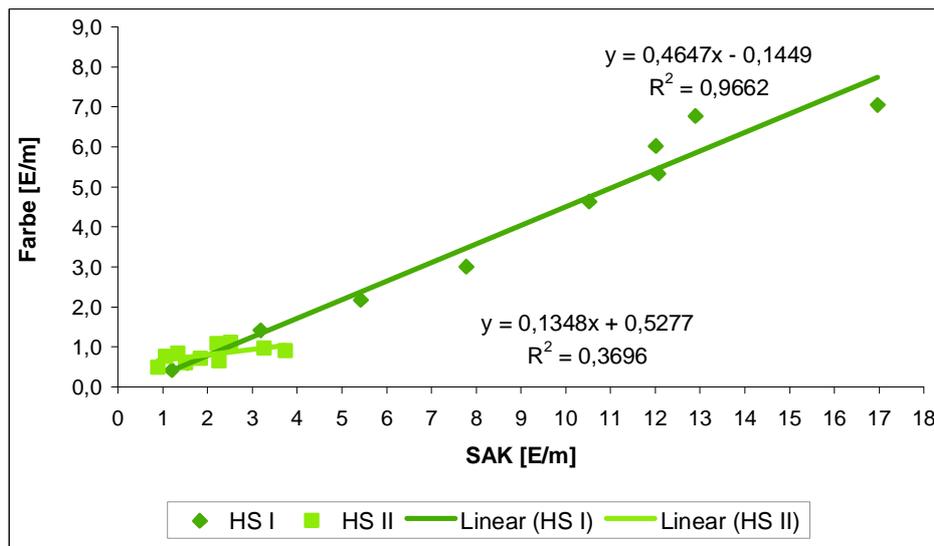


Abbildung 5.29.: Linearer Zusammenhang zwischen dem SAK_{254} und dem SAK_{436} für die Fraktionen der hochmolekularen Huminstoffe (HS I) und der mittelmolekularen Huminstoffe (HS II); Auswahl repräsentativer unterschiedlich belasteter Wässer

Die Darstellung zeigt für die Huminstofffraktion I eine gute Korrelation ($R^2 = 0,966$) zwischen dem SAK_{254} und SAK_{436} . Im Gegensatz dazu liegt der Korrelationskoeffizient für die Fraktion II nur bei $R^2 = 0,369$. Bemerkenswert ist, dass der Anteil der Fraktion I an der Farbe 3 - 4 mal höher ist als der der Fraktion II. Somit wird die Farbe des Wassers vornehmlich mit der Fraktion I entfernt. Die hohe Streubreite bei der Eliminierung der Fraktion II birgt somit kein unkalkulierbares Risiko für die Effizienz bei der Eliminierung der durch huminstoffbürtige Substanzen erzeugten Färbung des Wassers.

Aus messtechnischen Gründen war eine vergleichbare Auswertung für die Building Blocks nicht möglich. Es kann jedoch abgeschätzt werden, dass der Farbgrad dieser Fraktion noch unter dem der Huminstofffraktion II liegt.

Aussagefähigkeit von DOC, SAK_{254} und Farbe zur Steuerung und Überwachung der Aufbereitung

In diesem Abschnitt werden die in der Regel von den Wasserwerken gemessenen Parameter zur organischen Wasserbelastung nach ihrer Aussagefähigkeit für die Kontrolle, Steuerung und Optimierung aufbereitungstechnischer Maßnahmen unter den Bedingungen einer steigenden Belastung des Rohwassers bewertet. Die Aussagen basieren auf der Eliminierungsleistung der einzelnen NOM-Fraktionen, empirisch gefundenen Korrelationen zwischen diesen Fraktionen und den spektralen Eigenschaften SAK_{254} und Farbe sowie der Ermittlung des Anteils der biologisch abbaubaren Stoffe am DOC (BDOC)

Danach ist der DOC besonders für die Überwachung der Eliminierung der algenbürtigen Polysaccharide und der hochmolekularen Huminstoffe geeignet. Eine Optimierung der Aufbereitung hinsichtlich dieser Fraktionen kann über die Eliminierungsleistung des DOC überwacht und gesteuert werden. Eine gezielte Verbesserung der Eliminierungsleistung ist mit Hilfe der Optimierung der Flockung möglich.

Die algenbürtigen Polysaccharide sind über den SAK_{254} und die Farbe nicht zu erfassen. Demgegenüber besteht für die Farbe und insbesondere für den SAK_{254} eine gute Korrelation zur hochmolekularen Huminstofffraktion HS I. **Über die Reduzierung des SAK_{254}**

und SAK₄₃₆ kann die Entfernung der hochmolekularen Huminstoffanteile erkannt und gesteuert werden. Eine gezielte Verbesserung deren Eliminierung ist über die Optimierung des Flockungsprozesses möglich.

Die Korrelation des SAK₂₅₄ mit der mittelmolekularen Fraktion bzw. den Building Blocks ist demgegenüber nicht hinreichend genau, um die Kontroll- und Überwachungsfunktion hinsichtlich ihrer Eliminierung zu übernehmen. Diese Funktion ist nur mit Hilfe der kombinierten Erfassung von SAK₂₅₄ und DOC zu erfüllen. Nach bisherigem Kenntnisstand sollte eine Verbesserung der Eliminierungsleistung dieser Fraktionen ebenso über eine gezielte Optimierung des Flockungsprozesses erreicht werden.

Dies erfordert von den Wasserversorgungsunternehmen die Einleitung gezielter Maßnahmen. In deren Ergebnis muss eine zeitnahe und möglichst exakte Information in Bezug auf die Eliminierungsleistungen der einzelnen NOM-Fraktionen einschließlich ihrer biologisch abbaubaren Anteile verfügbar sein.

Aus diesem Grund wurde auf der Basis empirisch gefundener Korrelationen zwischen dem SAK₂₅₄, dem DOC und dem BDOC auf der einen Seite und den einzelnen Fraktionen der NOM andererseits ein Algorithmus zur Berechnung der Eliminierungsleistungen der für die Trinkwasseraufbereitung relevanten Fraktionen entwickelt.

Für diesen Algorithmus wurde zur Anwendung in den Wasserversorgungsunternehmen ein Modell entwickelt, dessen Grundstrukturen in Kapitel 6.2 näher erläutert werden.

6. Modellierung von NOM-Einträgen

6.1. Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer

Zu Beginn dieses Kapitels sei noch einmal betont, dass das Teilprojekt der TU-Dresden bis Ende 2005 verlängert worden ist und zum jetzigen Zeitpunkt nur vorläufige Ergebnisse und Ansätze diskutiert werden. Die Quantifizierungs- und Modellierungsergebnisse, sowie der Modellansatz zur Stoffeintragsmodellierung werden in einem späteren Bericht zur Jahreswende 2005/2006 vorliegen.

Die Analyse und Bewertung der Huminstoffeinträge, wie auch die Planung nachhaltiger Entwicklungsstrategien, erfordern eine quantitativ-modellhafte Ursache-Wirkung-Beschreibung. Ziel sollte es dabei sein, einen Ansatz zu entwickeln, der mit möglichst wenigen Parametern die maßgeblichen Prozesse im relevanten räumlichen und zeitlichen Maßstab abbildet.

In den letzten Jahren sind verschiedene Modellansätze in der internationalen Literatur aufgezeigt worden, die den Austrag von gelöstem organischen Kohlenstoff auf Standorts- oder Einzugsgebietsebene nachzeichnen (vgl. dazu Kap. 2.1).

Bei der Modellierung von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer müssen in einem ersten Schritt die potenziellen Quellen lokalisiert werden. In terrestrischen Ökosystemen sind folgende Komplexe als Quellen organischen Kohlenstoffs ausgewiesen: Bestandesniederschlag, Laubfall und abgestorbenes Pflanzenmaterial, abgestorbene Bodenorganismen (Fauna) sowie die Wurzelatmung. Je nach Ökosystembedingungen haben sich verschiedene Kohlenstoffpools in Zeiträumen gebildet, in denen die Akkumulation größer als der Abbau war. Diese Akkumulationen werden repräsentiert durch die Litterschicht, die organischen Auflagen der Böden, die Ah-Horizonte und die Torfschichten der Moore. Die C-Pools unterliegen verschiedenen Aufbau-, Abbau- und Umsatzprozessen und lassen sich nach ihren turnover-Raten kennzeichnen. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) geben als Überblick folgende Zeiträume für turnover-Raten an: Streustoffe ≈ 10 Jahre; Fulvosäuren ≈ 100 Jahre sowie Humine und Huminsäuren ≈ 1000 Jahre. Das heißt also in einem Einzugsgebiet existieren verschiedene Kohlenstoffspeicher mit unterschiedlich zeitlich determinierten Austragsraten für gelösten organischen Kohlenstoff.

BENGTSSON und TÖRNEMANN (2004) ermittelten für den DOC verschiedener Flüsse in Schweden, welche in ihrem Einzugsgebiet Moore aufwiesen beispielsweise zwei verschiedene C-Pools, die gelösten organischen Kohlenstoff unterschiedlichen Alters lieferten. Eine Quelle für allochthonen DOC jüngeren Alters in den Gewässern stellen die organischen Auflagen und die A-Horizonte der terrestrischen Böden dar. Ausgetragen wird dieser DOC-Anteil, der nach BENGTSSON und TÖRNEMANN (2004) über 50 % liegen kann, vornehmlich mit der schnellen Abflusskomponente dem Interflow. Der Anteil des wesentlich älteren gelösten organischen Kohlenstoffs wird mit der langsamen Abflusskomponente dem Basisabfluss ausgetragen. Er enthält wesentlich weniger labile funktionelle Gruppen und stammt vom mikrobiologischen Abbau der Torfe tieferer Schichten.

Für die Untersuchungsgebiete im Ost- und Westerzgebirge ist der jeweils aktuelle Kohlenstoffvorrat im Einzugsgebiet über die Ergebnisse der Geländeaufnahmen und Bodenanalytik bestimmt worden (vgl. Kap. 3.4.1).

6.1.1. Produktion von potenziell mobilem DOC

Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1998) ist der größte Teil des im Boden vorhandenen organischen Materials fixiert und nur etwa 5 % im Durchschnitt sind potenziell mobil. Im innerjährlichen Verlauf wird je nach Witterungsbedingungen (temperaturgesteuert) ein Anteil des verfügbaren C-Pools mikrobiologisch mobilisiert und zwischengespeichert aufgrund von Sorptions und Desorptionsprozessen (vgl. FRÖBERG 2004, MICHALZIK ET AL. 2003, NEFF und ASNER 2001). Der Bereitstellungsprozess basiert auf der Vorstellung, dass die mikrobiologische Aktivität mit der Temperatur (T) exponentiell zunimmt. Beschrieben wird die DOC-Produktion in der Fläche durch die Berechnung der Produktionsrate ($p(T)$) von potenziell mobilem DOC nach einem Ansatz von KIRSCHBAUM (2000) (Abb. 6.1; Gl. 6.1).

$$p(T) = \exp\left(3,36 * \frac{T - 35}{T + 20}\right) \quad (6.1)$$

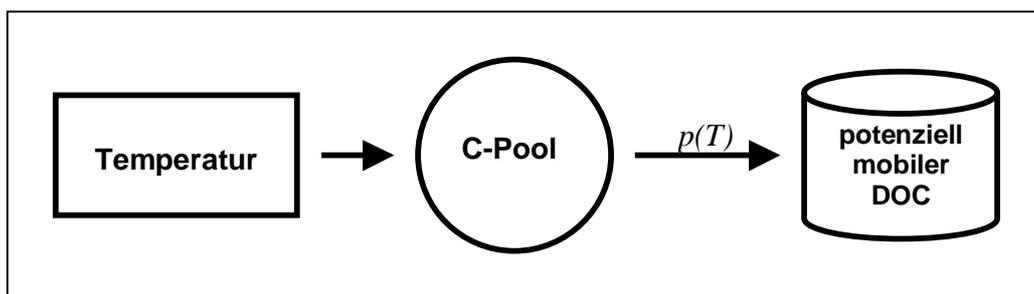


Abbildung 6.1.: Schematische Darstellung der DOC-Produktion

Bei einer mittleren Tagestemperatur von 35°C würden demnach theoretisch 100 % des verfügbaren C-Pools mobilisiert werden. Diese Temperaturen werden jedoch im Erzgebirge nicht annähernd erreicht. Unter 0°C kommt die Produktion von mobilem organischen Kohlenstoff nach der Modellvorstellung zum Erliegen (Abb. 6.2).

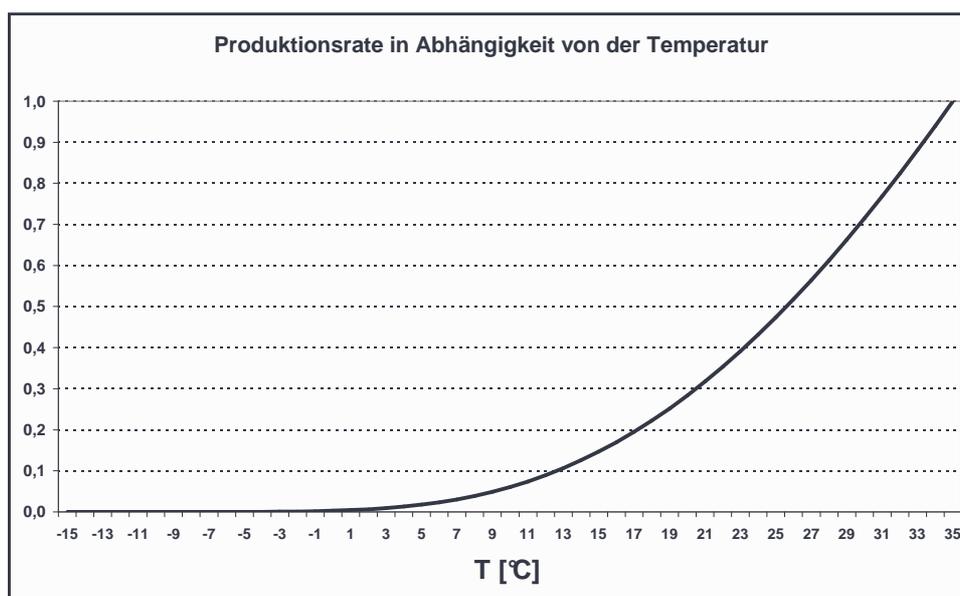


Abbildung 6.2.: Produktionsrate $p(T)$ des potenziell mobilen DOC

6.1.2. Transfer ins Gewässer

Der Austrag des potenziell mobilen organischen Kohlenstoffs ist abhängig von den Speichereigenschaften des Einzugsgebietes (abstrakte Indizierung von Sorptions- und Desorptionsbedingungen) sowie der zum Stofftransfer verfügbaren Menge an Wasser. Im Modell wird dies durch einen Speicheransatz in Abhängigkeit von der Zeit (t) und einer jeweils spezifischen Speicherkonstante (K) mathematisch erfasst (Abb. 6.3) (vgl. BOYER ET AL. 1996). Die Größe des Ausflusses eines linearen Speichers ist proportional zu seinem „Füllstand“, also der Menge des zum Austrag bereitstehenden Materials (DYCK und PESCHKE 1995).

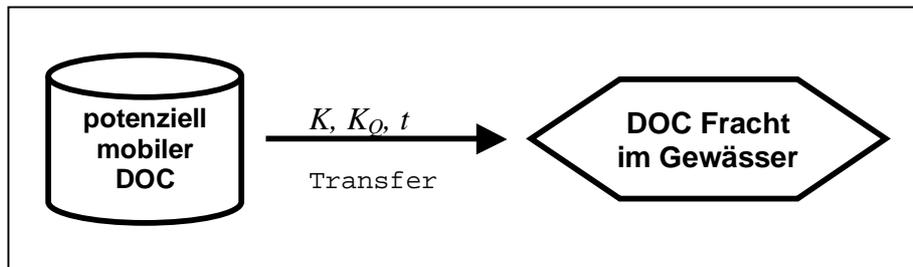


Abbildung 6.3.: Schematische Darstellung des DOC-Transfers

Als Indikator für die zum Transfer zur Verfügung stehende Wassermenge ist ein Faktor (K_Q) eingeführt worden, der den Einfluss des Transportmediums Wasser auf den Austrag steuert. Der Austrag von potenziell verfügbarem, mobilisierten organischen Kohlenstoff unterliegt einer zeitlichen Verzögerung. Im Rauschenbacheinzugsgebiet beispielsweise ergab sich die beste Anpassung von Modell- und Messwerten für den Zeitraum von 1994 bis 2003 bei einer Zeitdifferenz von 55 Tagen. Die mittlere Höhe der berechneten Frachten ist von der Größe des C-Pools im Einzugsgebiet abhängig, wobei die Torfe den größten Anteil stellen.

Für das Rauschenbachgebiet wurden mit dem beschriebenen Modellansatz die DOC-Frachten im Gewässer von 1994 bis 2003 berechnet (Abb. 6.4), wobei eine Modellgüte für monatliche Zeitschritte von $R^2 = 0,70$ für den Gesamtzeitraum erreicht wurde. In den einzelnen betrachteten Jahren variiert die Modellgüte je nach den klimatischen Bedingungen von $R^2 = 0,32$ (1997) bis $R^2 = 0,99$ (2001). Es hat sich gezeigt, dass die Frachten im allgemeinen vom Modell unterschätzt werden. Besonders die Tauperioden werden noch nicht adäquat erfasst (Abb. 6.5).

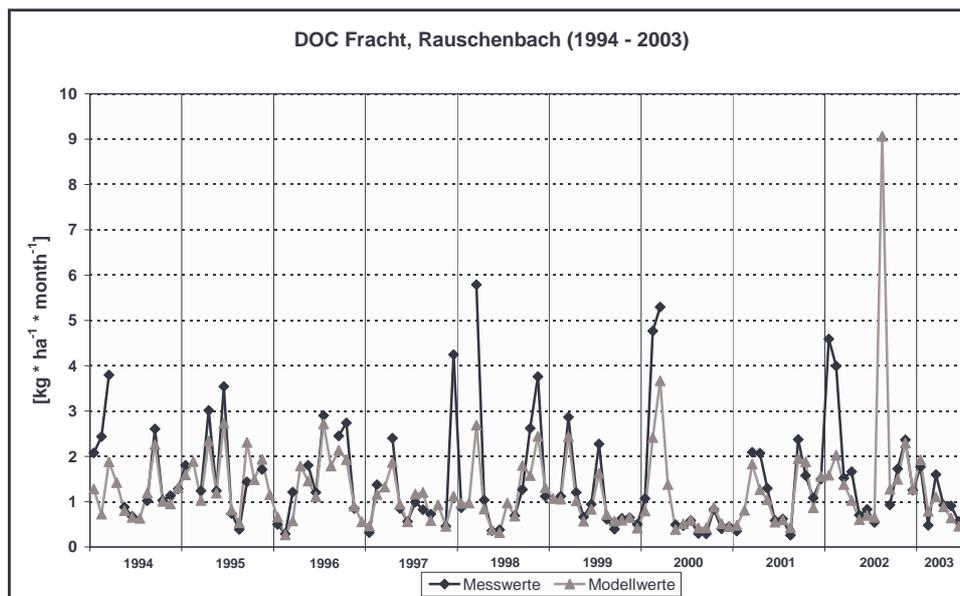


Abbildung 6.4.: Modellerte DOC-Frachten für das Einzugsgebiet des Rauschenbaches, 1994-2003

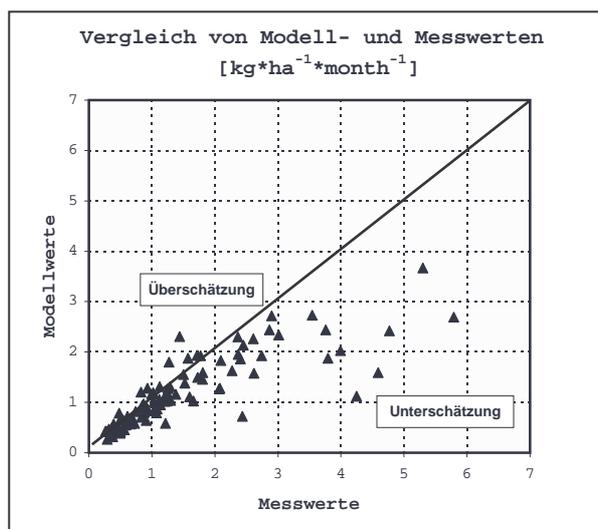


Abbildung 6.5.: Vergleich von Modell- und Messwerten

Die Gegenüberstellung der aggregierten Daten hat hinsichtlich der Datendichte Schwächen, denn die monatlichen mittleren Messwerte bis zum Jahr 2001 werden oft nur durch einen oder zwei Werte repräsentiert. Die Austragscharakteristik für den gelösten organischen Kohlenstoff ist jedoch stark ereignisabhängig, was die Aussagekraft der gegenübergestellten Daten verzerrt. Andererseits ist nur diese Datenbasis verfügbar und kann durchaus zur Orientierung dienen.

Die Berechnung des Anteils der einzelnen Fraktionen des gelösten organischen Kohlenstoffs erfolgt im Modell nach aus Messwerten abgeleiteten logarithmischen Funktionen der Form $a * \ln(\text{DOC}) + b$ unter der Voraussetzung, dass bei hohen DOC-Konzentrationen der gelöste organische Kohlenstoff zu hohen Anteilen aus den Huminstofffraktionen I und II zusammengesetzt ist.

Ansatzpunkt für die Simulation von veränderten Umweltbedingungen ist der Einfluss der in Frage kommenden Parameter auf die Produktionsrate von potenziell mobilem DOC.

Zur Modelltheorie lässt sich zusammenfassend aufführen:

- Zeiten hoher Temperaturen und Trockenheit sind „Produktionszeiträume“,
- Zeiten in denen gesättigte Bodenverhältnisse und hohe Abflüsse auftreten fungieren als „Austragszeiträume“,
- die Höhe der Bereitstellung löslichen, mobilen, organischen Materials wird determiniert durch den vorhandenen C-Pool und die Temperatur,
- der Austrag aus der Fläche unterliegt einem Speichermechanismus und wird durch das Transportmedium Wasser gesteuert.

6.1.3. Wasserhaushalt

Das Medium für den Stofftransport in der Landschaft ist das Wasser. Zur Identifizierung der Fließwege und des Transports von gelöstem organischen Kohlenstoff aus der Fläche in die Oberflächengewässer ist die Messung oder die Modellierung der landschaftswasserhaushaltlichen Komponenten unabdingbar. Da die Messung der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten innerhalb des Projektes, in den Untersuchungsgebieten aufgrund des finanziellen und zeitlichen Aufwandes nicht realisierbar war, kommt nur noch die Modellierung des Wasserhaushalts in Frage. Dabei ist die Entscheidung auf das amerikanische Wasserhaushaltsmodell SWAT 2000 (ARNOLD ET AL. 1998; NEITSCH ET AL. 2001) gefallen.

SWAT steht für Soil and Water Assessment Tool und wurde unter der Leitung von Dr. Jeff Arnold für den USDA Agriculture Research Service entwickelt. Es handelt sich um ein physikalisches Einzugsgebietsmodell, entwickelt zur Vorhersage des Einflusses der Landnutzung auf Sedimentfrachten und chemische Stoffeinträge der Landwirtschaft in Oberflächengewässer. Mit dem Modell können Wasser- und Stofffrachten für eine Vielzahl von Einzugs- und Teileinzugsgebieten in einem Simulationslauf modelliert werden. Von Vorteil sind die freie Verfügbarkeit der Anwendung und des Quellcodes, ein nutzerfreundliches ArcView GIS-Interface sowie eine umfangreiche Dokumentation. SWAT wird seit einigen Jahren besonders in den USA und Europa erfolgreich angewendet (vgl. BOORMAN 2003; ECKHARDT und ULBRICH 2003; FONTAINE ET AL. 2002; GRIZZETTI ET AL. 2003; MUTTIAH und WURBS 2002; STEINHARDT und VOLK 2003; SHEPHERD ET AL. 1999), wobei inzwischen die 3. korrigierte Version vorliegt.

Mit den bisherigen Simulationsrechnungen ist die Anwendbarkeit des Modells im Erzgebirge getestet worden. Problematisch stellte sich in diesem Zusammenhang die Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten für die Hochmoorbereiche heraus. Die im Modell verfügbare Routine für die Berechnung von „Wetlands“ hat sich in ihrer standardmäßigen Ausführung als ungeeignet erwiesen. Aus diesem Grund wurde der frei verfügbare Quellcode von SWAT 2000 (Fortran 95) an die Bedingungen in den Untersuchungsgebieten angepasst. Darüber hinaus wurden einige weitere Optimierungen zur Anpassung an die Mittelgebirgssituation vorgenommen. ECKHARDT und LENHART (2002) haben für die Version 99.2 Anpassungen und Änderungen dokumentiert, die teilweise von den Entwicklern in Temple / Texas in die Version SWAT 2000 mit übernommen worden sind. Der vorliegende Quellcode wurde daraufhin noch einmal überprüft und konnte auf Grund dieser Vorlage weiter optimiert werden.

In der jetzt vorliegenden Variante des Wasserhaushaltsmodells SWAT 2000 ist es nun möglich, neben der Quantifizierung der Wasserflüsse in der Fläche den Zufluss zu den

Hochmooren von den umliegenden Flächen genau auszuweisen. Das bietet die Möglichkeit, veränderte Nutzungsbedingungen wie Grabenarchitekturen, die sich nach ihrer Anlage durch ein verringertes Zuflussgebiet zu den Hochmooren auswirken, wasserhaushaltlich zu berücksichtigen. Weiterhin lässt sich der Anteil des Abflusses aus den Moorflächen am Gesamteinzugsgebiets-abfluss einfach ausweisen. Die Wasserhaushaltsmodellierung bildet die Grundlage für die Quantifizierung der Stoffrachten aus der Fläche in die jeweiligen Vorfluter und somit in die Trinkwasserspeicher. Die bisher erzielten Ergebnisse waren aus den oben aufgeführten Gründen noch nicht befriedigend und unterliegen zur Zeit der Bearbeitung, sodass an dieser Stelle noch keine Ergebnisse präsentiert werden.

Zur wasserhaushaltlichen Charakterisierung der Moor- und Anmoorflächen in den Untersuchungsgebieten wurde der Standortwasserhaushalt mit dem forsthydrologischen Modell BROOK90 (FEDERER 1995) im Rahmen einer Diplomarbeit modelliert (SCHULZE 2005). Ziel war es dabei, den Wasserhaushalt von Moor- und Anmoorstandorten am Salzflüßchen, an der Weißen Mulde und in Carlsfeld gegenüberzustellen.

Die Moorstandorte besitzen gegenüber den Anmoorstandorten ein höheres Wasserspeichervermögen. Ihre Reaktion auf Niederschlagsereignisse ist gedämpfter als auf den Anmoorstandorten, was sich in geringeren Direktabflussraten der Moore ausdrückt (s. Abb. 6.6 und 6.7). Gründe dafür sind einerseits die höheren Torfmächtigkeiten der Moorstandorte und andererseits das Vorkommen von Anmooren auf Standorten (wenn auch geringer) höherer Hangneigung als die Moorstandorte. Der Basisabfluss aus den Torfkörpern der Moore (also die wesentlich langsamere Abflusskomponente) unterliegt geringeren Schwankungen im Jahresverlauf, als auf den Anmoorstandorten. Somit reagieren die Anmoorstandorte wesentlich schneller auf Niederschlagsereignisse mit einem Stoffaustrag als die Moore, wenn auch die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs im Mittel geringer als bei Mooren sind.

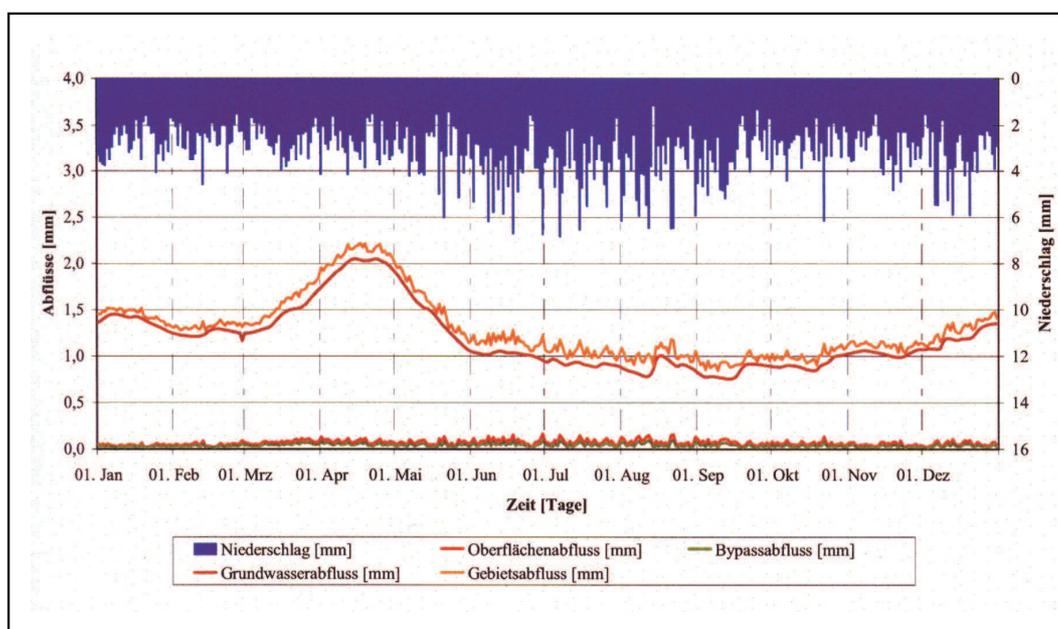


Abbildung 6.6.: Mittlerer langjähriger Jahresgang der Wasserhaushaltskomponenten eines Moorstandortes im Einzugsgebiet der Weißen Mulde modelliert mit BROOK90

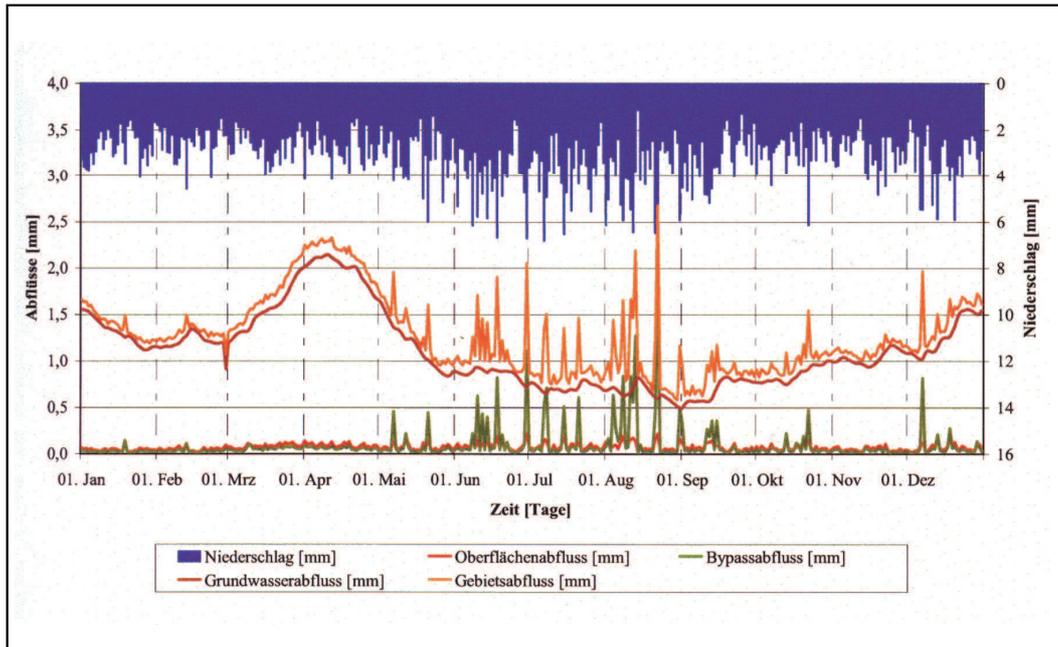


Abbildung 6.7.: Mittlerer langjähriger Jahrgang der Wasserhaushaltskomponenten eines Anmoorstandortes im Einzugsgebiet der Weißen Mulde modelliert mit BROOK90

6.1.4. Prognose und Szenarien

Ziel ist es, mit dem vorgestellten Modellansatz die vergangenen Zeiträume realistisch abzubilden, bevor verschiedene Zukunftsszenarien durchgerechnet werden können. In die Berechnungen gehen dann stufenweise veränderte Steuerparameter ein, im Sinne von „worst case“ und „best case“-Szenarios, um damit die Auswirkungen auf den Stoffeintrag in die Oberflächengewässer abzuschätzen.

Eine wesentliche Determinante ist die Entwicklung des Klimas in Sachsen, welches einen starken Einfluss auf die Stoffumsätze in den Ökosystemen besitzt. Die Kopplung von Wasserhaushalt und Stoffhaushalt erlaubt die veränderten Bedingungen, wie sie für Sachsen prognostiziert wurden (ENKE ET AL. 2001), abzubilden. Dafür müssen anhand der in ENKE ET AL. (2001) prognostizierten Änderungen synthetische Klimareihen für die Untersuchungsgebiete erzeugt werden. Dies kann mittels des Programms LARS 3.0 (SEMENOV und BARROW 1997, 2002) realisiert werden. Anhand der prognostischen Klimadaten ist es dann möglich, die wasser- und stoffhaushaltlichen Bedingungen unter verändertem klimatischen Einfluss zu bilanzieren und Aussagen über den Umfang der erwarteten Änderungen zu treffen. Weitere Steuerparameter, wie veränderte Stoffeinträge oder eine veränderte Nutzung der organischen Nässtandorte (z.B. Vergrößerung der Mooreinzugsgebiete durch Veränderung der Grabenarchitekturen) spielen bei den Szenariorechnungen eine Rolle. Voraussetzung dafür ist die abgeschlossene Entwicklung des weiter oben aufgeführten Modellansatzes.

Für einen Mittelgebirgsfluss in Böhmen haben HEJZLAR ET AL. (2003) die DOC-Konzentrationen unter einem $2\times\text{CO}_2$ -Szenario mit Hilfe eines Regressionsansatzes simuliert. Demnach ist unter veränderten Klimabedingungen, wie sie für Mitteleuropa prognostiziert wurden, mit steigenden Einträgen von gelöstem organischen Kohlenstoff bis zu 7 % zu rechnen. Ebenfalls einen Anstieg von gelöstem organischen Kohlenstoff im Fließgewässer prognostizierten WORRALL und BURT (2005), die für ein britisches Einzugsgebiet, was

vornehmlich Moorstandorte aufwies, den zukünftigen DOC im Fließgewässer modelliert haben. Sie berechneten bis zum Jahr 2010 einen jährlichen Anstieg der DOC-Austräge aus den Mooren in ihrem Untersuchungsgebiet von 4,8 - 8,8 kgC*ha⁻¹*a⁻¹.

6.2. Huminstoffe und deren Eliminierung im Prozess der Trinkwasseraufbereitung

6.2.1. Algorithmus

Mit Hilfe der zwischen 2002 und 2004 parallel zu den Standardverfahren durchgeführten gelchromatographischen Fraktionierung konnten Beziehungen zwischen den Parametern aufgedeckt werden, die es zulassen, anhand der routinemäßigen SAK- und DOC-Messungen die Entwicklung der Konzentration der einzelnen Huminstofffraktionen nachzuvollziehen. Die aus den Korrelationen ermittelten Koeffizienten wurden einer verteilungsfreien Korrelationsanalyse unterzogen. Diese Analyse bestand aus:

- χ^2 -Anpassungstest zur Prüfung der Verteilung (SCHÖNWIESE 2000)
- Fisher-Transformation (SCHÖNWIESE 2000)

In Tabelle 6.1 sind die Bestimmtheitsmaße (R^2 nach Pearson) zwischen den Routineparametern DOC, SAK₂₅₄ sowie der Farbe (SAK₄₃₆) und den Fraktionen HS I (hochmolekulare Huminstoffe), HS II (mittelmolekulare Huminstoffe) und BB (Building Blocks) aufgelistet.

Tabelle 6.1.: Bestimmtheitsmaße (R^2 nach Pearson) für DOC/ SAK₂₅₄/ Farbe und HS I/ HS II/ BB der Rohwässer Muldenberg (n = 25) und Carlsfeld (n = 22)

		HS I	HS II	BB
ROW MUB	DOC	0,85	0,56	0,04
	SAK ₂₅₄	0,87	0,64	0,05
	Farbe (SAK ₄₃₆)	0,56	0,31	0,01
ROW CAF	DOC	0,40	0,35	0,16
	SAK ₂₅₄	0,70	0,63	0,32
	Farbe (SAK ₄₃₆)	0,50	0,39	0,18

Aus der Gegenüberstellung der Fraktionen der NOM mit den genannten Routineparametern sind für beide Rohwässer (Muldenberg und Carlsfeld) unterschiedliche Bestimmtheitsmaße zu entnehmen. Insbesondere für die hoch- (und eingeschränkt die mittel-) molekulare Huminstoffe konnte eine enge Korrelation mit dem SAK₂₅₄ gefunden werden. Mit Hilfe der Fisher-Transformation (vgl. SCHÖNWIESE 2000) wurden die Signifikanzen der Korrelationen geprüft, wobei sich folgende Reihe mit abnehmendem Signifikanzgrad ergibt:

HS I : SAK > HS I : DOC > HS II : SAK > HS I : Farbe > HS II : DOC > HS II : Farbe >

BB : SAK > BB : DOC > BB : Farbe.

Auf Grundlage der Beziehung zwischen dem organischen Grundparameter SAK₂₅₄ und den gelchromatographischen Fraktionen wurden die Konzentrationen hoch- und mittelmolekularer Huminstoffe über die durch Mittelung der OC/SAK-Verhältnisse berechneten Faktoren näherungsweise bestimmt.

Die Ermittlung dieser Faktoren erfolgte spezifisch für die unterschiedlichen Wassertypen gemäß Gleichung 6.2, indem aus dem vorhandenen Datensatz alle Quotienten aus dem organischen Kohlenstoffgehalt der Fraktionen und dem SAK_{254} gemittelt wurden.

$$F_{Fr} = \frac{1}{n} * \sum \left(\frac{OC_{FR}}{SAK_{254}} \right) \quad (6.2)$$

F = Faktor

Fr = Fraktion

OC = organischer Kohlenstoff in $mg * L^{-1}$

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Tabelle 5.4 als Faktoren zur Ermittlung für die hoch- und mittelmolekularen Huminstoffe für die Rohwässer der Wasserwerke Muldenberg und Carlsfeld angegeben.

Die Multiplikation mit dem einzugebenden SAK-Wert ergibt eine berechnete Konzentration, deren Eintrittswahrscheinlichkeit durch das jeweilige Bestimmtheitsmaß (vgl. Tab. 6.1) vorgegeben ist. Die Ergebniswiederfindung ist wesentlich größer, wenn unter Berücksichtigung der Standardabweichung eine minimale und eine maximale Konzentration, d.h. ein zu erwartender Konzentrationsbereich, angegeben werden.

$$Fr_{min} = SAK_{254} * F_{Fr} - s_{Fr} \quad (6.3)$$

$$Fr_{max} = SAK_{254} * F_{Fr} + s_{Fr} \quad (6.4)$$

$Fr_{min/max}$ = minimale / maximale Konzentration der Fraktion

SAK_{254} = eingegebener SAK-Wert

F_{Fr} = fraktionsspezifischer Faktor (vgl. Gleichung 6.2)

s_{Fr} = Standardabweichung

Die Spanne von Minimal- zu Maximalwert umfasst einen Bereich, in dem sich nach der angewandten statistischen Schätzung die berechnete Größe mit hoher Wahrscheinlichkeit befindet.

Der gesamt-BDOC kann ebenfalls über die Eingabe des SAK_{254} gemäß der Gleichungen 6.5 und 6.6 berechnet werden.

$$BDOC_{min} = SAK_{Eingabe} * \left(\frac{1}{n} * \sum \left(\frac{SAK_{254}}{DOC} \right) \right) * \left(\frac{1}{n} * \sum \left(\frac{BDOC}{DOC} * 100 \right) \right)_{min} \quad (6.5)$$

$$BDOC_{min} = SAK_{Eingabe} * \left(\frac{1}{n} * \sum \left(\frac{SAK_{254}}{DOC} \right) \right) * \left(\frac{1}{n} * \sum \left(\frac{BDOC}{DOC} * 100 \right) \right)_{max} \quad (6.6)$$

Der erste Faktor wird durch den SAK_{254} des Wassers definiert. Faktor 2 wurde aus dem mittleren SAK:DOC-Verhältnis aller gemessenen Werte bestimmt. Aus diesem Verhältnis wird über die Eingabe des SAK_{254} der DOC näherungsweise berechnet. Im dritten Term der Gleichung wird der BDOC durch Multiplikation mit dem aus allen Messungen ermittelten minimalen bzw. maximalen Anteilen des BDOC am DOC errechnet.

Der Berechnungsansatz für die huminstoffbürtigen Fraktionen des DOC, deren biologisch abbaubarer Anteil und des gesamten BDOC aus dem SAK ist in Abbildung 6.8 schematisch angegeben.

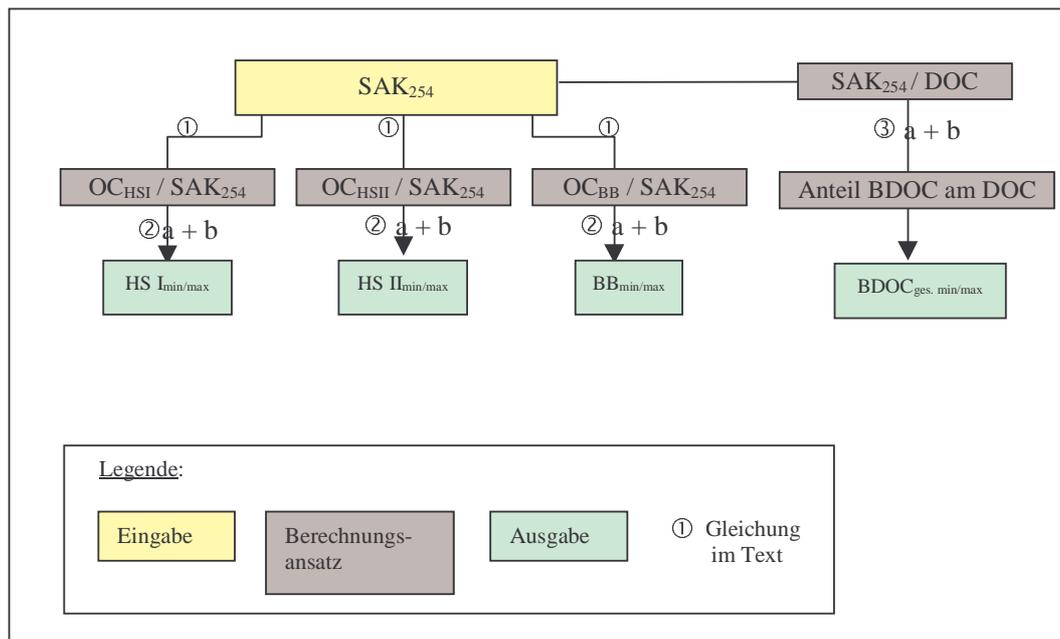


Abbildung 6.8.: Schema des Algorithmus zur Berechnung der Fraktionen HS I, HS II und BB sowie des BDOC aus dem SAK₂₅₄ im Rohwasser

Für die Reinwässer sind die Beziehungen zwischen den Fraktionen und dem SAK₂₅₄ nicht so eng wie für die Rohwässer, so dass eine Berechnung der Fraktionen unsichere Ergebnisse liefert als für das Rohwasser.

Die Bestimmtheitsmaße der Gegenüberstellung von SAK₂₅₄ und den Fraktionen HS I, HS II und BB unterscheiden sich zudem zwischen den beiden Wasserwerken deutlich, da die Signifikanzprüfung des mit Hilfe der Fisher-Transformation durchgeführten Korrelations-test nur für Muldenberg signifikante Beziehungen bestätigen konnte. Im Reinwasser WW II liegen laut dieser statistischen Methode zwischen dem SAK₂₅₄ und dem OC-Gehalt der Fraktionen HS I, HS II und BB keine Korrelationen vor. Die Bestimmtheitsmaße für die Reinwässer beider Wasserwerke sind in Tabelle 6.2 gegenübergestellt.

Tabelle 6.2.: Bestimmtheitsmaße (R² nach Pearson) für SAK₂₅₄ und HS I/ HS II/ BB der Reinwässer WW I (n = 25) und WW II (n = 22)

		HS I	HS II	BB
Reinw. MUB	SAK ₂₅₄	0,38	0,31	0,56
Reinw. CAF	SAK ₂₅₄	0,04	0,00	0,04

Die Berechnung von Fraktionen des DOC auf alleiniger Grundlage des SAK₂₅₄ wäre also im Fall der Reinwässer mit großen Unsicherheiten verbunden. Aus diesem Grund wurde neben dem SAK₂₅₄ der DOC als zweiter Ausgangsparameter in den Algorithmus einbezogen. Diese Überlegung basiert auf der Erkenntnis, dass der prozentuale Anteil der einzelnen Fraktionen am DOC im Reinwassers relativ stabil ist (vgl. Kap. 4.1.4). Die Schwankungsbreite liegt im Bereich von 3 % (HS II, BB) bis 6 % (HS I) im Wasserwerk I bzw. zwischen 4 % (HS II) und 8 % (HS I) im Wasserwerk II. Zudem ist der DOC ein Parameter, der vergleichsweise schnell und leicht zu bestimmen ist und über den nahezu jedes Wasserwerk verfügt.

Die Berechnung der Fraktionen im Reinwasser erfolgt über eine Kopplung der Eingangsparmeter SAK_{254} und DOC. In einem ersten Schritt wird auf Basis der Beziehung $SAK_{254} : OC$ der Fraktion HS I der Anteil der hochmolekularen Huminstoffe berechnet (vgl. Abb. 6.9).

$$HS I_{min} = SAK_{254} * F_{HSI} - s_{HSI} \quad (6.7)$$

$$HS I_{max} = SAK_{254} * F_{HSI} + s_{HSI} \quad (6.8)$$

$HS I_{min/max}$ = minimale / maximale Konzentration der hochmol. Huminstoffe
 SAK_{254} = eingegebener SAK-Wert
 F_{HSI} = Faktor gemäß Gleichung 6.2
 s_{HSI} = Standardabweichung

Ausgehend von der Tatsache, dass der Anteil der Fraktionen der niedermolekularen Säuren und der Polysaccharide im Reinwasser zu vernachlässigen und der der amphiphilen und neutralen Substanzen vergleichsweise stabil ist (vgl. Kapitel 4.1.4), lässt sich aus dem DOC des Reinwassers über die Subtraktion der berechneten Größe der Fraktion HS I und einem konstanten Anteil der Fraktion a/nS die Summe der beiden Fraktionen HS II und BB berechnen. Auch hier wird unter Berücksichtigung der Standardabweichung als Ergebnis ein Wertebereich zwischen einer minimal und einer maximal zu erwartenden Konzentration angegeben.

$$(HS II + BB)_{min} = DOC - HS I_{min} - K_{a/ns} \quad (6.9)$$

$$(HS II + BB)_{max} = DOC - HS I_{max} - K_{a/ns} \quad (6.10)$$

DOC = eingegebener DOC-Wert
 $HS I_{min/max}$ = nach Gl. 6.7 und 6.8 berechnete Konzentration der hochmol. Huminstoffe
 K = konstanter Prozentanteil der amphiphilen und neutralen Substanzen am DOC im Reinwasser

Da auch der Anteil des BDOC am DOC im Reinwasser als relativ stabil bezeichnet werden kann, wird der biologisch abbaubare Anteil wie beim Rohwasser über einen empirisch ermittelten minimalen und maximalen Prozentwert berechnet (vgl. Kapitel 4.1.4).

$$BDOC_{min} = DOC_{Eingabe} * \left(\frac{1}{n} * \sum \left(\frac{BDOC}{DOC} * 100 \right) \right)_{min} \quad (6.11)$$

$$BDOC_{max} = DOC_{Eingabe} * \left(\frac{1}{n} * \sum \left(\frac{BDOC}{DOC} * 100 \right) \right)_{max} \quad (6.12)$$

Ein Schema des Algorithmus zur Berechnung der Fraktionen HS I, HS II und BB sowie des BDOC im Reinwasser ist in Abbildung 6.9 zu sehen.

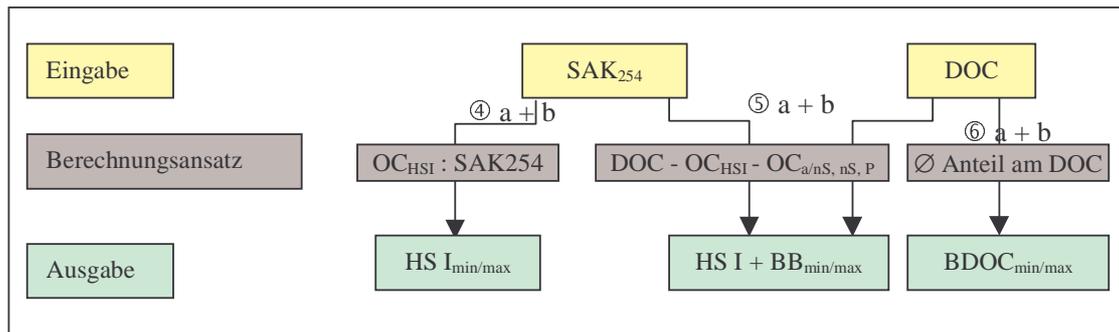


Abbildung 6.9.: Schema des Algorithmus zur Berechnung der Fraktionen HS I, HS II und BB sowie des BDOC aus dem SAK₂₅₄ und dem DOC im Reinwasser

6.2.2. Bewertung der Daten

Rohwasser

In den nachfolgenden Diagrammen werden die über die im Abschnitt 6.2.1 dargestellten Algorithmen berechneten Werte der Huminstofffraktionen den gemessenen Daten gegenübergestellt. Die Kontrolle mit den gemessenen Fraktionierungsdaten brachte bei ersten Berechnungen mit Hilfe des Modells Ergebnisse, die gute Übereinstimmungen mit den Messdaten zeigten. In den Abbildungen 6.10 bis 6.13 wird am Beispiel des Rohwassers (Wasserwerk I) gezeigt, welches Ausmaß die Abweichungen zwischen den berechneten und den gemessenen Werten erreichen.

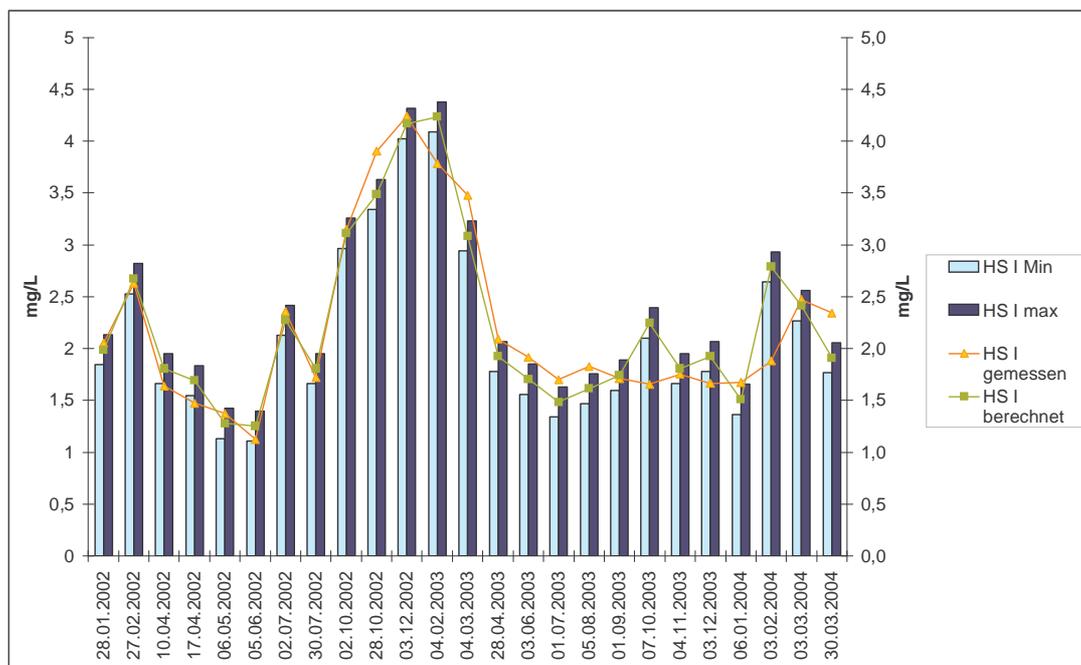


Abbildung 6.10.: Modellergebnisse für hochmolekulare Huminstoffe im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten

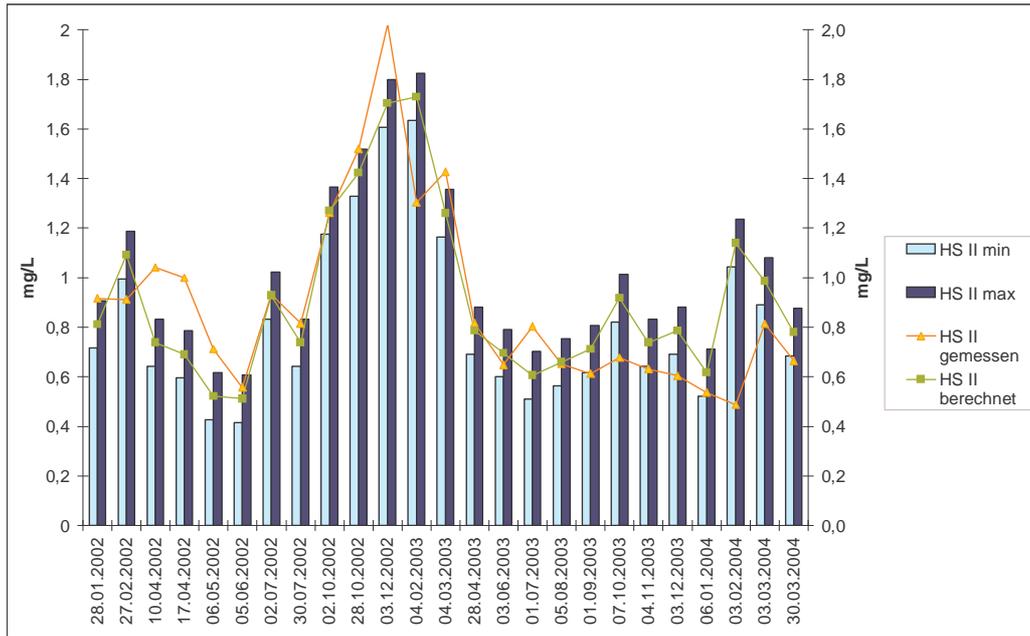


Abbildung 6.11.: Modellergebnisse für mittelmolekulare Huminstoffe im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten

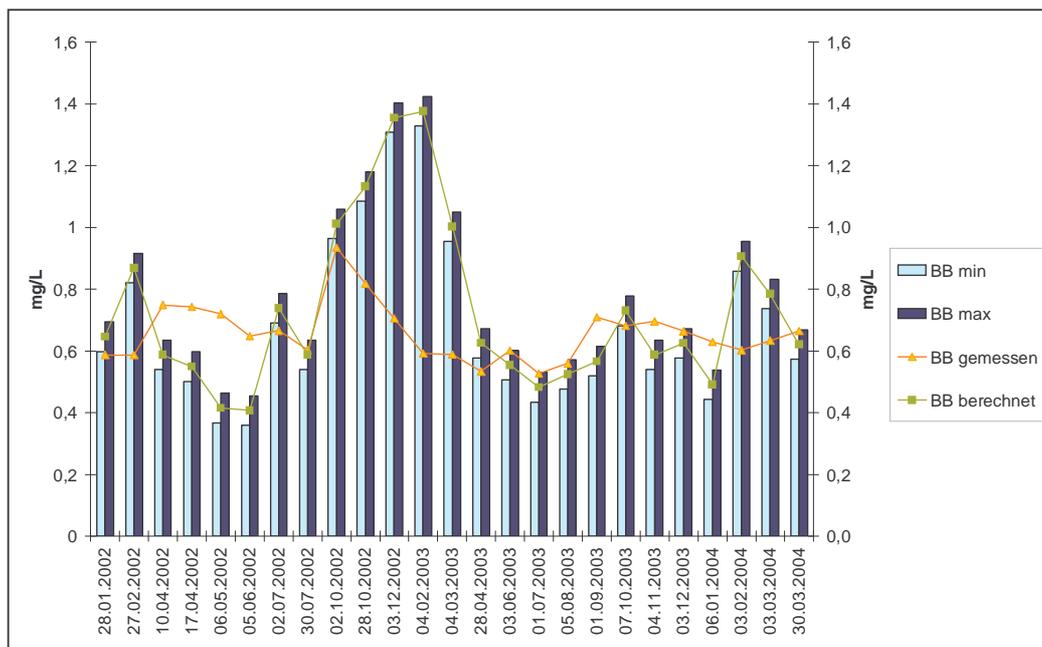


Abbildung 6.12.: Modellergebnisse für Building Blocks im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten

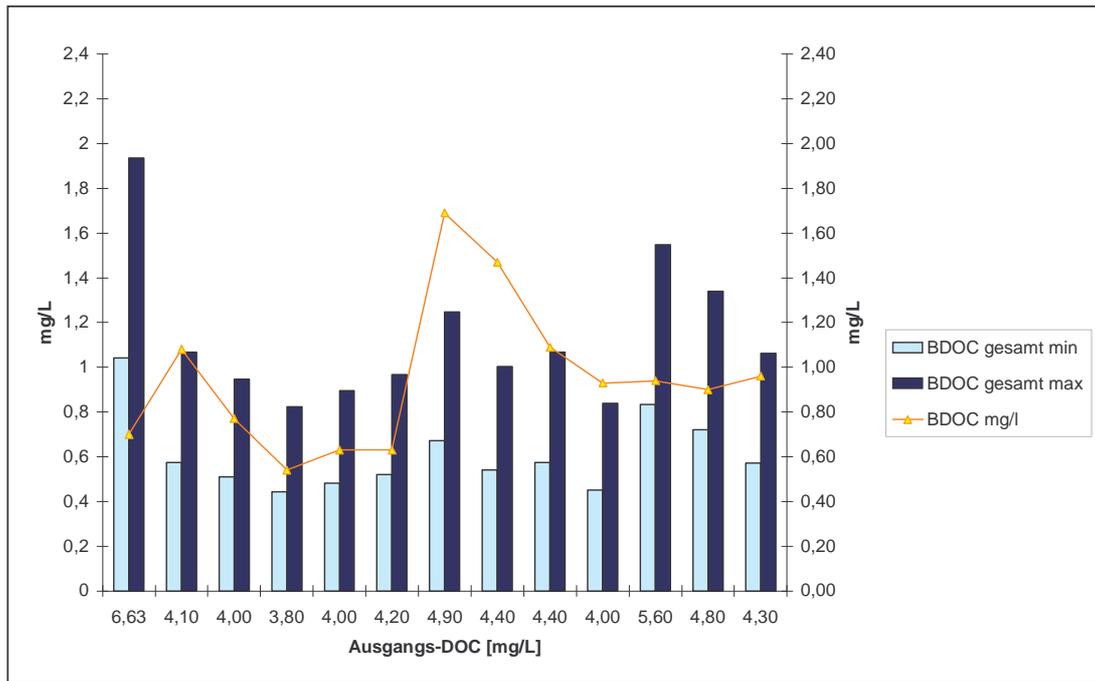


Abbildung 6.13.: Modellergebnisse (Min Max Säulen) für den BDOC im Rohwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten (durchgezogene Linie)

Die Modellergebnisse zeigen insbesondere bei den hochmolekularen DOC-Fractionen gute Übereinstimmung mit den gemessenen Daten. Bei den hochmolekularen Huminstoffen lagen die Messdaten zu 50 % innerhalb der berechneten Grenzen, bei den mittelmolekularen zu 46 % und den Building Blocks zu 33 %. Im zeitlichen Verlauf konnten insbesondere bei den beiden Huminstofffraktionen die Konzentrationsschwankungen gut simuliert werden.

Beim BDOC finden sich insgesamt 62 % der gemessenen Daten innerhalb der berechneten Grenzen wieder. Damit liegt eine gute Übereinstimmung der Messdaten mit den Modellergebnissen vor. Für eine exaktere Nachempfindung zeitlicher Fluktuationen müsste der Datensatz der Ausgangswerte noch erheblich vergrößert werden.

Reinwasser

Die zum Rohwasser vergleichbaren Darstellungen zeigen die folgenden Abbildungen 6.14 bis 6.16 für ein aufbereitetes Wasser (Wasserwerk I).

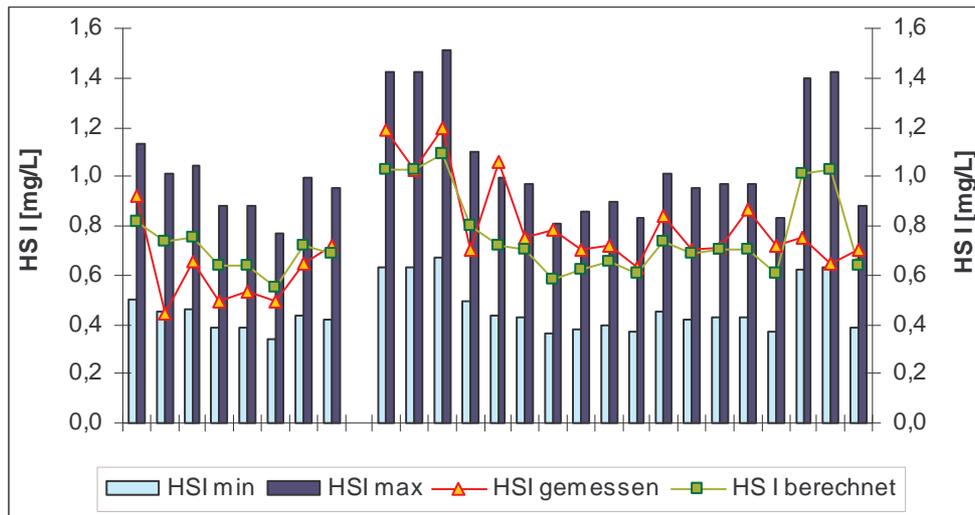


Abbildung 6.14.: Modellergebnisse für hochmolekulare Huminstoffe im Reinwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten

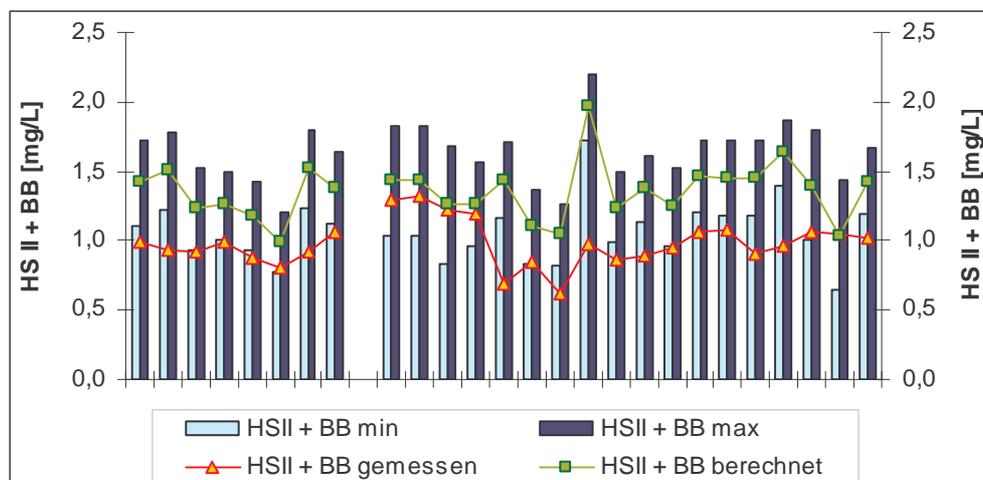


Abbildung 6.15.: Modellergebnisse für mittelmolekulare Huminstoffe und Building Blocks im Reinwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten

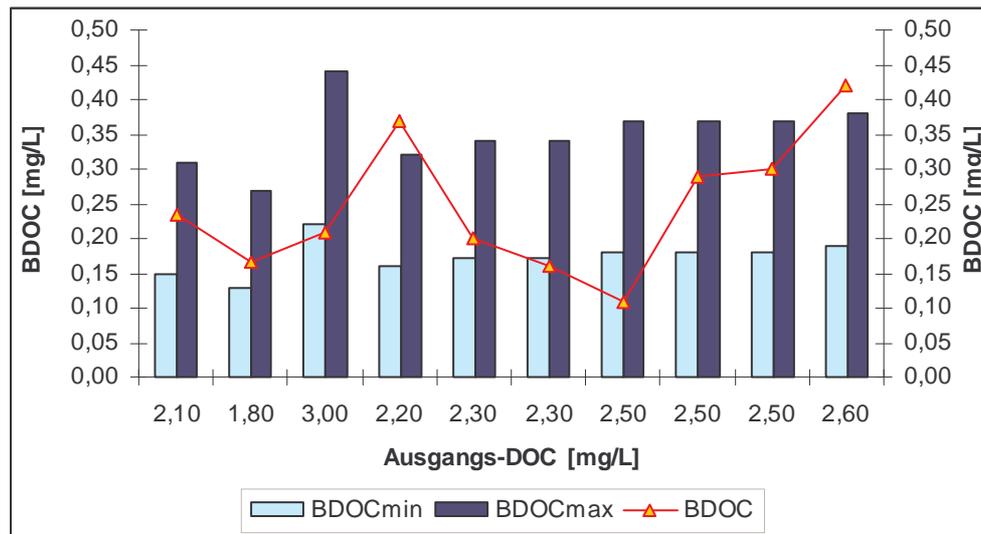


Abbildung 6.16.: Modellergebnisse für den BDOC im Reinwasser I im Vergleich mit gemessenen Daten

Die Modellergebnisse zeigen insbesondere bei den DOC-Fractionen gute Übereinstimmung mit den gemessenen Daten. Sowohl bei den hochmolekularen Huminstoffen als auch der Summe von Mittelmolekularen Huminstoffen und Building Blocks lagen die Messdaten zu 87 % innerhalb der berechneten Grenzen. Allerdings sind diese Grenzen im Vergleich zu den Ergebnissen im Rohwasser sehr weit, so dass die berechneten Konzentrationsbereiche eine vergleichsweise breite Spanne umfasst. Nichtsdestotrotz können mit Hilfe der Modellergebnisse Richtwerte für die Wasserbeschaffenheit gegeben werden. Eine Verbesserung dieses Abschnittes des Modells ist Teil der Promotion, die zum Thema des Huminstoff-Projektes angefertigt wird.

Der biologisch abbaubare Anteil des DOC konnte gegenüber den DOC-Fractionen weniger gut kalkuliert werden. Hier lagen nur 50 % der gemessenen Werte innerhalb der modellierten Grenzen. Die Ungenauigkeit bei dieser Berechnung ist mit großer Wahrscheinlichkeit dem geringen Datenumfang geschuldet. Für eine Verbesserung der Qualität des Modells muss demzufolge der Datensatz noch erweitert werden.

Zusätzlich zu den Erwartungsbereichen für die Konzentrationen der Fractionen und des BDOC können mit Hilfe des Modells aus dem Anteil der Differenz zwischen Roh- und Reinwasser am Rohwasser die Eliminierungsleitungen bezüglich der Fractionen HS I, HS II und BB sowie des BDOC berechnet werden.

7. Auswirkungen auf die Praxis

7.1. Handlungsoptionen in Einzugsgebieten

In den oberen Berg- und Kammlagen des Erzgebirges ist gegenwärtig der Entwicklungstrend zu naturnäheren Zuständen zu beobachten. Dies ist grundsätzlich, besonders aber aus naturschutzfachlicher Sicht zu begrüßen. Regionale Trends im ehemaligen Schwarzen Dreieck, vor allem die hohen Schwefeldioxiddepositionen und das Waldsterben, konnten gestoppt und umgekehrt werden (SCHEITHAUER und GRUNEWALD 2005). Globale Trends, die sich regional und lokal auswirken, wie Erwärmung, Verlängerung der Vegetationsperiode oder Zunahme von extremen Witterungsereignissen, wurden erkannt, müssen aber weiter beobachtet und analysiert werden (SMUL 2005). Die Ökosysteme reagieren auf die Änderung der externen Faktoren. Forst- und wasserwirtschaftliche Nutzungen, aber auch Naturschutz und Tourismus müssen sich auf die neuen Gegebenheiten einstellen. Das Maß gegensteuernder Aktivitäten (Kalkung, ökotechnische Maßnahmen wie Grabenverbau, Waldumbau) ist in Raum, Zeit und Intensität umstritten, im Grundsatz jedoch nicht.

Die beschriebenen Veränderungen in den Einzugsgebieten sind eng mit dem Wasser- und Stoffhaushalt verbunden. Der Trend der letzten 10-15 Jahre sowie die prognostizierte Entwicklung für die nähere Zukunft weist auf Huminstoffkonzentrationen und Frachten in Einzugsgebieten mit hohem Mooranteil hin, die für Talsperrenbetreiber und die Trinkwasseraufbereitung ein Problem darstellen. Die Einzugsgebiete der etwa 20 Trinkwasserspeicher im Erzgebirge, überwiegend in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts angelegt, waren und sind vorrangig forstwirtschaftlich genutzt. Die Qualität der Rohwässer entscheidet über Aufwand und damit Kosten der Wasseraufbereitung. Infolge einer verstärkten Mobilisierung organischer Bestandteile aus den moorigen Einzugsgebieten (häufigere Starkniederschläge und Tauwetterperioden) ist darüber hinaus auf eine erhöhte P-Mobilisierung (sowohl gelöst als auch partikulär gebunden) zu schließen. In sauren Hochmooren fehlen freie Eisen- (insbesondere Fe(II)) und Aluminiumionen. Dadurch kann der in Lösung befindliche Phosphor nicht fest gebunden werden. Bei Entwässerung von Hochmooren wird der organische, in Form von Estern gelöste und an Biomasse gebundene Phosphor durch den oxidativen und biologischen Abbau der organischen Materie in leichter verfügbare anorganische P-Verbindungen überführt bzw. geht in Lösung, so dass es zu einem verstärkten Austrag kommt, der bei $5-15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, bezogen auf Gesamt-P, liegt (SUCCOW und JOOSTEN 2001 und KUNTZE 1994). Zum Vergleich: Unbeeinflusste Moore haben einen durchschnittlichen Gesamt-P-Austrag von $1,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Den Moor-Anmoor-Komplexen kommt als Hauptquelle der Huminstoffe in den Einzugsgebieten aber auch aus naturschutzfachlicher Sicht eine Sonderstellung zu. Nach Sächsischem Naturschutzgesetz (SÄCHSNATSCHG 1995, §§ 1, 26) gehören Moore und Feuchtgebiete zu den erhaltens- bzw. schützenswerten Biotopen. Im Rahmen der gegenwärtig zu erarbeitenden Managementpläne für FFH-Gebiete kommt den Einzugsgebieten in den oberen Lagen des Erzgebirges ebenfalls eine hohe Bedeutung zu.

Aus Sicht des Bodenschutzes sind Eingriffe in Böden (hier sollen Moore als Böden verstanden werden) unter Berücksichtigung der natürlichen Bodenfunktionen am jeweiligen Standort abzuwägen (EGAB 1991, § 7 Abs. 1).

Zur Regelung der Behandlung des Waldes in Wasserschutzgebieten für Trinkwassertalsperren existiert das DVGW-Merkblatt W 105. Diese Empfehlung setzt sich mit normativen Anweisungen, Grundsätzen zum Waldbau und Anforderungen an die Waldbewirtschaftung in den Schutzzonen auseinander. Bei eingehender Analyse ist festzustellen, dass die spezielle Fragestellung des Einflusses von Moor-Anmoor-Komplexen auf die Wasserbeschaffenheit in diesem Merkblatt keine Erörterung erfährt.

Welche gesetzlichen Regelungen bzw. Interessen haben Vorrang im Falle von Zielkonflikten?

Trinkwasser ist ein hohes Schutzgut, so dass alle Maßnahmen in Einzugsgebieten von Trinkwasserspeichern mit den Betreibern und Wasserwerken abzustimmen sind (SÄCHSISCHES WASSERGESETZ 1998). Dies wird in der Schutzgebietsverordnung normativ geregelt. Beeinträchtigen hohe NOM-Austräge aus einem Einzugsgebiet die Wasserqualität (setzt Analyse und Risikobewertung voraus), sollten folgende Prüfschritte bzw. Fragen durchgegangen werden :

- Welches sind die hot spots des Austrages? (Lokalisation)
- Um welchen Typ handelt es sich? (Identifikation)
- Sind (Natur-) Schutzbestimmungen zu beachten? (Restriktion)

Das kurzfristige Ziel aus wasserwirtschaftlicher Sicht besteht darin, eine weitere Verschlechterung der Gewässerqualität zu stoppen. Jede Entscheidungsfindung zur Verbesserung der Wasserqualität sollte dabei einer Einzelfallprüfung unterliegen. Folgende Grundsätze der Einzugsgebietsbehandlung können für die Hauptnutzer und Betroffenen unter dem Gesichtspunkt Huminstoffeintragsminimierung unter Beachtung der Balance Ökonomie-Ökologie formuliert werden:

Talsperrenbetreiber (TSM, auch FM), Wasserwerke:

- Optimierung der Gewässer-/Grabenarchitektur und Steuerung der Zuflüsse (ggf. Bypässe, Gewässerverlegungen, Vorsperren, Wehre u.ä.) nach sorgfältiger Einzelfallprüfung
- Gewässer- und Grabenpflege (z.B. Beräumung von Streu im Gewässer, Gewährung der Durchgängigkeit)

Forstwirtschaft:

- organische Nassestandorte, Moore nicht kalken und düngen (weniger ist mehr)
- Gräben pflegen, beräumen
- Waldumbau fortführen
- weitere Optionen wie Abbrennen der Humusaufgabe, Entfernen der Oberschicht, Ab sammeln der Streu werden nicht empfohlen

Naturschutz:

- Maßnahmen der Moorrevitalisierung, ökotechnischen Grabeneinstau behutsam durchführen
- Risiken auf den Stoffhaushalt und -austrag (v.a. NOM, P) beachten

Kommunen, Tourismus und weitere Nutzer (Landwirtschaft, Moornutzer, Bergbau u.ä.):

- Aktivitäten wie Durchwegungen, Floßgräben, Loipen, Baumaßnahmen etc. mit obigen drei Hauptbetroffenen abstimmen

Da exzessive Maßnahmen zur Reduzierung von NOM-Quellen (Moorabbau, Streu- und Oberbodenbeseitigung) in den erzgebirgischen Ökosystemen einerseits abzulehnen, andererseits die Rehabilitierung des Wasserhaushaltes und weitere Boden- und Naturschutzziele ökologisch notwendig sind und gesellschaftlich zunehmend Beachtung finden, bleiben zum gegenwärtigen Kenntnisstand die Maßnahmemöglichkeiten zur Huminstoffeintragsminderung in den Einzugsgebieten relativ gering. Bei Eingriffen sollten sanfte Behandlungen den harten Maßnahmen vorgezogen werden. Dies betrifft alle Nutzer und Interessenten.

Weitgehende forst- und wasserwirtschaftliche Maßnahmen, wie sie u.a. in der ENKI-Studie für die tschechischen Einzugsgebiete formuliert worden sind (PRIKRYL ET AL. 2004), empfehlen wir gegenwärtig nicht. Es werden damit Möglichkeiten der Huminstoffeintragsreduzierung suggeriert, wobei die nachhaltige Wirkung sowie Nebeneffekte nicht abgeprüft und belegt sind.

Szenarien zur Entwicklung der Huminstoffausträge aus den Einzugsgebieten bzw. -einträge in die Oberflächengewässer und Speicher können erst berechnet werden, wenn das Huminstoffeintragsmodell einsatzbereit ist. Zu beachten ist, dass aktive Maßnahmen zur Minimierung der Huminstoffeinträge unter den globalen und regionalen Trends der Klima- und Immissionsentwicklung zu bewerten sind.

Für Moor-Anmoor-Komplexe wurde eine Handlungsmatrix erarbeitet und mit den Entscheidungsträgern diskutiert (Abb. 7.1).

Diese ist nicht als schematisches Dogma zu verstehen, sondern wie zuvor betont handelt es sich stets um Einzelfallentscheidungen. So kann ein Moor < 80 cm durchaus schützenswert sein.

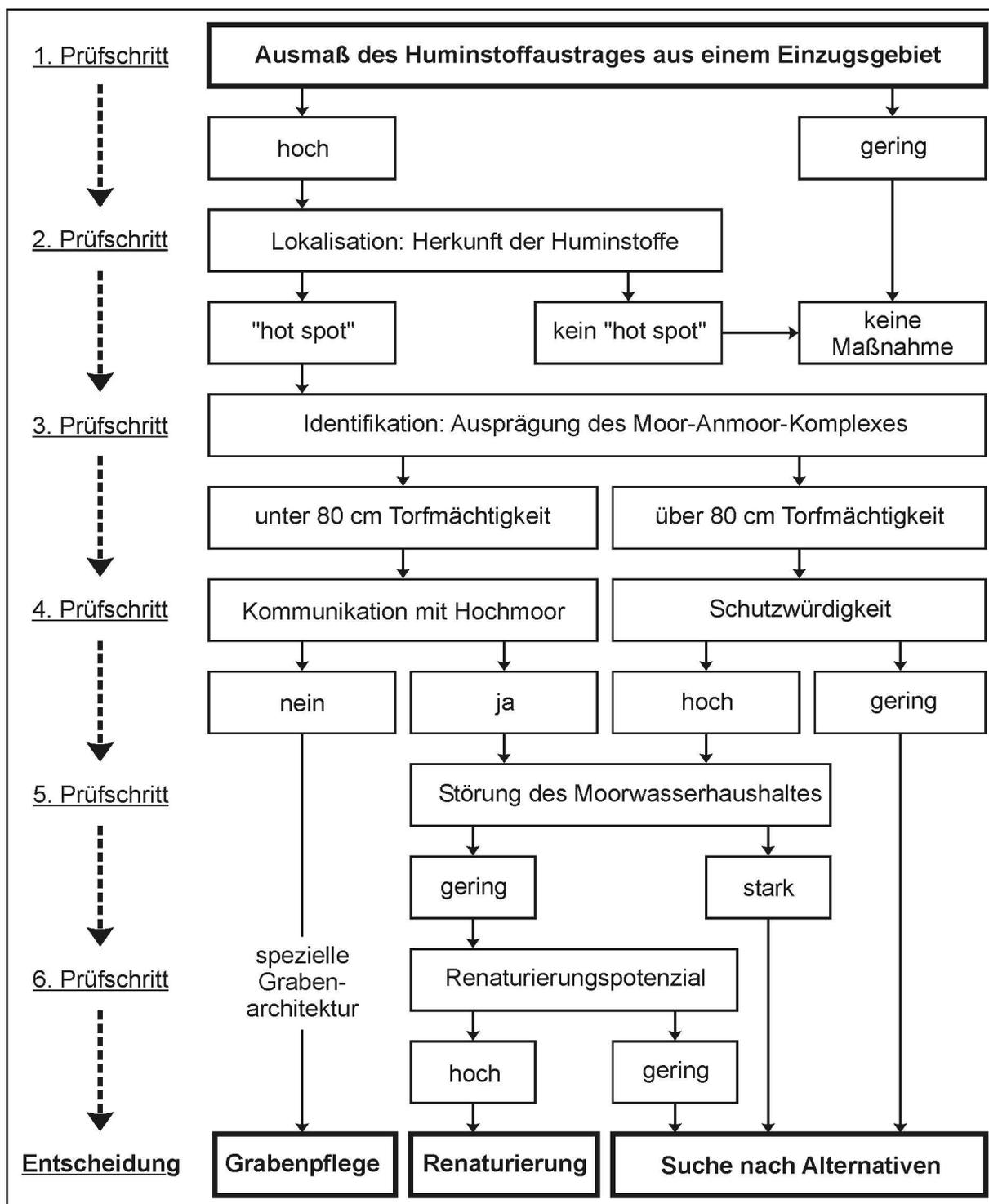


Abbildung 7.1.: Entscheidungsmatrix

Die stoffhaushaltlichen Folgen einer großflächigen, kurzzeitigen, durch Verbaumaßnahmen unterstützten Wiedervernässung von Moor-Anmoorkomplexen können noch nicht umfassend und abschließend bewertet werden. Ebenso ist eine nachhaltige Reduzierung der Huminstoffeinträge durch Grabenberäumung bisher nicht quantifizierbar. Der Zusammenhang zwischen Moornutzung, dem Zustand der Meliorationsnetze und dem Stoffaustragsverhalten ist unbestritten. Maßnahmen zur Grabenberäumung verschlechtern den ökologischen

Zustand der Moore, führen aber mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Verbesserung der Wasserqualität insbesondere hinsichtlich der DOC-Konzentrationen und austräge (z.B. FERDA 1973, ÅSTRÖM ET AL. 2001, DITTRICH ET AL. 2004, GRUNEWALD ET AL. 2004, PRIKRYL ET AL. 2004). Im Gegensatz dazu führt der natürliche oder künstliche Verschluss der Grabensysteme zu einer Verbesserung des Moorzustandes aber zu zeitweiser Verschlechterung der Wasserqualität. Maß und Zeitdauer erhöhter Huminstoffausträge sind in diesem Zusammenhang und bei Überlagerung mit anderen Faktoren (Klimawandel, atmosphärischer Stoffeintrag) wissenschaftlich noch nicht geklärt (LUNDIN und LODE 2004, SALLANTAUSS 2004). Dem Konflikt von Wasser-, Forstwirtschaft und Naturschutz ist vor dem Hintergrund steigender Huminstoffeinträge im Sinne eines integrierten Einzugsgebietsmanagements insofern verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Weitere Aufklärung wird mittels des FuE-Projektes Forst- und wasserwirtschaftliche Praxis unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Belange in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren mit hohem Moor- und Fichtenforstanteil im oberen Erzgebirge (Beispiel Carlsfeld) erwartet, welches für den Zeitraum 2005-2007 zwischen Talsperrenverwaltung (LTV), Forstbehörde (LFP) und TU Dresden unter Einbeziehung der Naturschutz- und Kommunalvertreter initiiert worden ist.

7.2. Bewirtschaftung von Trinkwasserspeichern

Die Untersuchung der Verteilung von NOM in Trinkwasserspeichern brachte das Ergebnis, dass die in die Speicher eingetragene organische Materie zwar zeitweise Verteilungsmuster ausbildet, die dabei entstehenden Gradienten jedoch nur einen geringen Nutzen für die Trinkwasserwerke darstellen. Die Möglichkeiten einer Optimierung bei der Entnahme des Rohwassers sind enge Grenzen gesetzt. Maßnahmen zur Verbesserung der Rohwasserqualität müssen sich in erster Linie auf die Einzugsgebiete konzentrieren.

Die zukünftigen Strategien der Wasseraufbereitung müssen ungeachtet jeglicher Maßnahmen in den Einzugsgebieten folgende Prämissen berücksichtigen:

1. eine sich in den nächsten Jahren weiter verändernde Rohwasserqualität,
2. die unter diesen Bedingungen verbleibenden Optionen für die Bereitstellung eines qualitätsgerechten Trinkwassers unter Beibehaltung der bisher eingesetzten Aufbereitungstechnologie,
3. die möglichen Optionen erweiterter Technologien und
4. die in jedem Fall gestiegenen Anforderungen an die Überwachung und Steuerung der Prozesse.

Zu 1.

Es muss besonders bei Talsperren mit moorgeprägten Einzugsgebieten mit einem weiteren Anstieg des DOC, insbesondere der Fraktion der hochmolekularen Huminstoffe, gerechnet werden. Ein Anstieg mittel- und niedermolekularer Fraktionen ist demgegenüber zwar zu erwarten, wird aber vergleichsweise deutlich geringer ausfallen.

Die Wasserwerke müssen in Zukunft mit stärkeren Schwankungen der Rohwasserqualität rechnen. Diese erfordert ein flexibles Reagieren, beispielsweise bei der Festlegung der Flockungsmitteldosierung.

Infolge der steigenden DOC-Konzentrationen in den Rohwässern ist mit einem zum DOC-Gehalt etwa proportionalen Anstieg der biologisch abbaubaren Fraktionen (BDOC) zu rechnen.

Zu 2.

Eine Verbesserung der Eliminierungsleistung im Fall hochmolekularer Wasserinhaltsstoffe ist besonders durch die Optimierung der Flockungsmitteldosis zu erreichen.

Dabei kommt es allerdings nicht immer zu einer gleichermaßen verbesserten Reduzierung der mittel- und niedermolekularen Bestandteile, sondern im Gegenteil zu einer zunehmenden Schwankung bei der Eliminierung dieser Fraktionen.

Unter diesem Gesichtspunkt sind gezielte Untersuchungen zur Verbesserung der Entfernung der mittel- und niedermolekularen DOC-Fraktionen bei Beibehaltung der guten Entfernung der hochmolekularen Bestandteile durchzuführen. Diese Untersuchungen müssen als Ziel die Optimierung des gesamten Flockungsprozesses beinhalten. Dabei ist zu prüfen, in welchem Umfang die Leistungsfähigkeit der Flockung für die Huminstoffeliminierung bei gleichzeitiger Sicherung der Flockenabtrennung erhöht werden kann. Dies betrifft insbesondere die Optimierung des Flockungs-pH-Wertes sowie Art und Dosis des Flockungsmittels.

Zu 3.

Können die vorhandenen Technologien nicht im erforderlichen Maß optimiert werden, ist mit einem entsprechend der Rohwasserqualität mehr oder wenig stetigem Anstieg des DOC im Reinwasser zu rechnen. Dies würde erhöhte Dosen an Desinfektionsmitteln erfordern, wodurch die Nebenproduktbildung ansteigen würde. Parallel dazu ist mit einem Anstieg des BDOC im Reinwasser zu rechnen.

Über die Verwendung bzw. den vermehrten Einsatz alternativer Technologien, beispielsweise den Einsatz von Ozon und (oder) der Membranfiltration sollte dennoch erst nach vollem Ausschöpfen der Möglichkeiten der konventionellen Techniken entschieden werden. Ungeachtet dessen sollten jedoch Vorversuche im Labor- und Pilotmaßstab zum Einsatz erweiterter und alternativer Verfahren durchgeführt werden.

Zu 4.

Die Rohwassersituation (durchschnittlich höherer DOC-Werte mit größeren Schwankungen) zwingt die Wasserwerke zu einer verbesserten Kontrolle und Steuerung der Verfahren.

Zu diesem Zweck wurde das im Rahmen des Projektes entwickelte Modell entwickelt. Der Algorithmus zur Berechnung einzelner DOC-Fraktionen, deren Eliminierungsleistungen unter Berücksichtigung der biologisch abbaubaren Anteile bei verschiedenen Maßnahmen der Aufbereitung basiert dabei auf dem SAK₂₅₄ und dem DOC. Beides sind Größen, die im Routinebetrieb von den Wasserversorgungsunternehmen selbst erstellt werden können.

Im Ergebnis dieser Modellrechnungen wird den Wasserwerken eine schnelle Information in Bezug auf die Zusammensetzung des DOC im Roh- und Reinwasser gegeben.

Jegliche zu treffenden Maßnahmen können somit hinsichtlich ihrer Wirkungen und Effizienz sofort überprüft werden.

Es wird empfohlen, dieses Programmpaket für die Optimierung der Aufbereitungsprozesse in den betroffenen Wasserwerken einzusetzen.

8. Ausblick, offene Fragen

Der klimatisch und anthropogen gesteuerte wasser- und stoffhaushaltliche Wandel in Landschafts-ökosystemen kann bisher wissenschaftlich nicht befriedigend erfasst und beschrieben werden. Für die Untersuchungsgebiete werden jedoch bereits relativ klare Szenarien prognostiziert, zu welchen besonders zählen:

- eine Erwärmung, verbunden mit einer Niederschlagsabnahme in Nordsachsen sowie eine Zunahme im West-Erzgebirge,
- mehr CO₂ und veränderte Aerosole in der Atmosphäre,
- veränderte Extrema: Zunahme Hitze-/ Dürreperioden, Niederschlagsdefizite in der Vegetationsperiode,
- Verschiebung der Schneeschmelze (früher, häufiger), Zunahme der Temperatur- und Niederschlagsvariabilität, der Naturkatastrophen u.a.,
- Fortführung des Waldumbaus und der Kalkungsmaßnahmen,
- Weiterführung der Programme zur Revitalisierung der (degradierten) erzgebirgischen Moore.

Die Ökosysteme müssen somit enorme Anpassungsleistungen an die veränderten Bedingungen leisten. Rückkopplungseffekte zum Klimawandel und den Änderungen der Immissionen und Landnutzung sind noch relativ unklar. Für die Wasserwirtschaft sind Menge und Qualitätsmerkmale der Zuflüsse bzw. des Rohwassers entscheidend für zukünftige Bewirtschaftungsstrategien. Die steigenden Konzentrationen organischer Substanzen und des Phosphors wirken sich nachteilig auf die Rohwasserqualität und damit die Trinkwasseraufbereitung aus.

Insgesamt beinhaltet die Thematik erhebliches Konfliktpotenzial in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren, v.a. mit hohem Mooranteil (Wasserwirtschaft-Forst-Naturschutz-Tourismus). Eine Abwägung von Handlungsoptionen, Investitionen und Restriktionen auf Basis von Modellrechnungen, Kosten-Nutzen-Bilanzen sowie Risikobewertungen sind unbedingt notwendig (Wiedervernässung von Feuchtgebieten, Hochwasserschutz, Grabenberäumung, Huminstoff- und P-Eintragsminimierung, Technologien der Trinkwasseraufbereitung etc.). Maßnahmen müssen soweit möglich an den Ursachen und Folgen ansetzen.

Mit dem BMBF-Forschungsprojekt Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer im Erzgebirge konnten Grundlagen geschaffen werden, auf die weiterführende Untersuchungen aufbauen können.

Literaturverzeichnis

- ABIY, M. (1998): *Standortkundliche und hydrochemische Untersuchungen in zwei Wassereinzugsgebieten des Osterzgebirges*. Dissertation, TU Dresden.
- ADLEXIKON (2005): *Talsperre Fláje*, URL [http://www.adlexikon.de/Talsperre Flje.shtml](http://www.adlexikon.de/Talsperre%20Flje.shtml), 05.01.2005.
- AG BODEN (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, 4. Aufl.
- ALBRECHT, O. (2002): *Untersuchungen zum Eintrag natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe*. Diplomarbeit, TU Dresden.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. (1998): *Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development*. Journal of American Water Resources Association 34, S. 73 – 89.
- ARVOLA, L.; KORTELAINEN, P.; BERGSTRÖM, I.; KANKAALA, P.; OJALA, A.; PAJUNEN, H.; KÄKI, T.; MÄKELA, S.; RANTAKARI, M. (2002): *Carbon pathways through boreal lakes: A multiscale approach (CARBO)*, URL <http://figare.utu.fi/UGS/index.html>; (23.06.2005).
- ÅSTRÖM, M.; AALTONEN, E. K.; KOIVUSAARI, J. (2001): *Effects of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment*. The Science of the Total Environment 279, S. 117 – 129.
- ÅSTRÖM, M.; AALTONEN, E. K.; KOIVUSAARI, J. (2002): *Impact of forest ditching on nutrient loading of a small stream - a paired catchment study in Kronoby, W. Finland*. The Science of the Total Environment 297, S. 127 – 140.
- BAUMBERG, K. (2002): *Problemorientierte Landschaftsanalyse im hydrologischen Einzugsgebiet der Talsperre Fláje (ČR)*. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, Dresden.
- BELYEA, L. R.; HALMER, N. (2004): *Carbon sequestration in peatland: patterns and mechanism of response to climate change*. Global Change Biology 10, S. 1043 – 1052.
- BENGTSSON, G.; TÖRNEMANN, N. (2004): *Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface*. Biogeochemistry 70, S. 93 – 116.
- BERNHOFER, J.; GOLDBERG, V. (2001): *Clisax - Statistische Untersuchungen regionaler Klimatrends in Sachsen*. FuE-Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, unveröffentlicht, Dresden.
- BLODAU, C.; BASILIKO, N.; MOORE, T. R. (2004): *Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels*. Biogeochemistry 67, S. 331 – 351.
- BMVEL (Hrsg.) (2003): *Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen*. Level II Ad hoc

- AG "Wasserhaushalt" der Bund-Länder Arbeitsgruppe Forstliches Monitoring, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Referat 533, Berlin.
- BOORMAN, D. B. (2003): *Climate, Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems (CHESS): adding a European dimension to the catchment modelling experience developed under LOIS*. The Science of The Total Environment 314-316, S. 411 – 437.
- BOTTRELL, S.; COULSON, J.; SPENCE, M.; ROWORTH, P.; NOVAK, M.; FORBES, L. (2004): *Impacts of pollutant loading, climate variability and site management on the surface water quality of a lowland raised bog, Thorne Moors, E. England, UK*. Applied Geochemistry 19, S. 413 – 422.
- BOURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. (1998): *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford.
- BOYER, E. W.; HORNBERGER, G. M.; BENCALA, K. E.; MCKNIGHT, D. (1996): *Overview of a simple model describing variation of dissolved organic carbon in an upland catchment*. Ecological Modelling 86, S. 183 – 188.
- BOYER, E. W.; HORNBERGER, G. M.; BENCALA, K. E.; MCKNIGHT, D. M. (2000): *Effects of asynchronous snowmelt on flushing of dissolved organic carbon: a mixing model approach*. Hydrological Processes 14, S. 3291 – 3308.
- BRAGG, O. M. (2002): *Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland*. The Science of the Total Environment 294, S. 111 – 129.
- BRINKMANN, T. (2003): *Alkalischer und solarinduzierter Abbau von natürlicher organischer Materie*. Schriftenreihe des Lehrstuhles für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (Dissertation) 37.
- BROWN, D. A. (1998): *Gas production from an ombrotrophic bog - Effect of climate change on microbial ecology*. Climatic Change 40, S. 277 – 284.
- BURT, T. P. (2003): *Monitoring change in hydrological systems*. The Science of the Total Environment 310, S. 9 – 16.
- CHEN, J.; GU, B.; ROYER, R. A.; BURGOS, W. D. (2003): *The roles of natural organic matter in chemical and microbial reduction of ferric iron*. The Science of the Total Environment 307, S. 167 – 178.
- CHERTOV, O. G.; KOMAROV, A. S. (1997): *SOMM: A model of soil organic matter dynamics*. Ecological Modelling 94, S. 177 – 189.
- CHERTOV, O. G.; KOMAROV, A. S.; NADPOROZSHKAYA, M.; BYKHOVETS, S. S.; ZUDIN, S. L. (2001): *ROMUL - a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modelling*. Ecological Modelling 138, S. 289 – 308.
- CHMIELEWSKI, F. M.; RÖTZER, T. (2001): *Response of tree phenology to climate change across Europe*. Agricultural and Forest Meteorology 108, S. 101 – 112.
- CHOW, A. T.; TANJI, K. K.; GAO, S. (2003): *Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils*. Water research 37, S. 4475 – 4485.
- COLE, L.; BARDGETT, R. D.; INESON, P. (2000): *Enchytraeid worms (Oligochaeta) enhance mineralization of carbon in organic upland soils*. European Journal of Soil Science 51, S. 185 – 192.

- DITTRICH, I.; WAHREN, A.; GOLDACKER, S.; MÜNCH, A.; SCHOLPP, K. (2004): *Hydrologisches Gutachten: Wasserhaushalt und Regeneration der Moore im Einzugsgebiet des Salzflüsschens*. Dr. Dittrich & Partner Hydro Consult GmbH, Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltfachamtes Chemnitz.
- DÄSSLER, H. G. (1981): *Einfluß der Luftverunreinigungen auf die Vegetation, Ursachen - Wirkungen - Gegenmaßnahmen*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 2. Aufl.
- DRIKAS, M. (2004): *Recent Advances in NOM Removal*. In: *2nd IWA (International Water Association) leading-edge conference on water and wastewater treatment technologies, Final Programme and Abstract Book*, Published by the International Water Association, Prague, Czech Republic, S. 65 – 67.
- DRIKAS, M.; MORRAN, J. Y.; COOK, D.; BURSILL, D. B. (2004): *Comparison of MIEEX® treatment and coagulation on NOM character*. Water Supply 4, S. 129 – 137.
- DVGW (1997): *DVGW-Arbeitsblatt W 295. Ermittlung von Trihalogenmethanbildungspotentialen von Trink-, Schwimmbecken- und Badebeckenwässern*. Deutscher Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.
- DVGW (2001): *Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001*. DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.
- DYCK, S.; PESCHKE, G. (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. Verlag für Bauwesen, Berlin, 3. Aufl.
- ECKHARDT, K.; LENHART, T. (2002): *SWAT-G, Technische Dokumentation*. Justus-Liebig-Universität Giessen, Giessen.
- ECKHARDT, K.; ULBRICH, U. (2003): *Potential impacts of climate change on groundwater recharge and streamflow in a central European low mountain range*. Journal of Hydrology 284, S. 244 – 252.
- EDOM, F. (2001): *Hydrologische Eigenheiten*. In: SUCCOW, M.; JOOSTEN, H. (Hrsg.), *Landschaftsökologische Moorkunde*, Kap. 2.2, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, S. 17 – 18.
- EDOM, F.; WENDEL, D. (1998): *Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebirges*. In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.), *Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge*, Dresden, S. 31 – 77.
- EGAB (1991): *Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen (EGAB) vom 12.08.1991*. SächsGVBl. S. 306, Dresden.
- EIKEBROKK, B.; VOGT, R. D.; LILTVED, H. (2004): *NOM increase in Northern Europe Source Waters: Impacts on Coagulation/Contact Filtration Processes*. Water Supply 4, S. 47 – 54.
- ENKE, W.; KÜCHLER, W.; SOMMER, W. (2001): *Klimaprognose für Sachsen - Zusammenfassender Bericht: Regionalisierung von Klimamodell-Ergebnissen mittels des statistischen Verfahrens der Wetterlagen-Klassifikation und nachgeordneter multipler Regressionsanalyse für Sachsen*. Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen, Dresden.
- EVANS, C. D.; MONTEITH, D. T. (2001): *Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988 - 2000: Evidence for recent recovery at a national scale*. Hydrology and Earth System Science 5, S. 351 – 366.

- FEARING, D. A.; BANKS, J.; GUYETAND, S.; MONFORT EROLES, C.; JEFFERSON, B.; WILSON, D.; HILLIS, P.; CAMPBELL, A. T.; PARSONS, S. A. (2004): *Combination of ferric and MIEX ® for treatment of a humic rich water*. Water Research 38, S. 2551 – 2558.
- FEDERER, C. A. (1995): *BROOK 90 - a simulation model for evaporation, soil water, and streamflow, Version 3.1, Computer freeware and documentation*. USDA Forest Service, PO Box 640, Durham NH, 03824, Durham USA.
- FERDA, J. (1973): *Zur Problematik der hydrologischen Funktion der Moore in Gebirgsgebieten*. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 14, S. 178 – 189.
- FIEDLER, H. J. (1988): *Ursachen, Symptome und Behandlung neuartiger Immissionsschäden in Fichtenbeständen im Mittelgebirge*. Wiss. Zeitschrift der TU Dresden 37, S. 167 – 176.
- FIEDLER, H. J.; THAKUR, S. D. (1984): *Gehalt und Transformation des Schwefels in Böden von Waldökosystemen*. Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 24, S. 17 – 35.
- FIEDLER, H. J.; THAKUR, S. D. (1985): *Der Kreislauf des Schwefels in seiner Bedeutung für Forstökosysteme*. Wiss. Zeitschrift der TU Dresden 34, S. 163 – 167.
- FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A.; CHEN, P.; VAN LEEWEN, J.; HOLMES, M. (2004): *Tuning the enhanced coagulation process to obtain best chlorine and THM profiles in the distribution system*. Water Supply 4, S. 235 – 243.
- FONTAINE, T. A.; CRUICKSHANK, T. S.; ARNOLD, J. G.; HOTCHKISS, R. H. (2002): *Development of a snowfall-snowmelt routine for mountainous terrain for the soil water assessment tool (SWAT)*. Journal of Hydrology 262, S. 209 – 223.
- FRASER, C. J. D.; ROULET, N. T.; MOORE, T. R. (2001): *Hydrology und dissolved organic carbon biogeochemistry in an ombrotrophic bog*. Hydrological Processes 15, S. 3151 – 3166.
- FRÖBERG, M. (2004): *Processes Controlling Production and Transport of Dissolved Organic Carbon in Forest Soils*. Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Uppsala.
- FREEMAN, C.; EVANS, C. D.; MONTEITH, D. T. (2001): *Export of organic carbon from peat soils*. Nature 412, S. 785.
- FREEMAN, C.; FENNER, J.; OSTLE, N. J.; KANG, H.; DOWRICK, D. J.; REYNOLDS, B.; LOCK, M. A.; SLEEP, D.; HUGHES, S.; HUDSON, J. (2004): *Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels*. Nature 430, S. 195 – 198.
- FREEMAN, C.; NEVISON, G. B.; HUGHES, S.; REYNOLDS, B.; HUDSON, J. (1998): *Enzymic involvement in the biogeochemical responses of a Welsh peatland to a rainfall enhancement manipulation*. Biol. Fertil. Soil. 27, S. 173 – 178.
- FRIMMEL, F. H.; ABBT-BRAUN, G. (Hrsg.) (1993): *Refraktäre organische Säuren in Gewässern - Ergebnisse eines Rundgesprächs am 2. und 3. Juli 1990*. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Mitteilung XII der Senatskommission für Wasserforschung, VCH Verlagsgesellschaft.
- FRIMMEL, F. H.; ABBT-BRAUN, G.; HEUMANN, K. G.; HOCK, B.; LÜDEMANN, H. D.; SPITELLER, M. (2002): *Refractory Organic Substances in the Environment*. Viley-VCH, Weinheim.

- FRIMMEL, F. H.; CHRISTMAN, R. F. (Hrsg.) (1988): *Humic substances and their role in the environment - Report of the Dahlem Workshop on humic substances and their role in the environment*, Bd. 41 von *Life sciences research report*. Wiley, Chichester.
- GISI, U. (1990): *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- GOSLAN, E. H.; VOROS, S.; BANKS, J.; WILSON, D.; HILLIS, P.; CAMPBELL, A. T.; PARSONS, S. A. (2004): *A model for predicting dissolved organic carbon distribution in a reservoir water using fluorescence spectroscopy*. *Water Research* 38, S. 783 – 791.
- GRAY, S. R.; BOLTO, B. A. (2004): *Effect of fractionated NOM on low pressure membrane flux declines NOM-research: innovation and Applications for Drinking Water Treatment*. Victor Harbor, Australia. March 2 - 5.
- GRIZZETTI, B.; BOURAOUI, F.; GRANLUND, K.; REKOLAINEN, S.; BIDOGLIO, G. (2003): *Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model*. *Ecological Modelling* 169, S. 25 – 38.
- GROSSE, D. (2000): *Untersuchungen über den Anteil der Bakterien an der Zusammensetzung und den Stoffumsatzleistungen von Talsperrensedimenten*. Diplomarbeit, TU Dresden.
- GRUNEWALD, K.; KORTH, A.; SCHEITHAUER, J.; SCHMIDT, W. (2003): *Verstärkte Huminstoffeinträge in Trinkwasserspeicher zentraleuropäischer Mittelgebirge*. *Wasser & Boden* 4, S. 47 – 51.
- GRUNEWALD, K.; SCHEITHAUER, J.; BÖHM, A.; PAVLIK, D. (2004): *Einzugsgebietsbewirtschaftung von Trinkwassertalsperren im Erzgebirge unter dem Aspekt veränderter Huminstoffeinträge*. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 1, S. 265 – 272.
- HAINTHALER, M.; HO, L.; NEWCOMBE, G.; KAEDING, U. (2003): *A Spectroscopic & Molecular Weight Analysis of the Effect of Six Water Treatment*. In: *Processes on NOM. Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference, November 2-5, CD-ROM*, Philadelphia, USA.
- HARRIMAN, R.; WATT, A. W.; CHRISTIE, A. E. G.; MOORE, D. W.; MCCARTNEY, A. G.; TAYLOR, E. M. (2003): *Quantifying the effects of forestry practices on the recovery of upland streams and lochs from acidification*. *The Science of the Total Environment* 310, S. 101 – 111.
- HEDLICH, R. (1973): *Regionallimnologische Untersuchungen an sechs Trinkwassertalsperren des mittleren und westlichen Erzgebirges*. Dissertation, TU Dresden.
- HEJZLAR, J.; DUBROWSKÝ, M.; BUCHTELE, J.; RŮŽIČKA, M. (2003): *The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia)*. *The Science of the Total Environment* 310, S. 143 – 152.
- HESSEN, D. O.; GJESSING, E. T.; KNULST, J.; FJELD, E. (1997): *TOC fluctuations in a humic lake as related to catchment acidification, season and climate*. *Biogeochemistry* 36, S. 139 – 151.
- HÖHNE, E. (1970): *Untersuchungen zur Regionallimnologie der Trinkwassertalsperren des mittleren und westlichen Erzgebirges*. Dissertation, TU Dresden.
- HÖLL, K. (2002): *Wasser, Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung*. Walter de Gruyter, Berlin, New York, 8. Aufl.

- HOFBAUER, D. E. W.; ANDREWS, S. A. (2004): *Influence of UV irradiation and UV/hydrogen peroxide oxidation process on natural organic matter fluorescence characteristics..* Water Supply 4, S. 41 – 46.
- HOLMBOM, B. (1989): *Mutagenic Compounds from Chlorination of Humic Substances.* In: ALLARD, B.; BORÉN, H.; GRIMVALL, A. (Hrsg.), *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, Bd. 33 von *Lecture Notes in Earth Sciences*, Proceedings of an international Symposium, August 21-23, Linköping, Sweden, S. 439 – 448.
- HONGVE, D.; LUND, V.; ÅKESSON, G.; BECHER, G. (1989): *Some Effects of Ozonation of Humic Substances in Drinking Water.* In: ALLARD, B.; BORÉN, H.; GRIMVALL, A. (Hrsg.), *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, Bd. 33 von *Lecture Notes in Earth Sciences*, Proceedings of an international Symposium, August 21-23, Linköping, Sweden, S. 217 – 224.
- HONGVE, D.; RIISE, G.; KRISTIANSEN, J. F. (2004): *Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation?.* Aquatic Sciences 66, S. 231 – 238.
- HOPP, W. (1985): *Fluoreszenzspektroskopische und potentiometrische Untersuchungen aquatischer Huminstoffe und ihrer Komplexierung mit Metallionen.* Dissertation, TU München.
- HUBER, S. A.; FRIMMEL, F. H. (1992): *A liquid chromatographic system with multi-detection for the direct analysis of hydrophilic organic compounds in natural waters.* Fres. J. Anal. Chem. 342, S. 198 – 200.
- HUBER, S. A.; FRIMMEL, F. H. (1996): *Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe.* Vom Wasser 86, S. 277 – 290.
- HUCK, P. M. (1990): *Measurements of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water, Research and technology.* Journal AWWA , S. 78 – 86.
- HÜTTER, L. A. (1994): *Wasser und Wasseruntersuchung.* Salle Verlag, Verlag Sauerländer, Frankfurt a. Main, Aarau.
- ITO, A.; OIKAWA, T. (2002): *A simulation model of the carbon cycle in land ecosystems (Sim-CYCLE): a description based on the dry-matter production theory and plot scale validation.* Ecological Modelling 151, S. 143 – 176.
- JENSEN, K. D.; BEIER, C.; MICHELSEN, A.; EMMETT, B. A. (2003): *Effects of experimental drought on microbial processes in two temperate heathlands at contrasting water conditions.* Applied Soil Ecology 24, S. 165 – 176.
- JÄRVINEN, A. V. O.; PELKONEN, M. T.; VARTIAINEN, T. (1989): *Upgrading the Removal of Humic Substances and Mutagen Precursors in Water Treatment.* In: ALLARD, B.; BORÉN, H.; GRIMVALL, A. (Hrsg.), *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, Bd. 33 von *Lecture Notes in Earth Sciences*, Proceedings of an international Symposium, August 21-23, Linköping, Sweden, S. 225 – 232.
- JUHNA, T.; RUBULIS, J. (2004): *Problem of DOC removal during biological treatment of surface water with a high amount of humic substances..* Water supply 4, S. 183 – 187.
- KAHLERT, B. (2005): *Wasserretentionscharakteristik in unterschiedlich stark degradierten Hochmooren des Erzgebirges.* Diplomarbeit, Georg-August-Universität, Göttingen.

- KAISER, K. (1996): *Sorption gelöster organischer Substanzen (DOM) in Waldböden*. Bayreuther Bodenkundliche Berichte (49), S. 1–137.
- KALBITZ, K. (1996): *Untersuchungen zur Freisetzung der gelösten organischen Substanz des Bodens (DOM) und zum Einfluß der DOM auf die Mobilisierung ausgewählter Schadstoffe in Abhängigkeit von Boden- und Standorteigenschaften*. (Dissertation), UFZ Bericht 23/1996, Leipzig.
- KALBITZ, K.; RUPP, H.; MEISSNER, R. (2002): *N-, P- and DOC-dynamics in soil and groundwater after restoration of intensively cultivated fens*. In: BROLL, G.; MERBACH, W.; PFEIFFER, E. M. (Hrsg.), *Wetlands in Central Europe: Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions*, Springer Verlag, Berlin, New York, Heidelberg, S. 99 – 116.
- KANG, H.; FREEMAN, C.; ASHENDON, T. W. (2001): *Effects of elevated CO₂ on fen peat biogeochemistry*. The Science of the Total Environment 279, S. 45 – 50.
- KARLSSON, O. M.; RICHARDSON, J. S.; KIFFNEY, P. M. (2005): *Modelling organic matter dynamics in headwater streams of south-western British Columbia, Canada*. Ecological Modelling 183, S. 463 – 476.
- KAULFUSS, W. (2001): *Kulturlandschaftsentwicklung im östlichen Erzgebirge*. Dresdener Geographische Beiträge, Sonderheft 2, S. 122.
- KIRSCHBAUM, M. U. F. (2000): *Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming?*. Biogeochemistry 48, S. 21 – 51.
- KITIS, M.; KARANFIL, T.; WIGTON, A.; KILDUFF, J. E. (2002): *Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation*. Water research 36, S. 3834 – 3848.
- KITZE, S. (2002): *Erstellung einer konzeptionellen Standortstypenkarte für das tschechische Einzugsgebiet des Rauschenbaches*. Großer Beleg, Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl Landschaftslehre/Geoökologie .
- KITZE, S. (2003): *Landschaftsanalyse und -bewertung des Einzugsgebietes des Wernsbaches (Osterzgebirge) unter besonderer Berücksichtigung des Bodenzustandes geschädigter Waldökosysteme*. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, Dresden.
- KOPPISCH, D. (2001): *Torfbildung*. In: SUCCOW, M.; JOOSTEN, H. (Hrsg.), *Landschaftsökologische Moorkunde*, Kap. 2.1, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, S. 8 – 17.
- KORTELAINEN, P. (1993): *Contributions of organic acids to the acidity of Finnish lakes*. Publ. Water Envir. Res. Inst. 13, S. 1 – 48.
- KORTH, A. (2000): *Biologischer Abbau organischer Wasserinhaltsstoffe aus reduzierten Grundwasser in Schnellfiltern zur Enteisung, Nitrifikation und Entmanganung*, Bd. 12 von *Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser*. Dissertation, Karlsruhe.
- KORTH, A.; FIEBIGER, C.; BORNMANN, K.; SCHMIDT, W. (2004): *NOM-Increase in drinking water reservoirs - Relevance for Drinking Water Production*. In: *NOM Research: Innovation and Applications for Drinking Water Treatment.*, Bd. 4 von *IWA journal Water Science and Technology: Water Supply*, Victor Harbor, Australia, March 2-5, S. 55 – 60.

- KRAUSE, P. (2000): *Regionalisierung von Niederschlags- und Klimadaten für die makroskalige, prozessorientierte Wasserhaushaltsmodellierung*. In: GEROLD, G. (Hrsg.), *Heterogenität landschaftshaushaltlicher Wasser- und Stoffumsätze in Einzugsgebieten - Beiträge zum 3. Workshop Hydrologie 18./19. November 1999 in Göttingen, EcoRegio 8/2000*, Universität Göttingen, Geographisches Institut Abteilung Landschaftsökologie, Göttingen, S. 65–72.
- KÖRSCHENS, M.; SCHULZ, E.; BEHM, R. (1990): *Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen*. Zentralbl. Mikrobiol. 145, S. 305 – 311.
- KRUIHOF, J. C.; VAN DER GAAG, M. A.; VAN DER KOOIJ, D. (1998): *Effect of ozonation and chlorination on humic substances in water*. Advances in chemistry, American Chemical Society 219.
- KUKKONEN, J. V. K.; AKKANEN, J. (2003): *Effects of quality of DNOM on bioavailability of organic pollutants*. In: *Workshop on: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Sørnesset, Atnasjøen, unveröffentlicht.
- KUNTZE, H. (1994): *Entwicklung und Systematik der Moorböden*. In: *Entwicklung der Hochmoore*. NNA-Bericht 2, S.17-19, Schneverdingen.
- LANGUSCH, J. (1995): *Untersuchungen zum Ionenhaushalt zweier Wassereinzugsgebiete in verschiedenen Höhenlagen des Osterzgebirges*. Dissertation, TU Dresden.
- LEE, A.; FANE, T.; WAITE, D. (2004): *The effect of NOM on the microfiltration of floc. NOM-research: innovation and Applications for Drinking Water Treatment*. Victor Harbor, Australia, March 2 - 5.
- LORZ, C. (1999): *Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge*. UFZ-Bericht (Dissertation) 14.
- LTV (2003a): *Situationsbericht Carlsfeld*, unveröffentlicht.
- LTV (2003b): *Situationsbericht Muldenberg*, unveröffentlicht.
- LUNDIN, L.; LODE, E. (2004): *Wetland after peat cutting - impacts on water chemistry*. In: PÄIVÄNEN, J. (Hrsg.), *Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Bog Congress*, Bd. 1, Tampere / Finland, S. 391 – 397.
- MAASSEN, S. (2003): *Vergleichende Untersuchungen über den potentiellen Eintrag von Nährstoffen in den Wasserkörper von Talsperren durch Freisetzung aus dem Sediment*. Dissertation, TU Dresden.
- MACCARTHY, P. (1989): *Aquatic humic substances and their influence on the fate and treatment of pollutants*. In: SUFFET, I. H.; MACCARTHY, P. (Hrsg.), *Aquatic humic substances. Influence on the fate and treatment of pollutants*, Nr. 219 in Advances in chemistry, Kap. Introduction, American Chemical Society, Washington, DC., S. xvii – xxxi.
- MATSUI, Y.; FUKUDA, Y.; MURASE, R.; AOKI, N.; MIMA, S.; INOUE, T.; MATSUSHITA, T. (2004): *Micro-grinded PAC for effective NOM removal NOM-research: innovation and Applications for Drinking Water Treatment*. Victor Harbor, Australia, March 2 - 5.
- MCCARTNEY, A. G.; HARRIMAN, R.; WATT, A. W.; MOORE, D. W.; TAYLOR, E. M.; COLLEN, P.; KEAY, E. J. (2003): *Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (Salmo trutta) survival*. The Science of the Total Environment 310, S. 133 – 141.

- MEHLING, A. (2001): *Untersuchungen zur Charakterisierung von Huminstoffen in einem Trinkwasser-Aufbereitungssystem*. Berichte aus der Chemie, Analytische Chemie, Shaker Verlag, Aachen.
- MEISSNER, R.; RUPP, H.; LEINWEBER, P. (2003): *Re-wetting of fen soils and changes in water quality - experimental results and further research needs*. Journal of Water and Land Development 7, S. 75 – 91.
- MICHALZIK, B.; TIPPING, E.; MULDER, J.; LANCHO, C. J. F.; MATZNER, E.; BRYANT, C. L.; CLARKE, N.; LOFTS, S.; ESTEBAN, M. A. V. (2003): *Modelling the production and transport of dissolved organic carbon in forest soils*. Biogeochemistry 66, S. 241 – 264.
- MÜLLER, U.; WRICKE, B.; BALDAUF, G.; SONTHEIMER, H. (1993): *THM- Bildung bei der Trinkwasseraufbereitung*. Vom Wasser 80, S. 193 – 209.
- MOORE, T. R. (1987): *Dissolved organic Carbon in forested and cutover drainage basins, Westland, New Zealand*. In: SWANSON, R. H.; BERNIER, P. Y.; WOODARD, P. D. (Hrsg.), *Forest Hydrology and Watershed Management*, IAHS Press, Wallingford, NZ, S. 481 – 487.
- MULHOLLAND, P. J.; DAHM, C. N.; DAVID, M. B.; DI TORIO, D. M.; FISHER, T. R.; HEMOND, K. F.; KÖGEL-KNABNER, I.; MEYBECK, M. H.; MEYER, J. L.; SEDELL, J. R. (1990): *What are the temporal and spatial variations of organic acids at the ecosystem level?*. In: PERDUE, E. M.; GJESSING, E. T. (Hrsg.), *Organic Acids in Aquatic Ecosystems*, Springer Verlag, S. 315 – 329.
- MUTTIAH, R. S.; WURBS, R. A. (2002): *Scale-dependent soil and climate variability effects on watershed water balance of the SWAT model*. Journal of Hydrology 256, S. 264 – 285.
- NEBE, W.; ROLOFF, A.; VOGEL, M. (Hrsg.) (1998): *Untersuchung von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage für einen ökologisch begründeten Waldumbau*. Forstwissenschaftliche Beiträge 4, (gefördert durch BMBF, 0339464B).
- NEFF, J. C.; ASNER, G. P. (2001): *Dissolved Organic Carbon in Terrestrial Ecosystems: Synthesis and a Model*. Ecosystems 4, S. 29 – 48.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. (2001): *Soil And Water Assessment Tool Users Manual Version 2000*. Grassland Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Temple Texas.
- NORDTEST (2003): *Increase in colour and amount of organic matter in surface waters*. Position Paper 009 of NORDTEST, www.nordtest.org, unveröffentlicht.
- ØDEGAARD, H. (Hrsg.) (1999): *Removal of humic substances from water*. Elsevier science, Selected proceedings of the IAWQ-IWSA International conference on removal of humic substances from water, held in Trondheim, Norway, 24-26 June.
- PARTON, W. J.; SCHIMEL, D. S.; COLE, C. V.; OJIMA, D. S. (1987): *Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands*. Soil Science Society of America Journal 51, S. 1173 – 1179.
- PETROSCHKA, M. (2004): *Auswertung von Luftbildern zur Abschätzung der Änderung des Waldbestandes im TEG Radni potok des Trinkwasserspeichers Fláje (ČR)*. Großer Beleg, Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl Landschaftslehre/Geoökologie .

- PRIKRYL, I.; BENEDOVA, Z.; HRUSKA, J.; KRÖPFELOVA, L.; KOSIK, M.; PECHAR, L.; POKORNY, J.; SULCOVA, J. (2004): *Auswertung von Trends bei der langfristigen Entwicklung der Wasserqualität im Trinkwasserspeicher Fläje nach CHSK- und Huminstoffindikatoren und Vorschlag von Vorgehensweisen zur Verbesserung der Wasserqualität*. Studie im Auftrag des Bezirkes Usti (unveröff.), ENKI o.p.s., Trebon.
- ÅBERG, J.; BERGSTRÖM, A. K.; ALGESTEN, G.; SÖDERBACK, K.; JANSSON, M. (2004): *A comparison of the carbon balances of a nature lake (L. Örträsket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden*. Water Research 38, S. 531 – 538.
- REINSTORF, F. (1995): *Der Einfluß atmosphärischer Stoffeinträge, insbesondere von Stickstoff, auf die Abflußbeschaffenheit bewaldeter Flächen, dargestellt am Beispiel eines Wassereinzugsgebietes im Mittleren Erzgebirge*. Dissertation, TU Dresden.
- RÜHLE, E. (1971): *Sedimentuntersuchungen an Trinkwassertalsperren des Erzgebirges*. Dissertation, TU Dresden.
- ROBERTS, M. G.; TOBIASON, J. E. (2003): *NOM Modelling for an oligotrophic water supply reservoir*. In: AWWA (Hrsg.), *WQTC Conference*, American Water Works Association, S. 1 – 19.
- SACHS, L. (2004): *Angewandte Statistik*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 11. Aufl.
- SALLANTAU, T. (2004): *Hydrochemical impacts set constraints on mire restoration*. In: PÄIVÄNEN, J. (Hrsg.), *Wise Use of Peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Bog Congress*, Bd. 1, Tampere / Finland, S. 68 – 73.
- SCHAUMANN, G. (1998): *Kinetische Untersuchungen an Bodenmaterial am Beispiel der Freisetzung von organischen Substanzen und Ionen*, Bd. 31 von *Bodenökologie und Boden-genese*. Technische Universität Berlin Selbstverlag, Berlin.
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag, Stuttgart, 14. Aufl.
- SCHEITHAUER, J. (2000): *Landschaftshaushaltliche Untersuchungen im Einzugsgebiet des Rauschenbaches (Osterzgebirge) unter besonderer Berücksichtigung von Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässer*. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Institut für Geographie, Dresden.
- SCHEITHAUER, J.; GRUNEWALD, K. (2005): *Ökologische Entwicklung im ehemaligen Schwarzen Dreieck - Beispielregion oberes Osterzgebirge*. Manuskript zum Projekt "Ökologische Problemzonen Deutschlands" der Dt. Akademie f. Landeskunde, Sektion "Ökologische Landschaftsanalyse und Umweltbewertung", 20 S. (in Vorbereitung).
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H. P.; STAHR, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler*. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien, 2. Aufl.
- SCHMIDT, W.; BÖHME, U.; BRAUCH, H. J. (1994): *Nebenprodukte der Desinfektion: Chlorit, Chlorat, Bromat und Jodat - Entstehung und Bewertung bei der Trinkwasseraufbereitung in den neuen Bundesländern*. DVGW-Schriftenreihe Wasser 86, S. 285 – 301.
- SCHMIDT, W.; BÖHME, U.; BRAUCH, H. J. (1999): *The Impact of Natural Organic Matter on the Formation of Inorganic Disinfection By-Products*. In: FIELDING, M.; FARRIMOND, M. (Hrsg.), *Disinfection by-products in drinking water*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, S. 31 – 45.

- SCHMITT, D.; SARAVIA, F.; FRIMMEL, F. H.; SCHUESSLER, W. (2003): *NOM-facilitated transport of metal ions in aquifers: importance of complex-dissociation kinetics and colloid formation*. Water research 37, S. 3541 – 3550.
- SCHÖNWIESE, C. D. (2000): *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- SÄCHSISCHES WASSERGESETZ (1998): *Sächsisches Wassergesetz*. Neufassung vom 21.07.1998. Sächs. Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 15, 20.08.1998, Dresden.
- SÄCHSNATSCHG (1995): *Sächsisches Naturschutzgesetz in der Fassung vom 11. Oktober 1994*. In: Naturschutzrecht. Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder, C. H. Beck-Verlag, München, 7. Aufl.
- SCHULZ, E. (2002): *Bodenuntersuchung - Methodenbuch I, C und N im Heißwassereextrakt*. VDLUFA-Verlag, 4. Teillfg., Darmstadt.
- SCHULZE, S. (2005): *Modellierung des Wasserhaushaltes von Hochmooren im Erzgebirge mit dem Modell BROOK90 am Beispiel von drei Testgebieten*. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Geographie, Dresden.
- SCHWÖRBEL, J. (1999): *Einführung in die Limnologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, 8. Aufl.
- SEMOV, M.; BARROW, E. M. (1997): *Use of a stochastic weather generator in the development of climate change scenarios*. Climatic Change 35, S. 397 – 414.
- SEMOV, M. A.; BARROW, E. M. (2002): *LARS-WG, A Stochastic Weather Generator for Use in Climate Impact Studies, Version 3.0, User Manual*. Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire, AL52JQ, UK.
- SHEPHERD, B.; HARPER, D.; MILLINGTON, A. (1999): *Modelling catchment-scale nutrient transport to watercourses in the U.K.*. Hydrobiologia 395-396, S. 227 – 237.
- SLOBODDA, S. (1998): *Entstehung, Nutzungsgeschichte, Pflege- und Entwicklungsgrundsätze für erzgebirgische Hochmoore*. In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.), *Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge*, Dresden, S. 10 – 30.
- SMUL (Hrsg.) (2002): *Waldzustandsbericht 2002*. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- SMUL (Hrsg.) (2005): *Klimawandel in Sachsen*. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- SOULSBY, C.; GIBBINS, C.; WADE, A. J.; SMART, R.; HELLIWELL, R. (2002): *Water quality in the Scottish uplands: a hydrological perspective on catchment hydrochemistry*. The Science of the Total Environment 294, S. 73 – 94.
- STEINBERG, C. (2000): *Biogeochemische Regulation in limnischen Ökosystemen: Zur ökologischen Bedeutung von Huminstoffen*. In: STEINBERG, C.; CALMANO, W.; KLAPPER, H.; WILKEN, R. D. (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie*, 11. Erg. Lfg., 1. Teil.
- STEINBERG, C. (2001a): *Die lange vernachlässigte ökologische Regulation in Binnengewässern: Gelöste Huminstoffe - Teil I: Wo liegt das Problem?*. Wasser & Boden 53, S. 41 – 43.

- STEINBERG, C.; SACHSE, A.; GELBRECHT, J. (2002): *Gelöste Huminstoffe - Teil 3: Geochemische Verbindungen von Land und Gewässer*. Wasser & Boden 54, S. 71 – 76.
- STEINBERG, C.; SCHÖNFELDER, I. (2001): *Ökologische Regulation in Binnengewässern: Gelöste Huminstoffe - II: Klimaeinflüsse*. Wasser & Boden 53, S. 37 – 41.
- STEINBERG, C. E. W. (2001b): *Biogeochemische Regulation in limnischen Ökosystemen: Zur ökologischen Bedeutung von Huminstoffen*. In: STEINBERG, C. E. W.; CALMANO, W.; KLAPPER, H.; WILKEN, R. D. (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie*, ecomed-Verlag, Landsberg/Lech.
- STEINBERG, C. E. W. (2003): *Ecology of Humic Substances in Freshwaters*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- STEINHARDT, U.; VOLK, M. (2003): *Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution*. Ecological Modelling 168, S. 251 – 265.
- STRAND, L. T.; ABRAHAMSEN, G.; STUANES, A. O. (2002): *Leaching from organic matter-rich soils by rain of different qualities: I. Concentrations*. J. Environ. Qual. 31, S. 547 – 556.
- SUCCOW, M.; JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 2. Aufl.
- ŚWIETLIK, J.; DABROWSKA, A.; RACZYK-STANISLAWIAK, U.; NAWROCKI, J. (2004): *Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone*. Water research 38, S. 547 – 558.
- TIPPING, E.; REY-CASTRO, C.; BRYAN, S. E.; HAMILTON-TAYLOR, J. (2002): *Al(III) and Fe(III) binding by humic substances in freshwaters, and implications for trace metal speciation*. Geochim. Cosmochim. Acta 66, S. 3211 – 3224.
- TRANVIK, L. J. (2003): *Microbial and photochemical degradation of dissolved organic matter*. In: *Workshop on: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Sørnesset, Atnasjøen, unveröffentlicht.
- TUHKANEN, T. (2003): *Removal of DNOM in the different stages of the drinking water treatment process*. In: *Workshop on: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Sørnesset, Atnasjøen, unveröffentlicht.
- UHLMANN, D.; HORN, W. (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer. Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- VAN DER KOOLJ, D.; VEENENDAAL, H. R. (1995): *Determination of the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water with growth measurements using pure bacterial cultures*. The AOC Manual, KIWA, Netherlands.
- VOGT, R. D.; GJESSING, E. T. (2003): *Effect of acid rain and climate on TOC and the functional characteristics of NOM*. In: *Workshop on: Changes in Quality and Quantity of dissolved NOM; Causes and Consequences*, Sørnesset, Atnasjøen, unveröffentlicht.
- ŽIVOTNÍ PROSTŮEDÍ MOSTECKA (2005): *Vodní dílo Fláje*, URL <http://cd.ecmost.cz/data/voda/nadrze/flaje.htm>, 05.01.2005.
- WASER, M. J.; ROBARTS, R. D. (2004): *Photodegradation of DOC in a shallow prairie wetland: evidence from seasonal changes in DOC optical properties and chemical characteristics*. Biogeochemistry 69, S. 263 – 284.

- WATTS, C. D.; NADEN, P. S.; MACHELL, J.; BARKS, J. (2001): *Long term variation in water colour from Yorkshire catchment*. The Science of the Total Environment 278, S. 57 – 72.
- WEBER, A.; FOHRER, N.; MÖLLER, D. (2001): *Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors - effects on landscape structures and functions*. Ecological Modelling 140, S. 125 – 140.
- WILLMITZER, H. (1994): *Die Bedeutung der Biologie in der Trinkwasserversorgung aus Talsperren*. Academic Book Centre, De Lier.
- WORRALL, F.; BURT, T. (2005): *Predicting the future flux from upland peat catchments*. Journal of Hydrology 300, S. 126 – 139.
- ZEPP, R. G. (1988): *Environmental Photoprocesses Involving Natural Organic Matter*. In: FRIMMEL, F. H.; CHRISTMAN, R. F. (Hrsg.), *Humic Substances and Their Role in the Environment*, Bd. 41 von *Life sciences research report*, Wiley, Chichester, S. 193 – 214.

A. Tabellen

A.1. Messnetze

Tabelle A.1.: Beprobung Messnetz Rauschenbach

Messtelle	Gewässer	EG / TEG	Zeitraum
RB1	Rauschenbach	Rauschenbach	16.05.01 - 02.10.04
RB2	Weißer Fluss	Weißer Fluss	16.05.01 - 02.10.04
RB3	Rauschenbach (Teilabschnitt)	Rauschenbach oh. Zufluss Za kostelem	16.05.01 - 15.05.02
RB4	Rauschenbach (Teilabschnitt)	Rauschenbach oh. Zufluss U celnice	16.05.01 - 15.05.02
RB5	U celnice	U celnice	16.05.01 - 15.05.02
RB6	Salzflüßchen	Salzflüßchen	16.05.01 - 28.11.04
RB7	Grabenzufluss	Salzflüßchen	16.05.01 - 13.06.02
RB8	Grabenzufluss	Salzflüßchen	16.05.01 - 15.05.02
RB9	Grabenzufluss	Salzflüßchen	16.05.01 - 13.06.02
RB10	Lesni potok	Lesni potok	16.05.01 - 15.05.02
RB11	Pfützenbächel	Pfützenbächel	16.05.01 - 15.05.02
RB12	Bystry potok	Bystry potok	16.05.01 - 15.05.02

EG=Einzugsgebiet; TEG=Teileinzugsgebiet

Tabelle A.2.: Beprobung Messnetz Fláje

Messtelle	Gewässer	EG / TEG	Zeitraum
FL1	Zamecký potok	O Zamecku	21.06.2001
FL2	Od silnice	Od silnice	21.06.01 - 24.02.04
FL3	Rašelinik	Rašelinik	21.06.01 - 24.02.04
FL4	Pravostranny do Rašelinik	Pravostranny do Rašelinik	21.06.01 - 24.02.04
FL5	Levostranny do Rašelinik	Levostranny do Rašelinik	21.06.01 - 24.02.04
FL6	Radni potok	Radni potok	21.06.01 - 24.02.04
FL7	Flájský potok	Flájský potok	21.06.01 - 24.02.04
FL8	Mackovský potok	Mackovský potok	21.06.01 - 24.02.04
FL9	Od kamennehu vrchu	Od kamennehu vrchu	21.06.01 - 24.02.04

Tabelle A.3.: Beprobung Messnetz Muldenberg

Messtelle	Gewässer	EG / TEG	Zeitraum
SB	Saubach	Saubach/Flößgraben	09.05.01 - 06.01.04
HB	Hämmerlingsbach	Hämmerlingsweg	09.05.01 - 06.01.04
WM1	Weißer Mulde	Weißer Mulde	09.05.01 - 06.01.04
WM2	Zufluss Weißer Mulde	Kottenheide	09.05.01 - 03.12.03
WM3	Zufluss Weißer Mulde	Unterer Muldenteich	09.05.01 - 03.12.03
RM1	Rote Mulde	Rote Mulde	09.05.01 - 06.01.04
RM2	Zufluss Rote Mulde	Neuwaldweg	09.05.01 - 03.12.03
RM3	Zufluss Weißer Mulde	Schöneck	09.05.01 - 03.12.03
RM4	Zufluss Weißer Mulde	Muldenstraße	09.05.01 - 03.12.03

EG=Einzugsgebiet; TEG=Teileinzugsgebiet

Tabelle A.4.: Beprobung Messnetz Carlsfeld

Messtelle	Gewässer	EG / TEG	Zeitraum
CF1	Bach von Ost	Bach von Ost	22.04.02 - 26.04.04
CF2	Bach von Süd Ost	Bach von Süd Ost	22.04.02 - 26.04.04
CF3	Wilzsch	Wilzsch	22.04.02 - 26.04.04

EG=Einzugsgebiet; TEG=Teileinzugsgebiet

A.2. Daten

Tabelle A.5.: Klimadaten des DWD und Meteorologischen Dienstes der Tschechischen Republik

Station	Stationstyp (nach DWD)	Zeitraum
Cämmerswalde	KL	1991 - 2003
Cämmerswalde	RR	1976 - 2003
Zinnwald	KL	1971 - 2003
Holzhausen	RR	1978 - 2003
Sayda	RR	1969 - 2003
Neuhausen	RR	1961 - 2003
Muldenberg	RR	1991 - 2003
Carlsfeld	KL	1995 - 2003
Carlsfeld	RR	1991 - 2003
Fichtelberg	KL	1960 - 2003
Plauen	KL	1960 - 2003
Bad Elster	KL	1991 - 2003
Kottenheide	RR	1960 - 2003
Rittersgrün	RR	1961 - 2003
Morgenröthe-Rautenkranz	RR	1969 - 2003
Sosa	RR	1970 - 2003
Česky Jiretin	RR	1991 - 2001
Kliný	KL	1991 - 2001
Nova Ves Horach	KL	1991 - 2001

KL=Klimastation; RR=Niederschlagsstation

Tabelle A.6.: Klimadaten der Landestalsperrenverwaltung

Stationsname	Zeitraum
TS Rauschenbach	1985 - 2003
TS Muldenberg	1944 - 2003

Tabelle A.7.: Flächendaten

Komponente	Raum	Datentyp	Quelle
Boden	EG TS Rauschenbach	WBK, MMK	LfUG Sachsen
		FSK Konzeptbodenkarte Südteil EG Rauschenbach	LFP Sachsen KITZE (2002)
	EG TS Fláje	Konzeptbodenkarte Wernsbach	KITZE (2003)
		Synthetische Bodenkarten 1:10.000 bis 1:200.000	VUMOP Prag Katedra puzoznactvi a geologie Praha UJEP Usti nad Labem
		Digitale Daten Forstwirtschaftlicher Institute	Lesý ČR s.p. Hauptgeschäftsstelle Hradec Kralove Forstwirtschaftliche Institute Brandys nad Labem und Jablonec nad Nisou
EG TS Muldenberg	WBK, MMK FSK	LfUG Sachsen LFP Sachsen	
EG TS Carlsfeld	FSK	LFP Sachsen	
Nutzung / Vegetation	EG TS Rauschenbach	Satellitenbildszene Landsat TM	Eurimage
	EG TS Fláje	Satellitenbildszene Landsat TM	Eurimage
		Luftbilder 1:10.000	Vojensky topograficky ustav (VTO-PU) Dobruska BAUMBERG (2002) PETROSKKA (2004)
	EG TS Muldenberg	TK 25	LVM Sachsen
	EG TS Carlsfeld	TK 25	LVM Sachsen
Relief	EG TS Rauschenbach	DHM	LVM Sachsen
	EG TS Muldenberg	DHM	LVM Sachsen
	EG TS Fláje	TK 25	LVM Sachsen
	EG TS Carlsfeld	TK 25	LVM Sachsen

B. Abbildungen

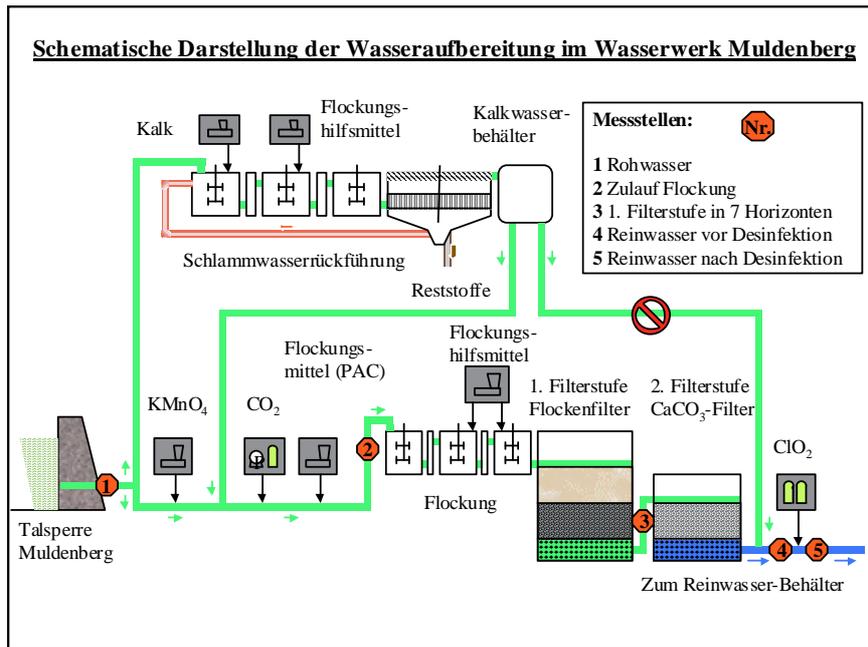


Abbildung B.1.: Schematische Darstellung der Wasseraufbereitung im Wasserwerk Muldenberg

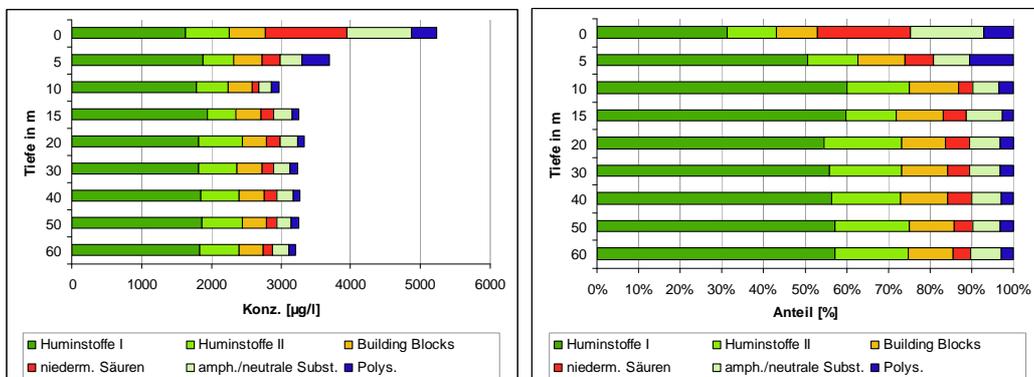


Abbildung B.2.: Tiefenprofil der Fraktionen des DOC in der Rappbodetalsperre am 13.08.2003

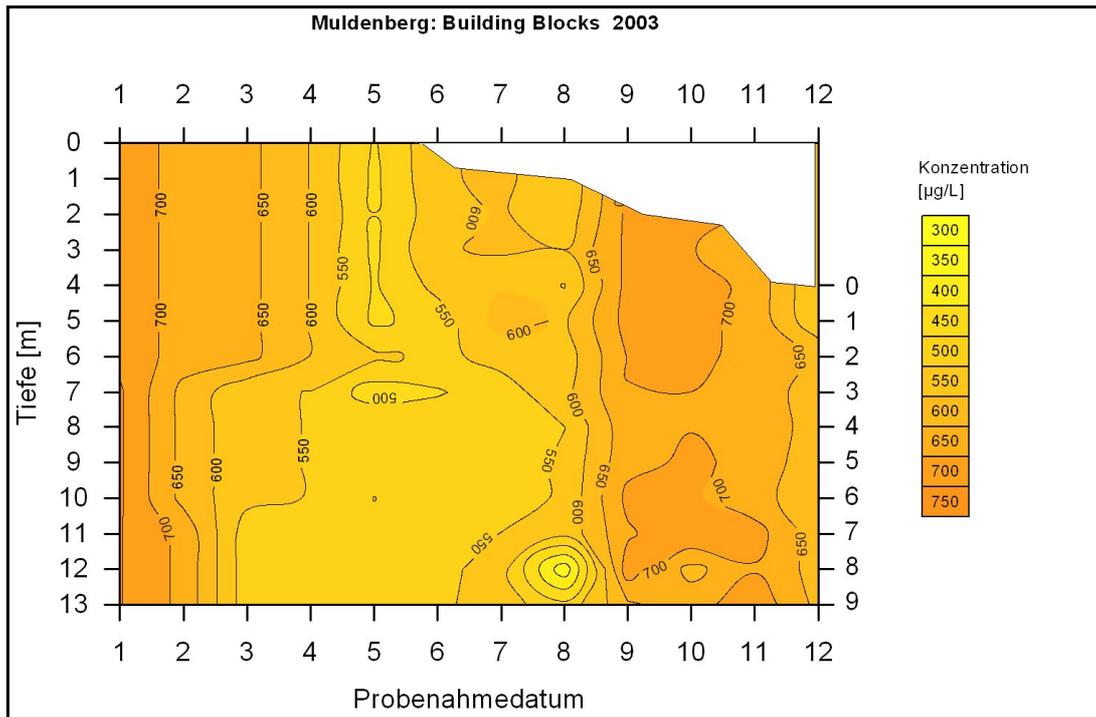


Abbildung B.3.: Verteilung der Building Blocks in Muldenberg 2003

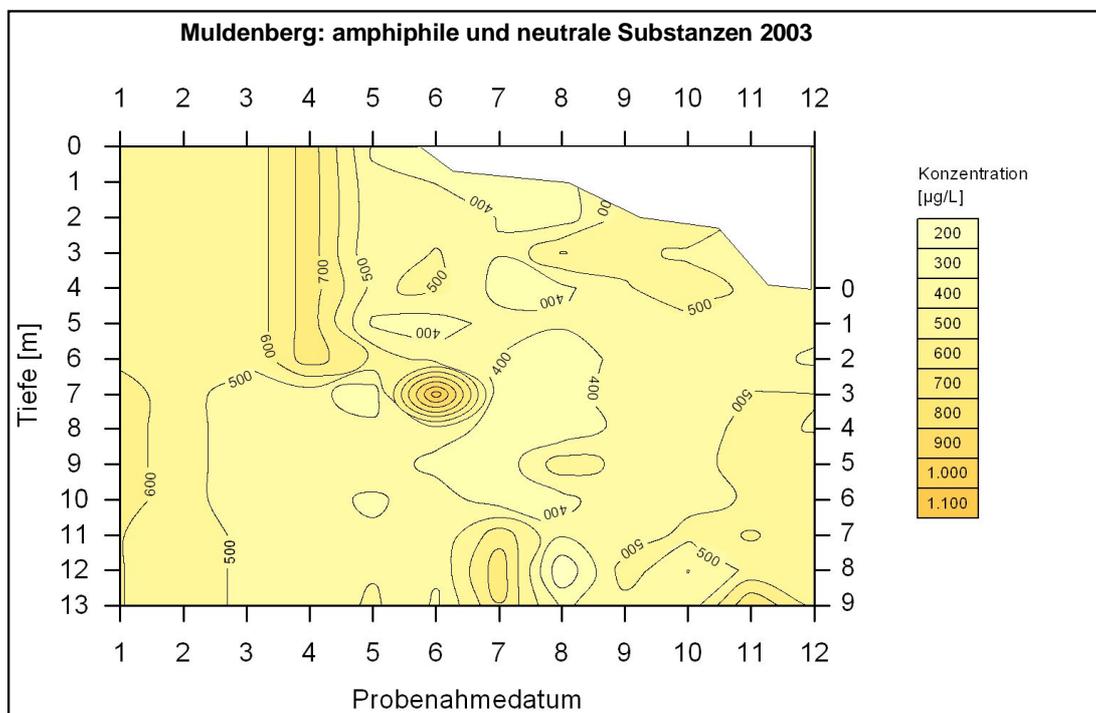


Abbildung B.4.: Verteilung der amphiphilen und neutralen Substanzen in Muldenberg 2003

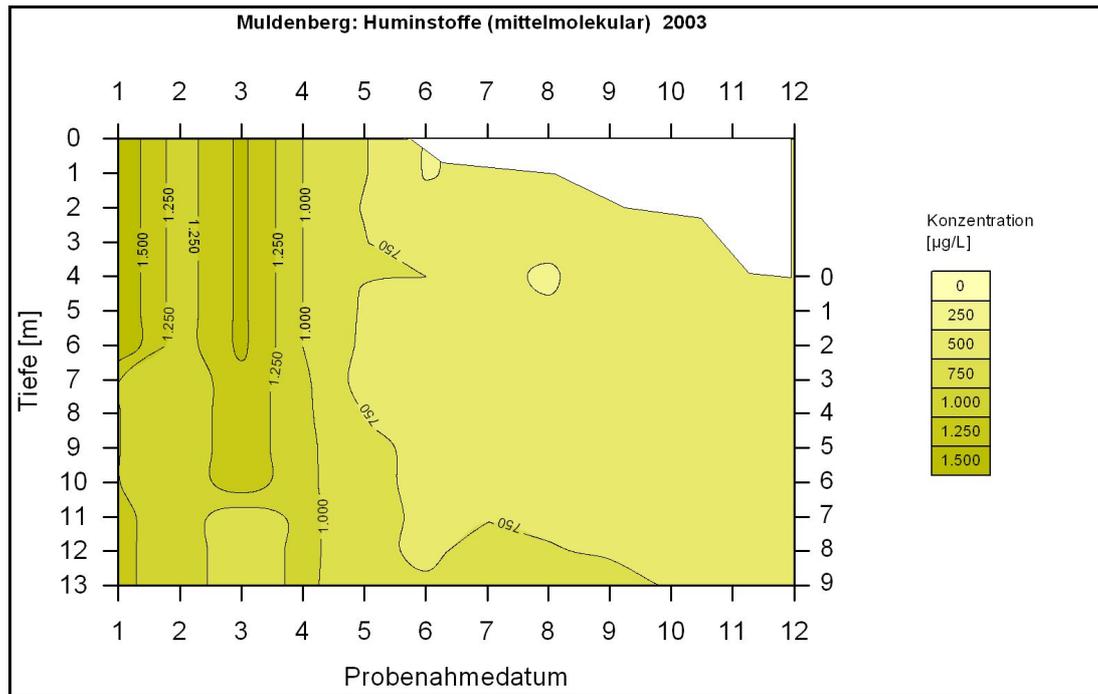


Abbildung B.5.: Verteilung der mittelmolekularen Huminstoffe in Muldenberg 2003

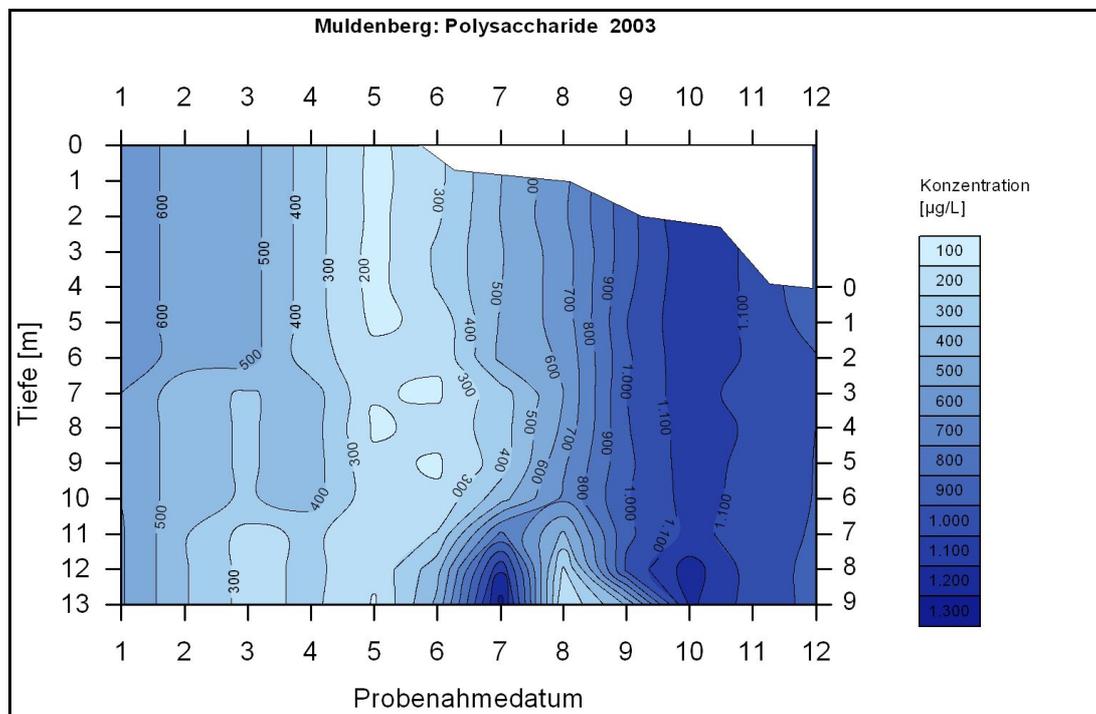


Abbildung B.6.: Verteilung der Polysaccharide in Muldenberg 2003

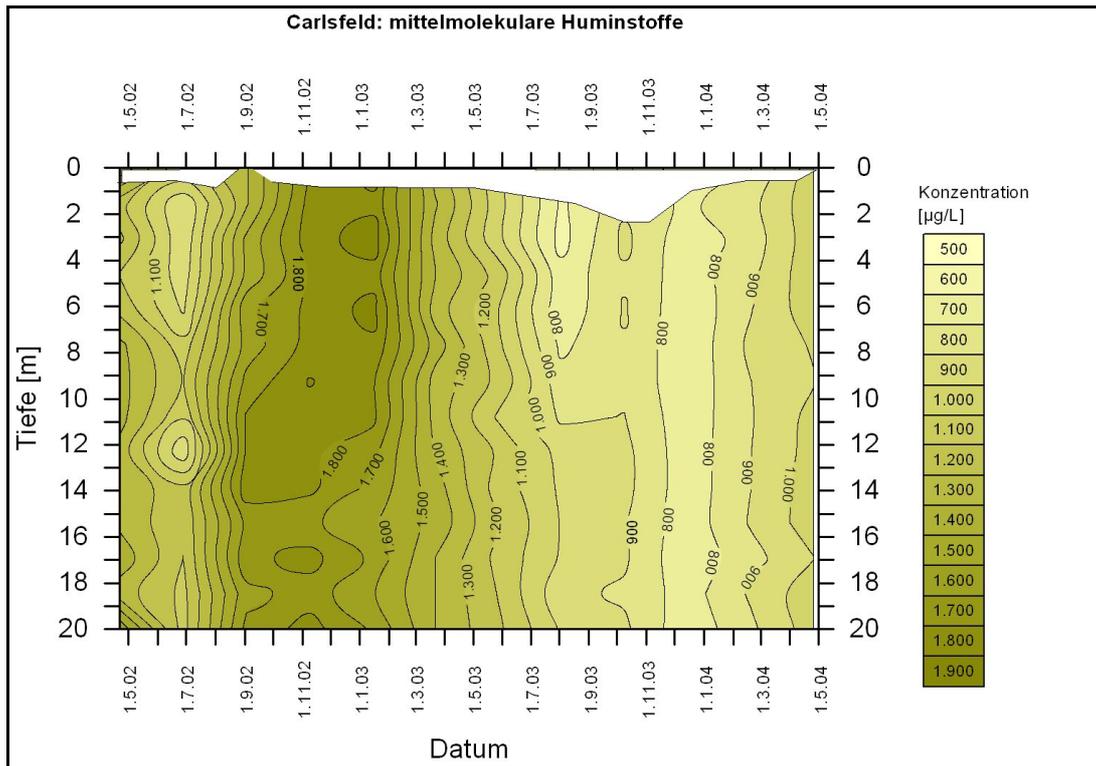


Abbildung B.7.: Verteilung der mittelmolekularen Huminstoffe in Carlsfeld 2002 - 2004

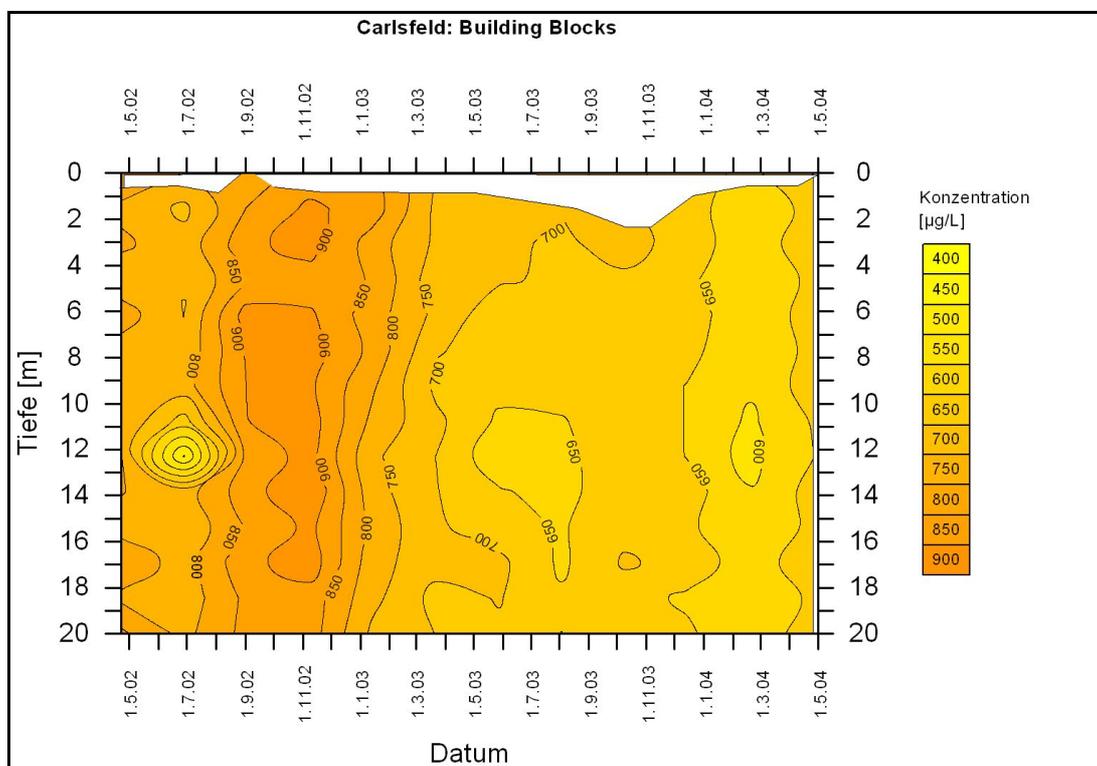


Abbildung B.8.: Verteilung der Building Blocks in Carlsfeld 2002 - 2004

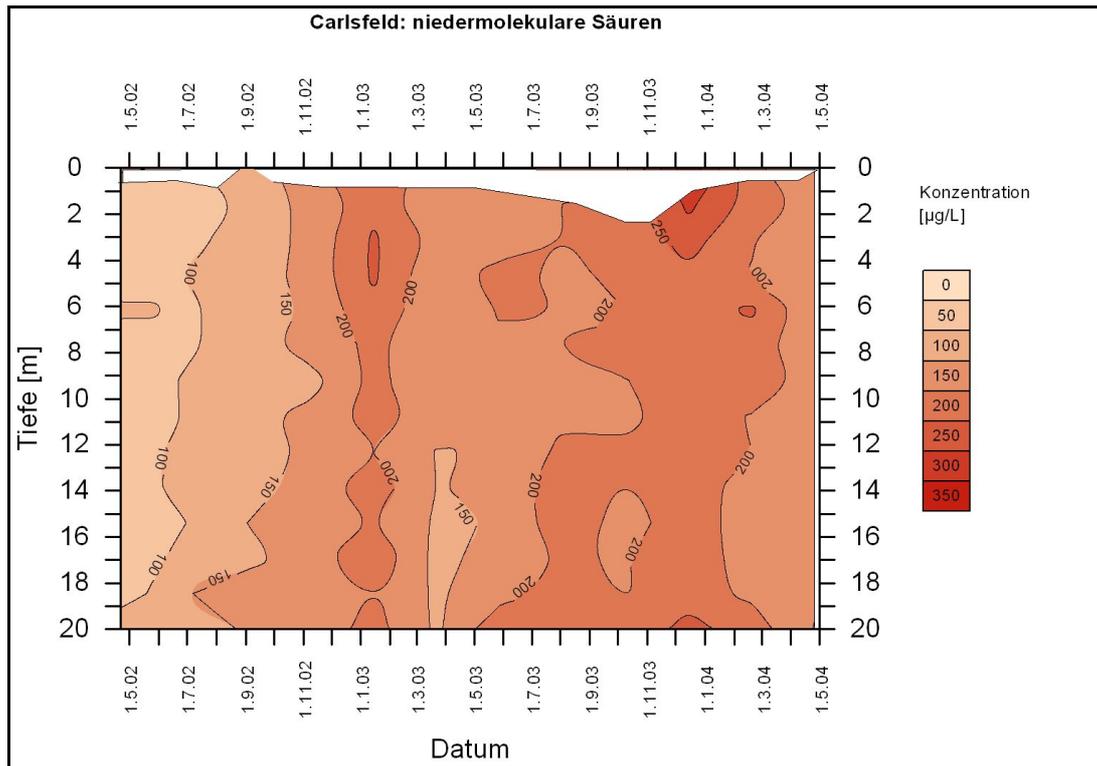


Abbildung B.9.: Verteilung der niedermolekularen Säuren in Carlsfeld 2002 - 2004

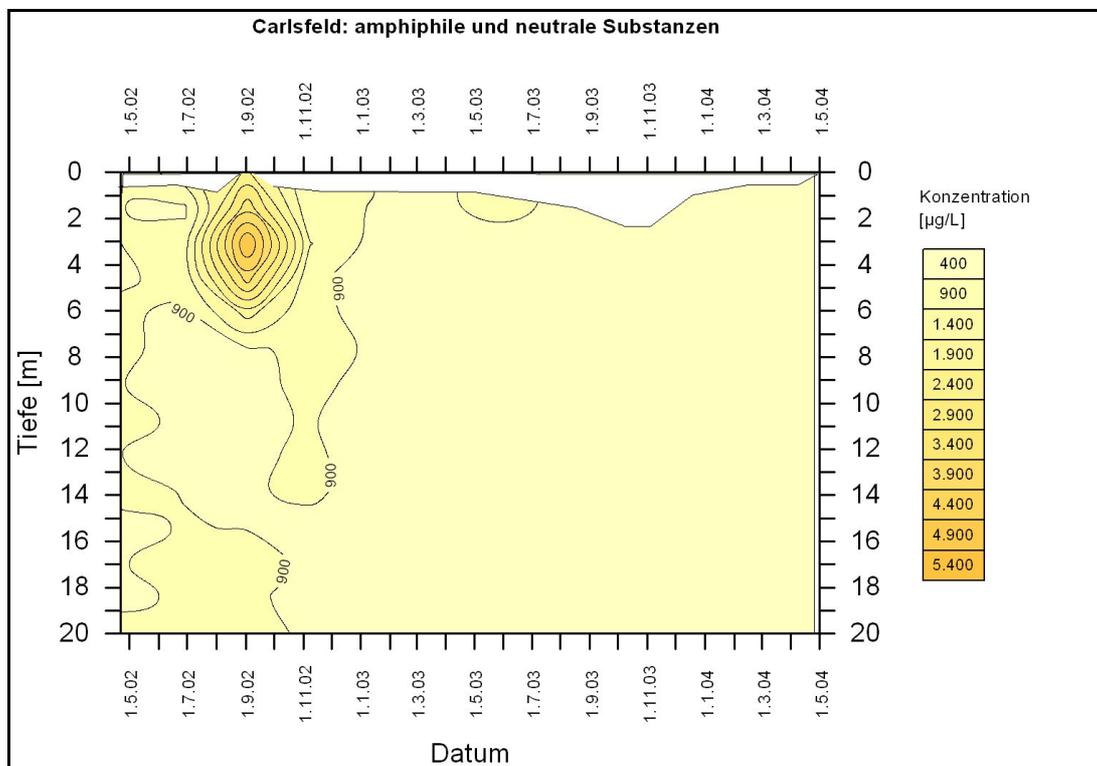


Abbildung B.10.: Verteilung der amphiphilen und neutralen Substanzen in Carlsfeld 2002 - 2004

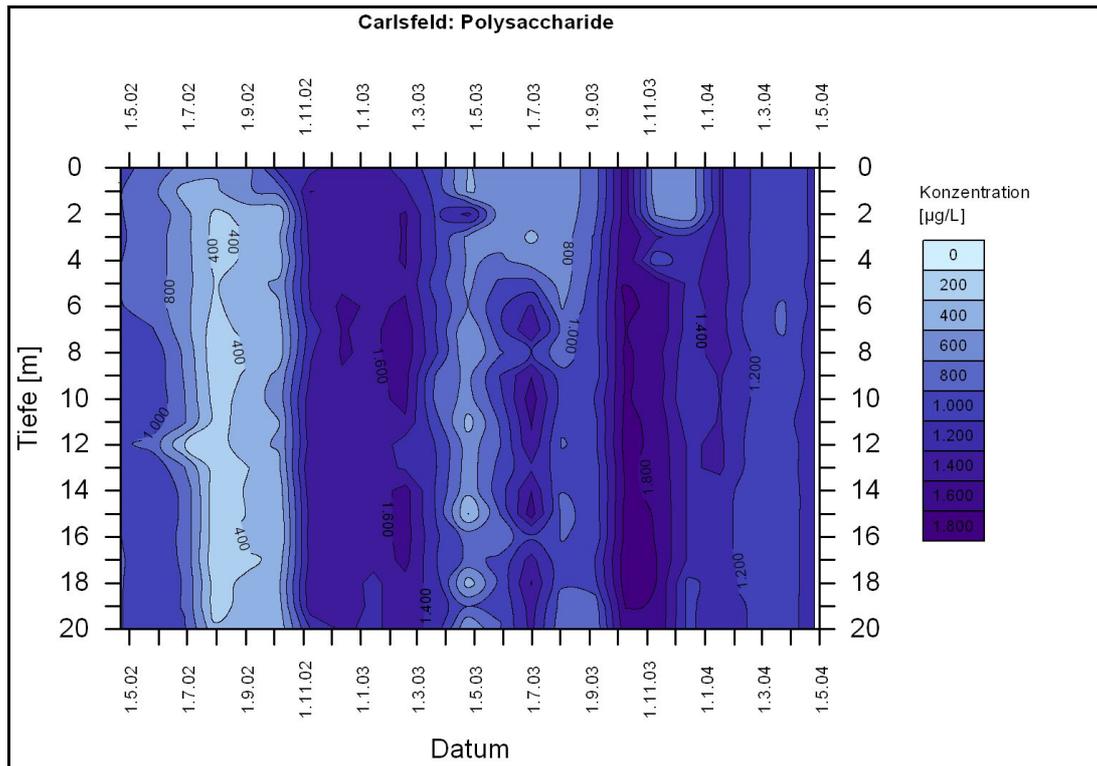


Abbildung B.11.: Verteilung der Polysaccharide in Carlsfeld 2002 - 2004

C. Übersichtskarten

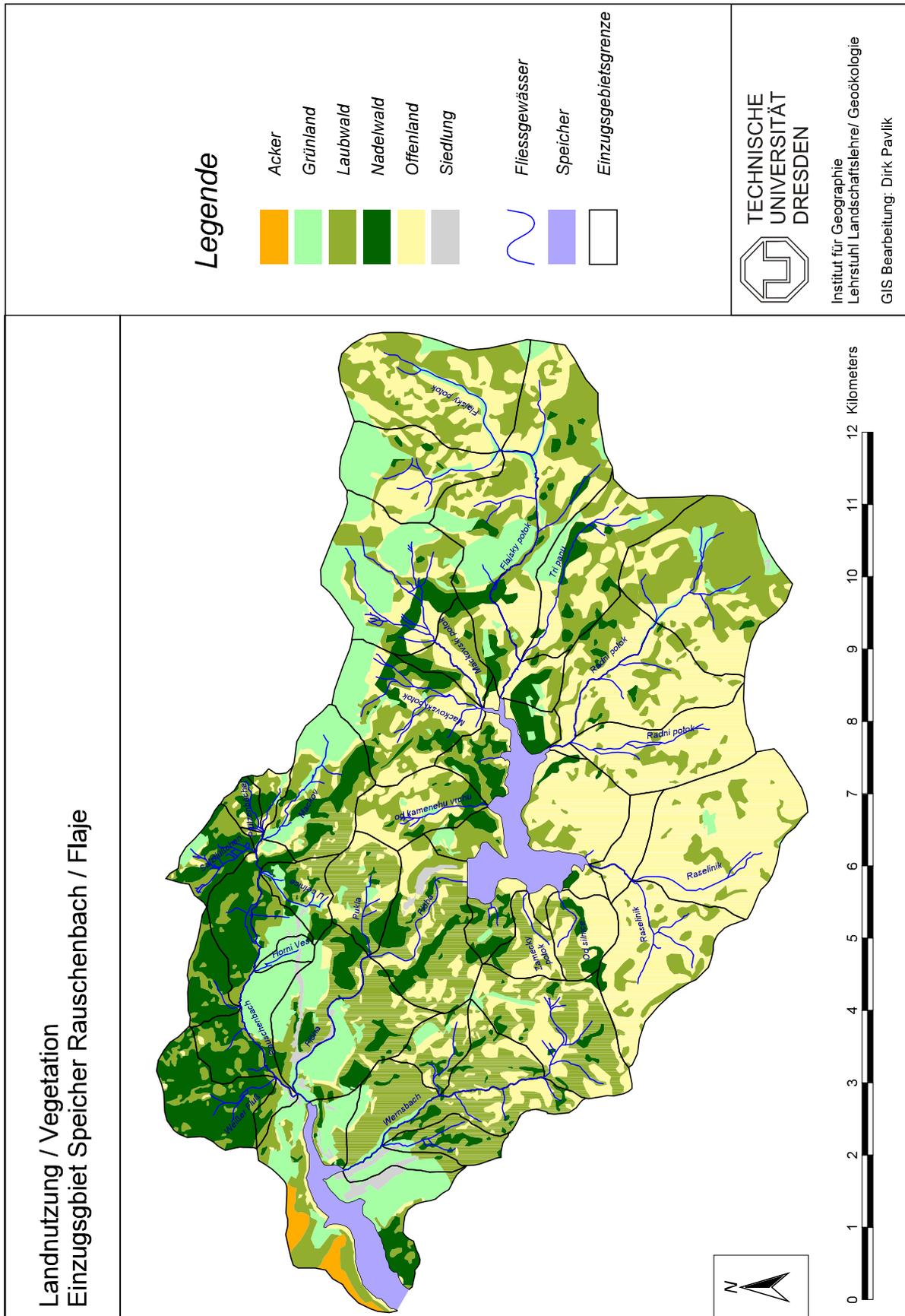


Abbildung C.1.: Landnutzung Einzugsgebiet Speicher Rauschenbach / Fläje

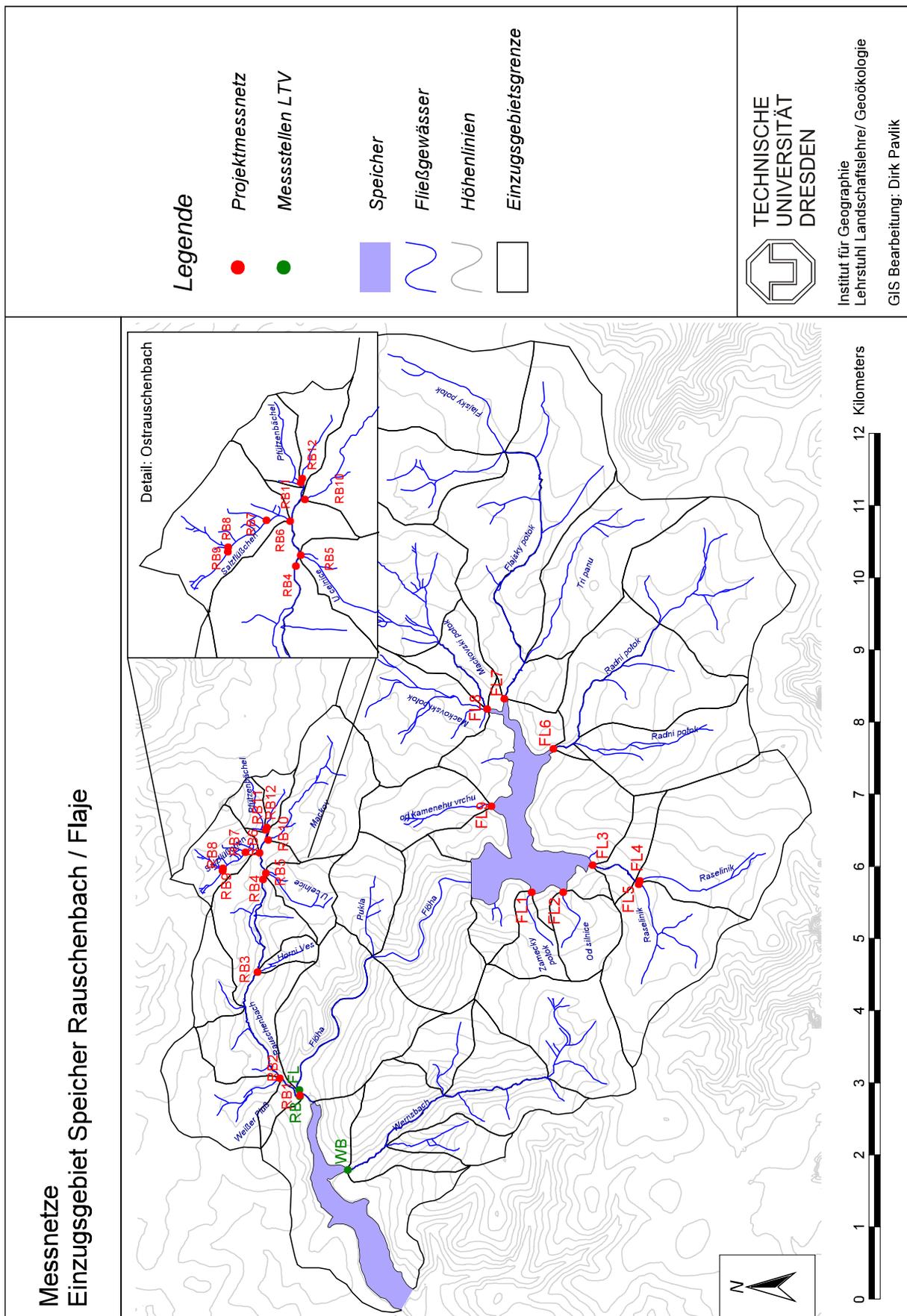


Abbildung C.2.: Messnetz Einzugsgebiet Speicher Rauschenbach / Fläje

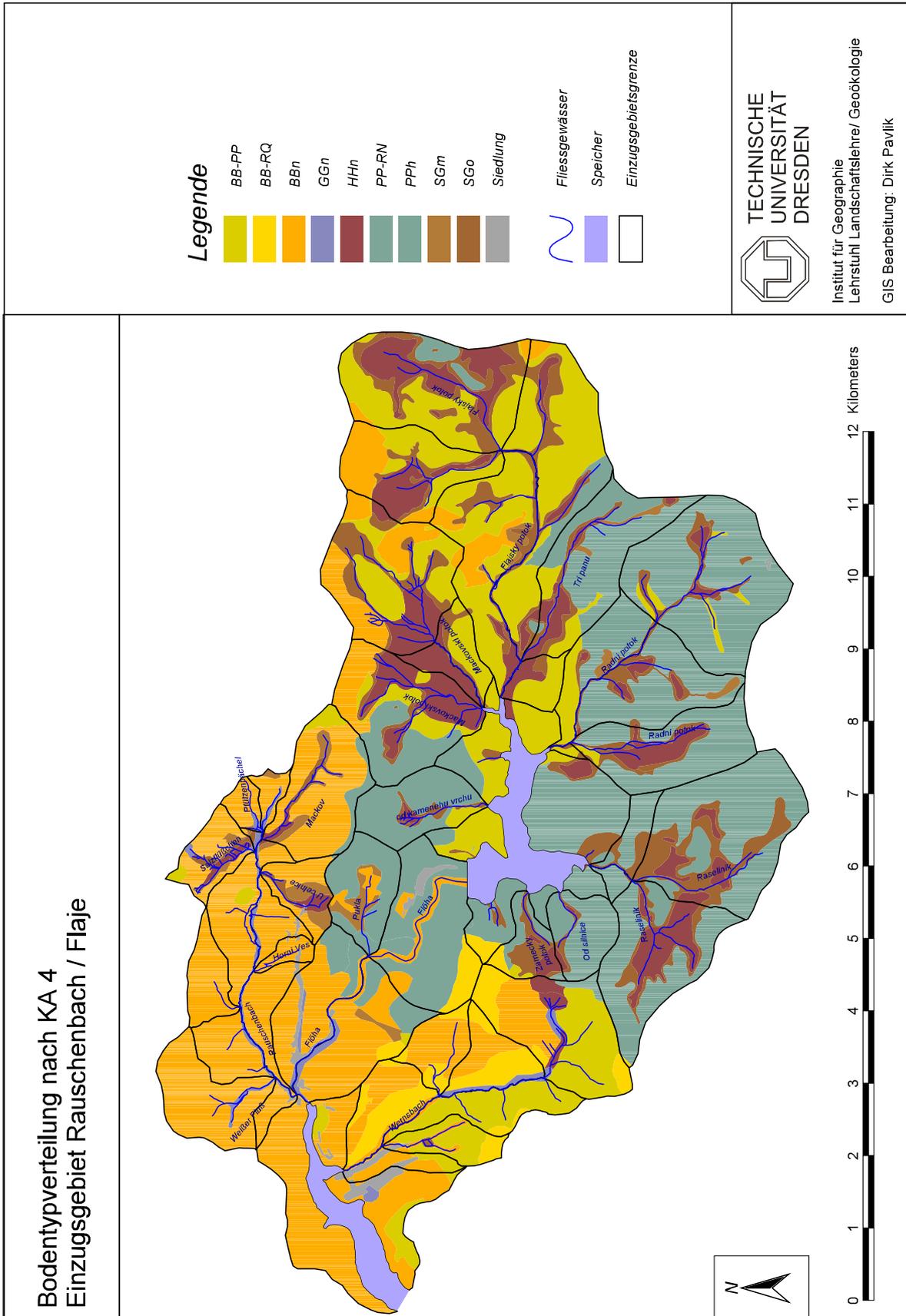


Abbildung C.3.: Bodentypverteilung Einzugsgebiet Rauschenbach / Fläje

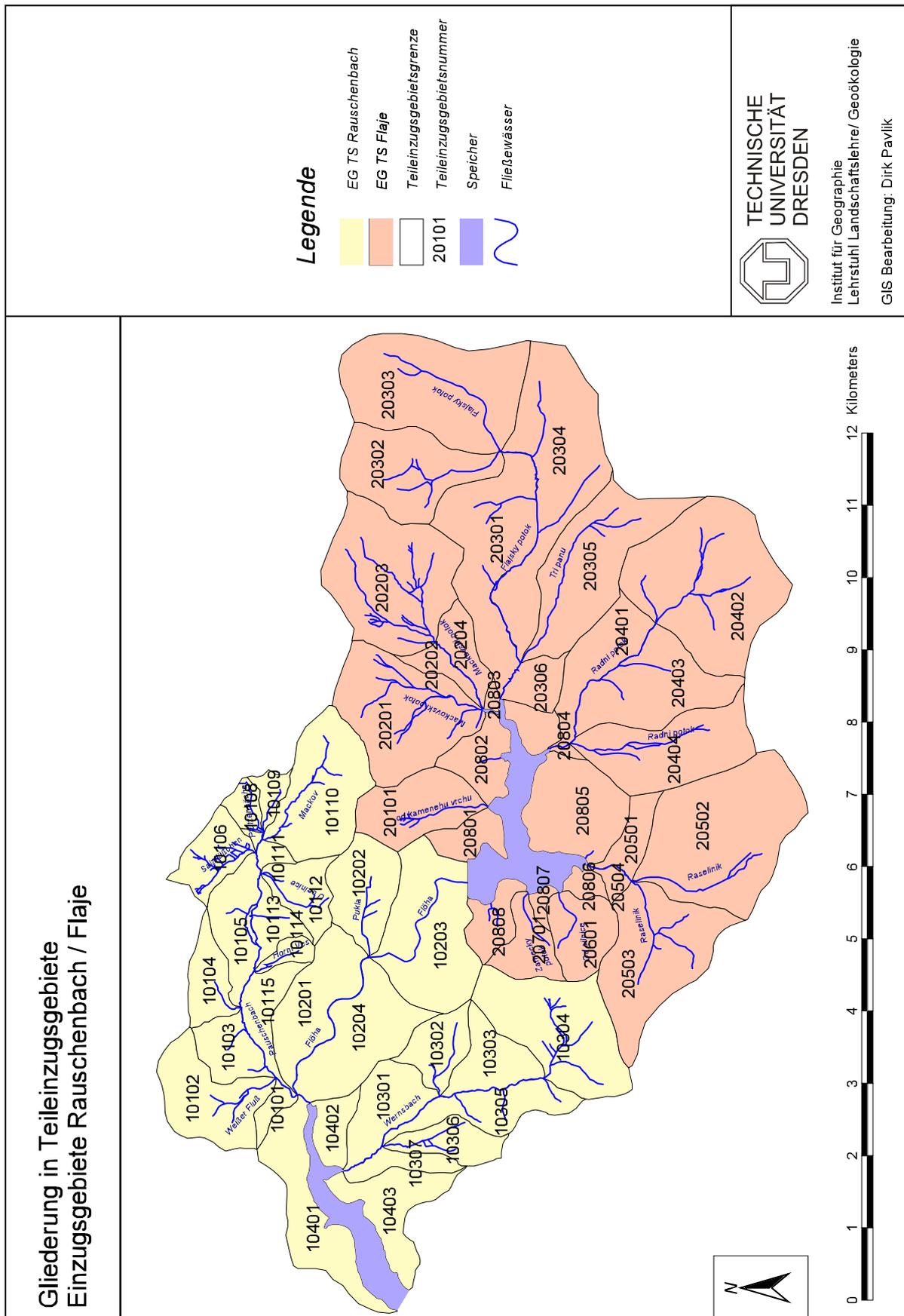


Abbildung C.4.: Gliederung in Teileinzugsgebiete, Einzugsgebiet Speicher Rauschenbach / Fläje

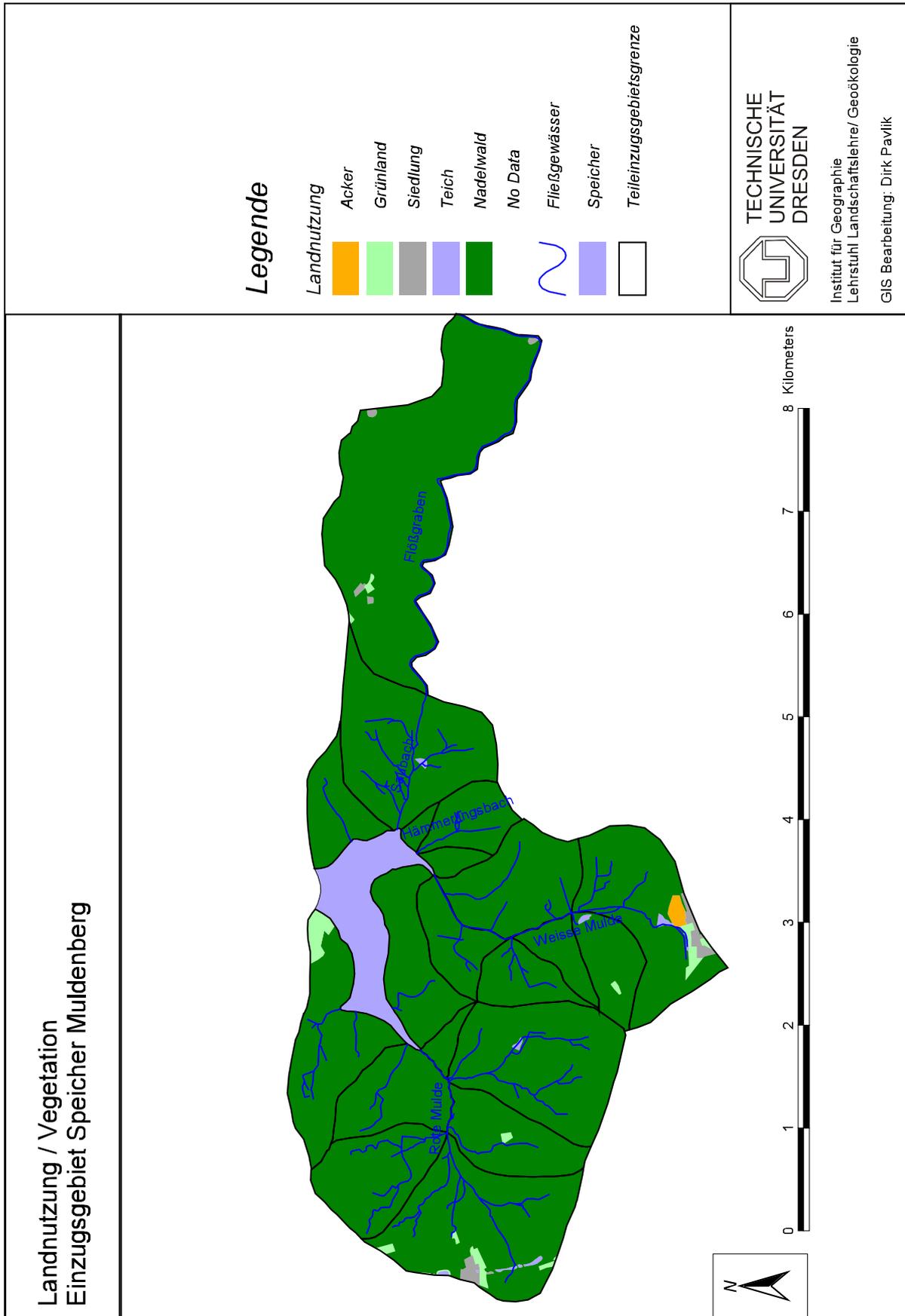


Abbildung C.5.: Landnutzung , Einzugsgebiet Speicher Muldenberg

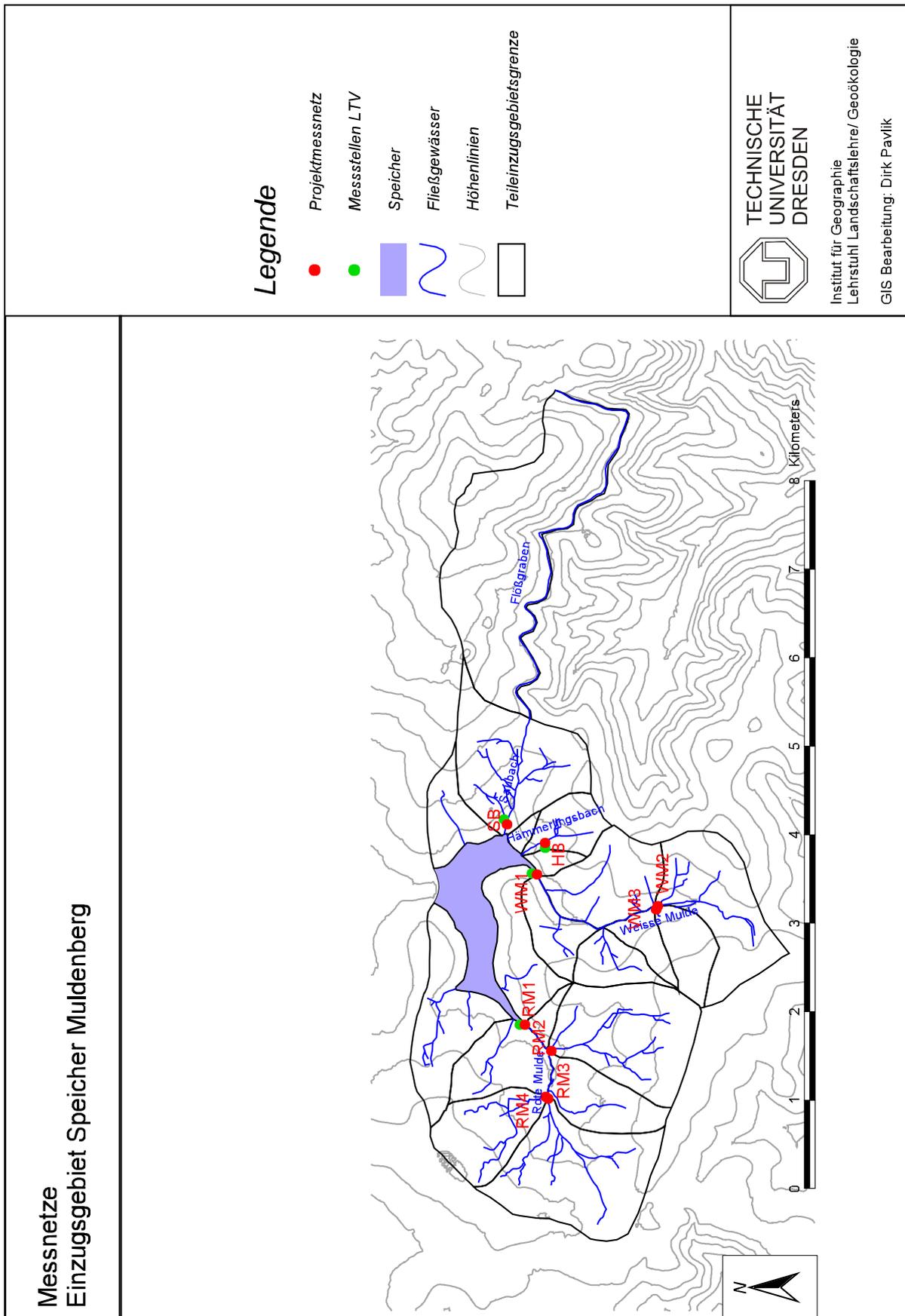


Abbildung C.6.: Messnetze, Einzugsgebiet Speicher Muldenberg

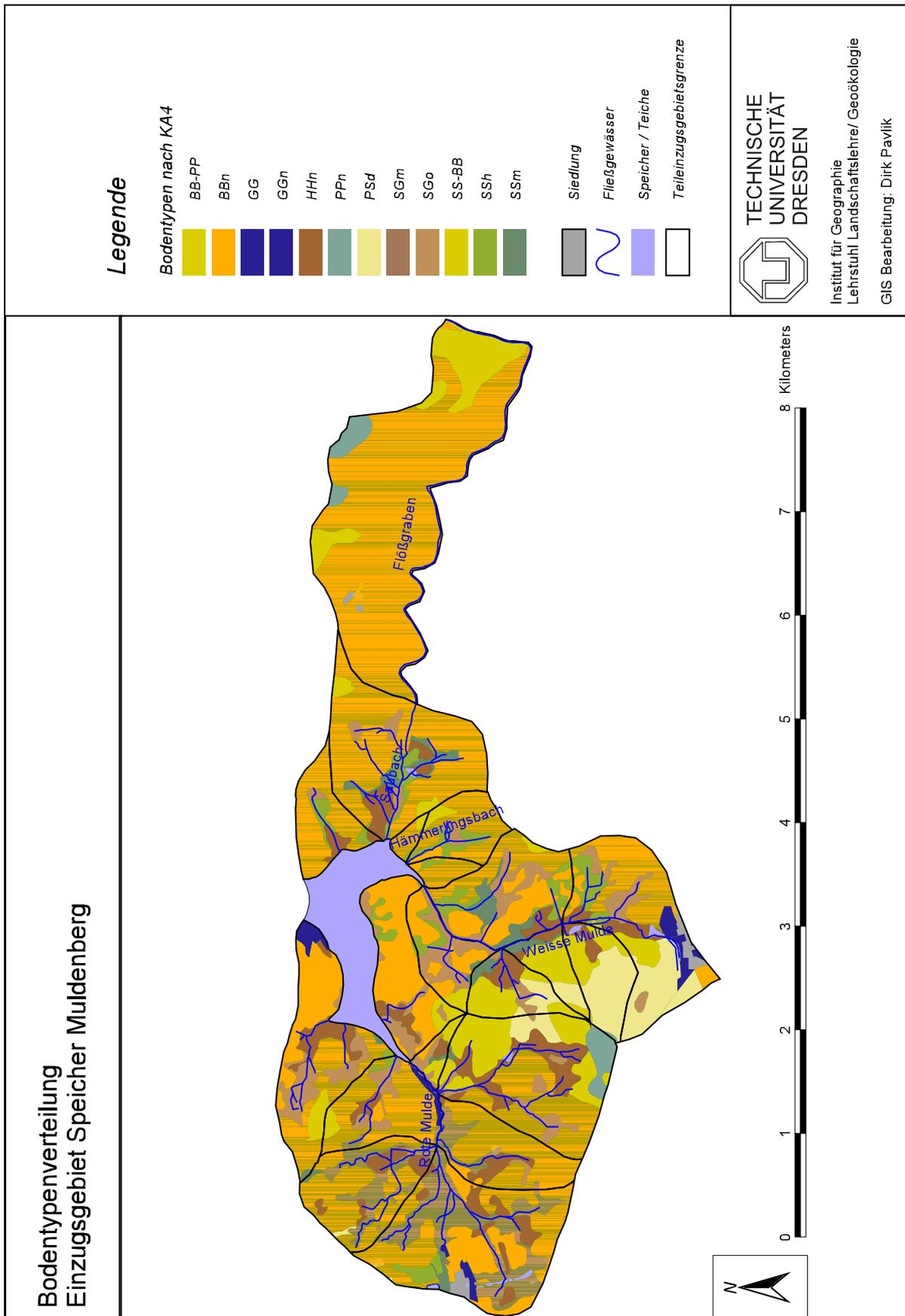


Abbildung C.7.: Bodentypenverteilung, Einzugsgebiet Speicher Muldenberg

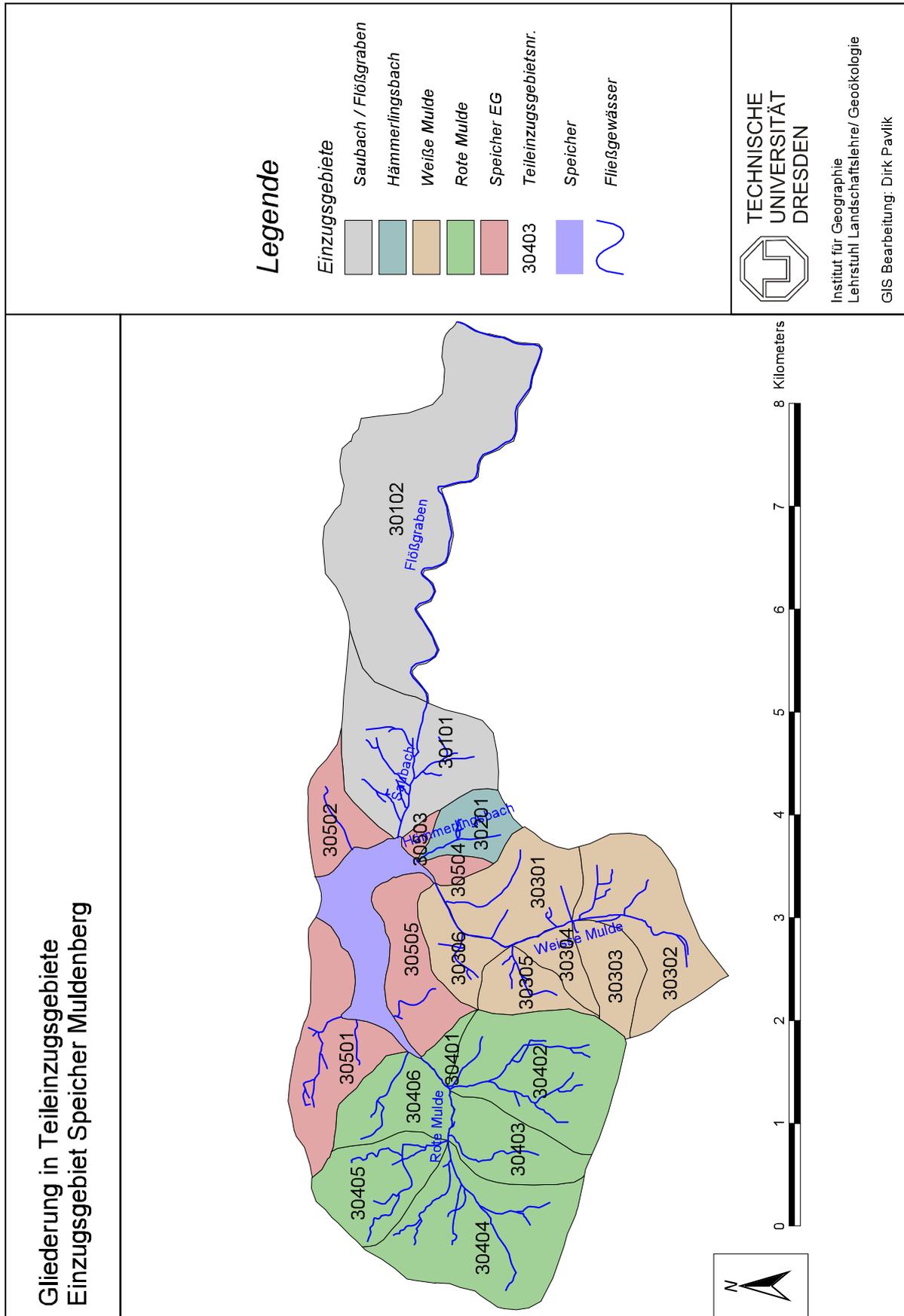


Abbildung C.8.: Gliederung in Teileinzugsgebiete, Einzugsgebiet Speicher Muldenberg

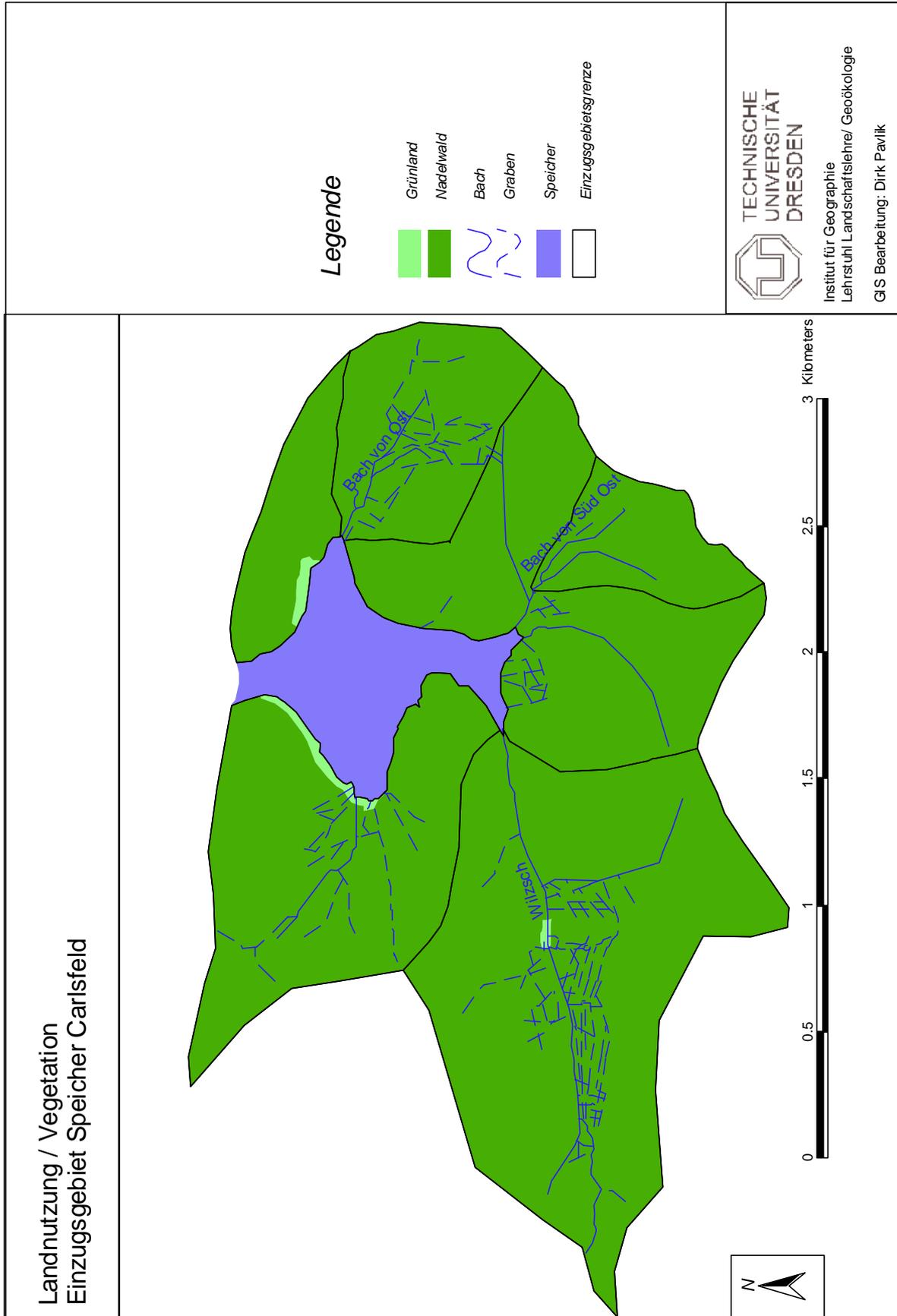


Abbildung C.9.: Landnutzung , Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld

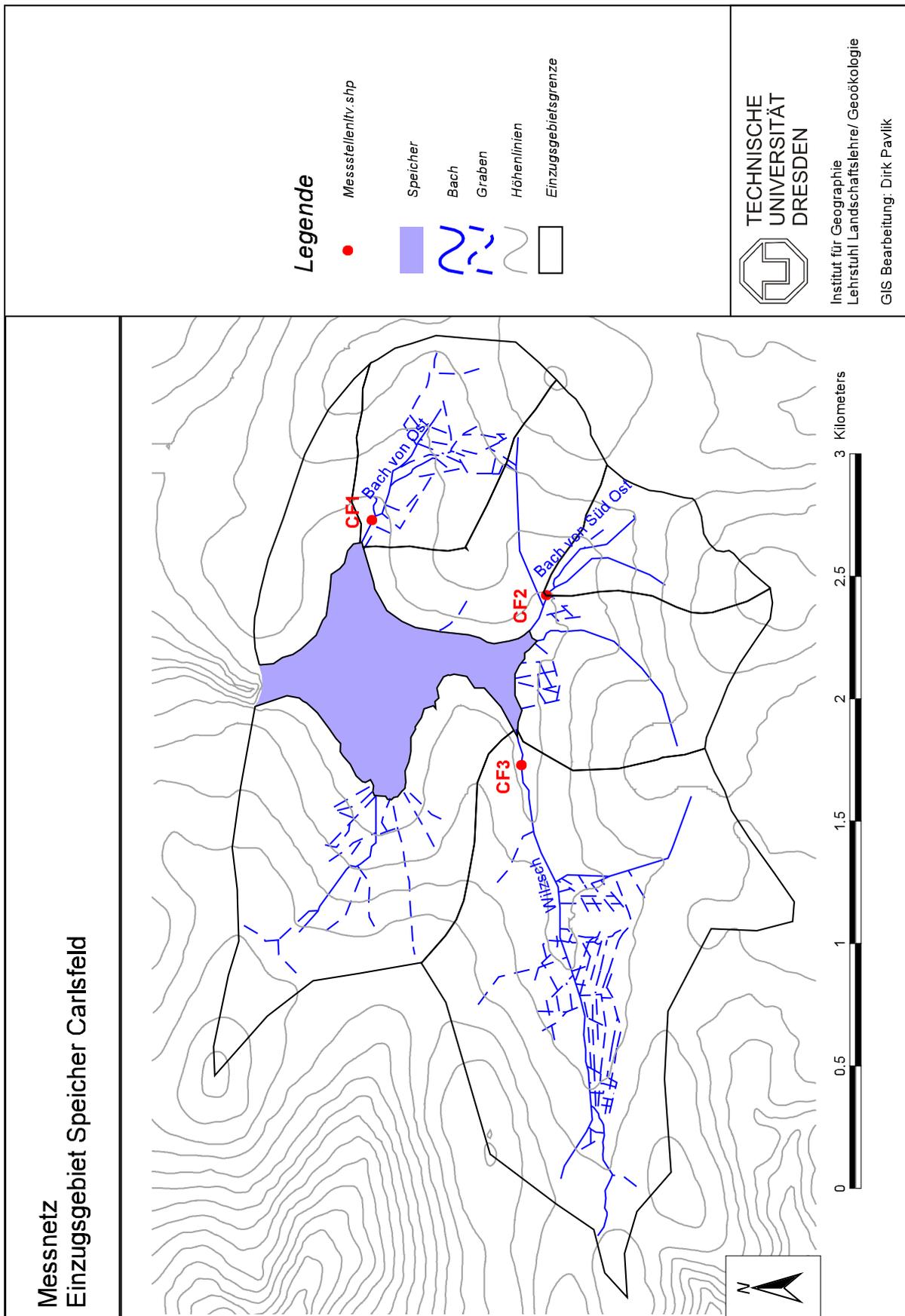


Abbildung C.10.: Messnetz, Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld

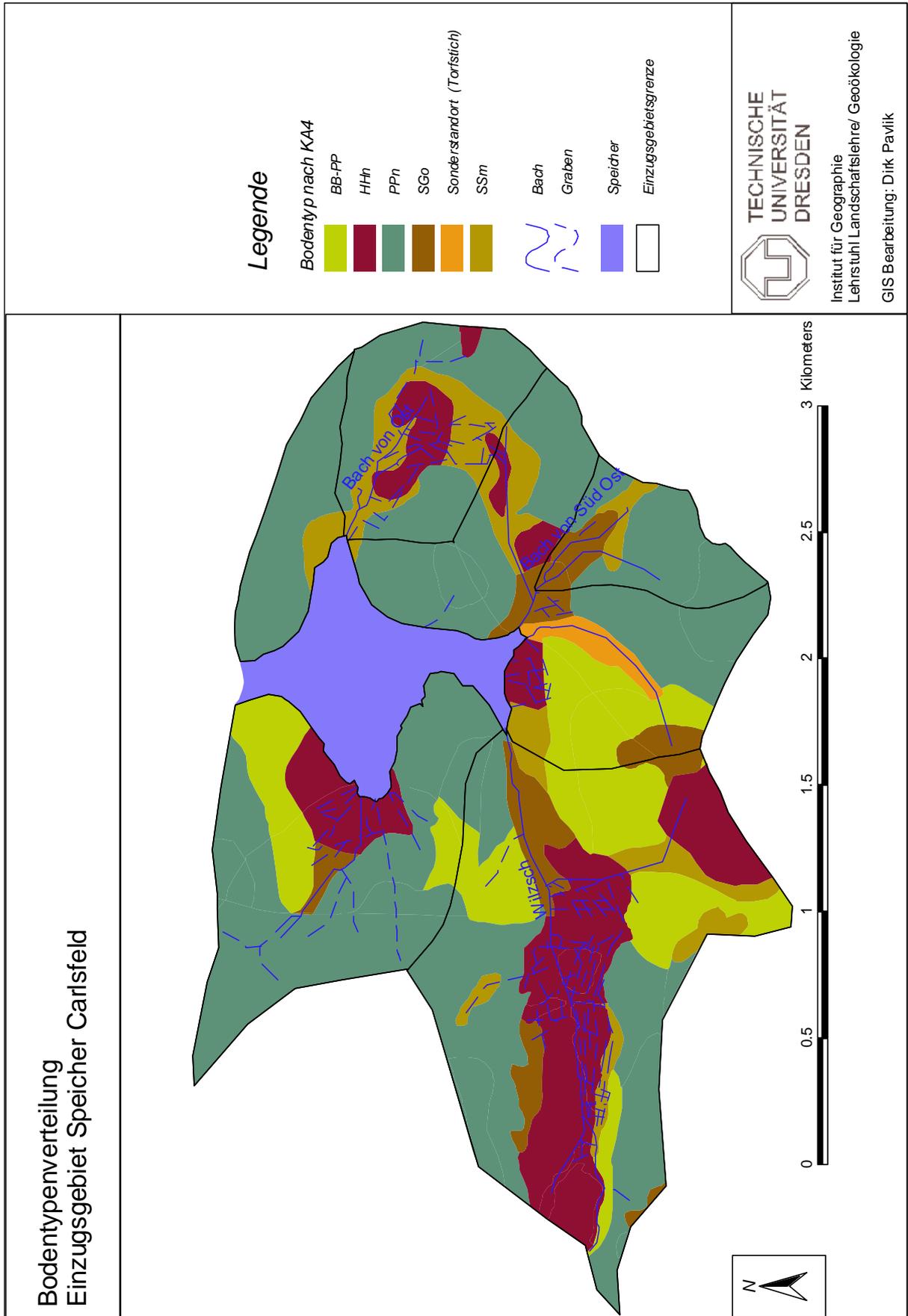


Abbildung C.11.: Bodentypenverteilung, Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld

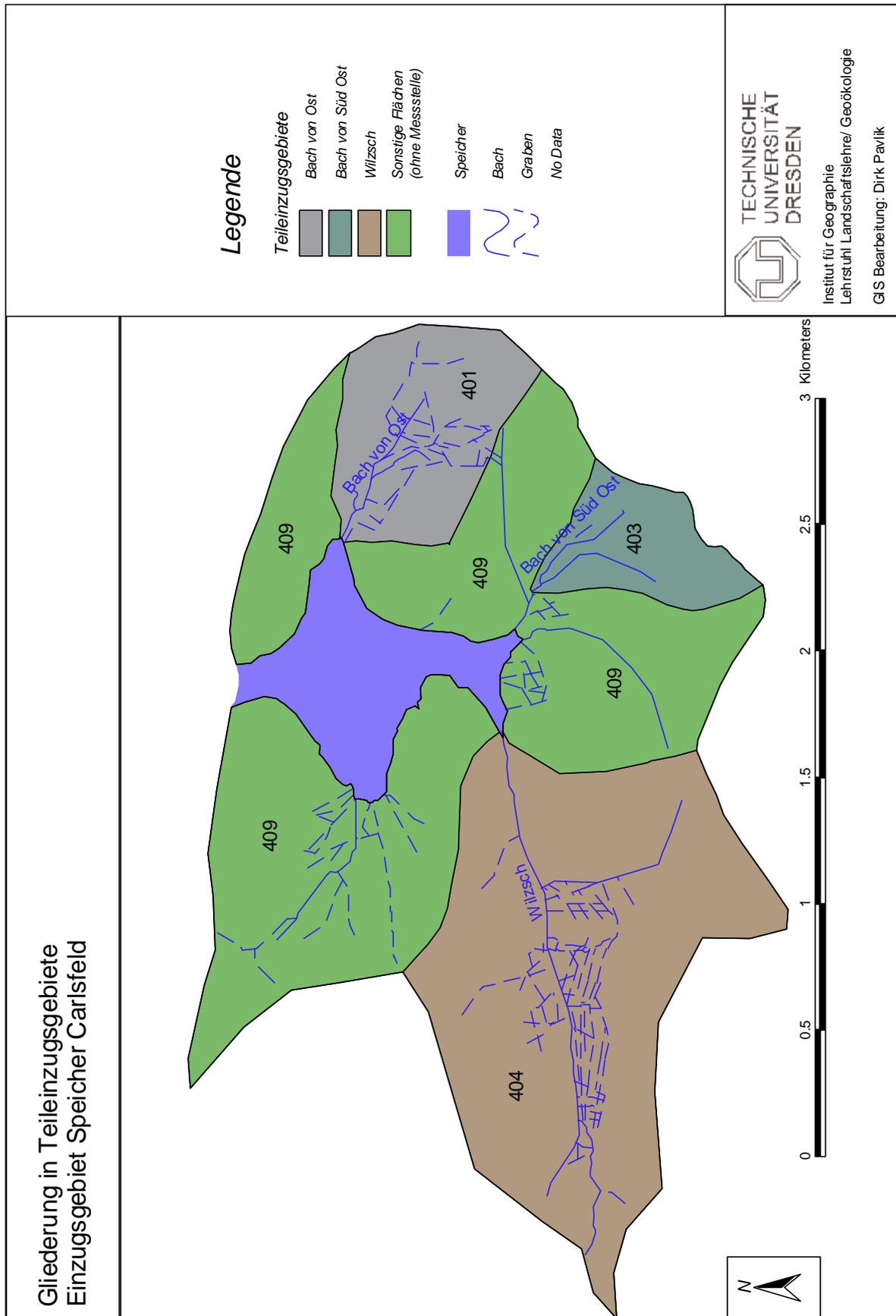


Abbildung C.12.: Gliederung in Teileinzugsgebiete Einzugsgebiet Speicher Carlsfeld