

Regulation der Nährstoffflüsse durch gezielte Veränderungen
der physikalisch-chemischen Randbedingungen in einem
ökosystemaren Verbund

Vom Fachbereich Chemie
der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
angenommene Dissertation

vorgelegt von
Marcel Förster
geboren am 30.11.1966 in Oldenburg

Erstreferent: Prof. Dr. Dieter Schuller

Koreferent: Prof. Dr. Werner Butte

Tag der Disputation: 02. Mai 2003

Die dieser Arbeit zugrundeliegenden Experimente wurden in der Zeit von 1990 bis 1999 im Fachbereich Chemie der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Dieter Schuller im Rahmen des E&E-Vorhabens „Ökologisch orientierter Rückbau des Naturraumes Schillingmanngraben/Brögberner Teiche“ durchgeführt.

Danksagung:

Herrn Prof. Dr. Dieter Schuller danke ich für die interessante Themenstellung und für die Betreuung dieser Arbeit.

Herrn Prof. Dr. Werner Butte danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Herrn Dr. Peter Busch und Frau Heike Brunken-Winkler danke ich für die gute Zusammenarbeit in diesem Projekt.

Herrn Prof. Dr. Peter Janiesch, Dr. Rolf Niedringhaus und Rüdiger von Lemm danke ich für die gute interdisziplinäre Zusammenarbeit und für die Erlaubnis der Verwendung ihrer Daten in dieser Arbeit.

Frau Prof. Dr. Katharina Al Shamery danke ich für die zur Verfügung gestellten Räumlichkeiten bis zum März 2000.

Frau Anja Palme der Fa. ARSU danke ich für die Erlaubnis der Verwendung ihrer Zeichnungen in dieser Arbeit.

Weiterhin bedanke ich mich bei den Mitgliedern der Arbeitsgruppe Ökochemie und Umweltanalytik, insbesondere den Mitarbeitern, Diplomanden und Zivildienstleistenden im Lingen-Team.

Herrn Dr. Alexander Schluttig der Fa. BIOREC danke ich für die Unterstützung und Motivation bei der Erstellung der Dissertation neben der Arbeit bei der ENVICA Kat GmbH.

Meinen Eltern und Biggi danke ich für ihre Geduld.

Reiner danke ich für den leistungsfähigen Rechner.

Inhaltsverzeichnis:

<i>Inhaltsverzeichnis:</i>	1
<i>Abbildungsverzeichnis:</i>	4
1. Einleitung	9
1.1 Ziel dieser Arbeit	10
1.2 Schutzgüter Boden und Gewässer	10
1.2.1 Schutz der Gewässer	10
1.2.2 Der Schutz des Bodens.....	12
1.3 Das Projekt	14
1.3.1 Das Projektgebiet	14
1.3.2 Die Landschaftsentwicklung des Projektgebietes	14
1.3.3 Ein interdisziplinäres Projekt von nationalem Ausmaß.....	18
1.4 Angewandte biotechnologische Verfahren des ökologisch orientierten Rückbaus in den einzelnen Standorten des Renaturierungsprojektes	18
1.4.1 Der Große Brögberner Teich.....	19
1.4.2 Der Kleine Brögberner Teich	26
1.4.3 Die Moorwiese Brockhausen	28
1.4.4 Das Baccumer Bruch.....	29
1.4.5 Die Wallhecken	31
1.4.6 Die Fließgewässer	32
2. Material und Methoden	36
2.1 Bestimmungen der bodenphysikalischen, bodenchemischen und mikrobiellen Meßgrößen	36
2.1.01 Durchführung der Probenahme	36
2.1.02 Bestimmung des Redoxpotentials	36
2.1.03 Bestimmung des pH-Wertes.....	37
2.1.04 Die Bestimmung des Wassergehaltes und der Trockensubstanz.....	37
2.1.05 Die Bestimmung der Korngrößenverteilung	37
2.1.06 Die Bestimmung des Glührückstandes und der organischen Substanz	37
2.1.07 Die Bestimmung des Stickstoffgehaltes nach Kjeldahl.....	38
2.1.08 Die Bestimmung des Ammonium-N Gehaltes (NH_4^+ -N)	38
2.1.09 Bestimmung des Nitrat-N Gehaltes.....	39
2.1.10 Die Bestimmung des Nitrit-N Gehaltes.....	39
2.1.11 Die Bestimmung des Phosphat-P Gehaltes	39
2.1.12 Bestimmung der aktuellen Nitrifikation	40
2.1.13 Die Bestimmung der potentiellen Nitrifikation	41
2.1.14 Die Bestimmung der aktuellen und potentiellen Denitrifikation.....	41
2.1.15 Bestimmung der Bodenatmung	42

2.1.16 Die Bestimmung der Dehydrogenase-Aktivität mit INT.....	42
2.1.17 Die Bestimmung der mikrobiellen Aktivität mit der Dimethylsulfoxid-Methode	43
2.1.18 Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mit der Fumigation-Inkubation-Methode	44
2.1.19 Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mit der Fumigation-Extraktion-Methode.....	44
2.1.20 Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Boden mit der Arginin-Ammonifikation-Methode	45
2.2 Bestimmungen der wasserphysikalischen und wasserchemischen Meßgrößen.....	45
2.2.01 Durchführung der Probenahme	45
2.2.02 Bestimmung der Luft-, und der Wassertemperatur	46
2.2.03 Bestimmung der Leitfähigkeit.....	46
2.2.04 Bestimmung des pH-Wertes.....	46
2.2.05 Bestimmung des Redoxspannung.....	46
2.2.06 Bestimmung des Ammoniumgehaltes.....	46
2.2.07 Die Bestimmung des Nitritgehaltes.....	47
2.2.08 Die Bestimmung des Nitratgehaltes	47
2.2.09 Die Bestimmung des ortho-Phosphatgehaltes	47
2.2.10 Die Bestimmung des CSB	48
2.2.11 Die Bestimmung des BSB	48
2.2.12 Die Bestimmung des Eisengehaltes.....	49
2.2.13 Die Bestimmung des AOX-Gehaltes.....	49
3. Ergebnisse und Diskussion.....	51
3.1 Auswirkungen der durchgeführten Rückbauverfahren auf die Böden.....	51
3.1.1 Die Probenahmestandorte.....	51
3.1.2 Die Veränderungen der physikalischen Parameter innerhalb der Böden	54
3.1.3 Die Konzentrationsänderungen der Nährstoffe innerhalb der Böden.....	61
3.1.4 Die bodenmikrobiologische Situation	68
3.1.5 Abschließende Diskussion zu den Ergebnissen im Bereich Boden.....	87
3.2 Auswirkungen der Baumaßnahmen auf die Oberflächengewässer.....	90
3.2.1 Die Probenahmestandorte.....	91
3.2.2 Die Ergebnisse für die Fließgewässer	94
3.2.3 Der Kaienfehngraben: Ein Gewässer wird verdünnt.....	105
3.2.4 Gewässergüte und Selbstreinigungsvermögen des Schillingmanngraben 1997	109
3.2.5 Abschließende Diskussion der Fließgewässerergebnisse	116
3.3 Auswirkungen der Baumaßnahmen auf das Grundwasser.....	117
3.3.1 Vorbemerkung.....	117
3.3.2 Physikalische Parameter.....	118
3.3.3 Nährstoffe:.....	122
3.3.4 Organika:.....	125
3.3.5 Grundwasserveränderungen am Baccumer Bruch und Großen Brögberner Teich.....	126
3.3.6 Abschließende Diskussion der Grundwasserergebnisse.....	127
3.4 Der Große Brögberner Teich	128
3.4.1 Die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen im Großen Brögberner Teich seit 1995	128
3.4.2 Eine genaue Untersuchung des Großen Brögberner Teiches 1998	137

3.4.2 Abschließende Diskussion der Ergebnisse des Großen Brögberner Teiches	145
4.0 Diskussion der Ergebnisse im Zusammenhang mit der Beobachtung der Entwicklung von Flora und Fauna	147
4.1 Bewertungskriterien der Veränderungen von Pflanzen- und Tierbeständen.....	147
4.1.1 Flora:	147
4.1.2 Fauna	150
4.2 Bestandserfassung:	151
4.2.1 Fauna:	151
4.2.2 Flora:	151
4.3 Zur Entwicklung von Flora und Fauna.....	152
4.3.1 Der Große Brögberner Teich.....	153
4.3.2 Kleiner Brögberner Teich.....	154
4.3.3 Baccumer Bruch:	155
4.3.4 Niedermoorwiese	158
4.3.5 Die Fließgewässer	160
4.3.6 Hecken und Wallhecken.....	162
4.4 Der Hochwasserschutz	163
5.0 Zusammenfassung und Ausblick.....	165
6.0 Multimediale Präsentation des Projektes auf CD-ROM.....	168
Tabellenanhang:	169
Literaturverzeichnis:	244

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes in Nordwestdeutschland	14
Abbildung 2: Die Nutzungsstruktur in den 50iger Jahren dieses Jahrhunderts (Grundlage: Topographische Karte aus 1952)	16
Abbildung 3: Die Nutzungsstruktur des Projektgebietes 1989	17
Abbildung 4: Standort des Großen Brögberner Teiches und Bild der entstehenden Auenlandschaft	20
Abbildung 5: Der Große Brögberner Teich vor den Baumaßnahmen	20
Abbildung 6: Der Große Brögberner Teich zwei Jahre nach den Baumaßnahmen	21
Abbildung 7: Nitrifikationsteil des Großen Brögberner Teiches	23
Abbildung 8: Denitrifikationsbecken des Großen Brögberner Teiches	25
Abbildung 9: Standort des Kleinen Brögberner Teiches und Bild der entstehenden Auenlandschaft	26
Abbildung 10: Kleiner Brögberner Teich nach den Maßnahmen	27
Abbildung 11: Standort der Niedermoorwiese und Photo der extensiv genutzten Naßwiese	28
Abbildung 12: Standort des Baccumer Bruchs und Bild des wiedervernässten Baccumer Bruchs	29
Abbildung 13: Photo des Baccumer Bruchs nach der Wiedervernässung mit Verlandungsteich in der Mitte des Bildes.	31
Abbildung 14: Windschutzwirkung einer Hecke auf das Mikroklima ihrer Umgebung	32
Abbildung 15: Die Standorte der drei wichtigen Fließgewässer im Projektgebiet, dem Lingener Mühlenbach, dem Schillingmanngraben und dem Kaienfehngraben	33
Abbildung 16: Querprofil des Lingener Mühlenbachs	34
Abbildung 17: Photo der Baumaßnahmen am Lingener Mühlenbach 05.96	35
Abbildung 18: Der Lingener Mühlenbach wie in Abbildung 17 nach einem Jahr	35
Abbildung 19: Korngrößenzusammensetzung der Böden der einzelnen Probenahmestandorte	51
Abbildung 20: Bodenprobenahmestandorte	52
Abbildung 21: Bodenprobenahme im Denitrifikationsbecken am Großen Brögberner Teich	52
Abbildung 22: Temperatur und Redoxpotentialmessung am Kleinen Brögberner Teich nach den Baumaßnahmen	53
Abbildung 23: Bodenprobenahmestandort Niedermoorwiese	53
Abbildung 24: Verlandungsteich am Baccumer Bruch	53
Abbildung 25: Bodenprobenahmestandort im Erlenbruch	54
Abbildung 26: Bodenprobenahmestandort Ackerboden	54
Abbildung 27: Durchschnittliche Bodentemperaturen der einzelnen Probenahmestandorte	55
Abbildung 28: Durchschnittliche pH-Werte (CaCl ₂) der einzelnen Probenahmeorte	56

Abbildung 29: Durchschnittliche Redoxpotentiale der einzelnen Probenahmestandorte.....	57
Abbildung 30: Durchschnittliche organische Trockensubstanz an den Probenahmepunkten AB, BB, KBT und GBT.....	58
Abbildung 31: Durchschnittliche organische Trockensubstanz an den Probenahmestellen EB und NMW	59
Abbildung 32: Durchschnittlicher Wassergehalt an den Probenahmestandorten AB, BB, KBT und GBT	60
Abbildung 33: Durchschnittlicher Wassergehalt an den Probenahmestandorten NMW, EB	61
Abbildung 34: Durchschnittliche Phosphatgehalte an den einzelnen Probenahmestandorten	62
Abbildung 35: Phosphatgehalte an der Niedermoorwiese	62
Abbildung 36: Phosphatgehalte im Ackerboden.....	63
Abbildung 37: Phosphatgehalte am Großen Brögberner Teich.....	63
Abbildung 38: Phosphatgehalt am KBT, BB und EB	64
Abbildung 39: Durchschnittliche NH_4^+ -Konzentrationen an den Standorten EB und NMW.....	65
Abbildung 40: Durchschnittliche NH_4^+ -Konzentrationen an den Standorten AB, BB, KBT, GBT	66
Abbildung 41: NH_4^+ -Konzentrationen im Ackerboden und im Baccumer Bruch 1995, 1997 und 1999.....	66
Abbildung 42: Durchschnittliche NO_3^- -Konzentrationen an den Probenahmestandorten AB, BB, KBT, GBT..	67
Abbildung 43: NO_3^- -Konzentrationen im Ackerboden 1995, 1997 und 1999	68
Abbildung 44: Durchschnittliche NO_3^- -Konzentrationen an den Probenahmestandorten EB, NMW	68
Abbildung 45: Mikrobielle Bestimmungen am Standort Baccumer Bruch.....	70
Abbildung 46: Mikrobielle Bestimmungen am Standort Großer Brögberner Teich 1995, 1997 und 1999	71
Abbildung 47: Mikrobielle Bestimmungen am Standort Kleiner Brögberner Teich 1995, 1997 und 1999.....	73
Abbildung 48: Mikrobielle Bestimmungen am Standort Ackerboden 1995, 1997 und 1999	74
Abbildung 49: Mikrobielle Bestimmungen an den Standorten Erlenbruch und Niedermoorwiese 1995, 1997 und 1999.....	76
Abbildung 50: Vergleich von mikrobieller Biomasse-C und organischer Trockensubstanz für die Standorte Großer Brögberner Teich, Baccumer Bruch, Kleiner Brögberner Teich und Ackerboden	78
Abbildung 51: Vergleich zwischen den Aktivitätsbestimmungsmethoden für Mikroorganismen der Demethylsulfoxidmethode (DMSO) mit der Dehydrogenase-Aktivität (DA)	80
Abbildung 52: Vergleich zwischen den Aktivitätsbestimmungsmethoden für Mikroorganismen der Arginin-Ammonifikation (AA) mit der Dehydrogenase-Aktivität (DA).....	81
Abbildung 53: Entwicklung von N_2O in den überschwemmten Böden der Standorte NMW, KBT, BB	82
Abbildung 54: Denitrifikationsraten an den Standorten GBT, BB, NMW, KBT und AB	83
Abbildung 55: Durchschnittliche Nitrifikationsleistung der Böden im Untersuchungsgebiet	86
Abbildung 56: Fließgewässerprobenahmepunkte im Untersuchungsgebiet.....	91

Abbildung 57: Der Probenahmepunkt L3	92
Abbildung 58: Der Probenahmepunkt S1	93
Abbildung 59: Der Probenahmepunkt KBT 1	93
Abbildung 60: Der Probenahmepunkt K1	94
Abbildung 61: Der Probenahmepunkt K2	94
Abbildung 62: Der Probenahmepunkt Ref	94
Abbildung 63: Durchschnittliche Ammoniumkonzentrationen in den Fließgewässern	95
Abbildung 64: Ammoniumgehalte im SMG (S2) bei Brockhausen 1992 und 1999	96
Abbildung 65: Durchschnittliche Nitratkonzentrationen in den Fließgewässern	97
Abbildung 66: Nitratgehalte im SMG (S2) bei Brockhausen 1992 und 1999	98
Abbildung 67: Durchschnittliche Phosphatgehalte der Fließgewässer	99
Abbildung 68: Durchschnittliche pH-Werte im Lingener Mühlenbach	99
Abbildung 69: Durchschnittliche Leitfähigkeiten in den Fließgewässern	100
Abbildung 70: Durchschnittliche Sauerstoffsättigungen der Fließgewässer	101
Abbildung 71: Durchschnittliche Redoxpotentiale in den Fließgewässern	102
Abbildung 72: Durchschnittliche CSB-Gehalte in den Fließgewässern	103
Abbildung 73: Durchschnittliche AOX-Gehalte in den Fließgewässern	104
Abbildung 74: Ammoniumgehalte im Kaienfehngraben 1995 und 1996	105
Abbildung 75: Nitratgehalte im Kaienfehngraben 1995 und 1996	106
Abbildung 76: Phosphatgehalte im Kaienfehngraben 1995 und 1996	106
Abbildung 77: pH-Werte im Kaienfehngraben 1995 und 1996	107
Abbildung 78: Leitfähigkeiten im Kaienfehngraben 1995 und 1996	107
Abbildung 79: Redoxpotentiale im Kaienfehngraben 1995 und 1996	108
Abbildung 80: Sauerstoffsättigungen im Kaienfehngraben 1995 und 1996	108
Abbildung 81: CSB- und AOX-Konzentrationen im Kaienfehngraben 1995 und 1996	109
Abbildung 82: Saprobienindex am Probenahmepunkt S1 1997	113
Abbildung 83: Saprobienindex am Probenahmepunkt S2 1997	114
Abbildung 84: Saprobienindex am Probenahmepunkt S4 1997	114
Abbildung 85: Saprobienindex am Probenahmepunkt Ref 1997	115
Abbildung 86: Standorte der Grundwasserprobenahmepunkte	118
Abbildung 87: Durchschnittliche Temperaturen im oberen Grundwasseraquifer	119
Abbildung 88: Grundwasserprobenahme am GW 6	119
Abbildung 89: Durchschnittliche pH-Werte an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am GBT (GW 4, GW6, GW7, GW8)	120

Abbildung 90: Durchschnittliche Leitfähigkeiten an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	120
Abbildung 91: Durchschnittliche Pegelstände an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	121
Abbildung 92: Durchschnittliche Redoxpotentiale an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	122
Abbildung 93: Durchschnittliche Ammonium-Konzentrationen an den Grundwassermeßstellen Baccumer Bruch (GW3, GW9) und Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	122
Abbildung 94: Durchschnittliche Nitrat-Konzentrationen an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	123
Abbildung 95: Durchschnittliche Phosphat-Konzentrationen an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	124
Abbildung 96: Durchschnittliche Eisen-Konzentrationen an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	125
Abbildung 97: Durchschnittliche CSB-Konzentrationen an den Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (GW3, GW9) und am Großen Brögberner Teich (GW 4, GW6, GW7, GW8).....	126
Abbildung 98: Probenahmepunkte am Großen Brögberner Teich.....	129
Abbildung 99: Durchschnittliche Ammonium-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	130
Abbildung 100: Durchschnittliche Nitrat-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	131
Abbildung 101: Algenblüte auf dem Großen Brögberner Teich.....	131
Abbildung 102: Durchschnittliche Phosphat-Konzentrationen an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	133
Abbildung 103: Durchschnittliche Temperaturen am Probenahmepunkt G2	133
Abbildung 104: Durchschnittliche pH-Werte an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	134
Abbildung 105: Durchschnittliche Sauerstoffsättigung an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	135
Abbildung 106: Durchschnittliche Leitfähigkeit an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	135
Abbildung 107: Durchschnittliches Redoxpotential an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	136
Abbildung 108: Durchschnittlicher Chemischer Sauerstoffbedarf an den verschiedenen Probenahmepunkten des Großen Brögberner Teiches	136
Abbildung 109: Durchschnittlicher AOX-Gehalt innerhalb des Großen Brögberner Teiches.....	137
Abbildung 110: Extra-Probenahmestandorte am GBT 1998	138
Abbildung 111: Luft- und Bodentemperaturen an den Probenahmetagen am Großen Brögberner Teich	138

Abbildung 112: Durchschnittliche pH-Werte im Wasser und im Boden des Großen Brögberner Teiches 1998	139
Abbildung 113: Durchschnittliche organische Trockensubstanz an den Standorten im Großen Brögberner Teich 1998.....	140
Abbildung 114: Korngrößen der Böden an den Standorten des Großen Brögberner Teiches 1998.....	140
Abbildung 115: Durchschnittliche Wassergehalte der Böden an den Probenahmestellen des Großen Brögberner Teiches 1998	141
Abbildung 116: Durchschnittlicher organischer Stickstoffgehalt der Böden an den Probenahmestellen des Großen Brögberner Teiches	141
Abbildung 117: Durchschnittliche mikrobielle Aktivitäten an den Probenahmestellen des Großen Brögberner Teiches 1998 ermittelt über die Dehydrogenase-Aktivität.....	142
Abbildung 118: Durchschnittliche aktuelle Nitrifikation und der durchschnittliche Ammoniumgehalt an den einzelnen Probenahmestandorten des Großen Brögberner Teiches 1998.....	143
Abbildung 119: Durchschnittliche aktuelle Denitrifikation und durchschnittlicher Nitratgehalt an den einzelnen Probenahmestandorten des Großen Brögberner Teiches 1998.....	144
Abbildung 120: Durchschnittliche Abnahme der Ammonium- und Nitratkonzentrationen innerhalb des Großen Brögberner Teiches 1998	145
Abbildung 121: Photo der überfluteten Großen und Kleinen Brögberner Teiche.....	164
Abbildung 122: Photo von trockenen Ackerflächen um das überschwemmte Baccumer Bruch	164

1. Einleitung

Die Tendenz, immer größere Mengen Nährstoffe auf großflächigen landwirtschaftlich genutzten Gebieten aufzubringen, stellt eine Bedrohung für die Ökosysteme Boden und Wasser dar. Zweifelsfrei muß die Produktion an Nahrung zur Ernährung sichergestellt werden, doch geht sie bei der jetzigen industriellen Nutzung der Böden nur auf Kosten der Bodenqualität und der Artenvielfalt in den Bereichen Flora und Fauna.

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor stellen beide limitierende Faktoren für das Wachstum von Pflanzen dar. Deshalb entwickelten sich über viele Jahrtausende spezialisierte Pflanzen, die sich den Mangel an Phosphat, Nitrat oder Ammonium innerhalb der Böden und Gewässer zu Nutze machten. Sie besetzen nur kleine ökologische Nischen und bestechen durch ihre Artenvielfalt. Diesen Pflanzengemeinschaften passen sich nun wiederum die tierischen Lebewesen an. So entstanden einzigartige Ökosysteme, die heute als bedroht anzusehen sind.

Die Böden, die die Grundlage dieser Ökosysteme bilden, werden in allen Belangen der landwirtschaftlichen Nutzung angepaßt, ohne Rücksicht auf ihre Funktion als Speicher-, Filter- und Regulationsmedium. Durch das Pflügen und das Absenken des Grundwasserspiegels werden die Strukturen von Böden zerstört, die Jahrhunderte brauchten, sich soweit zu entwickeln. Aber auch die Nährstoffe tragen zu einer Zerstörung des Bodens bei. Durch die starke Belüftung des Bodens wird der Prozeß der Nitrifikation gefördert. Die dabei entstehenden Protonen sorgen für eine Übersauerung der Böden [1]. Weiterhin gelangen die Nährstoffe, insbesondere Nitrat, leichter ins Grundwasser. Nitrat ist für Kleinkinder schon in geringeren Konzentrationen gefährlich und kann auch bei Erwachsenen zu Magenkrebs führen. Das Grundwasser, welches natürlicherweise fast frei von Nährstoffen und Mikroorganismen ist, ist die wichtigste Quelle für Trinkwasser.

Zur Entwässerung der Böden werden in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Gräben angelegt, die das Wasser möglichst schnell abtransportieren sollen. Deshalb haben sie das typische V-Profil und sind immer geradlinig. Damit aber auch die natürlichen Gewässer die zusätzliche Menge des Wassers der Gräben verkraften können, wurden auch sie einer Begradigung unterzogen. Die Gewässer haben nun die einzige Aufgabe, das Wasser mit den hohen Nährstoffgehalten möglichst schnell ins Meer abzutransportieren. Der Prozeß der Selbstreinigung ist ihnen aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeiten zum Großteil genommen, im Gegenteil, selbst die Fließgewässer würden ohne den regelmäßigen Eingriff des Menschen eutrophieren. Der übermäßige Nährstofftransport sorgt auch seit langem für eine Schädigung des Ökosystems Meer.

Intensive landwirtschaftliche Nutzung und Naturschutz in ein- und demselben Gebiet scheinen unmöglich, sind aber wichtig, um regionale einzigartige Ökosysteme in allen Gebieten der Erde schützen zu können.

Um ein solch ehrgeiziges Ziel durchzusetzen, wurden innerhalb dieses Projektes biotechnologische Verfahren zum Schutz von Gewässern und Böden angewandt. Es fand ein anthropogener Eingriff innerhalb von Ökosystemen zu ihrem Schutz statt.

1.1 Ziel dieser Arbeit

In den späten 50iger Jahren begann die industrielle Nutzung der Natur. Dabei wurde in unserer Region vor allem mit technischen Mitteln das Moor umgebrochen, entwässert und für großflächigen Anbau genutzt.

Seit 1989 wurde innerhalb eines Erprobungs- und Entwicklungsprojektes versucht, wiederum mit technischen Mitteln in diese Kulturlandschaft einzugreifen. Ziel dieses Eingriffs war es, mit Hilfe von biotechnologischen Verfahren eine nachhaltige Sicherung der Gewässer trotz weiter praktizierter intensiver Landwirtschaft zu ermöglichen.

In dieser Arbeit wird unter Berücksichtigung der aus den Untersuchungen erhaltenen Ergebnisse eine Beurteilung versucht, inwieweit die Baumaßnahmen zu den Verbesserungen im Zustand des Ökosystems geführt haben.

Um Pflanzen, die sich auf Nährstoffmangel spezialisiert haben, eine Möglichkeit zur Wiederansiedlung zu geben, mußten teilweise die mit Nährstoffen überfrachteten Böden entfernt werden, so daß der darunter anstehende nährstoffarme Sand Ausgangszustand für eine Entwicklung der „neuen“ Böden wurde. Die Veränderungen in Hinsicht auf die physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Eigenschaften werden hier aufgezeigt werden.

Zur Verbesserung der Fließgewässerstruktur wurde streckenweise das ehemalige technische Profil durch ein breiteres und flacheres Gewässerbett ersetzt. Es wurden Kolke, Altarme und Uferrandstreifen angelegt. Den Fließgewässern sollte damit die Selbstreinigungskraft wiedergegeben, der direkte Nährstoffeintrag verhindert werden. Auch dienten diese Maßnahmen dem Hochwasserschutz. Zur Eliminierung von Nährstoffen wurde ein Teich angelegt, der phasenweise das Wasser von Ammonium, Phosphat und schließlich Nitrat befreien sollte. Ob eines der zentralen Punkte des Renaturierungsprojektes, die Reduzierung der Nährstofffrachten, erreicht worden ist, wird hier dargestellt werden.

1.2 Schutzgüter Boden und Gewässer

Durch die Renaturierungsmaßnahmen sind erhebliche Eingriffe in die bestehenden Ökosysteme vorgenommen worden. Um die Entwicklung der Gewässer und Böden beurteilen zu können, wurden über viele Jahre physikalische, chemische und mikrobiologische Messungen durchgeführt [2]. Mit den Ergebnissen kann aufgezeigt werden, daß die Veränderungen zu einer ökologischen Verbesserung geführt haben.

1.2.1 Schutz der Gewässer

Fließgewässer unterscheiden sich in Gestalt und Struktur auffallend von allen anderen Lebensräumen der Erde. Es sind langgestreckte Ökosysteme, die als Entwässerungssysteme der Erdoberfläche das Wasser und dessen Inhaltsstoffe dem Meer zuführen.

Jahrelang wurde dies als primäre Aufgabe der Fließgewässer angesehen, so daß sie zum Stofftransporter reduziert wurden. Der Stofftransport sollte möglichst schnell funktionieren, die Funktionen als Lebensräume für spezielle Tier- und Pflanzenarten und die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer spielten nur eine untergeordnete Rolle.

Bei den fließenden Gewässern haben aber neben der Wasserbeschaffenheit durch Stoffeinträge, der Ausbauzustand und seine Unterhaltung, eine entscheidende Bedeutung für den ökologischen und hydrologischen Gewässerzustand. Stoffeinträge wie Nährstoffe und Pestizide [3] stammen zu einem Großteil aus der Landwirtschaft.

Die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes waren bis zu den Baumaßnahmen in ihrer Ausgestaltung durch die Nutzung durch den Menschen geprägt. Sie dienten und dienen auch heute noch der Entwässerung der landwirtschaftlichen und privatwirtschaftlichen Flächen. Sie waren alle Gewässer mit durchgängig gleichbleibendem Trapez-Profil, steilen Uferböschungen aus überwiegend unbepflanzten bzw. nicht mehr vorhandenen Uferstrandstreifen. Die Strömungsgeschwindigkeit war durch den fehlenden Uferbereich sehr gleichmäßig und durch die Geradlinigkeit sehr hoch. Hohe Fließgeschwindigkeiten führen aber zu erhöhten Erosionsgefahren an der Sohle und am Ufer und es besteht die Gefahr von Uferabbrüchen. Dagegen werden im allgemeinen mechanische Verbauungen der Ufer eingesetzt. Es kann daher nicht zu einer Ablagerung unterschiedlicher Sedimente, also auch nicht zur Bildung verschiedener Lebensräume für die unterschiedlichen Tierarten kommen. Auch das regelmäßige und notwendige Ausbaggern der Gräben verhindert die Bildung von ökologischen Nischen [4]. In diesen Gewässern ist dadurch nur eine geringe Artenvielfalt vorhanden. Aufgrund der mangelnden Artenvielfalt war auch die Selbstreinigungskraft der Gewässer des Untersuchungsgebiets sehr gering. Die hohen Einträge von Nährstoffen aus der Landwirtschaft in die Gewässer konnten so nicht verarbeitet werden [5]. Die Gewässer waren somit alle als nährstoffreich bzw. eutroph einzustufen [6]. Mit nur einem geringen Abbau ihrer Nährstofffrachten werden diese über den Lingener Mühlenbach aus dem Untersuchungsgebiet über die Ems in die Nordsee verfrachtet [7]. Hier stören sie das empfindliche Ökosystem Wattenmeer, das durch seine ständig wechselnden Bedingungen wie Ebbe und Flut einen extremen Lebensraum darstellt [8]. Seit den 80er Jahren werden im Wattenmeer „schwarze“ bzw. „anoxische Flecken“ auf den Sedimenten beobachtet, die von reduzierten Sedimentkörpern mit hohem Sulfidgehalt stammen und auf eutrophierende Einflüsse zurückzuführen sind [9].

Durch die naturnahe Umgestaltung sollten Entwicklungen eingeleitet werden, die Fließgewässer wieder zu voll funktionsfähigen Lebensräumen mit für die einzelnen Gewässer typischen Ökosystemen und ihren spezifischen Arten der Fauna und Flora werden zu lassen und ihnen ihre ökologische Vernetzung wiederzugeben.

Grundwasser ist frei bewegliches Wasser, welches die Hohlräume im Untergrund zusammenhängend ausfüllt. Es entsteht durch das Versickern von Niederschlagswasser. Grundwasser speist die oberirdischen Gewässer und tritt als Quelle zutage. Die Grundwasserströme sind nicht zusammenhängend und unterliegen kaum Nährstoff- und Temperaturschwankungen. Da der darüberliegende Boden wie ein Filter für Schadstoffe funktioniert, besitzen die meisten Grundwasservorkommen auch Trinkwasserqualität. Anthropogene Einflüsse durch unterschiedliche Nutzungen des Bodens sowie luftbürtige Immissionen, die über trockene, feuchte und nasse

Deposition auf den Boden und dann in die Grundwasserleiter gelangen können, haben die Grundwasserbeschaffenheit inzwischen in vielen Gebieten verschlechtert [10, 11].

Das Untersuchungsgebiet liegt in einem fast ebenen, grundwassernahen Talsandgebiet, in dem sich grundwasserbeeinflusste Podsolböden aus fluviatilen Sanden und Flugsanden entwickelten. Entsprechend der geringen Humus- und Tonanteile des Ausgangsgesteins und der geringen Überdeckung des Grundwasserleiters ist der obere Aquifer relativ ungeschützt. Im Untersuchungsgebiet ist ein Trinkwasserschutzgebiet im Bereich des Baccumer Bruchs mit dem Förderbrunnen VI des Trinkwasserwerkes Grumsmühlen ausgewiesen.

Die ökologisch orientierten Rückbaumaßnahmen im Baccumer Bruch sollen auch einen Beitrag zur Sicherung des Trinkwasser leisten.

1.2.2 Der Schutz des Bodens

Boden entsteht im Laufe der Jahrhunderte durch die chemische und physikalische Verwitterung des Festgesteins. Nach und nach kommt es bei der Verwitterung des Festgesteins zur Bildung von Blöcken, Kies, Sand, Schluff und Ton. Die Ansammlungen der Lockergesteine bilden aber noch keine Böden. Zwar können sie neben den Mineralien bis zu 50% Wasser und Luft in den Hohlräumen der Schüttung enthalten, aber normalerweise besitzen Lockergesteine kein Gefüge und auch keine räumliche Struktur. Zu dieser Struktur kommt es erst im Zusammenwirken der mineralischen Bodenbestandteile mit organischem Material. Das organische Material stammt aus der Besiedlung durch Pflanzen. Aus abgestorbenen Pflanzen und tierischen Organismen wird durch Bodentiere und Mikroorganismen Humus gebildet. Der Humus hat die Fähigkeit z.B. über Calcium eine Verbindung zu Oberflächen von Tonmineralien auszubilden. Es entstehen sogenannte Ton-Humin-Komplexe. Die Ton-Humin-Komplexe haben eine zentrale Funktion bei der Verknüpfung der mineralischen Bodenbestandteile zu einem Bodengefüge. Die großen Sand- und Schluffkörner werden durch Ton-Humin-Komplexe verkittet. So wird also erst durch die organische Substanz aus dem losen Lockergestein der strukturierte Lebensraum Boden. Der Boden bildet die Grundlage für das Wachstum der Pflanzen. Jeder Boden enthält in veränderlichen Anteilen Humus, Bodenluft, Bodenwasser, Bodentiere, die Bodenflora unter Einschluß der Mikroorganismen, Mineralien, u.a. Quarz und Tonmineralien.

Die meisten Böden Mitteleuropas wurden in den letzten 10.000 Jahren seit Ende der letzten Eiszeit gebildet. Man findet jedoch auch noch zahlreiche Reste von Böden aus den vorangegangenen Warmzeiten und älteren Erdzeitaltern, die unter jüngeren Sedimenten verschüttet sind oder an der Erdoberfläche liegen und sich den heutigen Bedingungen entsprechend weiterentwickeln können. Weil die natürlichen Böden nicht zu ersetzen sind, müssen ihre natürlichen Funktionen als

- Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen
- Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen
- Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers

erhalten werden. Die Dringlichkeit des Bodenschutzes und seiner Funktionen wird noch untermauert durch das Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes am 1. März 1999 [12].

1989 wurden im Untersuchungsgebiet 80% der Fläche von der Landwirtschaft genutzt. 30% dieser Fläche diente als Grünland für die Viehwirtschaft und 70% als Ackerfläche für Mais, andere Getreidesorten und Kartoffeln. Hauptanbauprodukt ist mit 70% der gesamten Ackerfläche Mais, der als Viehfutter Verwendung findet.

Von den noch vor 50 Jahren im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Feuchtgebieten mit den stark grundwasserbeeinflussten Naßböden waren nur wenige Restflächen vorhanden. Wie in den meisten Regionen mit vielen Feuchtgebieten, z.B. in Schleswig-Holstein [13] und Mecklenburg-Vorpommern [14], wurden die natürlichen Böden durch Entwässerung und Tiefpflügen in Ackerböden umgewandelt. Durch das Absinken des Grundwasserspiegels und das häufige Umbrechen wurden die Böden sauerstoffreicher. Unter diesen aeroben Bedingungen bauen Mikroorganismen den ehemals an humosen Stoffen reichen Moorboden rasch ab. Mit der Abnahme des Humusgehaltes aber schwindet auch die Speicherkapazität sowohl für Wasser als auch für Nährstoffe. Deshalb sind die jetzt humusarmen Ackerböden oft sehr trocken und müssen häufiger gedüngt werden, da die sandigen Bodenschichten nicht in der Lage sind, Wasser und Nährstoffe zu speichern. Der pH-Wert in häufig und zuviel gedüngten Böden fällt, weil in gut durchlüfteten Böden nur Nitrifikation stattfindet, bei der Protonen freigesetzt werden. Die ausgleichende Denitrifikation findet kaum statt [15]. Wichtige Funktionen wie die Reinigung des Sickerwassers, das Umwandeln von Schadstoffen in weniger toxische Stoffe, das Aufnehmen und Abgeben von Wasser und Nährstoffen können diese Böden nicht mehr erfüllen. Aufgrund der zunehmenden Versauerung werden basische Kationen ausgewaschen. Die Ton-Humin-Komplexe brechen zusammen. Gerade die Maisäcker sind somit wegen der zunehmenden Versauerung durch massive Überdüngung auch einer zunehmenden Erosion durch Wind und Wasser preisgegeben.

Die im Rahmen des ökologischen Rückbaus getroffenen Maßnahmen sollten zu einer Verringerung der Nährstoffgehalte und zu einer Verbesserung des Regulationspotentials der Böden führen. Bei dem Abtransport der nährstoffreichen Erde wurde die Funktion des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte insofern genutzt, daß noch erhaltene Samen von nicht mehr vorhandenen, aber dort natürlicherweise vorkommenden Pflanzen, in den tieferen Bodenschichten eingelagert waren, ausgegraben, und auf die nährstoffarmen Rohböden ausgebracht wurden [16]. Grundlage für die Bildung solcher Samenbanken in Böden ist die Fähigkeit der Samen und Früchte zahlreicher Pflanzenarten, bei Lagerung im Boden über längere Zeit keimfähig zu bleiben [17]. Wesentliche Voraussetzung für ein längerfristiges Überleben von Saatgut ist es, daß die Samen wasserdurchtränkt bleiben, so daß in der Regel feuchte Böden, wie die im Untersuchungsgebiet, ein größeres Samenreservoir besitzen als trockene Standorte [18].

Auch mit einer weiteren Nutzung durch den Menschen wurde bei den Renaturierungsmaßnahmen gerechnet. Die land- und forstwirtschaftliche Nutzung wird in dem größten Teil des Gebietes so fortgeführt werden, wie vor den Maßnahmen. Die Applikation von Nährstoffen auf die intensiv genutzten Flächen wird sich so schnell nicht verringern, es wird aber häufiger über den Einsatz einer nachhaltigen Landwirtschaft diskutiert [19].

Die renaturierten Flächen stellen nicht nur ein kostbares erhaltenswürdiges Ökosystem vernetzter Biotop dar, sondern dienen gleichzeitig der Erholung des Menschen. Zu diesem Zweck wurde ein System von Wegen angelegt, das - zusammen mit zwei Aussichtstürmen - einen guten Einblick in das renaturierte Teilsystem erlaubt, seine Funktion als Biotop vernetzende Struktur verdeutlicht, und

verhindern soll, durch eine „wilde Erschließung“ negativ auf Gewässer, Böden, Flora und Fauna einzuwirken.

1.3 Das Projekt

1.3.1 Das Projektgebiet

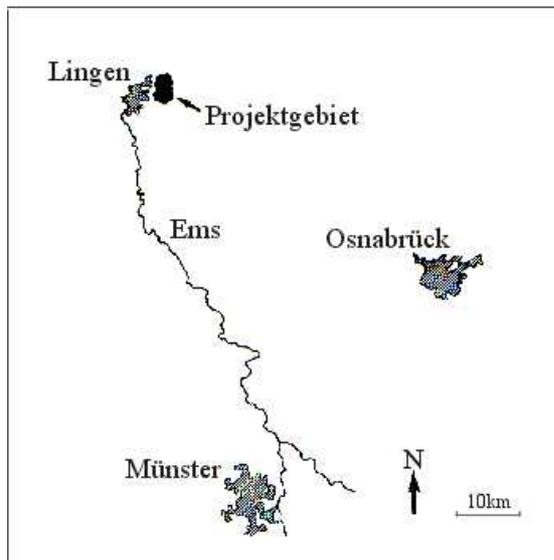


ABBILDUNG 1: GEOGRAPHISCHE LAGE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES IN NORDWESTDEUTSCHLAND

Das Projektgebiet liegt im Süden des Emslands, Niedersachsen (Abb. 1), im östlichen Gebiet der Stadt Lingen an der Ems zwischen den Ortsteilen Baccum und Brögbern. Es dehnt sich in Nord-Süd-Richtung auf etwa 4,5 Kilometer und in Ost-West-Richtung auf ca. zwei Kilometer aus und orientiert sich im wesentlichen an den Verläufen der Hauptfließgewässer Lingener Mühlenbach und Schillingmanngraben. Eingebettet in dieses intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiet von rund 825 Hektar sind ökologisch wertvolle Bereiche entstanden, die über ein ausgedehntes Netz von Hecken und Gräben untereinander verbunden sind. Das Untersuchungsgebiet gehört der naturräumlichen Einheit „Lingener Land - Brögberner Talsandgebiet“ an.

1.3.2 Die Landschaftsentwicklung des Projektgebietes

In Norddeutschland bestehen die Böden im allgemeinen aus den von Eiszeitgletschern verfrachteten Verwitterungsprodukten skandinavischer Gebirge, hauptsächlich Kiesen und Sanden, die am Ablagerungsort weiteren Veränderungen unterlagen [20]. Geprägt durch die Eiszeiten entwickelte sich südöstlich von Lingen ein fast ebenes, grundwassernahes Gebiet, das von 28m⁺ NN im Süden auf etwa 24m⁺ NN bis zum Großen Brögberner Teich im Norden abfällt. Im Süden grenzen direkt die Baccumer Berge an das Untersuchungsgebiet, ein Endmoränenbogen, der zum Teil auf mehr als 60m⁺ NN ansteigt. Im Rahmen der Bodengenese entstanden in den grundwasserbeeinflussten, tieferen Lagen dieser Region Gleye, während sich in etwas höher gelegenen Gebieten ohne Grundwasserbeeinflussung Podsole entwickelten [21]. Noch vor 150 Jahren wurde dieses Gebiet häufig überflutet. Ausgedehnte Feuchtgebiete und Moore schränkten die landwirtschaftliche Nutzung stark ein [22]. Der Große und der Kleine Brögberner Teich bestanden zu dieser Zeit aus mehreren offenen Wasserflächen, die von Mooren umgeben waren. Die gesamte, auch heute wieder zu einem Teich ausgestaltete Fläche des Großen Brögberner Teiches, und darüber hinaus auch der nördliche und

östlich angrenzende Bereich bildeten ein Wassermoor-, Sumpfareal von weit mehr als 100 Hektar. Auch am östlichen Rand des Projektgebietes, da wo heute die Niedermoorwiese liegt, und beim Baccumer Bruch erstreckten sich ausgedehnte Mooregebiete. Noch bis zu Beginn dieses Jahrhunderts prägte eine abwechslungsreiche Kulturlandschaft das Landschaftsbild. Die landwirtschaftlichen Flächen wurden zu über 90% als Grünland genutzt. Acker-, Grünland- und Waldbereiche wechselten sich kleinräumig ab und waren durch zahlreiche Hecken untergliedert.

Erst relativ spät, etwa in der Mitte des 20. Jahrhunderts, vollzogen sich jedoch einschneidende Veränderungen. Wie in allen Lebensbereichen führte die Industrialisierung und Mechanisierung auch in der Landwirtschaft zu ganz erheblichen Änderungen in der Wirtschaftsweise der Betriebe. Der Kostendruck zwang zu stärkerer Spezialisierung und größeren Wirtschaftseinheiten. Grünlandwirtschaft konnte die Existenz der Landwirte nicht mehr sichern. Kleinere Höfe mußten und müssen immer noch oft aufgegeben werden. Die Landwirtschaft reagierte mit immer größer werdenden Anteilen an Ackerflächen. Um große Maschinen einsetzen zu können, wurden kleinflächige Strukturen aufgelöst. In den 50er und in den 70er Jahren wurden der Lingener Mühlenbach und der Schillingmanngraben um 1m bis 1,5m vertieft. Dadurch konnten selbst die nassen Flächen der ehemaligen Brögberner Teiche landwirtschaftlich genutzt werden, erst als Weideland, später sogar zum Maisanbau. Die Abbildung 2 zeigt die Nutzungsstruktur des Projektgebietes auf Grundlage der Topographischen Karte von 1952. Der Grünlandanteil beträgt 56,4% welches noch zu 10,3% aus extensiv genutzten Feuchtgrünland besteht. Nur 20,6% der Fläche wird zum Anbau von Kartoffeln, Rüben und Getreide genutzt.

Zu Projektbeginn war der Grünlandanteil auf 21% gesunken, der Ackeranteil liegt bei ca. 56%, davon ca. 70% Maisanbau (Abb. 3). Der ehemals kleinräumige Wechsel von Acker, Grünland und Waldflächen verschwand weitgehend nach den 50er Jahren. Etwa 60% der noch 1944 vorhanden Hecken wurden bis 1989 abgeholzt und waren verschwunden. Auch die Gewässer blieben von diesen Struktur- und Nutzungsänderungen nicht verschont. Eine Vielzahl von Gräben, überwiegend hydraulisch gestaltet, entwässern das Gebiet und zeigen kaum noch Ansätze des ehemaligen Zustandes. Entlang der Gräben und Bäche wurde die ehemals vorhandene Baum- und Strauchvegetation vollständig beseitigt. Folge davon ist nicht nur ein Attraktivitätsverlust für das Landschaftsbild, sondern auch die Zunahme von Bodenerosion aufgrund der fehlenden Wind- und Wasserbarrieren, eine verstärkte Abschwemmung der Bodenkrume und damit verbunden, die Abschwemmung der in ihr enthaltenen Nähr- und Schadstoffe in die Gewässer.

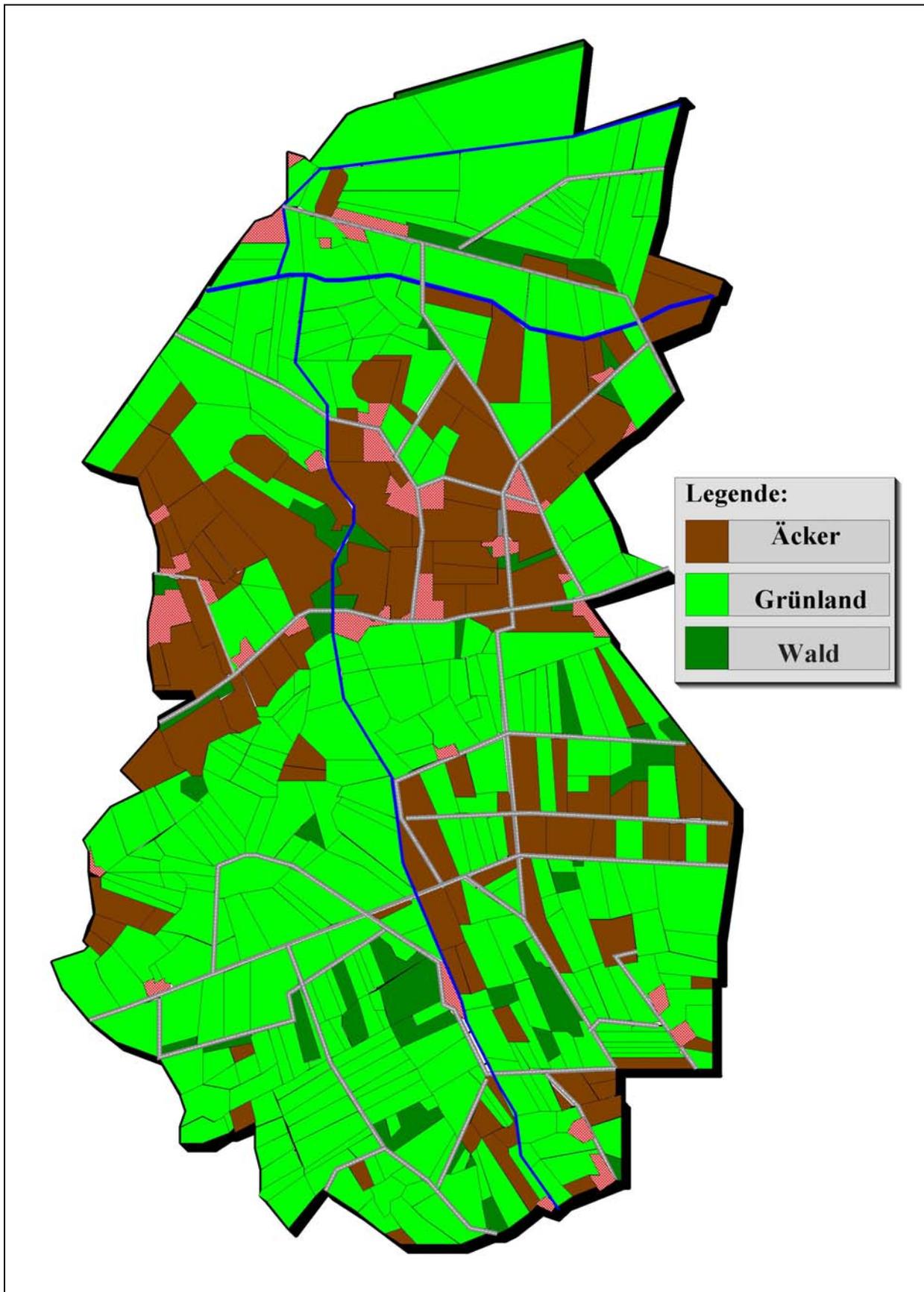


ABBILDUNG 2: DIE NUTZUNGSSTRUKTUR IN DEN 50IGER JAHREN DIESES JAHRHUNDERTS (GRUNDLAGE: TOPOGRAPHISCHE KARTE AUS 1952)

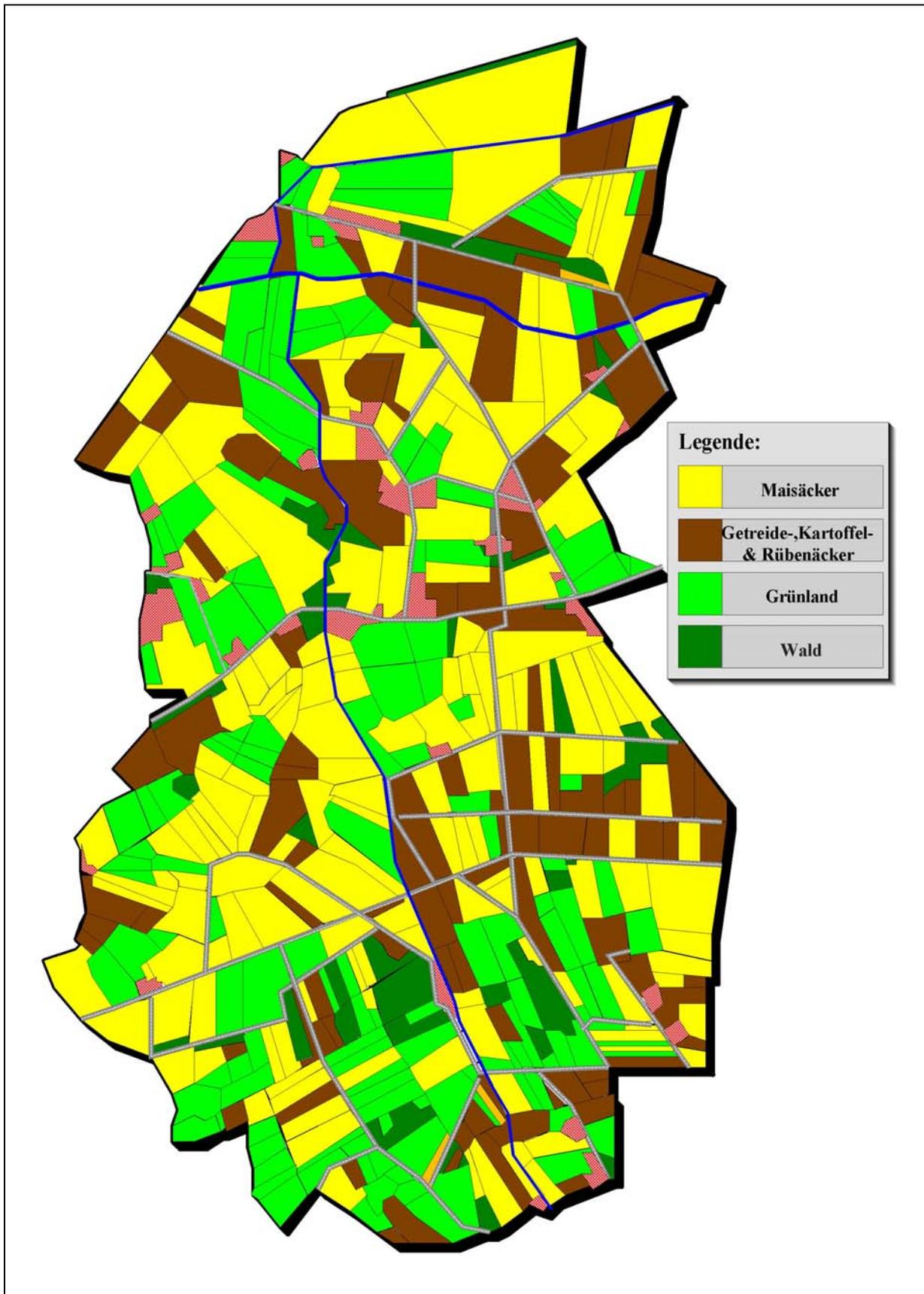


ABBILDUNG 3: DIE NUTZUNGSSTRUKTUR DES PROJEKTGEBIETES 1989

1.3.3 Ein interdisziplinäres Projekt von nationalem Ausmaß

Das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Ökologisch orientierter Rückbau des Naturraumes Schillingmanngraben/Brögberner Teiche“ fußte auf einem gesamtökologischen Entwicklungskonzept, an welchem mehrere wissenschaftliche Arbeitsgruppen beteiligt waren. Das Projekt wurde zu $\frac{2}{3}$ vom Bundesministerium für Umwelt und zu $\frac{1}{3}$ vom Land Niedersachsen, dem Landkreis Emsland und der Stadt Lingen zu gleichen Teilen, finanziert. Das über zehn Jahre dauernde Vorhaben sollte die Fragestellung klären, ob ein renaturierter Flächenanteil von ca. 10% innerhalb einer sonst intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche von rund 825 Hektar auf den Naturhaushalt eine positive Wirkung zeigt. Im gesamten Landschaftsausschnitt sollte eine Vernetzung der Biotope mit regions- und standorttypischer Biotopausstattung durch mehrere Teilmaßnahmen erreicht werden.

Wissenschaftlich begleitet wurde das Projekt während der gesamten Dauer von der Bundesanstalt für Naturschutz in Bonn, dem BfN. Das Vorhaben setzte sich aus mehreren Teilmaßnahmen zusammen, welches in verschiedenen Teilbereichen bearbeitet wurde. So wurde die Boden- und Gewässeranalytik von der AG Ökochemie und Umweltanalytik durchgeführt und beurteilt, während zwei Bereiche der AG Terrestrische Ökologie die Begleitforschung für Flora und Fauna untersucht und bewertet haben. Aufgrund der engen Zusammenarbeit innerhalb dieser Arbeitsgruppen wurden die Ergebnisse nicht nur im eigenen Fachgebiet dargestellt, sondern immer wieder auch im Kontext des Gesamtuntersuchungskomplexes diskutiert.

An dem Vorhaben waren weiterhin mehrere Planungsbüros beteiligt. Von der Arbeitsgruppe Regionale Struktur- und Umweltforschung, der ARSU Oldenburg, wurde die Projektkoordinierung erarbeitet. Die Planung der Baumaßnahmen wurde vom Nordwestplan, NWP Oldenburg, durchgeführt. Die Hydraulischen Berechnungen wurden vom Ing. Büro Oesselmann in Lingen getätigt.

Ein Projektbeirat, der aus den beteiligten Wissenschaftlern, Planern, dem BfN, der Stadt Lingen als Projektträger, dem Landkreis Lingen, der Bezirksregierung als Vertreter des Landes Niedersachsen und den Trägern öffentlicher Belange besteht, kam regelmäßig zusammen, um sich über den neuesten Stand des Projektes zu beraten und die neuesten Ergebnisse aus der Begleitforschung zu diskutieren.

1.4 Angewandte biotechnologische Verfahren des ökologisch orientierten Rückbaus in den einzelnen Standorten des Renaturierungsprojektes

Im Gesamtprojekt sollten nicht nur die letzten verstreuten Reste der ehemaligen Naturlandschaft geschützt werden, sondern eine regions- und standorttypische Verbesserung des Arteninventars und eine Stärkung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes waren übergeordnete Ziele. Dies war nur zu erreichen, wenn in das sehr naturferne System der regionalen Gewässer erneut sehr stark eingegriffen wurde. Deshalb wurden weitere anthropogene Eingriffe in die vorhandenen Ökosysteme als Maßnahmen der natürlichen Entwicklungsfähigkeit vorgenommen. Dabei ist zu beachten, daß die Ökosysteme längst nicht mehr als von Menschen unbeeinflusste Systeme verstanden werden können.

Ökosysteme sind offene Systeme, die über die Atmosphäre und über die Gewässer mit ihrer Umgebung in Verbindung stehen. So wurden durch die Entwässerungsgräben alle Teile der Landschaft entwässert und hohe Ammoniumkonzentrationen wurden in der Folge häufiger und starker Gülleaufträge nicht nur über die Gräben in die Gewässer, sondern auch über die Atmosphäre in die naturnahen Ökosysteme eingetragen. Bestes Beispiel für eine Verunreinigung von anscheinend isoliert liegenden Biotopen bietet die Insel Langeoog. Obwohl hier keine Landwirtschaft betrieben wird, kommt es doch zu einem jährlichen Eintrag von Ammonium über die Atmosphäre. Ein erheblicher Eingriff in einem scheinbar geschlossenem Ökosystem. Dieses Beispiel zeigt aber auch, daß eine absolute Rückkehr zu den ehemaligen natürlichen Verhältnissen unmöglich ist.

Der Ausgangszustand des Projektes von 1989 war ein typisches landwirtschaftlich stark genutztes Gebiet. Die Bewirtschaftungsformen haben zu schweren Schädigungen der ökosystemaren Strukturen und Funktionen geführt. Diese Schädigungen beruhen auf physikalischen und chemischen Eingriffen in die komplexen Ökosysteme. So führt das häufige Pflügen und das Absenken des Grundwasserspiegels bei der Düngung mit ammoniumhaltigen Mineraldünger oder auch mit Gülle [23] zu einer erheblichen Beschleunigung der Nitrifikation bei gleichzeitigem Ausbleiben der Denitrifikation. Die Folge ist eine Versauerung des Bodens und die dadurch bedingte chemische Zerstörung seiner Strukturen. Selbst die Beendigung der massiven stofflichen Überlastungen der Ökosysteme führt nur langsam zu einer Regeneration. Diese Regeneration kann durch die folgenden Möglichkeiten eines biotechnologischen Einsatzes beschleunigt werden.

Um das System in einen naturnahen Zustand zu überführen ist eine Beseitigung der vorhandenen Nährstoffe vonnöten. Weiterhin muß dafür gesorgt werden, daß zusätzliche Verunreinigungen durch Nährstoffe aus den umliegenden stark genutzten Flächen verhindert werden und daß noch weiter eingetragene Konzentrationen beseitigt werden.

1.4.1 Der Große Brögberner Teich

Als zu Beginn des E+E Vorhabens die aktuellen topographischen Kartenwerke studiert wurden, entdeckte man im Norden des Untersuchungsgebietes eine fast 20 Hektar große Maisfläche mit dem Namen „Großer Brögberner Teich“ (Abb. 4). Die historischen Karten aus dem 19. Jahrhundert bis zur Jahrhundertwende klärten darüber auf, daß hier ehemals ein großes Sumpfgebiet mit kleineren und größeren freien Wasserflächen vorlag. Das Gebiet wurde vom Kaienfehngraben durchflossen und war wahrscheinlich bei Hochwasser völlig überflutet. In den trockeneren Sommermonaten sind sicher nur noch in Teilbereichen offene Wasserflächen zurückgeblieben. Der geringe Flurabstand ließ eine landwirtschaftliche Nutzung, wenn überhaupt, nur in den Sommermonaten im Grünlandbetrieb zu. Dieses Nebeneinander von feuchten bis nassen Niedermoor- und Teichflächen wurde immer weiter trockengelegt. Doch die schwersten Eingriffe erfuhr das Gebiet in den 50er Jahren. Der Boden wurde tief umgepflügt und man begann, die Gräben um 1,50 Meter zu vertiefen, um das Grundwasser abzusenken. Jegliche Gehölze wurden entfernt, Boden zusätzlich aufgetragen.

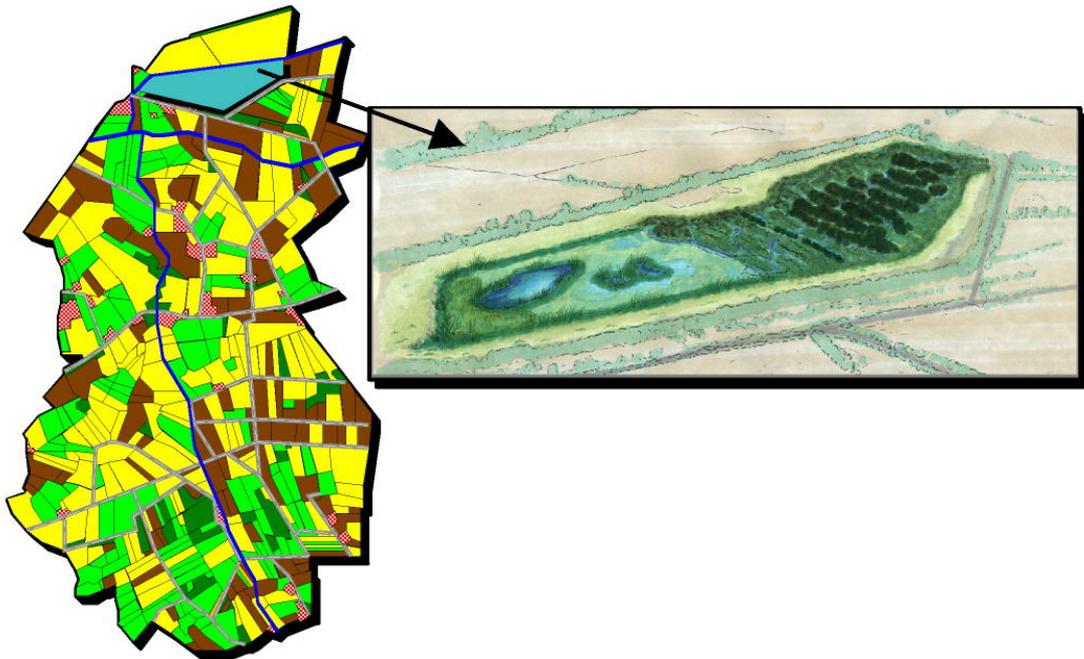


ABBILDUNG 4: STANDORT DES GROBEN BRÖGBERNER TEICHES UND BILD DER ENTSTEHENDEN AUENLANDSCHAFT

1989 war von dem ehemaligen Sumpfgebiet „Große Brögberner Teich“ dann nichts mehr zu erahnen. Die gesamte Fläche von 21 ha wurde landwirtschaftlich genutzt. Auf etwa drei Vierteln der Fläche stand Mais, der Rest war intensiv genutztes Grünland. Hohe Nährstoffeinträge durch Gülleauftrag belasteten nachweislich Boden, Grund- und Oberflächenwasser (Abb. 5).



ABBILDUNG 5: DER GROBE BRÖGBERNER TEICH VOR DEN BAUMABNAHMEN

Dieser Ort wurde auf Grund der oben genannten Historie dazu ausgesucht, sowohl als Rückhaltebecken bei Hochwasser, als auch als Kläranlage [24] für Nährstoffe des Lingener

Mühlenbachs zu dienen. Diese Anlage sollte weiterhin ohne eine regelmäßige Kontrolle funktionieren und gleichzeitig einen wichtigen Beitrag zur Biotopvernetzung innerhalb des Renaturierungsprojektes leisten. Eine Auenlandschaft sollte entstehen (Abb. 6):



ABBILDUNG 6: DER GROßE BRÖGBERNER TEICH ZWEI JAHRE NACH DEN BAUMAßNAHMEN

1994 wurde das 21 Hektar große Gebiet aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen. Damit die regionstypischen auf Nährstoffmangel spezialisierten Pflanzen sich später besser behaupten können, wurde der gesamte nährstoffreiche Oberboden, knapp 100.000m^3 , abgetragen. Dadurch wurde die gesamte Fläche um etwa 0,7m vertieft. Der Boden wurde teilweise in die Verwallung am Rande des späteren Teiches eingebaut. Diese Verwallung sollte als Hochwasserdeich dienen. Sicherzustellen war, daß in diese bauliche Anlage im Normalfall ca. 50% des Mühlenbach Abflusses eingeleitet werden kann, ohne daß sich das aufgestaute Wasser bei Hochwasser negativ auf die umliegenden Flächen auswirkt. Außerhalb der Verwallung wurde im Süden und Westen ein Teichrandgraben angelegt. Da dessen Sohlhöhe an die Sohlhöhen der Vorfluter angepaßt ist, können großflächige Veränderungen im Wasserhaushalt der angrenzenden Flächen verhindert werden. Geregelt werden kann der Aufstaubetrieb gemäß den ökologischen Randbedingungen über zwei Bauwerke. Eins befindet sich im Zuleiter zum Großen Brögberner Teich, das andere befindet sich in der westlichen Verwallung und regelt den Abfluß vom Großen Brögberner Teich in den Kaienfehngraben.

In der entstehenden Gewässeraue entwickelt sich eine Fülle feuchter und nasser Standorte. Durch die häufig wechselnden Strömungsgeschwindigkeiten und die unterschiedlichen Wasserstände werden von vornherein viele unterschiedliche mikrobielle Reaktionen ermöglicht. Die für die Eliminierung des Stickstoffs verantwortlichen Voraussetzungen sollten aber noch zusätzlich gestärkt werden. Um effektivere Umsetzungen des Stickstoffs zu ermöglichen wurde der Teich in zwei Phasen eingeteilt:

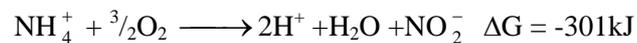
1.2.1.1 Phase 1

In der ersten Phase soll sämtliches im Wasser befindliches Ammonium in Nitrat umgewandelt werden. Das in dem Wasser befindliche Ammonium wird einerseits durch die anorganischen stickstoffhaltigen Düngemittel und andererseits durch die natürlich stattfindende Mineralisation von totem organischem

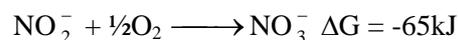
Material eingetragen. Im organischen Material ist der Stickstoff hauptsächlich in den Purin- und Pyrimidinbasen der DNA und in den Aminogruppen der Aminosäuren gebunden [25]. Wie alle mikrobiologischen Umsetzungen ist auch die Mineralisation abhängig von der Temperatur. So nimmt die Mineralisationsrate von Aminosäuren bis 30°C zu und nimmt von da an bis 40°C stetig ab. Die Mineralisation läuft aber auch bei relativ geringen Temperaturen von 1°C schon schnell ab [26].

Die mikrobielle Umsetzung von Ammonium zu Nitrat, die Nitrifikation, wird sowohl im Boden, als auch im Wasser von den nitrifizierenden Bakterien bewirkt. An dieser Oxidation sind zwei Bakteriengruppen beteiligt. Zuerst bilden die Ammoniumoxidierer Nitrit und dann die Nitritoxidierer Nitrat. Da der Ammoniumoxidant dem Nitritoxidanten das Substrat bietet, kommen beide Bakteriengruppen immer gleichzeitig vor. Die Nitrifikanten sind gram-positve Bakterien, die in rein mineralischen Nährlösungen vermehrt werden können und dabei keine organischen Substrate benötigen. Sie sind chemolithoautothroph [27].

Die bekannteste Art der Ammoniumoxidierer ist *Nitrosomonas europea* und an marinen Standorten *Nitrosococcus oceanus*. Die Oxidation von Ammonium zu Nitrit verläuft folgendermaßen:



Die bekannteste Art der Nitritoxidierer ist *Nitrobacter winogradsky*. Sie oxidieren das Nitrit einfach weiter zu Nitrat:



[28]

Die Oxidation des Ammoniums verläuft dabei über Hydroxylamin und wird dabei durch eine Ammonium-Monooxygenase katalysiert. Energetisch nutzbar sind aber nur die Oxidationsschritte vom Hydroxylamin zum Nitrit und vom Nitrit zum Nitrat [27]. Das Produkt der Oxidation von Hydroxylamin ist Stickstoffmonoxid, welches wiederum die Vorstufe zum Nitrit ist [29]. Schätzungsweise 8-32% der gesamten NO Emissionen stammen aus mikrobiologischen Prozessen im Boden [30]. NO entsteht hauptsächlich bei der Nitrifikation, aber auch bei der Denitrifikation und durch die Produktion anderer Nitratatmer [31]. Mit der Zugabe von stickstoffhaltigen Düngemitteln innerhalb der Böden steigen auch die Stickstoffmonoxid Emissionen an [32, 33].

Für eine optimal ablaufende Nitrifikation müssen bestimmte Bedingungen vorherrschen. Wachstum und Stoffwechsel der nitrifizierenden Bakterien sind nur in einem Bereich zwischen pH7-8 optimal. Einige Nitrifikanten können aber auch in wesentlich saureren Böden Ammonium zu Nitrat oxidieren [34]. Der pH-Bereich der vollständigen Nitrifikation liegt sehr eng, weil freies Ammonium im alkalischen Bereich und salpetrige Säure im sauren Bereich toxisch auf *Nitrobacter* wirken. So kann es unter Umständen bei einer starken Verschiebung des pH-Wertes zu einer Anreicherung von Nitrit kommen. Nitrit wirkt aber auf viele Lebewesen toxisch. Das Temperaturoptimum für die Nitrifikanten liegt zwischen 28° und 36°C. In gut durchlüfteten und gedüngten Ackerböden findet häufig nur Nitrifikation statt.

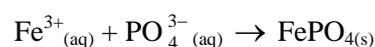
Um die Voraussetzungen für eine hohe Umsetzungsrate von Ammonium zu Nitrat zu erfüllen, wurden folgende Maßnahmen durchgeführt:



ABBILDUNG 7: NITRIFIKATIONSTEIL DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

Da der Gehalt an Sauerstoff bei steigenden Temperaturen im Wasser stark abnimmt und bei niedrigeren Temperaturen nur die Umsetzungsgeschwindigkeiten der Nitrifikation herabgesetzt werden, wurde darauf geachtet, daß die Wassertemperatur auch in den Sommermonaten möglichst niedrig ist, bei gleichzeitig möglichst langem Aufenthalt des Ammoniums innerhalb des Nitrifikationsteiles.

Um lange Fließwege und niedrige Temperaturen zu erreichen wurden in diesem rund 9 Hektar großen Areal viele bis zu 10m breite Inseln angelegt. Durch ein Gefälle von 0,6 Promille ist eine langsame Fließgeschwindigkeit des Gewässers durch die Mäander von Ost nach West gewährleistet. Die Inseln und die Verwallung am Randbereich wurden dicht mit Erlen und Weiden bepflanzt, so daß das seichte Wasserbett nahezu völlig beschattet wird. So werden Eutrophierungsprozesse zurück gedrängt und die Wassertemperatur steigt in den Sommermonaten nicht so schnell an. Als weiterer Nährstoff sollte auch Phosphat innerhalb des Nitrifikationsbeckens eliminiert werden. In einem sauerstoffreichen Gewässer liegt das Eisen größtenteils in seiner oxidierten dreiwertigen Form vor. Dieses Eisen (III) bildet mit dem gelösten Phosphat einen schwer löslichen Komplex und wird sedimentiert:

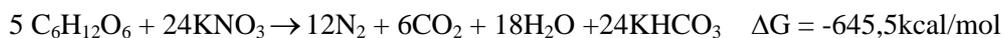


1.2.1.2 Phase 2

Das Wasser, das den Rand des Nitrifikationsbeckens erreicht, sollte nach der Oxidation des Ammoniums nur noch Nitrat enthalten. Das Nitrat soll nun in der Phase 2, im Denitrifikationsbecken vollständig eliminiert werden.

Die sogenannte echte Denitrifikation ist der reduktive Abbau von Nitrat zu elementarem Stickstoff. Im Gegensatz zu der Nitrifikation gibt es für die Denitrifikation keine spezialisierten Bakterien. Die

Befähigung zur Energiegewinnung durch Verwendung von Nitrat ist unter Bakterien, die normalerweise Sauerstoff zur Energiegewinnung nutzen, weit verbreitet. Eine große Zahl von auto- (z.B. *Thiobacillus denitrificans*, *Alcaligenes eutrophus*) und heterotrophen Bakterien (z.B. *Pseudomonas* sp., *Chromobacterium*, *Rhizobium* u.a.) sind in der Lage, in Abwesenheit von Sauerstoff Nitrat zu verwerten. Obligat anaerobe Bakterien können nicht denitrifizieren. Alle denitrifizierenden Bakterien verfügen über ein Sauerstoffatmungssystem, sind aber gleichzeitig durch das zur Denitrifikation benötigte und vorhandene Enzymsystem unabhängig vom Sauerstoff. Bei Naturereignissen, die anoxische Bedingungen erzeugen, wie z.B. Hochwasser, gewinnen die Bakterien Energie aus der Umsetzung von Nitrat, Nitrit oder auch Distickstoffoxid zu elementarem Stickstoff. Dies ist in folgender Gleichung am Beispiel der Reaktion von Glucose mit Kaliumnitrat mit Hilfe von denitrifizierenden Bakterien gezeigt [35]:

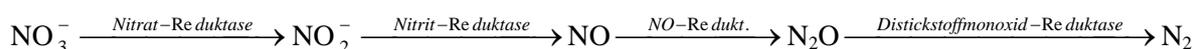


Zur Umsetzung von Nitrat zu elementarem Stickstoff werden wie bei der Sauerstoffatmung organische Substanzen benötigt, die als Wasserstoffdonator fungieren. Ein weiterer wichtiger Aspekt kommt bei der vereinfachten Reaktionsgleichung besser zum Ausdruck:



Durch die Denitrifikation wird also nicht nur der durch die Stickstoffierung in die Böden und Gewässer gelangte Stickstoff der Atmosphäre zurückgeführt, sondern auch die bei der Nitrifikation produzierte Säure verbraucht. Einer Versauerung der Böden und Gewässer wird also bei ablaufender Denitrifikation entgegengewirkt.

Der Mechanismus der Reaktion ist noch nicht endgültig geklärt. Sie läuft aber über folgende Zwischenstufen ab:



Die vielen verschiedenen Denitrifikanten können dabei verschiedene Produkte erzeugen und mit unterschiedlichen Substraten bei der Denitrifikation beginnen. Die von einigen Bakterien als Endprodukte abgegebenen Stickoxide NO und N₂O können von anderen Denitrifikanten als Ausgangsprodukte zur Bildung von Distickstoff herangezogen werden.

Die anorganischen N-Substrate werden sehr schnell abgebaut, so daß die aus dem Nitrifikationsbecken erhaltenen Nitrate sofort umgesetzt werden sollten [36]. Bei Hemmung bzw. Fehlen der Nitrit-Reduktase entsteht als Endprodukt Nitrit, bei Hemmung bzw. Fehlen der Distickstoffoxid-Reduktase wird als Endprodukt Distickstoffoxid freigesetzt. Bei Anwesenheit von elementarem Schwefel als Elektronen-Donator inhibiert das entstehende Sulfid die Bildung von Stickoxiden [37].

Eine geringe Menge an Distickstoff wird von den Denitrifikanten auch unter aeroben Verhältnissen produziert, wenn genug organische Stoffe als H-Donatoren, sowie eine ausreichende Nitratmenge im

Boden vorhanden ist. Diese Produktion ist aber im Gegensatz zur der unter anaeroben Verhältnissen, wie sie in überstauten Böden oder in stark gesetzten Untergründen vorkommt, sehr gering. Da das Denitrifikations-Enzymsystem erst durch anaerobe Verhältnisse induziert wird, muß bei der Denitrifikation unter aeroben Bedingungen von zumindest kurzfristig anaeroben Mikrohabitaten ausgegangen werden.

Die Verfügbarkeit der organischen Substanzen [38], z.B. im Verlauf der Jahreszeiten, und auch die Art des organischen Stoffes haben starke Auswirkungen auf die Denitrifikationsleistung [39, 40]. Weder die in diesen Gewässern zu erwartenden Insektizide und Fungizide [41], noch die Pflanzenschutzmittel [42] haben einen negativen Einfluß auf Aktivität der Denitrifikanten.

Aufgrund der Vielzahl von Denitrifikanten ist die Denitrifikation nicht so stark vom pH-Wert abhängig wie die Nitrifikation. Für Denitrifikanten der Gattung *Pseudomonas* liegt der optimale pH-Wert zwischen 7,0-7,5. Bei $\text{pH} < 6$ oder $\text{pH} > 8$ verläuft die Denitrifikation erheblich langsamer oder wird sogar vollständig gehemmt [43].

Um den Denitrifikanten optimale Bedingungen zu schaffen wurden folgende Baumaßnahmen durchgeführt:

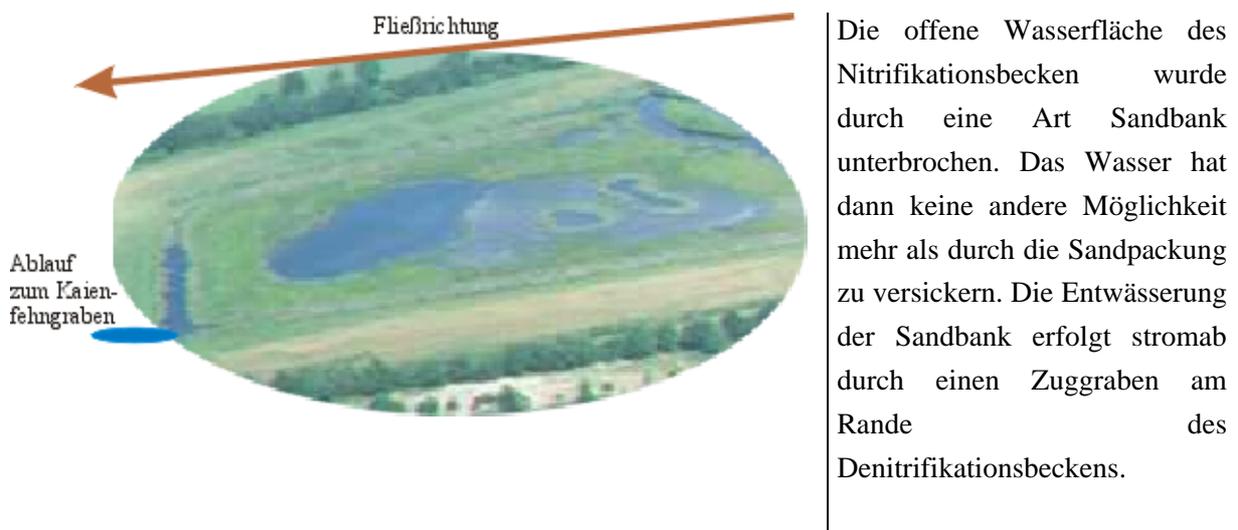


ABBILDUNG 8: DENITRIFIKATIONSBECKEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

Innerhalb dieser Sandbank herrschen anoxische Bedingungen, da es in den überstauten Böden nur zu einem geringen Austausch von Gasen mit der Atmosphäre kommt. Nitrat wurde im Nitrifikationsbecken produziert und organische Substrate sind durch die Mineralisierungsprozesse im Großen Brögberner Teich genügend vorhanden.

Insgesamt wurden im westlichen Bereich des Großen Brögberner Teiches keine Anpflanzungen vorgenommen. Die Initiierung von arteigener Flora (Feucht- und Wasserpflanzengesellschaften) konnte durch Wiedereinbau von Niedermoorboden erreicht werden, der in bis zu einem Meter Tiefe, sogenannten Samenbanken, während der Bauzeit dem Gelände entnommen und zwischengelagert wurde.

In der Mitte dieses Denitrifikationsbeckens wurde ein Grundwasserteich mit etwa 1,50 m Wassertiefe angelegt, der u.a. als Winterquartier für Amphibien dient.

1.4.2 Der Kleine Brögberner Teich

Auch der KBT existierte zu Beginn des Vorhabens lediglich als Flurstückname in den aktuellen topographischen Kartenwerken. Die historische Analyse offenbarte ein rund 15 Hektar großes Niedermoorareal mit kleinen offenen Wasserflächen. Der Schillingmanngraben durchfloß dieses Gebiet und mündete in den Lingener Mühlenbach. Eine Nutzung dieses Niedermoorbereiches war nicht oder nur sehr eingeschränkt in den Sommermonaten durch Beweidung möglich. Trockenlegungen der Fläche durch die Anlage von Entwässerungsgräben, Vertiefung des Schillingmanngrabens und Aufhöhung der Fläche machten bis in die Neuzeit die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung möglich. 1989 war die Fläche weitgehend maisbestanden. Gehölze, die einst den gesamten Gewässerverlauf einrahmten, waren nur noch in Relikten im südlichen Randbereich vorhanden.

Für die Maßnahmen standen auf dem Gebiet des ehemaligen Kleinen Brögberner Teiches 12,5 ha zur Verfügung, eine Fläche, die im Norden durch den Lingener Mühlenbach, im Osten durch den Schillingmanngraben und im Süden und Westen durch zwei kleinere Straßen begrenzt wird. In den Jahren 1996 und 1997 konnte das Bauvorhaben Kleiner Brögberner Teich baulich umgesetzt werden (Abb. 9):

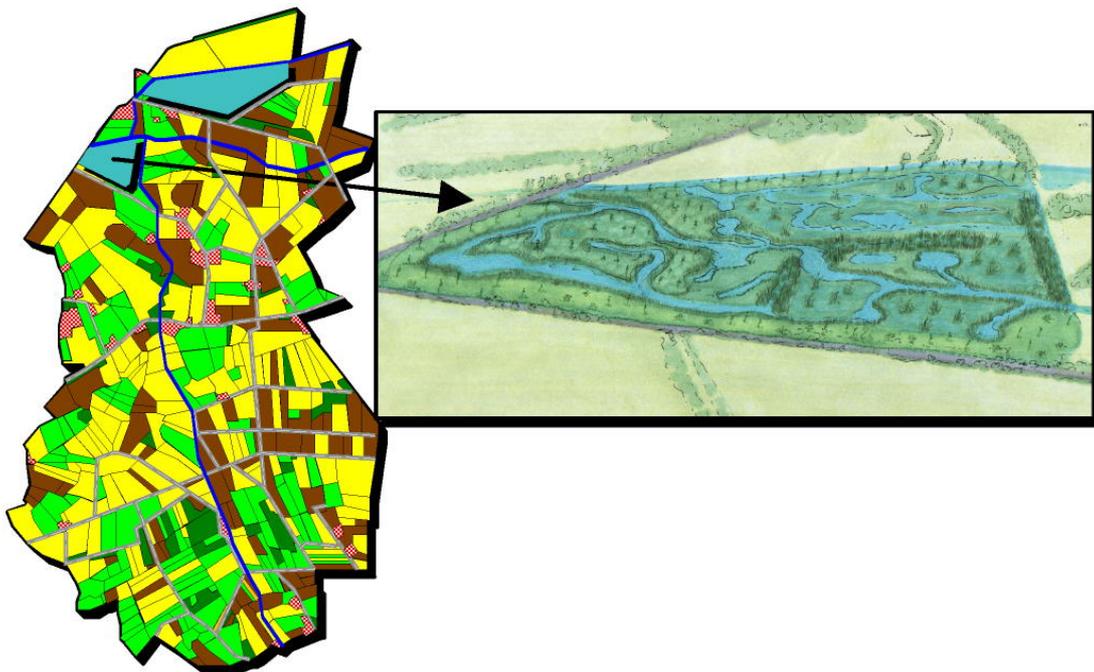


ABBILDUNG 9: STANDORT DES KLEINEN BRÖGBERNER TEICHES UND BILD DER ENTSTEHENDEN AUENLANDSCHAFT

Wie auch der große Brögberner Teich sollte auch der Kleine Brögberner Teich einen Beitrag zu Nährstoffeliminierung beitragen, wobei aber auf eine gezielte Stickstoffeliminierung verzichtet wurde. Die Fläche dieses Gebietes wurde um einen halben Meter vertieft. So wurde einerseits der nährstoffhaltige Oberboden entfernt, andererseits der Grundwasserflurabstand verringert, so daß der Boden wieder feuchter bleiben wird.



Im Norden erhielt der Lingener Mühlenbach einen naturnah ausgebauten Nebenarm und das Wasser des Schillingmanngraben wurde direkt in die Fläche geleitet und stark verzweigt (Abb. 10).

ABBILDUNG 10: KLEINER BRÖGBERNER TEICH NACH DEN MAßNAHMEN

Es entstand ein Gewässersystem mit Mäandern und Aufweitungen, Senken und Inseln sowie Stillwasserbereichen. Die Voraussetzungen für die Bildung einer Gewässeraue waren geschaffen. Gelegentliche Überflutungen dieser Auenlandschaft nach starken Regenfällen sind gewollt und begünstigen aufgrund der variierenden Wasserstände die Nitrifikation und Denitrifikation und andere mikrobielle Reaktionen. So wurde an einigen ausgesuchten Stellen Totholz in der Aue und in das Gewässerbett eingebracht. Dadurch sollen Situationen geschaffen werden, die aufgrund des großen Angebotes an oxidierbaren Material Abbaureaktionen ermöglichen, die auch zu einer Eliminierung schwer abbaubarer Stoffe führen, wie z.B. der persistenten Schadstoffe aus den Pestizidapplikationen in der Landwirtschaft. Unter anaeroben Bedingungen werden gerade auch von denitrifizierenden Bakterien Stoffe wie Toluol [44], Xylol [45] und Naphthalin abgebaut [46, 47]. Mikroorganismen sind aber auch in der Lage, chlorierte organische Verbindungen, wie z.B. das Antibiotikum Chloramphenicol, zu synthetisieren. Dies zeigen auch Analysen von tieferliegenden aquatischen Sedimenten des Bodensees aus Schichten von 1880 [48], in denen nicht definierte chlorierte organische Verbindungen gefunden wurden. Damit sind Bakterien also nicht nur resistent gegenüber chlorierten organischen Verbindungen [40, 41], sondern können diese sowohl produzieren, als auch abbauen, wie z.B. am Herbizid Mecoprop nachgewiesen wurde [49]. Bei dem Abbau der Pestizide können auch Metabolite entstehen, über deren Mobilität und weiterer Abbau bisher wenig bekannt ist [50, 51].

Ein Teil der Fläche wurde mit Erlen und Weiden bepflanzt, der nordöstliche Teil steht als offene Sukzessionsfläche zur Verfügung. Das vor Maßnahmenbeginn in etwa 80 bis 100 cm Tiefe verborgene Samenpotential dieses ehemaligen Niedermoorstandortes konnte in einigen Sukzessionsflächen aufgebracht und die standorttypische und standorteigene Flora wieder etabliert werden.

Durch seine Absenkung von 0,5m sorgt auch diese Auenregion bei Hochwasserereignissen für eine große Wasseraufnahme und trägt so einen Teil zum Hochwasserschutz bei. Negative

Beeinträchtigungen auf die angrenzenden Flächen waren nicht zu erwarten und sind auch bei dem Hochwasserereignis 1998 nicht eingetroffen.

1.4.3 Die Moorwiese Brockhausen

Naßwiesen gehören in Niedersachsen zu den nach § 28a NNatG geschützten Biotopen. Im Untersuchungsgebiet dominierte dieser Standorttyp in allen tiefliegenden Bereichen noch vor den 50er Jahren. Solche Niedermoorwiesen hatte es um 1950 noch zu etwa 5 Prozent im Untersuchungsgebiet gegeben, jetzt war nur noch ein kleiner Restbestand, 0,0075% des Projektgebietes, übriggeblieben. Entsprechend dem Leitbild sollte dieses Kleinod nicht nur erhalten, sondern durch die richtige Pflege sogar vergrößert werden. Die Nährstoffzufuhr aus den benachbarten landwirtschaftlich genutzten Flächen wurde durch eine Pufferzone von etwa 50m Breite begrenzt. Bereits 1993 wurde eine südlich angrenzende Wiese von etwa 4 ha dazu gekauft (Abb. 11). Um den Wasserstand der Wiese zu erhöhen, wurde ein Entwässerungsgraben aufgeweitet und seine Böschungen abgeflacht. Eine Steinschüttung im Bereich seiner Mündung in den Hauptgraben sorgt für einen leichten Anstau des Wasserspiegels. Angrenzende kleinere Entwässerungsmulden wurden verfüllt.

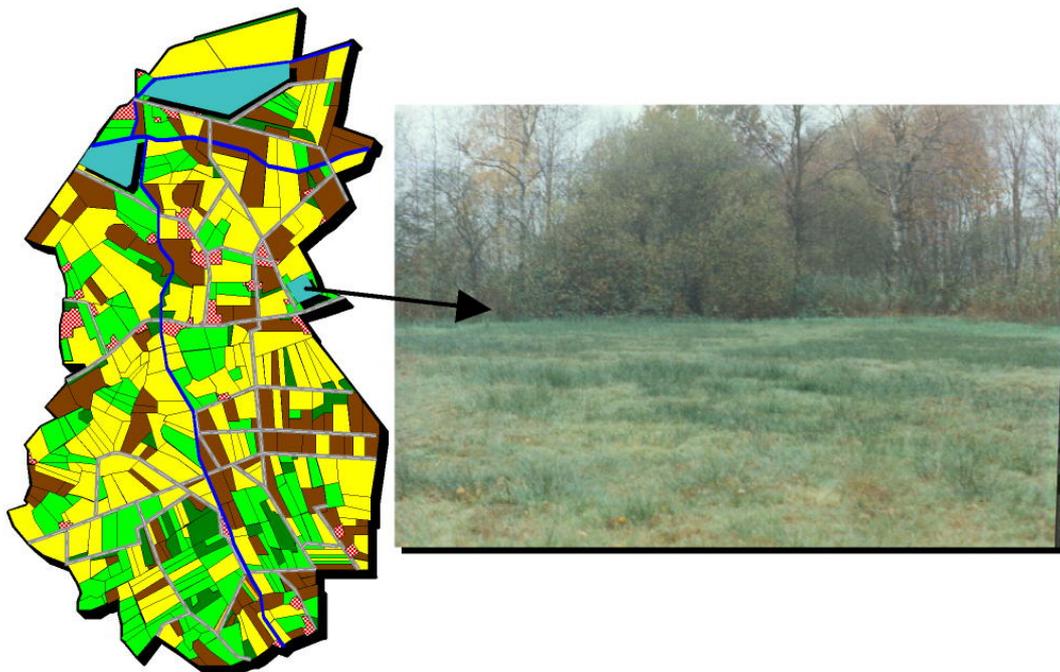


ABBILDUNG 11: STANDORT DER NIEDERMOORWIESE UND PHOTO DER EXTENSIV GENUTZTEN NABWIESE

Durch die Flurbereinigung konnten mittlerweile weitere angrenzende Flächen in die extensive Nutzung mit einbezogen werden. Sie werden zum Teil als Kompensationsflächenpool für die Stadt Lingen vorgehalten. So wurden ausgehend von diesem 750 Quadratmeter kleinen Gebiet bis heute 19 Hektar Acker- und Grünland extensiviert, die nun Schritt für Schritt wieder zu einem artenreichen

Wiesen- und Feuchtwiesenbiotop regenerieren können. Eine langsame Rückkehr zum nährstoffökologischen Gleichgewicht ist die Folge. Die Funktionen des Bodens können so gesichert und nachhaltig verbessert werden.

1.4.4 Das Baccumer Bruch

1950 fand man im Untersuchungsgebiet noch ein relativ intaktes Niedermoor- und Bruchwaldgebiet mit kleinräumig stark wechselnden Boden- und Feuchtigkeitsverhältnissen (Abb. 12) vor. Die eingeschränkten Nutzungsmöglichkeiten, die den historischen Kartenwerken zu entnehmen waren, zeigen dies deutlich. Der Wasserhaushalt des Bruchs muß den jahreszeitlich bedingten Witterungsverhältnissen angepaßt sein. Hohe Grundwasserstände in den niederschlagsreichen Herbst- und Frühjahresmonaten und niedrigere Grundwasserflurabstände in den Sommermonaten sind unabdingbare Voraussetzungen für intakte Bruchwälder. Damals waren die Wälder wahrscheinlich noch mindestens einmal im Jahr überflutet. Die in der Bruchfläche vorhandenen Tümpel führten, zumindest zum Teil, auch in den trockeneren Sommermonaten ständig Wasser. Die an die Waldbereiche angrenzende Grünländer muß man sich als Feucht- und Naßgrünländer mit Niedermoorcharakter vorstellen: Seggen, Binsen, Sumpfdotterblume, Kuckuckslichtnelke, Sumpfergissmeinnicht, Kohldistel sind die typischen Vertreter der an feuchtnasse Standorte angepaßten Pflanzen [52].

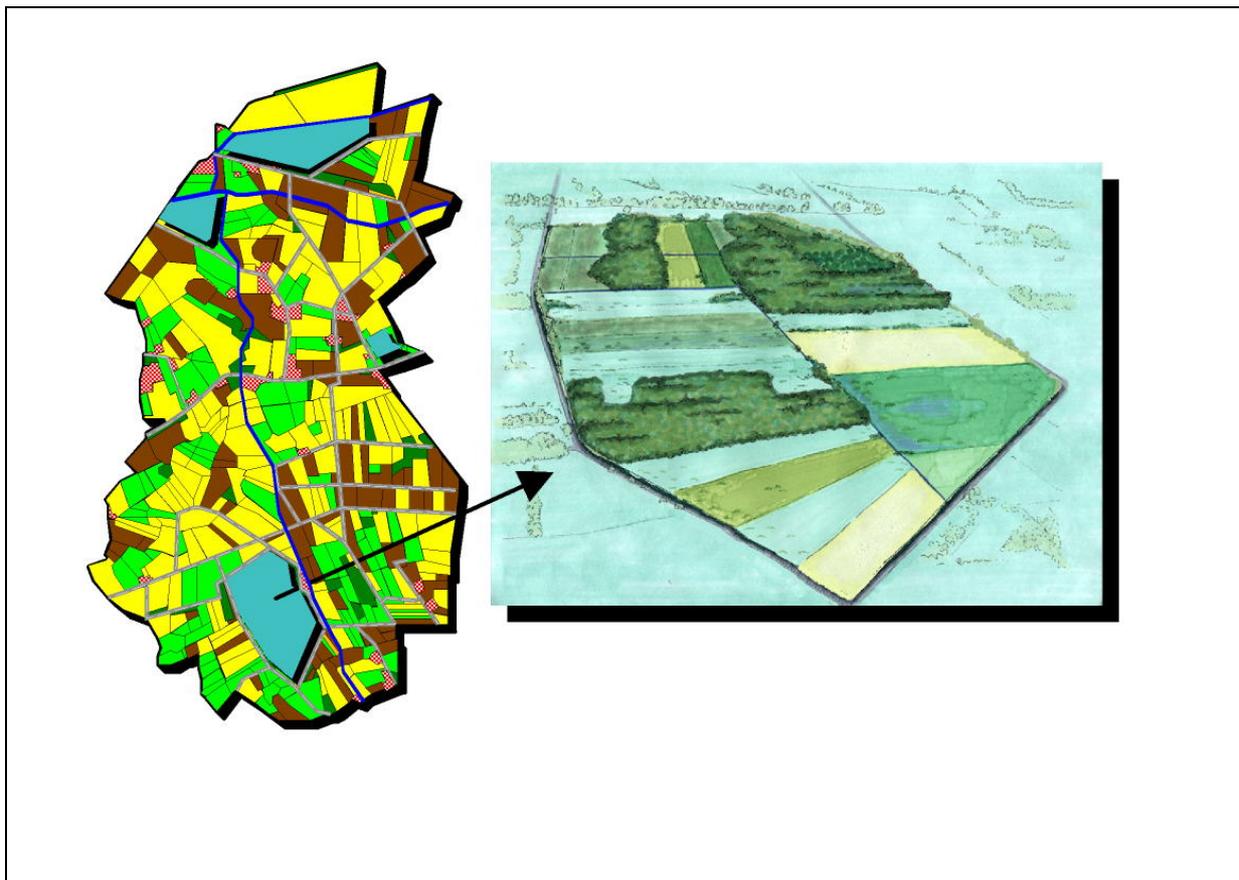


ABBILDUNG 12: STANDORT DES BACCUMER BRUCHS UND BILD DES WIEDERVERNÄSSTEN BACCUMER BRUCHS

Durch Entwässerung und zum Teil intensive landwirtschaftliche Nutzung waren große Teilbereiche des Baccumer Bruchs stark überprägt: Grünlandbereiche mit intensiver oder extensiver Nutzung, Ackerflächen, mäßig trockene Waldbereiche und völlig zurückgebildete ehemalige Erlenbruchbereiche. Ein Maß für den Zustand einer Bruchwaldgesellschaft ist die N-Mineralisationsrate [53]. Im N-Kreislauf eines jeden Bodens wird Stickstoff in lebender Biomasse immobilisiert und aus toter Biomasse wieder mobilisiert. Die Verfügbarkeit des Stickstoffes ist dabei unter mikrobieller Kontrolle [54]. Welche anorganischen Stoffe als Endprodukte der Mineralisierung entstehen, hängt von den physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens ab. In intakten Erlenbrüchen werden große Mengen Ammonium, aber kein Nitrat im Boden gefunden. Aufgrund des anoxischen Charakters des Bruches wird Ammonium nicht zu Nitrat oxidiert. Durch die Entwässerung herrschen aber vornehmlich aerobe Bedingungen vor. Das Ammonium wird zu Nitrat oxidiert. Wird bei den Versuchen zur N-Mineralisation ein größeres Verhältnis von Nitrat zu Ammonium gefunden, wird der Bruchwald als degradiert eingestuft [55]. Der Niedermoorboden wird durch die stark einsetzende Mineralisation abgebaut .

Die einzige Möglichkeit, eine Maßnahme gegen die fortschreitende Mineralisation des Bruchs bzw. des Niedermoorbodens zu treffen, ist die umfangreiche Wiedervernässung. Durch die Kenntnis der natürlichen Dynamik aus Vergleichsuntersuchungen in naturnahen Bruchwaldgesellschaften lassen sich Gefahren für den Bestand der Waldgesellschaften, die durch die Veränderung ihrer Standortbedingungen entstehen können, frühzeitig abschätzen [56]. 1995 wurde als erste Renaturierungsmaßnahme der Hauptentwässerungsgraben E27 des rund 37 Hektar großen Bruchs neu verlegt. Damit wurden die landwirtschaftlichen Flächen außerhalb des Bruchs entwässert, das Grundwasser im Bruch selbst konnte jedoch von jetzt an höher aufgestaut werden, so daß das Bruch als abflußlose Insel bezeichnet werden kann. Die Gräben, die das Bruchgebiet durchzogen, wurden aufgeweitet, ihre Zu- und Ablaufbereiche in den bestehenden Vorfluter wurden zugeschüttet. Das gesamte Gebiet wurde mit einer Wallhecke umgrenzt.

Zwischen zwei isoliert liegenden Bruchwaldarealen im Nordosten und im Südwesten wurde als vernetzendes Element ein Verlandungsteich angelegt. Der Teich hat eine Größe von etwa 1,5ha., seine Böschungsneigung ist mit 1:10 sehr flach, sein durchschnittlicher Wasserstand beträgt etwa 20cm, an der tiefsten Stelle ist er ca. 1,70 m tief. Die Uferzonen des Verlandungsteiches wurden der natürlichen Sukzession überlassen. Zwischen dem Teich und den Bruchwaldresten wurden als Initialpflanzung Erlen gesetzt.

Gebaggert wurde vor allem da, wo der Niedermoorboden von einer Sandschicht bedeckt war. Hier wurde der Sand entfernt. Dadurch gelangten die keimfähigen Samen von typischen Niedermoorpflanzen wieder an Licht und Luft. Ein Teil des ausgekofferten Bodens konnte direkt zum Bau der Wallhecke, die das Gebiet heute umgibt, verwendet werden.

Genutzt wird das Baccumer Bruch heute als Weideland für Heidschnucken und Moorschafe. Einige Wiesen werden auch in großen Zeitabständen gemäht.

In Folge der Wiedervernässung und durch extensive Nutzung der restlichen Grünflächen entstanden so verschiedene Entwicklungsstadien eines Erlenbruchs, von offenen Wasser- und Verlandungsflächen über Feuchtwiesen bis hin zu Erlenbruchwäldern (Abb. 13).



ABBILDUNG 13: PHOTO DES BACCUMER BRUCHS NACH DER WIEDERVERNÄSSUNG MIT VERLANDUNGSTEICH IN DER MITTE DES BILDES.

1.4.5 Die Wallhecken

Angesichts der gehölzverarmten Kulturlandschaft im nordwestdeutschen Tiefland mit einem Waldanteil im Weser-Ems-Gebiet von ca. acht Prozent, bei einem Bundesmittel von 30%, ist der Erhalt der Wallhecken unbedingt erforderlich. In den letzten 50 Jahren war der Anteil der Hecken und Wallhecken im Projektgebiet um rund 60% verringert worden. Sie sind entlang vieler Parzellengrenzen beseitigt worden, obwohl in diesem Gebiet keine Flurbereinigung durchgeführt worden war und sich die Struktur der Parzellen kaum geändert hat. Bei den bestehenden Hecken sind die Säume nur noch in sehr geringem Umfang vorhanden, da die Nutzung oft bis dicht an den Heckenrand heranreicht.

Für den Erhalt der Wallhecken sprechen nicht nur ökologische, sondern auch eine Vielzahl agrarwirtschaftlicher Aspekte. Sie reduzieren die Windgeschwindigkeit und damit auch die Bodenerosion, sie bilden Barrieren für die Wassererosion und stabilisieren die mikroklimatischen Verhältnisse (Abb. 14). Sie beherbergen wichtige Glieder der biologischen Schädlingsbekämpfung gegen Mäuse, Tipola, Nematoden etc. [57]. Weiterhin sorgen die Wallhecken für die Vernetzung von Biotopen und geben einer an Hecken angepassten Lebensgemeinschaft den nötigen Lebensraum und erhöhen die Strukturvielfalt [58].

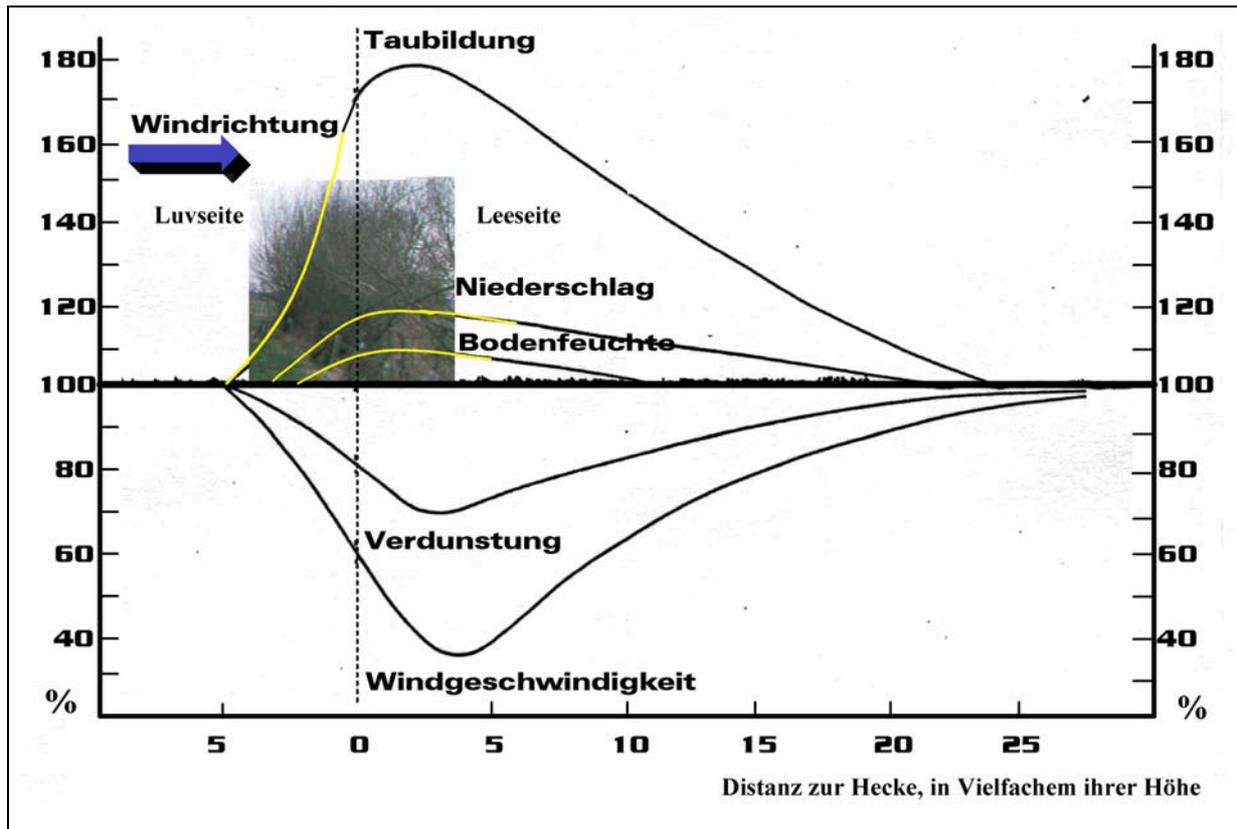


ABBILDUNG 14: WINDSCHUTZWIRKUNG EINER HECKE AUF DAS MIKROKLIMA IHRER UMGEBUNG

In Anlehnung an das noch 1950 bestehende Heckensystem wurden etwa 10km neue Wallhecken angelegt. Lücken zwischen noch vorhandenen Hecken wurden wieder geschlossen, bei größeren landwirtschaftlich genutzten Einheiten wurden neue gliedernde Hecken geschaffen. Der Bau der Hecken begann 1996 und ist bis heute noch nicht abgeschlossen. Die Form der Hecken orientierte sich an den noch im Gebiet vorhandenen Hecken. An den Gewässerrändern wurden nasse bis feuchte Hecken ohne Wall angelegt, im übrigen Gebiet trockenere Hecken auf flachen Wällen. Die neu angelegten Hecken sind mindestens zehn Meter breit und haben auf jeder Seite zwei Meter breite Krautsäume. Die Höhe der Wälle liegt bei einem bis eineinhalb Metern. Sie wurden mit regionstypischen Bäumen und Sträucher bepflanzt und mit geeigneten Gräsern angesät.

1.4.6 Die Fließgewässer

Die Hauptgewässer des Untersuchungsgebietes sind der Lingener Mühlenbach, der Schillingmanngraben und der Kaienfehgraben (Abb. 15). Der Lingener Mühlenbach durchzieht das Projektgebiet im Norden über eine Länge von etwa 2,5km von Ost nach West und mündet bei Lingen in die Ems. Er ist der Vorfluter für den nördlich fast parallel verlaufenden Kaienfehgraben. Der Kaienfehgraben bildet im Norden die Grenze des Untersuchungsgebietes und ist von den Umbaumaßnahmen nicht betroffen. Der Schillingmanngraben beginnt südlich von Baccum und fließt über eine Länge von ca. 3,5km in Richtung Norden, um hier in den Lingener Mühlenbach zu münden.

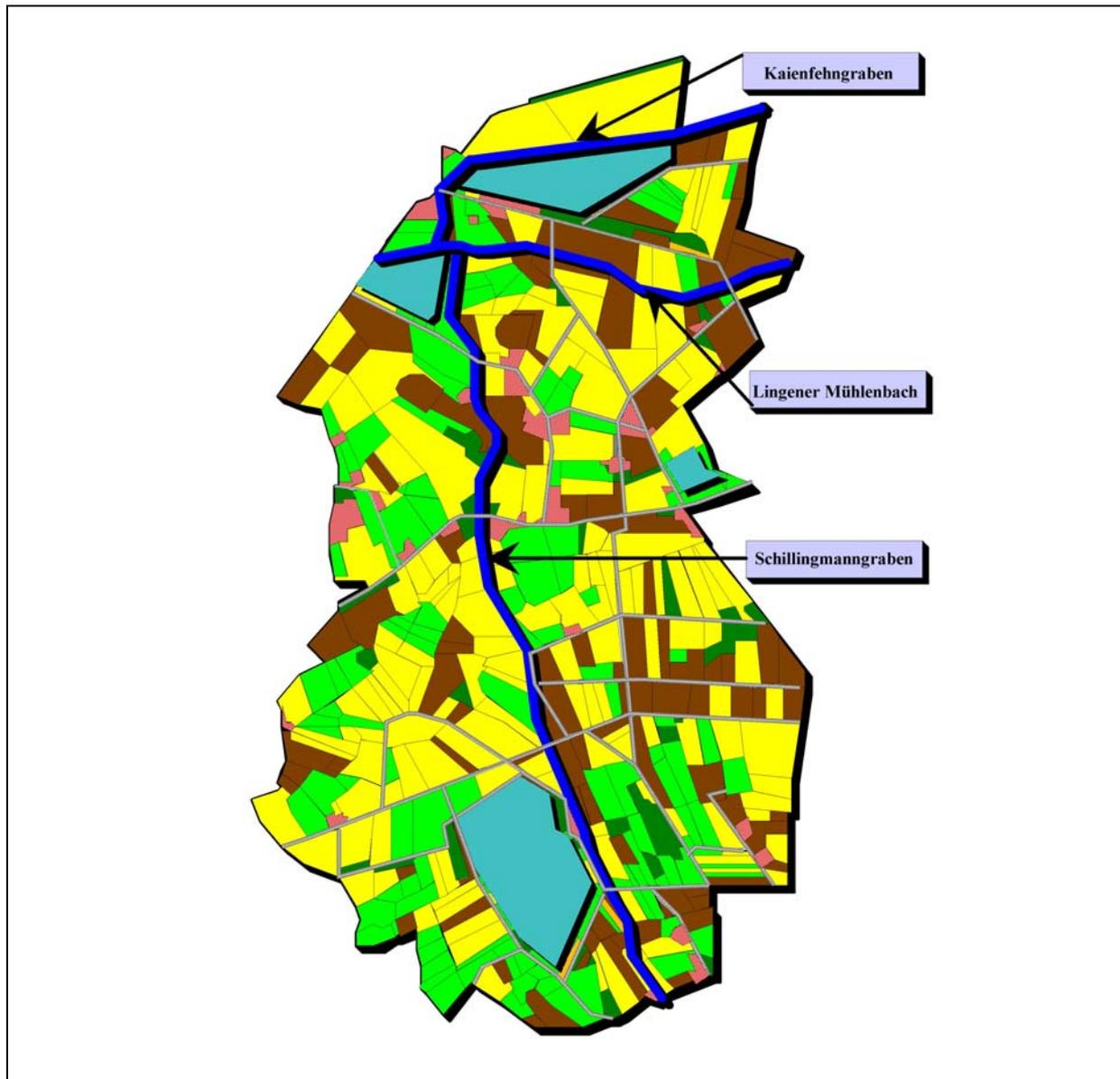


ABBILDUNG 15: DIE STANDORTE DER DREI WICHTIGEN FLIEßGEWÄSSER IM PROJEKTGEBIET, DEM LINGENER MÜHLENBACH, DEM SCHILLINGMANNGRABEN UND DEM KAIENFEHNGRABEN.

1850 flossen diese Gewässer deutlich mäandrierend durch ein Niedermoor- und Sumpfgebiet. Der Schillingmanngraben versickerte nördlich des Lingener Mühlenbachs in einer nassen Niederung. Um die Jahrhundertwende sind einige Gräben hinzugekommen, die Mündung des Schillingmanngraben in den Lingener Mühlenbach wurde hergestellt, dennoch waren die angrenzenden Flächen weitgehend naß und moorig, die Gewässer in ihrem Verlauf noch deutlich mäandrierend.

In der Mitte des 20igsten Jahrhunderts gewannen die Ansprüche, die der Mensch an die Fließgewässer stellte, die Überhand. Um auch die tiefer liegenden Flächen feuchter Niederungen landwirtschaftlich nutzen zu können, mußten sie entwässert werden. Siedlungen sollten auch in Gebieten entstehen, die durch Hochwasser bedroht waren, Abwässer aus Industrien und Siedlungen mußten abgeleitet werden. Um einen möglichst raschen Abfluß des überschüssigen und unerwünschten Wassers zu erzielen, wurden Gräben angelegt und die vorhandenen Fließgewässer vertieft, begradigt und von den störenden Randgehölzen befreit. Erst in den letzten Jahren zeigten sich die Folgen dieser wasserbaulichen Praxis.

Weiter stromab können die in kurzen Zeiträumen heftig auftretenden Wasserfluten nicht mehr aufgenommen werden. Hochwasserereignisse waren die Folge. Die Gewässer verloren ihre Möglichkeit der Selbstreinigung.

Für den ökologisch orientierten Ausbau [59] standen am Lingener Mühlenbach beiderseits der alten Böschungsoberkante 20m, am Schillingmanngraben 15m zur Verfügung. Nur in Bereichen, wo Waldflächen, Wege oder private und nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen direkt an den Wasserlauf angrenzten, erfolgte kein Ausbau [60, 61]. Um die Entwässerungssituation für die angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen nicht zu verschlechtern, mußte der Abflußquerschnitt gesichert bleiben. Daher fand der Ausbau ausschließlich oberhalb der Mittelwasserlinie statt. Die Sohle im Mittelwasserbereich wurde sowohl im Quer- als auch im Längsprofil nicht verändert. Abschnittsweise wurden einseitig größere Ausbauflächen vorgesehen. Hier wurden Nebenarme und zeitweise überflutete Stillgewässer angelegt (Abb. 16).

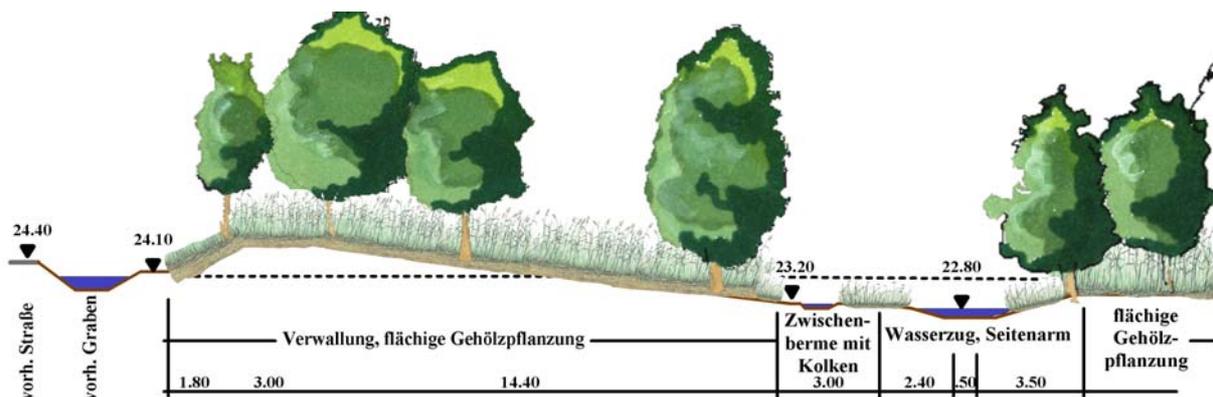


ABBILDUNG 16: QUERSCHNITT DES LINGENER MÜHLENBACHS

Bermen, Sohlaufweitungen, flache Böschungen, Mäander mit Gleit- und Prallhängen, Nebenarme und Stillgewässerbereiche ermöglichen jetzt, daß sich eine regionstypische und standortgerechte Flora aus Hochstauden, Weiden- und Erlengebüschen, aber auch Wasserpflanzen wieder einstellen kann und die Lebensgrundlage für eine vielfältige Tierwelt schaffen (Abb. 17 u. 18). Im Verbund mit den begleitenden naturnahen Uferrandstreifen spielen die Fließgewässer wieder eine wichtige Rolle für den Biotopverbund. Die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer, vor allem abhängig von abwechslungsreichen Strukturen und häufig sich ändernden Fließgeschwindigkeiten, konnte gestärkt werden. Breite Uferrandstreifen vermindern den direkten Nähr- und Schadstoffeintrag, wichtige Voraussetzung dafür, daß die Kapazitäten für die Selbstreinigung nicht von vornherein ausgeschöpft sind.



ABBILDUNG 17: PHOTO DER BAUMABNAHMEN AM LINGENER MÜHLENBACH 05.96



ABBILDUNG 18: DER LINGENER MÜHLENBACH WIE IN ABBILDUNG 17 NACH EINEM JAHR

2. Material und Methoden

Im Verlaufe des Projektes wurden viele physikalische, chemische und mikrobiologische Untersuchungen an den Boden- und Gewässerproben durchgeführt. Alle in dieser Arbeit erwähnten Bestimmungen sind hier aufgeführt:

2.1 Bestimmungen der bodenphysikalischen, bodenchemischen und mikrobiellen

Meßgrößen

Um ein möglichst umfassendes Bild in Bezug auf Nährstoffgehalt und mikrobiologische Aktivität von den Probenahmestandorten zu erhalten, wurde eine Reihe von Versuchen bei jeder Probenahme durchgeführt. Die Boden- bzw. Lufttemperatur und die Redoxpotentialmessungen wurden vor Ort gemessen, alle weiteren Bestimmungen wurden mit Bodenproben durchgeführt, die zwecks Homogenisierung auf 2mm gesiebt wurden.

2.1.01 Durchführung der Probenahme

Die Durchführung der Probenahme erfolgte nach Schinner, Öhlinger und Kandeler. Die Proben sind wie folgt dem Boden entnommen und behandelt worden: Auf einer 10m x 10m großen Fläche wurden an sieben verschiedenen Stellen mit einem eigens dafür konstruiertem Probenahmegerät die Proben gezogen. Dieses Gerät hatte einen Innendurchmesser von 10cm und stach genau 12cm in den Boden ein. Die oberen zwei Zentimeter, also die Grasnarbe, wurde entfernt. Im Labor wurden dann die sieben Bodenstücke gut miteinander vermischt und auf 2mm gesiebt. Die so erhaltene homogene Probe wurde bei 4°C im Kühlhaus aufbewahrt. Die Versuche begannen in der ersten Woche mit den Messungen der Nährstoffe Ammonium, Nitrat und Phosphat. Die mikrobiellen Bestimmungen wurden erst nach einer Woche durchgeführt, da der Siebvorgang eine teilweise Zerstörung von Bodenaggregaten bewirkt, die zusätzliche Freisetzungen von Nährstoffen ermöglichen, wodurch sich die mikrobiologische Aktivität erhöht. Nach ca. 7 Tagen pendelt sie sich wieder auf den Ausgangszustand ein [62].

2.1.02 Bestimmung des Redoxpotentials

Die Bestimmung des Redoxpotentials erfolgte nach Schinner, Öhlinger und Kandeler [62]. Die Messung des Redoxpotentials wurde vor Ort durchgeführt. Benutzt wurde eine Bodenredoxelektrode der Fa. WTW. In jedem Loch, das durch die Probenahme entstand, wurde in ca. 5cm Tiefe eine Messung des Redoxpotentials durchgeführt. Von den so erhaltenen sieben Werte pro Probenahmestandort wurde der Mittelwert als Redoxpotential angegeben. Nach DIN 38404-C6 wird die Redoxspannung [benutzt wurde eine Ag/AgCl/KCl/(3molar) Elektrode] auf das Standardnormalpotential bezogen.

2.1.03 Bestimmung des pH-Wertes

Die Bestimmung der pH-Werte ist nach Schinner, Öhlinger und Kandeler durchgeführt worden [62]. Dabei wurden je 10g auf 2mm gesiebter Boden, zum einen mit 25ml 0,01M CaCl₂-für 2 Stunden, zum anderen mit 25ml bidestilliertem Wasser für 30 Minuten versetzt, gemischt, inkubiert und bestimmt. Man erhält für jede Probe zwei zu vergleichende pH-Werte,

Die potentielle Acidität entspricht der Summe der Protonen in der Bodenlösung, welche mittels der Calciumchloridlösung kurzfristig desorbierbar sind.

Die aktuelle Acidität entspricht dem in der Wassersuspension ermittelten pH-Wert. Die Bestimmung ist mit einem Ionometer 605 der Firma Metrohm und mit einer pH-Einstabmeßkette durchgeführt worden. Vor jeder Messung wurde die pH-Elektrode mit pH-Puffern (pH 4,0 und pH 7,0) kalibriert.

2.1.04 Die Bestimmung des Wassergehaltes und der Trockensubstanz

Die Bestimmung des Wassergehaltes und der Trockensubstanz ist nach der Methode von Schinner, Öhlinger und Kandeler durchgeführt worden [62].

Dabei wurden 200g auf 2mm gesiebter Boden 24 Stunden bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz im Trockenschrank getrocknet. Anschließend sind die Proben im Exsikkator über einem Trockenmittel abgekühlt und gewogen worden.

Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in %Trockensubstanz und %Wassergehalt.

2.1.05 Die Bestimmung der Korngrößenverteilung

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung nach Schinner, Öhlinger und Kandeler [62] ist mit 10g getrocknetem Boden durchgeführt worden. Der Boden ist auf einem Siebsatz aus vier Sieben der Maschenweite 0,63mm, 0,2mm, 0,063mm und 0,02mm eingebracht und 10min. auf einem Horizontalschüttler geschüttelt worden.

Die vier Fraktionen sind gewogen und die Ergebnisse in % angegeben worden. Aus der Korngrößenverteilung wird die Bodenart und -dichte bestimmt.

2.1.06 Die Bestimmung des Glührückstandes und der organischen Substanz

Für die Bestimmung des Glührückstandes sind zwischen zwei und fünf Gramm der Trockensubstanz in einen Tiegel eingewogen und im Muffelofen bei 500°C ca. 24 Stunden bis zur Gewichtskonstanz geglüht worden. Anschließend sind die Proben im Exsikkator über einem Trockenmittel abgekühlt und gewogen worden.

Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in % Glührückstand und % organische Trockensubstanz.

2.1.07 Die Bestimmung des Stickstoffgehaltes nach Kjeldahl

Die Bestimmung des organisch gebundenen Stickstoffs wurde nach Kjeldahl mit anschließender Destillation gemäß der Betriebsanleitung des Kjeldahlterms der Fa. Gerhard durchgeführt. Diese Anleitung unterscheidet sich von der EN 25663 H11 dadurch, daß die Ammonium-Ionen nicht vorher abgetrennt werden.

Nach diesem Verfahren wird somit die Summe Ammonium-Stickstoff und organisch gebundener Stickstoff erfaßt.

Das allen Kjeldahl-Aufschlüssen zugrunde liegende Prinzip ist die Oxidation des Kohlenstoff- und Wasserstoffanteils stickstoffhaltiger organischer Verbindungen durch Kochen mit konzentrierter Schwefelsäure. Der organisch gebundene Stickstoff behält dabei seine Oxidationsstufe bei und wird quantitativ in eine Ammoniumverbindung (Ammoniumsulfat) überführt.

Je nach zu erwartendem Stickstoffgehalt wurden 0,5g-5,0g TS in die Kjeldahl-Gefäße eingewogen, mit einer Katalysatortablette (Typ ST.: 3,5g K_2SO_4 +0,0035g Se), und 10ml H_2SO_4 (96%) versetzt und für vier Stunden bei 380°C aufgeschlossen. Die nunmehr klaren Proben werden mit 60ml Aqua bidest. verdünnt. Durch eine anschließende Destillation (Vapodest Automatic der Fa. Gerhard) wurde das in Schwefelsäure gelöste Ammonium durch Zugabe von ca. 70ml Natronlauge (32%) in flüchtiges Ammoniak überführt und quantitativ in die Borsäure-Vorlage (2%) getrieben. Das gebildete Ammoniumborat wurde dann direkt nach Zugabe eines Mischindikators (M5) mit verdünnter Schwefelsäure (0,05M) titriert.

Äquivalenzbeziehung: 1ml 0,05M H_2SO_4 = 1,4008 mg N.

Die Ergebnisse werden in % N angegeben.

2.1.08 Die Bestimmung des Ammonium-N Gehaltes (NH_4^+ -N)

Die Bestimmung des NH_4^+ -N Gehaltes der einzelnen Proben erfolgte nach Schinner, Öhlinger und Kandeler (Probenvorbereitung) [63] und der DIN 3846-E5-1. Dabei wird das Ammonium aus auf 2mm gesiebten Böden mittels einer 0,0125M $CaCl_2$ -Lösung extrahiert und photometrisch bestimmt. Die Farbreaktion basiert auf einer modifizierten Berthelotschen Reaktion. Ammonium reagiert mit Hypochlorid-Ionen und Salicylat-Ionen im alkalischen Medium in Anwesenheit von Natriumpentacyanonitrosylferrat als Katalysator. Die Hypochlorid-Ionen werden unter Einfluß des Ammoniaks in wäßriger Lösung zu Chloraminen substituiert. Diese bilden in Anwesenheit des Katalysators mit Phenolen (Natriumsalicylat) tief blau gefärbte Indolphenole. Die Messung erfolgte an einem Shimadzu Spektralphotometer (UV-120-02).

Zur Vermeidung von Ammoniumkontaminationen wurde für alle Lösungen frisch destilliertes Aqua bidest. verwendet. 75g auf 2mm gesiebter Boden wurden mit 300ml einer frisch angesetzten 0,0125M $CaCl_2$ -Lösung versetzt, eine Stunde im Überkopfschüttler geschüttelt und anschließend mit Ammonium-freien Faltenfiltern filtriert.

Aus den so vorbereiteten flüssigen Proben werden gemäß der DIN 38405-E51 in einem Meßkolben mit 50ml Nennvolumen, je nach zu erwartendem Ammoniumgehalt, bis zu 40ml der extrahierten

Probenlösung eingewogen. Den Probenansätzen werden zunächst 4ml Salicylat-Citrat-Lösung zugegeben. 4ml Cyanurat-Reagenzlösung werden hinzugefügt und mit Wasser auf 50ml im Meßkolben ergänzt. Die Proben werden gut gemischt und nach Messung der Kalibrierlösungen (hergestellt aus der Ammoniumsulfatstammlösung) bei 655nm gemessen.

Die Ergebnisse werden in $\mu\text{gN/gTS}$ angegeben.

2.1.09 Bestimmung des Nitrat-N Gehaltes

Die Bestimmung des NO_3^- -N Gehaltes der einzelnen Proben erfolgte nach Schinner, Öhlinger und Kandeler [62]. Dafür werden Bodenproben wie in Kap. 2.1.09 beschrieben vorbereitet.

Zur Einstellung der Kalibrierlösungen wird Natriumnitratstammlösung ($100\mu\text{gN/ml}$) verwendet.

5-25ml der filtrierten Proben werden als Doppelansatz in zwei 100ml Meßkolben gegeben, mit Calciumchloridlösung auf 25ml ergänzt und gegen den Blindwert der Eichung bei 210nm in einer Quarzküvette gemessen.

Die Ergebnisse werden in $\mu\text{gN/gTS}$ angegeben

2.1.10 Die Bestimmung des Nitrit-N Gehaltes

Die Bestimmung des NO_2^- -N Gehaltes ist nach der DIN-EN-26777 durchgeführt worden. Dafür werden die Bodenproben wie in Kap. 2.1.09 beschrieben vorbereitet.

Das Prinzip des Verfahrens beruht auf der Reaktion der Nitrit-Ionen in Gegenwart von Orthophosphorsäure mit 4-Aminobenzolsulfonamid bei pH 1,9 zu einem Diazoniumsalz, das mit dem gleichzeitig zugesetzten N-(1-Naphtyl)-1,2-diaminoethan-Dihydrochlorid einen rosa Farbstoff, welcher bei einer Wellenlänge von 540nm photometrisch bestimmt wird.

Bis zu 40ml der zu untersuchenden Probe, je nach zu erwartendem Nitritgehalt, wird in einem 50ml Meßkolben pipettiert, mit 1ml Farbreagenz (40g 4-Aminobenzol-sulfonamid, 100ml Phosphorsäure, 2g N-(1-Naphtyl)-1,2-diaminoethan mit dest. Wasser auf 1000ml aufgefüllt) versetzt und auf 50ml aufgefüllt.

Die Herstellung der Nitrit-Kalibrierreihe erfolgt aus der Natriumnitritstammlösung (0,4922g Natriumnitrit aufgefüllt auf 1000ml mit dest. Wasser; aus der Stammlösung wird nochmals eine Standardlösung, 10ml auf 1000ml dest. Wasser hergestellt). Die Messung der Proben erfolgt bei 540nm gegen den Blindwert der Eichlösung. Das Ergebnis wird in $\mu\text{gN/gTS}$ angegeben.

2.1.11 Die Bestimmung des Phosphat-P Gehaltes

Die Extraktion des pflanzenverfügbaren Phosphates erfolgte nach einer Vorschrift der Botaniker der Universität Oldenburg, die Bestimmung des PO_4^{3-} -P Gehaltes entsprechend der DIN 38 405-D-11-1. Das Verfahren basiert darauf, daß die ortho-Phosphat-Ionen in saurer Lösung mit Molybdat-Ionen in Gegenwart von Antimon-Ionen einen Komplex bilden, der durch Ascorbinsäure zu

Phosphormolybdänblau reduziert wird. Die photometrische Bestimmung des ortho-Phosphatgehaltes wurde an dem Shimadzu Spektralphotometer (UV-120-02) durchgeführt.

25g naturfeuchter Boden wurden in 500ml Schüttelflaschen eingewogen, mit 250ml Ca-Laktat-HCl-Lösung [0,02M], die mit 1:10 verd. HCl auf einen pH-Wert von 3,6 eingestellt wurde, versetzt und zwei Stunden geschüttelt. Anschließend wurden die Proben mit Phosphat-freien Faltenfiltern filtriert.

Je nach zu erwartender Menge an Phosphat wurde ein Aliquot von bis zu 40ml Probe in einem 50ml Meßkolben pipettiert. Der Meßkolben wurde dann bis auf 40ml bidest. Wasser aufgefüllt. Darauf wurden 1ml 10%ige Ascorbinsäure und 2ml der schwefelsauren Molybdatreagenzlösung (13g Hexaammoniumheptamolybdat und 0,35g Kaliumantimon(III)oxidtartrat werden in 500ml verd. H_2SO_4 gelöst) hinzugefügt. Die Kolben wurden dann auf 50ml mit bidest. aufgefüllt und geschüttelt. Nach 30min. wurden alle Lösungen bei 880nm gegen den Blindwert der Eichung photometrisch gemessen.

Mit Hilfe der zuvor bestimmten Kalibrierfunktion wurden die PO_4^{3-} -P Konzentrationen der Proben bestimmt. Die Ergebnisse werden in $\mu\text{gP/gTS}$ angegeben.

2.1.12 Bestimmung der aktuellen Nitrifikation

Die Bestimmung der aktuellen Nitrifikation ist nach der bodenmikrobiologischen Arbeitsmethode nach Schinner, Öhlinger und Kandeler durchgeführt worden [62]. Sie soll einen Überblick über die momentane Leistung der Nitrifikation geben.

Das Prinzip beruht auf der Hemmung der Oxidation der NO_2^- zu NO_3^- durch den Zusatz von Natriumchlorat und anschließender Bestimmung des Nitrits. NaClO_3 hemmt spezifisch Nitrobacter, während Nitrosomas europeae unter diesen Bedingungen nicht gehemmt wird.

Für die Bestimmung werden von jeder Probe dreimal (eine Leerprobe, zwei Vollproben) ca. 5g in verschließbare Reagenzgläser eingewogen und mit je 2,5ml 75mmolarer Natriumchloratlösung versetzt.

Die beiden Vollproben einer jeden Probe werden 24 Stunden bei 25°C inkubiert, während die Leerproben 24 Stunden bei -20°C eingefroren werden. Alle drei Proben werden nach der Inkubationszeit mit 5ml Wasser, 5ml 2molarer Kaliumchloridlösung versetzt, geschüttelt und durch Schwarzbandfilter filtriert.

Nach der Filtration werden nochmals 5ml von jedem Filtrat in Reagenzgläser pipettiert und mit 3ml Ammoniumchloridpuffer (pH-Wert 8,5) und 2ml Farbreagenz versetzt.

Die Proben werden geschüttelt und 15min nach Anfärbung bei 520nm gegen den Blindwert der Eichung photometrisch vermessen.

Die Eichlösung wird aus einer Natriumnitrit-Gebrauchslösung (10 $\mu\text{gN/ml}$) in 100ml Meßkolben mit Hilfe von 40ml KCl und destilliertem Wasser pro Kolben in den Konzentrationen 0,0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 und 1,0 $\mu\text{gN/ml}$ angesetzt.

Danach werden aus jedem Kolben 5ml in Reagenzgläser entnommen und ebenfalls mit 3ml Puffer und 2ml Farbreagenz versetzt.

Die Proben werden 15min nach Anfärbung gegen den Blindwert der Eichung bei 520nm photometrisch gemessen.

Die Berechnung der Nitritkonzentrationen erfolgt mit Hilfe der zuvor bestimmten Kalibrierfunktion.

Die Ergebnisse werden in $[\text{ngN}/(\text{gTS} \cdot 24\text{h})]$ angegeben.

2.1.13 Die Bestimmung der potentiellen Nitrifikation

Bei der potentiellen Nitrifikation soll die maximale Leistung der Nitrifikation bei Zusatz von Ammoniumsulfat und Inkubation für fünf Stunden bestimmt werden.

Dazu werden drei Proben (eine Leerprobe und zwei Vollproben) zu jeweils 5g in Reagenzgläser eingewogen und mit 20ml Ammoniumsulfatlösung [1mM] sowie 0,1ml Natriumchloratlösung [1,5M] versetzt. Die zwei Vollproben werden fünf Stunden bei 25°C bebrütet und die Leerproben fünf Stunden bei -20°C eingefroren.

Alle drei Proben werden nach der Inkubation mit je 5ml 2 molarer KCl-Lösung versetzt, geschüttelt und filtriert.

5ml Filtrat jeder Probe werden in Reagenzgläser pipettiert und mit 3ml NH_4Cl -Puffer und 2ml Farbreagenz versetzt.

Die Proben werden wieder 15min nach Anfärbung gegen den Blindwert der Eichung bei 520nm photometrisch gemessen.

Die Ergebnisse werden ebenfalls in $\text{ng}/\text{gTS} \cdot 24\text{h}$ angegeben, um einen direkten Vergleich mit der aktuellen Nitrifikation ziehen zu können.

2.1.14 Die Bestimmung der aktuellen und potentiellen Denitrifikation

Die Bestimmung der aktuellen und potentiellen Denitrifikation ist nach der bodenmikrobiologischen Arbeitsmethode nach Schinner, Öhlinger und Kandeler durchgeführt worden [62]. Sie soll einen Überblick über die momentane und die mögliche Leistung der Denitrifikanten geben.

Die Acetyleninhibierungsmethode basiert auf der gaschromatographischen Bestimmung von N_2O nach der Hemmung der N_2O -Reduktase durch Acetylen [64; 65]. Der Vorteil dieser Methode besteht darin, daß zusätzlich zum Nitrat eines eventuell zugesetzten nitrathaltigen Düngemittels auch das Nitrat des Bodens denitrifiziert wird und als N_2O erfaßt werden kann. Diese Methode wird sowohl für Freiland und Laboruntersuchungen angewendet [66, 67, 68]. Zu diesem Zweck werden naturfeuchte Bodenproben luftdicht unter Luft- bzw. Heliumatmosphäre verschlossen und nach Zusatz von Acetylen bei 20°C bis zu 120 Stunden inkubiert.

Für die Messungen ist ein Gaschromatograph der Fa. Chrompack verwendet worden. Der Chromatograph verwendet einen Split-Splitless-Injektor und wegen der hohen Empfindlichkeit gegenüber N_2O einen Elektroneneinfangdetektor (ECD).

Als Trennsäule wird eine Plot-Fused-Silica-Säule der Fa. Chrompack mit stationärer Phase aus Paraplot Q verwendet. Die Säule hat eine Länge von 27,5m, einen Innendurchmesser von 0,32mm, einen Außendurchmesser von 0,45mm und verfügte über eine Filmdicke von 10 μ m.

Einstellungen des Gaschromatographen:	Ofentemperatur:	45°C
	Injektortemperatur:	180°C
	Detektortemperatur:	240°C
	Vordruck:	27kPa
	Make-up-Gas:	Stickstoff 5.0
	Trägergas:	Helium 5.0
	Gasgeschwindigkeit:	21,06 cm/s
	Flußgeschwindigkeit:	0,69 ml/s

2.1.15 Bestimmung der Bodenatmung

Die Bestimmung der CO_2 -Freisetzung der einzelnen Proben erfolgte nach Schinner, Öhlinger und Kandeler [62].

Es wurden 25g naturfeuchter Boden abgewogen und in dafür angefertigte PE-Schälchen in ein Weckglas gestellt. In das Weckglas wurden 15ml Bariumhydroxid-Lösung gegeben. Die Weckgläser werden luftdicht verschlossen und 24 Stunden bei Raumtemperatur und Tageslicht inkubiert. Um einen Blindwert zu erhalten, werden zwei Weckgläser nur mit Bariumhydroxid-Lösung gefüllt. Damit wird das schon in Lösung befindliche und das in der Luft im Weckglas vorkommende CO_2 erfaßt. Danach werden die Behälter aus den Weckgläsern entfernt, und die Bariumhydroxid-Lösung wird sorgfältig in einen Erlenmeyer gespült. Der so erhaltenen Lösung gib man 3-4 Tropfen Phenolphthalein hinzu und titriert diese mit 0,1 bzw. 0,05 molarer Salzsäure bis zur vollständigen Entfärbung. 1ml 0,1M HCl entsprechen hierbei 2,2mg CO_2 . Alle Ergebnisse werden in mg $CO_2/gTS*24h$ angegeben.

2.1.16 Die Bestimmung der Dehydrogenase-Aktivität mit INT

Das Prinzip des Verfahrens nach Schinner, Öhlinger und Kandeler [62] beruht auf der Reduktion des 2-(p-iodophenyl)-3-(p-nitro-phenyl)-5-phenyltetrazoliumchlorid (INT). Das reduzierte INT-Formazan wird mit Dimethylformamid und Ethanol extrahiert und photometrisch bei 464nm am Spektralphotometer bestimmt [69, 70].

Je 1g naturfeuchter Boden wird in 3 Reagenzgläser eingewogen und mit 1,5 ml Trispuffer [Tris(hydroxymethyl)aminomethan mit HCl auf pH7 eingestellt] sowie 2ml INT-Lösung versetzt. Die

Reagenzgläser werden verschlossen und 2 Stunden bei 40°C inkubiert (2 Vollproben). Die Leerprobe wird zum Abtöten der Bakterien bei 120°C autoklaviert.

Nach der Bebrütung werden die Proben mit 20ml Extraktionslösung (1:1 Verhältnis Ethanol und Dimethylformamid) versetzt. Die Proben werden 1 Stunde bei Raumtemperatur und in Dunkelheit aufbewahrt und alle 20 Minuten geschüttelt. Danach werden die Proben filtriert und 5ml der erhaltenen Lösung photometrisch bei 464nm gegen den Blindwert gemessen. Aus der zuvor hergestellten Kalibrierfunktion ermittelt man die entsprechenden Konzentrationen an INT-Formazan.

Die Ergebnisse werden in $\mu\text{gINT/gTS}$ angegeben.

2.1.17 Die Bestimmung der mikrobiellen Aktivität mit der Dimethylsulfoxid-Methode

Die Untersuchung basiert auf der Fähigkeit der Bodenmikroorganismen Dimethylsulfoxid (DMSO) zu Dimethylsulfid (DMS) zu reduzieren. Da DMS vollständig in die Gasphase übergeht, ist es möglich gaschromatographisch dessen Konzentrationen zu messen und somit Aufschluß über die mikrobielle Aktivität des Bodens zu erlangen.

Die frischen Bodenproben werden auf 2mm Korngröße gesiebt und bei 4°C gelagert. 24 Stunden vor Beginn der Untersuchung werden die Bodenproben bei Raumtemperatur inkubiert. Es wird von jeder Probe ca. 1g Frischboden in 10ml Reaktionsflaschen eingewogen. Die genauen Volumina der Reaktionsgefäße wurden mittels Wägung mit Wasser ermittelt. Anschließend werden im 4 Minuten Takt 200 μl DMSO-Lösung (6,6%) langsam hinzugegeben. Nachdem die Reaktionsflasche fest verschlossen ist, wird sie fünf bis sechs Stunden bei 30°C in einem Brutschrank inkubiert. Von jeder Bodenprobe wird ein Doppelansatz durchgeführt.

Für die Messungen ist ein Gaschromatograph der Fa. Sigma verwendet worden. Der Chromatograph ist mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) ausgerüstet. Als Trennsäule wird eine WCOT ULTI-Metal Säule der Fa. Chrompack mit CP Sil 8CB Beschichtung verwendet. Die Säule hat eine Länge von 25m, einen Innendurchmesser von 0,53mm und verfügt über eine Beschichtungsdicke von 0,5 μm .

Einstellungen des Gaschromatographen:	Ofentemperatur:	160°C
	Injektortemperatur:	220°C
	Detektortemperatur:	220°C
	Trägergas:	Helium 5.0
	Flußgeschwindigkeit:	5,82 $\frac{\text{ml}}{\text{min}}$

Die Ergebnisse werden in $\text{ngDMS/gTS}\cdot\text{h}$ angegeben.

2.1.18 Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mit der Fumigation-Inkubation-Methode

Das Prinzip des Verfahrens nach Jenkinson und Powelson beruht auf der Messung des bei der Mineralisation abgetöteter Biomasse gebildeten CO₂. Die Fumigation einer Bodenprobe mit Chloroform tötet den Großteil der mikrobiellen Biomasse ab. Nach Inokulation der fumigierten Probe mit einer nicht behandelten Bodenprobe wird 10 Tage inkubiert [71, 72].

Es wurden je Probe zweimal 250g naturfeuchter Boden abgewogen und jeweils in einen Exsikkator gestellt. Der eine Exsikkator wurde mit Hilfe einer Wasserstrahlpumpe evakuiert, bis das Chloroform zu sieden beginnt. Im anderen Exsikkator wurde statt Chloroform Wasser benutzt (Kontrollprobe). Die Exsikkatoren wurden bei 25°C 24h im Dunkeln aufbewahrt. Nach Inkubation wird das Chloroform vollständig entfernt. Aus den chloroformierten Proben und aus den Kontrollproben werden zweimal (Doppelbestimmung) je 25g in dafür angefertigte PE-Schälchen gegeben in ein Weckglas gestellt. In jede Probe wird je 1g unbehandelter Boden als Inokulum hinzugegeben. In das Weckglas wurden 25ml Bariumhydroxid-Lösung gegeben. Die Weckgläser werden luftdicht verschlossen und 10 Tage bei Raumtemperatur und im Dunkeln inkubiert. Um einen Blindwert zu erhalten, werden zwei Weckgläser nur mit Bariumhydroxid-Lösung gefüllt. Damit wird das schon in Lösung befindliche und das in der Luft im Weckglas vorkommende CO₂ erfaßt. Danach werden die Behälter aus den Weckgläsern entfernt, und die Bariumhydroxid-Lösung wird sorgfältig in einem Erlenmeyer gespült. Der so erhaltenen Lösung gib man 3-4 Tropfen Phenolphthalein hinzu und titriert diese mit 0,1 bzw. 0,05 molarer Salzsäure bis zur vollständigen Entfärbung.

Alle Ergebnisse werden in µg CO₂-C/gTS*48h angegeben.

2.1.19 Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mit der Fumigation-Extraktion-Methode

Das Prinzip des Verfahrens nach Vance et al. beruht auf der Messung des nach der Fumigation einer Bodenprobe freigesetzten C-Kohlenstoffes [73].

Es wurden je Probe zweimal 250g naturfeuchter Boden abgewogen und je in einen Exsikkator gestellt. Der eine Exsikkator wurde mit Hilfe einer Wasserstrahlpumpe evakuiert, bis das Chloroform zum Kochen kommt. Im anderen Exsikkator wurde statt Chloroform Wasser benutzt (Kontrollprobe). Die Exsikkatoren wurden bei 25°C 24h im Dunkeln aufbewahrt. Nach Inkubation wird das Chloroform vollständig entfernt.

Je 10g der fumigierten und nicht fumigierten Bodenprobe werden in ein PE-Gefäß gegeben und mit 50ml 0,5molarer Kaliumsulfatlösung versetzt und 30min geschüttelt. Anschließend werden die Bodensuspensionen filtriert.

Der C-Gehalt wird über die volumenbezogene Menge an Sauerstoff nach DIN 38409-H41-1 bestimmt.

Diese ist der Masse an Kaliumdichromat, die unter den Arbeitsbedingungen des Verfahrens mit dem im Wasser enthaltenen oxidierbaren Stoffen reagiert, identisch. Ein Mol Kaliumdichromat entspricht 1,5mg Sauerstoff.

10ml der extrahierten Proben werden in spezielle Aufschlußgefäße eingewogen. Zu der Probe werden 30ml Silbersulfatlösung [60g/L] in 98%iger Schwefelsäure und 10ml Quecksilbersulfatlösung [80g/L] in schwefelsaurer Kaliumdichromatlösung [0,02M] hinzugegeben. Die Proben werden so 2 Stunden bei 148°C in einem Aufschlußblock behandelt.

Die Bestimmung erfolgt maßanalytisch durch Rücktitration des zur Oxidation nicht verbrauchten Kaliumdichromats mit Ammoniumeisen(II)sulfat und Ferroin als Redoxindikator.

Aus der Differenz des extrahierbaren Kohlenstoffes aus der unbehandelten Probe mit dem der fumigierten Probe berechnet sich die Konzentration die Biomasse C.

Die Ergebnisse werden in $\mu\text{g C/gTS}$ angegeben.

2.1.20 Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Boden mit der Arginin-

Ammonifikation-Methode

Das Prinzip des Verfahrens nach Alef und Kleiner beruht auf der Messung von Ammonium aus vorgelegter Argininlösung während einer 3-stündigen Bebrütung bei 30°C durch Bodenmikroorganismen [74].

Es wurden pro Bodenprobe jeweils 2g naturfeuchter, gesiebter Boden in sechs 50ml PE-Gefäße eingewogen und 15 min bei 30°C vorinkubiert.

Anschließend wurde in drei der PE-Gefäße 0,5ml 0,2%ige L-Argininlösung zugefügt und drei Stunden bei 30°C inkubiert. Zu den anderen drei Gefäßen wurde ebenfalls 0,5ml 0,2%ige L-Argininlösung zugefügt, doch wurden sie gleich bei -20°C eingefroren. Nach der Inkubation wurden 8ml 2molare KCl zugesetzt und das Gefäß 15 min geschüttelt. Danach wurden die Proben filtriert.

Die Ammoniumkonzentration wird photometrisch nach DIN 38406-E5-1 bestimmt.

Die Ergebnisse werden in $\mu\text{g NH}_4\text{-N/gTS}\cdot\text{h}$ angegeben.

2.2 Bestimmungen der wasserphysikalischen und wasserchemischen Meßgrößen

2.2.01 Durchführung der Probenahme

Die Probenahmen der Wasserproben sind anhand der DIN-Vorschrift 38402/A15 für die Entnahme aus Fließgewässern durchgeführt worden.

Zur Probenahme sind saubere, dunkle 250ml Glasflaschen mit Schraubverschluß verwendet worden.

Die erstellten Probenahmeprotokolle umfassen außer den Bestimmungen der Meßgrößen vor Ort, Datum, Zeit der Probenahme, Ort der Probenahme sowie Wetterbeobachtungen und Lufttemperatur.

2.2.02 Bestimmung der Luft-, und der Wassertemperatur

Die Bestimmung der Lufttemperatur ist ca. 1m Höhe über dem Gewässer oder Boden, bei Sonnenschein im Schatten, durchgeführt worden. Die Bestimmung der Wassertemperatur erfolgte mit Hilfe des im Oximeter integrierten Temperaturmeßfühlers der Fa. WTW Oxi 196 direkt im Gewässer, ungefähr 0,1m unter der Wasseroberfläche.

Die Meßwerte sind in °C angegeben.

2.2.03 Bestimmung der Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeitsmessung wurde vor Ort mit einem Konduktometer der Marke WTW (Microprocessor conductivity Meter LF 196) durchgeführt.

Die Leitfähigkeit wird auf 25°C bezogen und in $\mu\text{S}/\text{cm}$ angegeben.

2.2.04 Bestimmung des pH-Wertes

Der pH-Wert wurde vor Ort mit einem pH-Meter der Wissenschaftlich-Technischen-Werkstätten GmbH (WTW pH90) gemessen.

2.2.05 Bestimmung des Redoxspannung

Das Redoxpotential wurde vor Ort mit dem Meßgerät der Fa. WTW, Typ WTW pH90 gemessen. Dabei wurde eine Ag/AgCl-Elektrode benutzt.

Die Redoxspannung wird auf das Normalpotential bezogen und in mV angegeben.

2.2.06 Bestimmung des Ammoniumgehaltes

Die Ammoniumkonzentration wird photometrisch nach DIN 38406-E5-1 bestimmt. Das Prinzip des Verfahrens ist die Reaktion der Ammonium-Ionen bei pH 12,6 mit Hypochlorit-Ionen (aus der Hydrolyse von Dichlorisocyanurat) und Salicylat-Ionen in Gegenwart von Natriumpentacyanonitrosylferrat als Katalysator. Die Hypochlorid-Ionen werden unter Einfluß des Ammoniaks in wäßriger Lösung zu Chloraminen substituiert. Diese bilden in Anwesenheit des Katalysators mit Phenolen (Natriumsalicylat) tief blau gefärbte Indolphenole. Der blaue Farbstoff wird bei einer Wellenlänge von 655nm in 1cm Küvetten gemessen.

Die Bestimmung des Ammoniumgehaltes wurde direkt am Tag nach der Probenahme durchgeführt und die unkonservierten Proben wurden vorher durch einen Membranfilter der Porengröße 0,45 μm filtriert.

In einem Meßkolben mit 50ml Nennvolumen werden je nach zu erwartendem Ammoniumgehalt bis zu 40ml der Wasserproben eingeführt. Den Probenansätzen werden 4ml Salicylat-Citrat Lösung, 4ml Cyanurat-Reagenzlösung hinzugefügt und mit dest. Wasser auf 50ml ergänzt.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an Ammonium in mg/l.

2.2.07 Die Bestimmung des Nitritgehaltes

Die Bestimmung des Nitritgehaltes erfolgt photometrisch nach DIN EN 26777.

Das Prinzip des Verfahrens ist die Reaktion der Nitrit-Ionen bei einem pH-Wert von 1,9 mit 4-Aminobenzolsulfonamid in Gegenwart von Orthophosphorsäure zu einem Diazoniumsalz. Bei gleichzeitigem Zusatz von N-(1-Naphtyl)-1,2-diaminoethan-Dichlorid bildet sich durch Ankopplung des Benzolringes des Amins eine Azogruppe, die für die rosa Farbe der Lösung verantwortlich ist.

Der Farbstoff wird bei einer Wellenlänge von 540nm photometrisch gemessen.

Das Verfahren ist auf wäßrige Lösungen mit einem Nitrit-Stickstoffgehalt bis 0,025mg/l anwendbar. Die Bestimmung des Nitritgehaltes wurde direkt am Tag nach der Probenahme durchgeführt. Vorher wurden die unkonservierten Proben durch einen Membranfilter der Porengröße 0,45µm filtriert.

Je nach zu erwartendem Nitritgehalt werden bis zu 40ml der zu untersuchenden Probe in einem 50ml Meßkolben pipettiert, mit 1ml Farbreagenz versetzt und auf 50ml aufgefüllt.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an Nitrit- NO_2^- in mg/l.

2.2.08 Die Bestimmung des Nitratgehaltes

Die Bestimmung des Nitratgehaltes erfolgt photometrisch nach der Natriumsalicylatmethode von Scheringa (DIN 38405-E5-1).

Das Prinzip des Verfahrens beruht auf der Reaktion der Nitrat-Ionen in salpetersaurer Lösung mit Natriumsalicylat. Die dabei gebildete Nitrosalicylsäure färbt die Lösung gelb, so daß sie bei einer Wellenlänge von 420nm photometrisch in 2cm Küvetten gemessen werden kann.

Das Verfahren ist auf wäßrige Lösungen mit einem Nitratgehalt von 0,04 bis 0,25mg/l anwendbar. Bei höheren Konzentrationen muß die Probe entsprechend verdünnt werden. Die konservierten Proben werden vor der Bestimmung durch einen Membranfilter der Porengröße 0,45µm filtriert.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an Nitrat- NO_3^- in mg/l

2.2.09 Die Bestimmung des ortho-Phosphatgehaltes

Die Bestimmung des ortho-Phosphatgehaltes erfolgt photometrisch nach der DIN 38405-D11-1.

Das Prinzip des Verfahrens ist die Reaktion der Phosphat-Ionen in saurer Lösung mit Molybdat-Ionen in Gegenwart von Antimon-Ionen. Ammoniumheptamolybdat-Ionen $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ reagieren mit ortho-Phosphat-Ionen zu löslichen Heteropolysäuren vom Typ $\text{H}_3[\text{P}(\text{Mo}_{12}\text{O}_{40})] \cdot \text{H}_2\text{O}$.

Die Konstitution dieser Verbindung ist nicht geklärt. Besonders die Funktion des Wassers beim Aufbau des komplexen Anions ist unklar. Doch bekannt ist, daß auf ein Teil Phosphat zwölf Teile Molybdän kommen und dieses Molybdän sechswertig ist. Der gebildete Komplex wird durch Ascorbinsäure zu Molybdänblau reduziert. Es handelt sich dabei um hochmolekulare, aber kolloidal lösliche Aggregate von wasserhaltigem Molybdänoxid gemischter Oxidationszahl (MoIV/MoVI). Da zwei Oxidationsstufen nebeneinander vorliegen sind die Elektronen leicht anregbar. Die dadurch

tiefblau gefärbte Lösung wird bei einer Wellenlänge von 880nm photometrisch in 5cm Küvetten gemessen. Das Verfahren ist auf wäßrige Lösungen mit einem ortho-Phosphatgehaltes von 0,01 bis 16mg/l anwendbar. Bei höheren Konzentrationen muß die Probe entsprechend verdünnt werden.

Es werden je nach zu erwartender Konzentration maximal 40ml des Filtrats in einen 50ml Meßkolben gegeben und mit bidestilliertem Wasser bis ca. 40ml aufgefüllt. Danach werden 1ml 10%ige Ascorbinsäure und 2ml schwefelsaure Molybdatreagenzlösung (13g Hexaammoniumheptamolybdat und 0,35g Kaliumantimon(III)oxidtartrat werden in 500ml verd. H₂SO₄ gelöst) hinzupipettiert, die Meßkolben mit bidestilliertem Wasser auf 50ml aufgefüllt und geschüttelt.

Die Bestimmung des Phosphatgehaltes wird direkt am Probenahmetag durchgeführt und die schwefelsauren Proben wurden vor der Analyse durch einen Membranfilter der Porengröße 0,45µm filtriert.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an Phosphat-P in mg/l.

2.2.10 Die Bestimmung des CSB

Der CSB wird über die volumenbezogenen Menge an Sauerstoff nach DIN 38409-H41-1 bestimmt.

Diese ist der Masse an Kaliumdichromat, die unter den Arbeitsbedingungen des Verfahrens mit dem im Wasser enthaltenen oxidierbaren Stoffen reagiert, identisch. Ein Mol Kaliumdichromat entspricht 1,5mg Sauerstoff.

10ml der membranfiltrierten Proben werden in spezielle Aufschlußgefäße eingewogen. Zu der Probe werden 30ml Silbersulfatlösung [60g/L] in 98%iger Schwefelsäure und 10ml Quecksilbersulfatlösung [80g/L] in schwefelsaurer Kaliumdichromatlösung [0,02M] hinzugegeben. Die Proben werden so 2 Stunden bei 148°C in einem Aufschlußblock behandelt.

Das zur Oxidation nicht verbrauchte Dichromat wird mittels Ammoniumeisen(II)sulfat-Lösung gegen Ferroin als Redoxindikator zurücktitriert.

Das Verfahren ist auf wäßrige Lösungen mit einem CSB zwischen 15mg/l und 300mg/l anwendbar. Bei höheren Konzentrationen muß entsprechend verdünnt werden. Die mit Schwefelsäure konservierten Proben wurden vorher durch einen Membranfilter der Porengröße 0,45µm filtriert.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an mgO₂/l.

2.2.11 Die Bestimmung des BSB

Das Prinzip des Verfahrens ist die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes einer durch kräftiges Schütteln mit Sauerstoff gesättigten Probe am Tag der Probenahme und die Bestimmung des Restsauerstoffgehaltes nach einer Zehrzeit von fünf Tagen. Die Proben werden in diesem Zeitraum im Dunkeln bei 20°C und unter Vermeidung von Sauerstoffzufuhr in Winkler-Flaschen aufbewahrt. Die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes in der Probe erfolgt maßanalytisch nach der Winkler Methode. Das Prinzip des Verfahrens ist die titrimetrische Bestimmung einer dem gelösten Sauerstoff äquivalenten Masse Iod mit Natriumthiosulfat in stark alkalischer Lösung. Mangan(II) reagiert in alkalischem Medium mit dem im Wasser gelöstem Sauerstoff unter Oxidation zu höherwertigen

Manganhydroxiden, die als $\text{Mn}(\text{OH})_3$ ausfallen. In stark saurem Medium wird der $\text{Mn}(\text{OH})_3$ -Niederschlag wieder gelöst. Mangan(III) ist nun in der Lage, Iodid zu Jod zu oxidieren. Die dadurch freigesetzte Iodmenge ist der im Wasser gelösten Sauerstoffmenge äquivalent. Zur quantitativen, indirekten Sauerstoffbestimmung wird diese freigesetzte Iodmenge mit Natriumthiosulfatlösung zurücktitriert. Iod bildet mit einem Überschuß an Iodid das tiefbraune Triiodid-Ion I_3^- , so daß der Endpunkt aufgrund der Eigenfarbe erkennbar wäre. Dennoch wird gegen Ende der Titration eine geringe Menge an Stärkelösung zugesetzt. Stärke bildet mit geringsten Spuren Iod in Anwesenheit von Iodid eine tiefblau gefärbte Verbindung, die sich nach der Reduktion des Iods entfärbt.

Die Methode ist auf wäßrige Lösungen anwendbar, deren Zehrung größer als 1mg/l ist und deren Restsauerstoffgehalt mindestens 2mg/l beträgt. Ansonsten muß der Probe entsprechend Verdünnungswasser (Nährsalzlösung) zugesetzt werden.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an mgO_2/l .

2.2.12 Die Bestimmung des Eisengehaltes

Die Bestimmung des Gesamteisengehaltes erfolgt während der ersten sieben Untersuchungen photometrisch nach DIN 38406 E1-1.

Das Prinzip des photometrischen Verfahrens ist die Komplexbildungsreaktion der Eisen(II)- und Eisen(III)-Ionen in ammoniakalischer Lösung mit Sulfosalicylsäure. Die Sulfosalicylsäure bildet mit den in der Probe vorhandenen Eisen(III)-Ionen einen rötlichen Komplex. Durch Zugaben von konzentrierter Ammoniaklösung werden alle Eisen(II)-Ionen oxidiert. (Im alkalischen Milieu besteht ein negatives Standardpotential zwischen Eisen(II)- und Eisen(III)-Ionen.) Diese bilden mit der Sulfosalicylsäure einen gelblich-orangen Komplex, der bei einer Wellenlänge von 425nm photometrisch in 1cm Küvetten vermessen wird. Die Nachweisgrenze liegt bei $0,25\text{mg/l}$.

Die Angabe der Meßwerte erfolgt über die Masse an Fe(III)Fe(III) in mg/l .

2.2.13 Die Bestimmung des AOX-Gehaltes

Das Verfahren gemäß DIN 38409-H14 eignet sich zur direkten Bestimmung der an Aktivkohle adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen von Wässern, die mehr als $10\mu\text{g/l}$ der gebundenen Halogene Chlor, Brom und Iod enthalten. Der AOX-Wert ist ein Summenparameter. Die Ergebnisse werden in $\mu\text{g/l}$ oder mg/l auf zwei Nachkommastellen angegeben.

Das Verfahrensprinzip besteht darin, daß zunächst die organischen Wasserinhaltsstoffe aus einer mit Salpetersäure angesäuerten Wasserprobe an Aktivkohle adsorbiert werden. Durch Zusatz einer halogenfreien Natriumnitratlösung werden die anorganischen Halogenverbindungen von der Kohle verdrängt. Die beladene Aktivkohle wird über spezielle Filter vom Wasser getrennt und im Sauerstoffstrom bei ca. 950°C in einem AOX-Ofen der Marke Metrohm verbrannt. Bei diesem Vorgang werden die organisch gebundenen Halogene (R-X) zu Halogenwasserstoffen umgesetzt (HX). Der Chloridgehalt wird in einer potentiometrischen Titration mit $0,001$ molarer

Silbernitratlösung bestimmt. Die Messungen und deren Auswertung sind mittels einer Titrationsapparatur (Metrohm 645 Multi-Dosimat) automatisiert.

Die Auswertung und Angabe der Meßwerte erfolgt über die Bestimmung der Masse an Chlorid in $\mu\text{g/l}$.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Auswirkungen der durchgeführten Rückbauverfahren auf die Böden

Um einen genauen Überblick über den Zustand der Böden zu bekommen wurde eine Vielzahl von Untersuchungen durchgeführt. Ein wichtiges Kriterium für die Belebtheit des Bodens ist die Aktivität der in dem Boden lebenden Mikroorganismen. Aus diesem Grund wurden viele verschiedene Verfahren angewandt und miteinander verglichen, um einen eindeutigen Befund zu erlangen.

3.1.1 Die Probenahmestandorte

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind geprägt durch die aus den Eiszeitgletschern verfrachteten Verwitterungsprodukte skandinavischer Gebirge. Geschiebemergel und -lehm bildeten die Unterlage für eine bis zu 8m mächtige Flugsandschicht. Hierauf bildeten sich in den grundwasserbeeinflussten tieferen Regionen Gleye, während sich in den höher gelegenen Gebieten ohne Grundwasserbeeinflussung Podsole entwickelten.

Trotz der unterschiedlichen Entwicklung der verschiedenen Probenahmestandorte sind sie sich in der Korngrößenzusammensetzung sehr ähnlich. Die Oberböden bestehen zum größten Teil aus Feinsanden und Mittelsanden (Abb. 19).

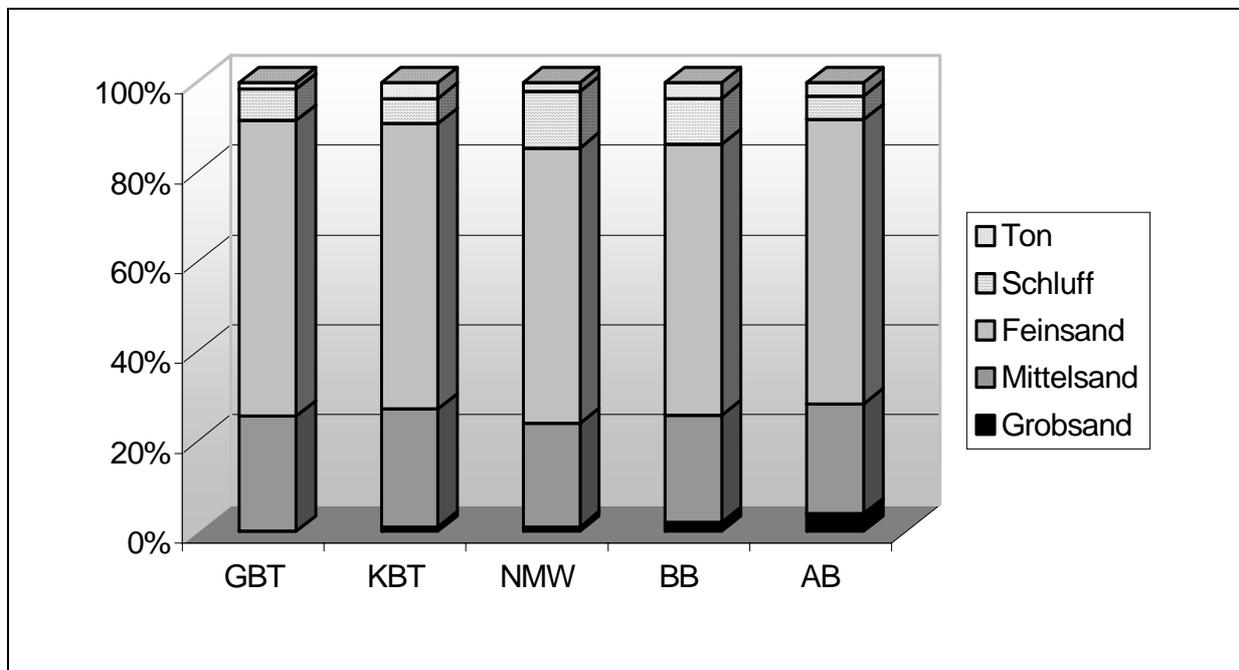


ABBILDUNG 19: KORNGRÖßENZUSAMMENSETZUNG DER BÖDEN DER EINZELNEN PROBEAHMESTANDORTE

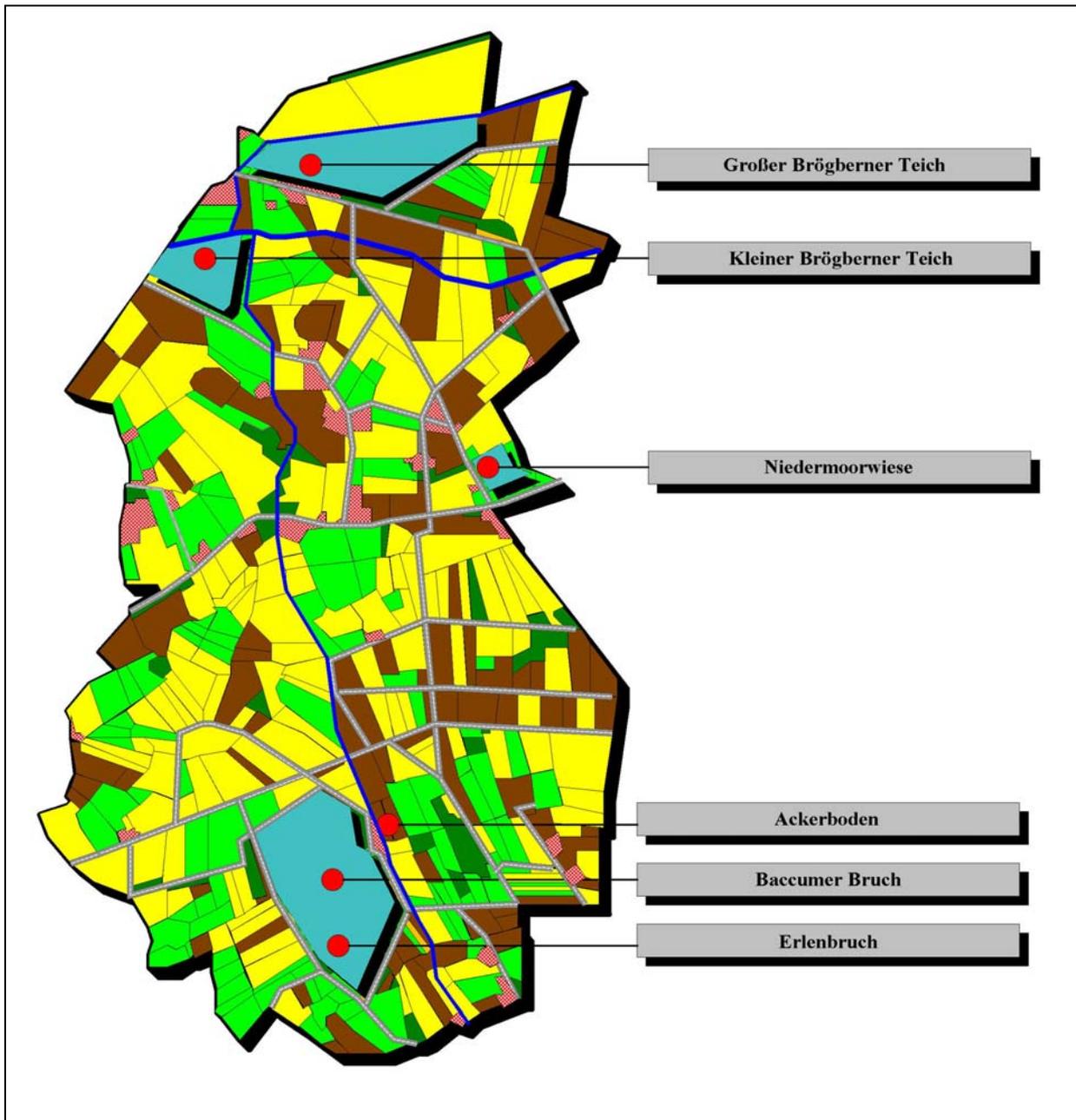


ABBILDUNG 20: BODENPROBENAHMESTANDORTE

Der Standort Großer Brögberner Teich (GBT, Abb. 20) war bis Ende 1994 eine intensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche. Er wurde als Intensivgrünland für Rinder genutzt.



Da hier eine Auenlandschaft mit offenen Wasserflächen geschaffen wurde, die für einen effektiven Nährstoffabbau sorgen soll, war der Probenahmepunkt im Denitrifikationsbecken mit seinem stau- und grundwasserbeeinflussten Sandboden von besonderem Interesse (Abb. 21).

ABBILDUNG 21: BODENPROBENAHME IM DENITRIFIKATIONSBECKEN AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Der Standort Kleiner Brögberner Teich (KBT, Abb. 20) diente bis Ende 1997 als stark landwirtschaftlich genutzter Maisacker. Sein gepflügter Boden hatte einen 47cm mächtigen Ap-Horizont. Darunter befindet sich ein vom Grundwasser beeinflusster G-Horizont.



Auch hier wurde eine Auenlandschaft mit vielen Seitenarmen und Kolken geschaffen. Sowohl das Wasser des Schillingmanngraben, als auch das des Lingener Mühlenbachs fließen hier hindurch und sollen mikrobiologisch von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln befreit werden.

ABBILDUNG 22: TEMPERATUR UND REDOXPOTENTIALMESSUNG AM KLEINEN BRÖGBERNER TEICH NACH DEN BAUMAßNAHMEN

Im östlichen Randbereich des Untersuchungsgebietes befindet sich eine erhalten gebliebene Restfläche der vormals ausgedehnten Niedermoorflächen. Das Bodenprofil des Standortes Niedermoorwiese (NMW, Abb. 20) zeigt einen stark durchwurzelten Humuskörper von 15cm Tiefe.



Bis in eine Tiefe von 45cm folgt ein grundwasserbeeinflusster Horizont von gelbbrauner Farbe. Darunter befindet sich ein reduzierender grauer Horizont. Ein Eintrag von Nährstoffen kann hier lediglich durch die Luft erfolgen, da die Niedermoorwiese seit 1993 landwirtschaftlich nicht genutzt wurde (Abb. 23).

ABBILDUNG 23: BODENPROBENAHMESTANDORT NIEDERMOORWIESE

Im Süden des Untersuchungsgebietes befand sich zwischen zwei Erlenbruchwäldern eine große Grünfläche, die als Weide genutzt wurde. Der als Baccumer Bruch (BB, Abb. 20) bezeichnete Probenahmeort zeigte als Bodenprofil einen Gleyboden. Dem 10cm starken Ah-Horizont folgt ein aus gelbem Feinsand bestehender grundwasserbeeinflusster Horizont bis in 55cm Tiefe, darunter ohne Übergang ein grauer Reduktionshorizont.



Stauäse konnte aufgrund des starken Entwässerungssystems nicht festgestellt werden. Der Probenahmepunkt befand sich genau an der Stelle, an dem ein Teich geschaffen wurde, der die beiden Erlenbruchwälder einmal durch Sukzession verbinden würde (Abb. 24). Er wurde direkt an das Ufer des Verlandungsteiches verlegt.

ABBILDUNG 24: VERLANDUNGSTEICH AM BACCUMER BRUCH.

Ca. 500m südwestlich der Weide des Baccumer Bruches befindet sich der Standort Erlenbruch (EB, Abb. 20). Dieser Standort weist dauerhaft im Jahr offene Wasserflächen auf. Daher zeigt das Bodenprofil auch einen Anmoorgley mit einer typischen grundwasserbeeinflussten Horizontabfolge.



Auf einem acht Zentimeter starken braunen Anmoorhorizont mit einer mehrere Zentimeter dicken Auflage kaum zersetztem Laubes folgt ein Mineralhorizont von ca. 60cm Dicke aus gelbem Feinsand mit geringem Humusanteil, der ab ca. 40cm Rostflecke aufweist, was auf Sauerstoffmangel schließen läßt. Ab 66cm folgt ein reduzierender Horizont aus grau gefärbtem Feinsand. Die Färbung entsteht durch Eisensulfid. Auch der Geruch von H_2S zeigt, daß in diesem Boden anaerobe Prozesse ablaufen (Abb. 25).

ABBILDUNG 25: BODENPROBENAHMESTANDORT IM ERLENBRUCH

Östlich an das Baccumer Bruch gelegen ist ein intensiv landwirtschaftlich genutzter Acker (AB, Abb. 20). Auch sein Bodenprofil zeigt einen Gleyboden.



Einem mit 28cm starken durch das Pflügen entstandener Ap-Horizont folgt ein aus gelbem Feinsand bestehender Horizont von 20cm Stärke. Dieser geht in einen graugelben Horizont über, der schon reduzierende Bedingungen anzeigt. Dieser Standort dient als Vergleichsboden, da hier auch weiterhin permanent intensive Landwirtschaft betrieben wird (Abb. 26).

ABBILDUNG 26: BODENPROBENAHMESTANDORT ACKERBODEN

3.1.2 Die Veränderungen der physikalischen Parameter innerhalb der Böden

3.1.2.1 Die Bodentemperatur:

Die Bodentemperatur hängt extrem von der Vegetationsdecke des Bodens ab. Ein unbedeckter Ackerboden erwärmt sich an einem schönen Sonnentag wesentlich schneller, als ein Boden, der von Gras bewachsen ist. Die Gefahr einer zu hohen Bodentemperatur ist die Austrocknung und die damit verbundene Erosion durch Wind. In der Abbildung 27 wurden die Durchschnittsbodentemperaturen der drei stark durch Baumaßnahmen veränderten Probenahmeorte und des Vergleichsackers gegenüber der gleichzeitig gemessenen Lufttemperatur aufgetragen. Der Lufttemperatur am nächsten ist bis auf 1996 der Ackerboden. Der Hauptgrund hierfür ist die fehlende Vegetationsdecke im Frühjahr und die nicht vollständige Bedeckung durch Mais und sein geringer Anteil an organischem Material. An einigen Tagen kann die Bodentemperatur sogar weit über der Lufttemperatur liegen. Dieser Standort ist wesentlich stärker vor Austrocknung und Erosion bedroht als ein vergleichbarer Boden wie z.B. der

Kleine Brögberner Teich. Dieser Boden war durch eine wesentlich stärkere Humusaufgabe besser geschützt als der Ackerboden, denn beide Standorte sind mit Mais bepflanzt worden, trotzdem liegen die Durchschnittstemperaturen beider Standorte weit auseinander. Gut zu sehen ist aber auch das im Verhältnis zur Lufttemperatur stärkere Ansteigen der Bodentemperatur nach den Baumaßnahmen. Der organische Anteil des Oberbodens ist geringer als vor den Baumaßnahmen, und eine Vegetationsdecke ist noch nicht vorhanden. Deshalb liegen die Temperaturen von Luft, Ackerboden und dem Boden des Kleinen Brögberner Teiches 1999 so nahe beieinander. Das wird sich aber mit dem Wachstum der Pflanzen wahrscheinlich noch im Jahre 2000 ändern.

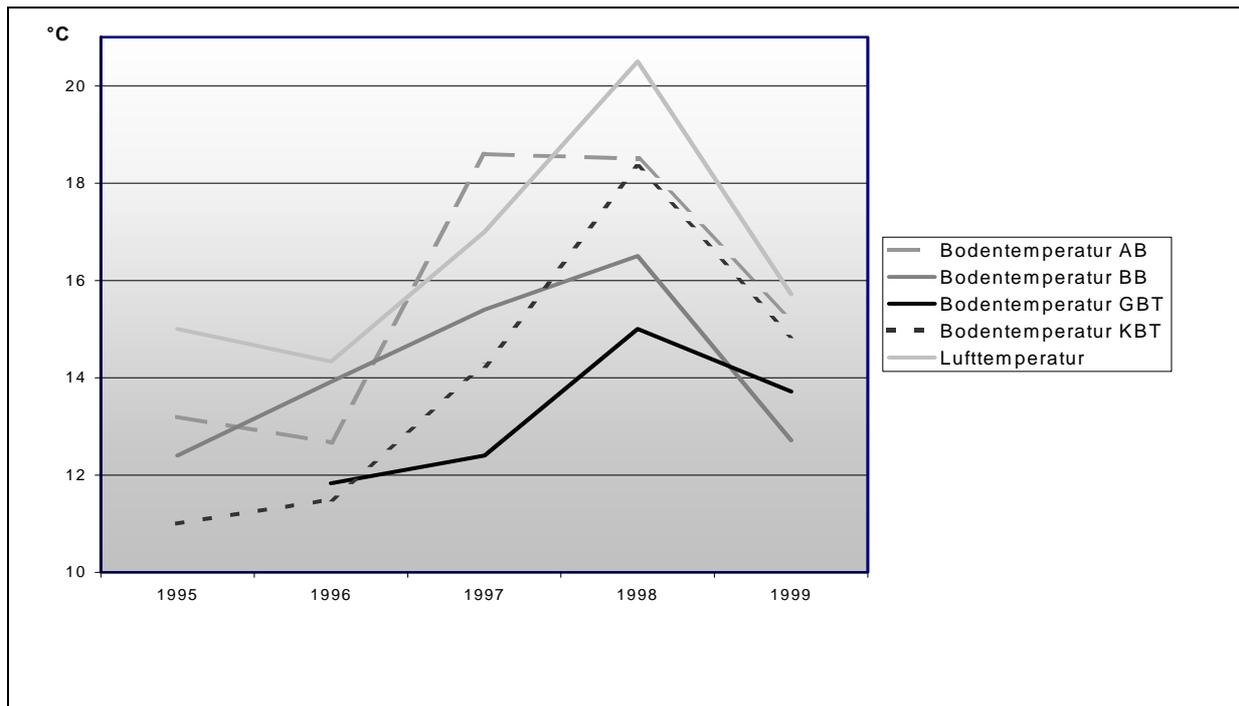


ABBILDUNG 27: DURCHSCHNITTLICHE BODENTEMPERATUREN DER EINZELNEN PROBEHAHMESTANDORTE

Auch am Baccumer Bruch machen sich die Maßnahmen bemerkbar. Seit 1997 bildet sich an diesem Standort ein Erlenbruch. Mit steigender Höhe der Erlen wird auch die Differenz zwischen Boden- und Lufttemperatur größer. Wie in dem Erlenbruch selbst, wird sich hier bald ein eigenes Mikroklima eingestellt haben, welches nicht mehr so stark von dem äußeren Klima abhängt.

Die größte Differenz zwischen Luft- und Bodentemperatur weist der Große Brögberner Teich auf. Das liegt in erster Linie daran, dass der Boden hier fast ganzjährig mit Wasser bedeckt ist. Das Wasser aber erwärmt sich nicht so schnell wie der Boden. Auch hier ist bei größerem Bedeckungsgrad mit einem Absinken der Bodentemperatur zu rechnen.

3.1.2.2 Der pH-Wert

Die Böden unterliegen einer zunehmenden Versauerung, die gerade in intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen durch die Nitrifikation hervorgerufen wird. Durch das Auftragen der mit hohen Ammoniumkonzentrationen belasteten Gülle auf die Ackerböden werden sofort Nitrifikationsvorgänge ausgelöst. Die Folgen sind eine Versauerung des Bodens und der Verlust an stickstoffhaltigem Dünger, da Nitrat wesentlich leichter als Ammonium durch den Boden ins

Grundwasser gelangen kann. Niedermoore und Erlenbrüche sind von Natur aus sehr sauer. Daher gibt es auch im gesamten Untersuchungsgebiet nur saure Böden.

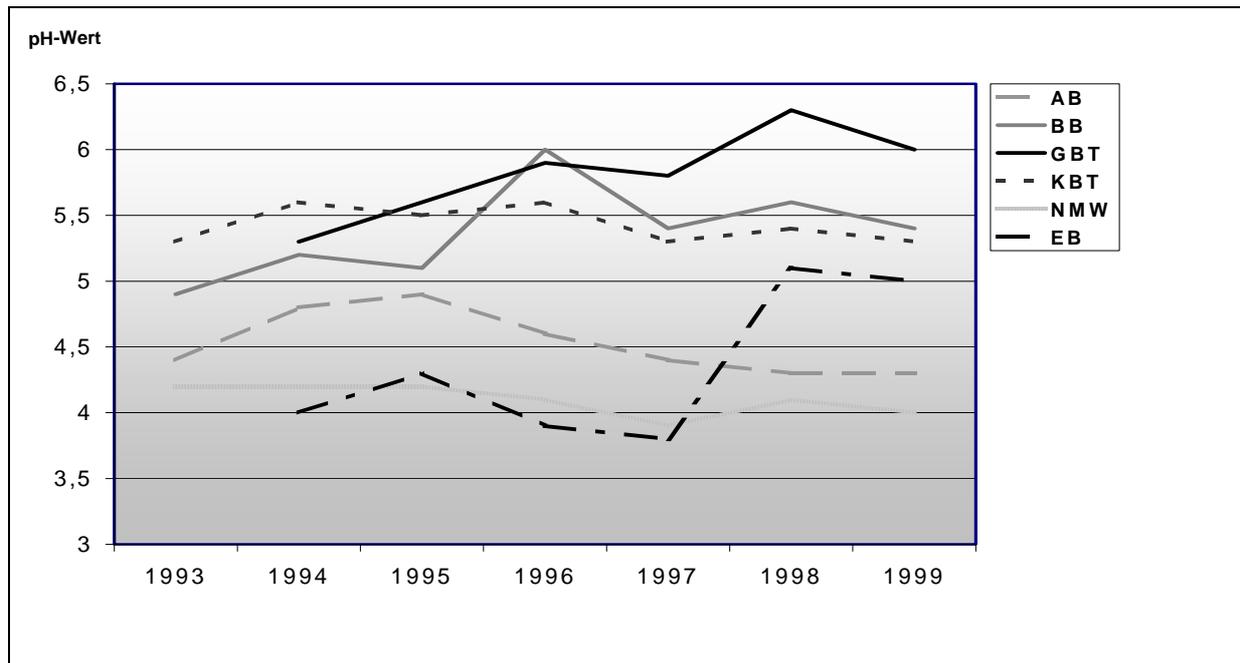
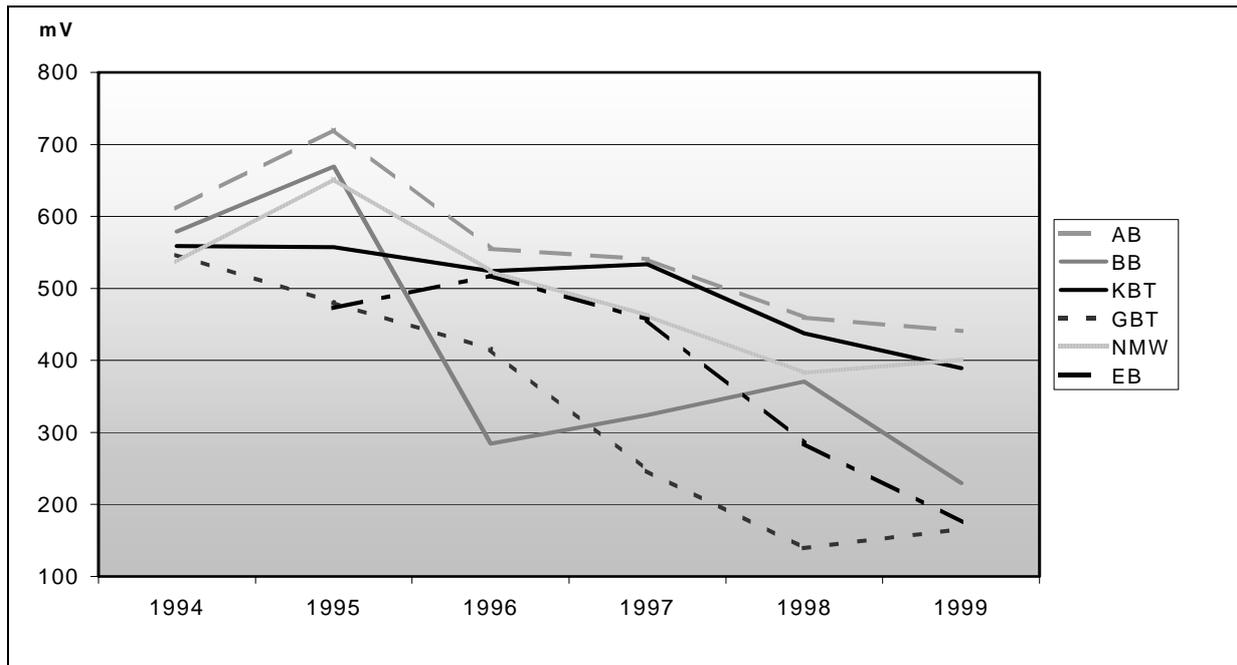


ABBILDUNG 28: DURCHSCHNITTLICHE pH-WERTE (CaCl₂) DER EINZELNEN PROBEHALMEORTE

Abb. 28 zeigt die pH-Werte (CaCl₂) der verschiedenen Probenahmestandorte. Zu sehen ist, daß die eher sauerstoffreichen Böden wie der Ackerboden durch die hohen Nitrifikationsraten zunehmend versauern. Die Auswirkungen der Wiedervernässung und der Umgestaltung des Baccumer Bruchs 1995 machten sich auf dem Probenahmestandort BB deutlich bemerkbar. Die mit der Vernässung einhergehende Verarmung an Sauerstoff ließ den Prozeß der Denitrifikation in größerem Maße stattfinden. Bei der Denitrifikation werden Protonen des Bodens verbraucht und der pH-Wert nimmt zu. Im Erlenbruch selbst sind die Auswirkungen erst ab 1998 zu erkennen. Der pH-Wert stieg von <4 auf >5, was auf sehr hohe Denitrifikations- und kleine Nitrifikationsraten schließen läßt. Auch der Standort Großer Brögberner Teich war mit einem pH-Wert von 5,3 ein mäßig saurer Boden. Durch die jetzt hier stattfindende Denitrifikation steigt auch hier der pH-Wert langsam an.

3.1.2.3 Das Redoxpotential

Deutlich ist anhand der Abbildung 29 zu erkennen, daß die Redoxpotentiale aller Standorte kleiner geworden sind. Trotzdem kann man zwei Gruppen von Böden anhand des Redoxpotentials unterscheiden, die auch die Entwicklung der pH-Werte bestätigen. Die Redoxpotentiale der Probenahmestandorte AB, KBT und NMW liegen jetzt zwischen 400 und 450mV. Hier finden immer noch in erster Linie oxidative Reaktionen wie die Nitrifikation statt. Allerdings können auch in diesen Böden, z.B. nach starken Regenfällen, die Redoxpotentiale unter 300mV fallen, so daß es auch hier zu einer einsetzenden Denitrifikation kommt. Gut zu erkennen ist der Einfluß der Wiedervernässung des Baccumer Bruchs auf das Umland, da auch das Redoxpotential des Ackerbodens, welcher ja nicht direkt von der Wiedervernässung betroffen ist, von 1995 zu 1996 erst sprunghaft und seitdem kontinuierlich fällt.



ABILDUNG 29: DURCHSCHNITTLICHE REDOXPOTENTIALE DER EINZELNEN PROBEHAHMESTANDORTE

Am Standort Kleiner Brögberner Teich fällt das Redoxpotential seit den Umbaumaßnahmen. Das liegt zum einen daran, daß dieser Boden nicht mehr durch das Pflügen belüftet wird, zum anderen an der starken Beeinflussung durch das Grundwasser. Da sich auch weiterhin immer anaerobe Verhältnisse einstellen werden, wird hier das Redoxpotential noch weiter fallen.

Die andere Gruppe sind die Probenahmestandorte GBT, BB und EB. Hier liegen die Redoxpotentiale um 200mV. Reduktive Reaktionen spielen eine wesentlich größere Rolle. Umgekehrt zur anderen Gruppe finden hier nur an trockenen Tagen und in vorhandenen, sauerstoffreichen Mikrohabitaten Nitrifikationsvorgänge statt. Sehr gut kann man anhand der Redoxpotentiale die pH-Sprünge in Abbildung 28 erklären. Auf der ehemaligen Weide am Baccumer Bruch kam es nach der Wiedervernässung und den Baumaßnahmen zu einem starken Rückgang des Redoxpotentials von 1995 zu 1996 um über 300mV. Im selben Zeitraum stieg der pH-Wert von 5,1 auf 6,0. Dieser Anstieg ist u.a. mit dem Verbrauch an Protonen für die Denitrifikation zu erklären. Im Erlenbruch stieg der pH-Wert zwischen 1997 und 1998 von 3,6 auf 5,1. Auch hier machte das Redoxpotential innerhalb desselben Zeitraumes einen Sprung von 450mV auf unter 300mV.

Im Großen Brögberner Teich ist das Redoxpotential von 550mV auf unter 200mV gefallen. Da sich der Probenahmeort im Denitrifikationsbecken befindet, ist dies eine sehr gute Entwicklung, die auch so geplant war. Gut zu sehen ist auch, daß es ein Entwicklungsprozeß ist. Obwohl die Staunässe schon direkt nach den Umbaumaßnahmen vorhanden war, lag das Redoxpotential noch bei 400mV und fiel erst innerhalb der nächsten zwei Jahre auf unter 200mV.

3.2.3.4 Die organische Trockensubstanz

Am besten kann man das Jahr der Umbaumaßnahmen anhand der organischen Trockensubstanz erkennen. In allen Teilmaßnahmen wurden durch die Erdbewegungen stärkere organische Auflagen durch Böden mit höherem mineralischen Anteil ersetzt (Abb. 30). Am Großen und Kleinen

Brögberner Teich sind fast nur Rohböden mit sehr geringen organischen Anteilen vorhanden. Da sich hier auch eine völlig neue Vegetation entwickeln muß, dauert der Prozeß der Anreicherung von organischem Material im Boden sehr lange. Im Gegensatz dazu sind die Veränderungen am Standort Baccumer Bruch nicht so deutlich. Da hier eine Sukzessionsfläche geschaffen worden ist, siedelten sich auch innerhalb kürzester Zeit die Erlen an. Innerhalb von zwei Jahren ist hier schon ein kleiner Wald entstanden. Dementsprechend schnell vergrößert sich ebenfalls die organische Substanz des Bodens. Hinzu kommt, daß durch den hier vorherrschenden Sauerstoffmangel die organische Substanz nicht so schnell abgebaut wird, wie beispielsweise am Kleinen Brögberner Teich.

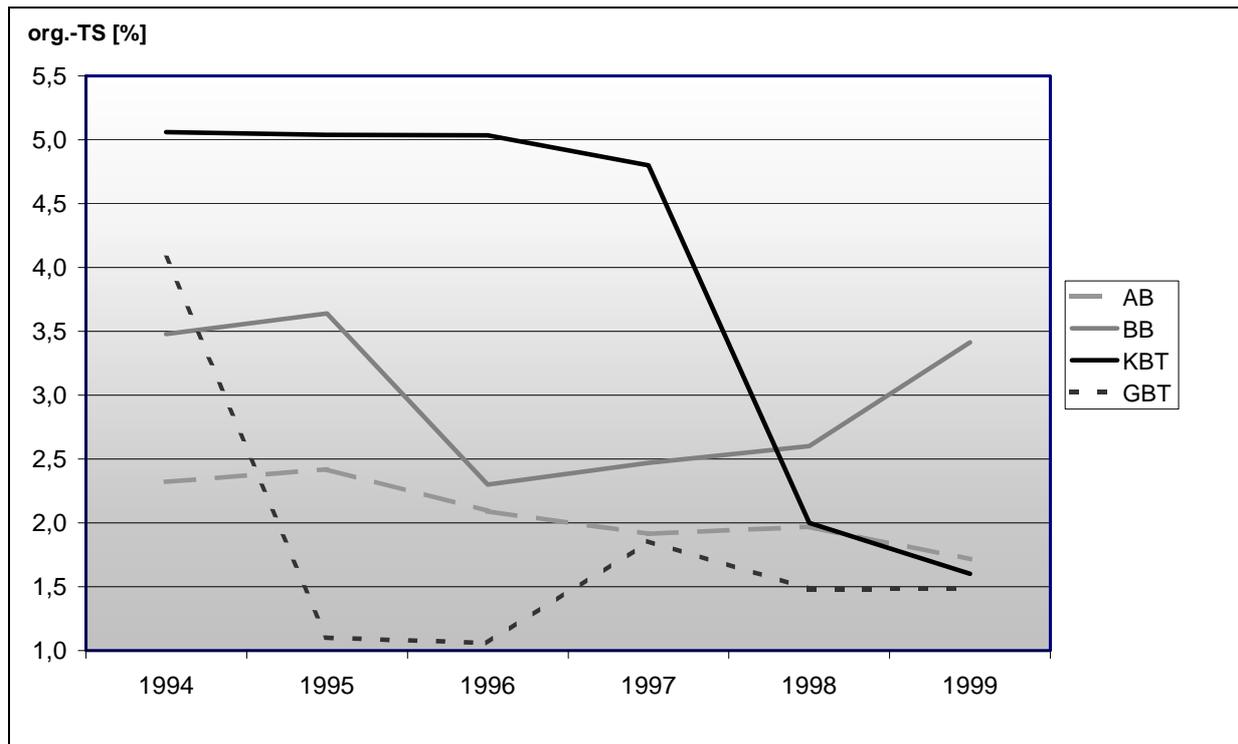


ABBILDUNG 30: DURCHSCHNITTLICHE ORGANISCHE TROCKENSUBSTANZ AN DEN PROBEHAHMENPUNKTEN AB, BB, KBT UND GBT

Ganz anders sind die Gehalte an organischer Substanz in der Niedermoorwiese und im Erlenbruch (Abb. 31). Die organische Trockensubstanz der Niedermoorwiese beträgt um die 15%, während die des Erlenbruchs bei 60% liegt. Diese mächtigen Humusschichten sorgen für einen hohen Wassergehalt und für die Speicherung von Nährstoffen.

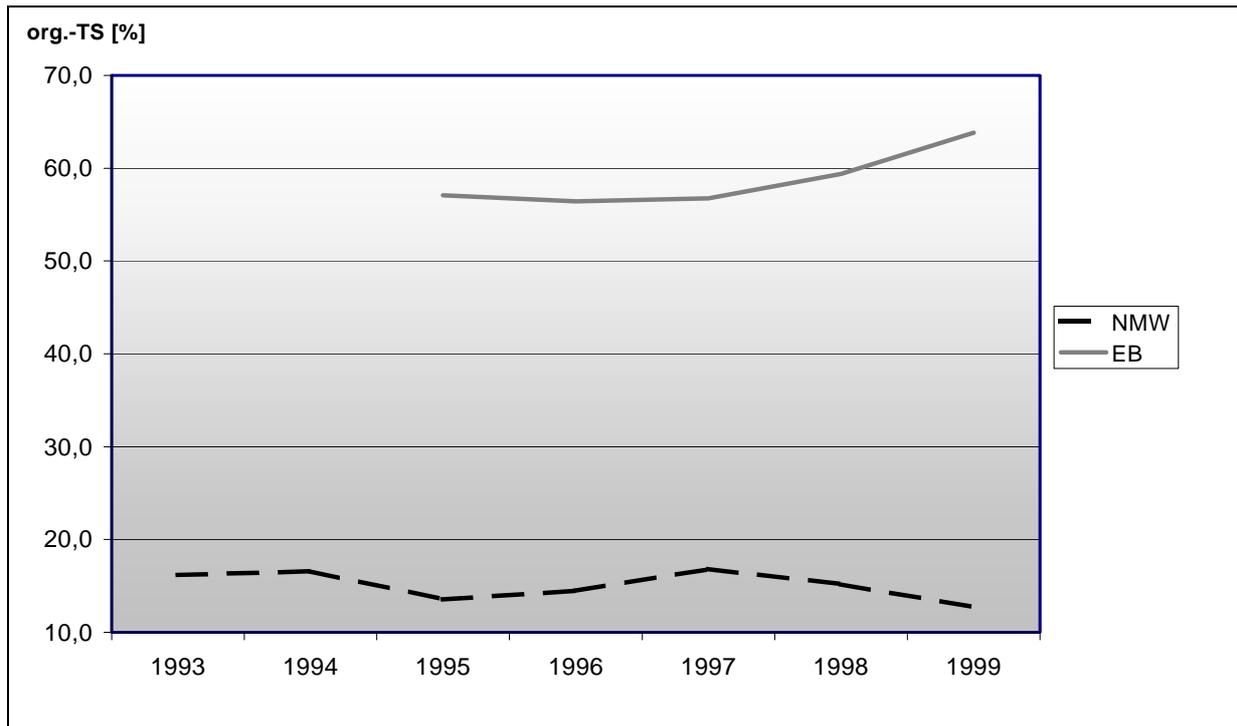


ABBILDUNG 31: DURCHSCHNITTLICHE ORGANISCHE TROCKENSUBSTANZ AN DEN PROBEHAHMESTELLEN EB UND NMW

3.1.2.5 Der Wassergehalt

Der Wassergehalt eines Bodens ist sehr wichtig für die Flora und Fauna. Weder Pflanzen, Tiere noch Mikroorganismen können ohne Wasser überleben. Da die Sandböden des Gebietes einen Tongehalt von <5% besitzen, ist hauptsächlich die organische Substanz für die Wasserkapazität verantwortlich. Denn Humus besitzt eine hohe Wasserkapazität und kann das 3-5 fache seines Eigengewichtes an Wasser binden. Folglich kann der Wassergehalt der in Abb. 32 aufgeführten Böden auch nicht so hoch sein. Erstaunlich erscheint nach dem vorher Gesagtem der hohe Wassergehalt am Probenahmeort Großer Brögberner Teich. Da die organische Trockensubstanz hier am geringsten ist, sollte auch der Wassergehalt am kleinsten sein. Da aber der Boden außer an sehr heißen Tagen immer unter Wasser steht, ist er immer an Wasser übersättigt. Ähnliche Bedingungen herrschen auch am Kleinen Brögberner Teich. Bis 1997 hatte der dortige Ackerboden einen Gehalt an organischer Trockensubstanz von ~5%. Deshalb lag sein Wassergehalt auch wesentlich höher als der Ackerboden am Baccumer Bruch. Aber aufgrund der oftmals fehlenden Vegetationsdecke unterlag der Wassergehalt auch in diesem Boden großen Schwankungen, fiel aber niemals unter 10%. Durch die Umbaumaßnahmen 1997 nahm der Gehalt an organischer Substanz und damit auch der Wassergehalt ab, aber nicht in dem Ausmaße, wie man es hätte erwarten können.

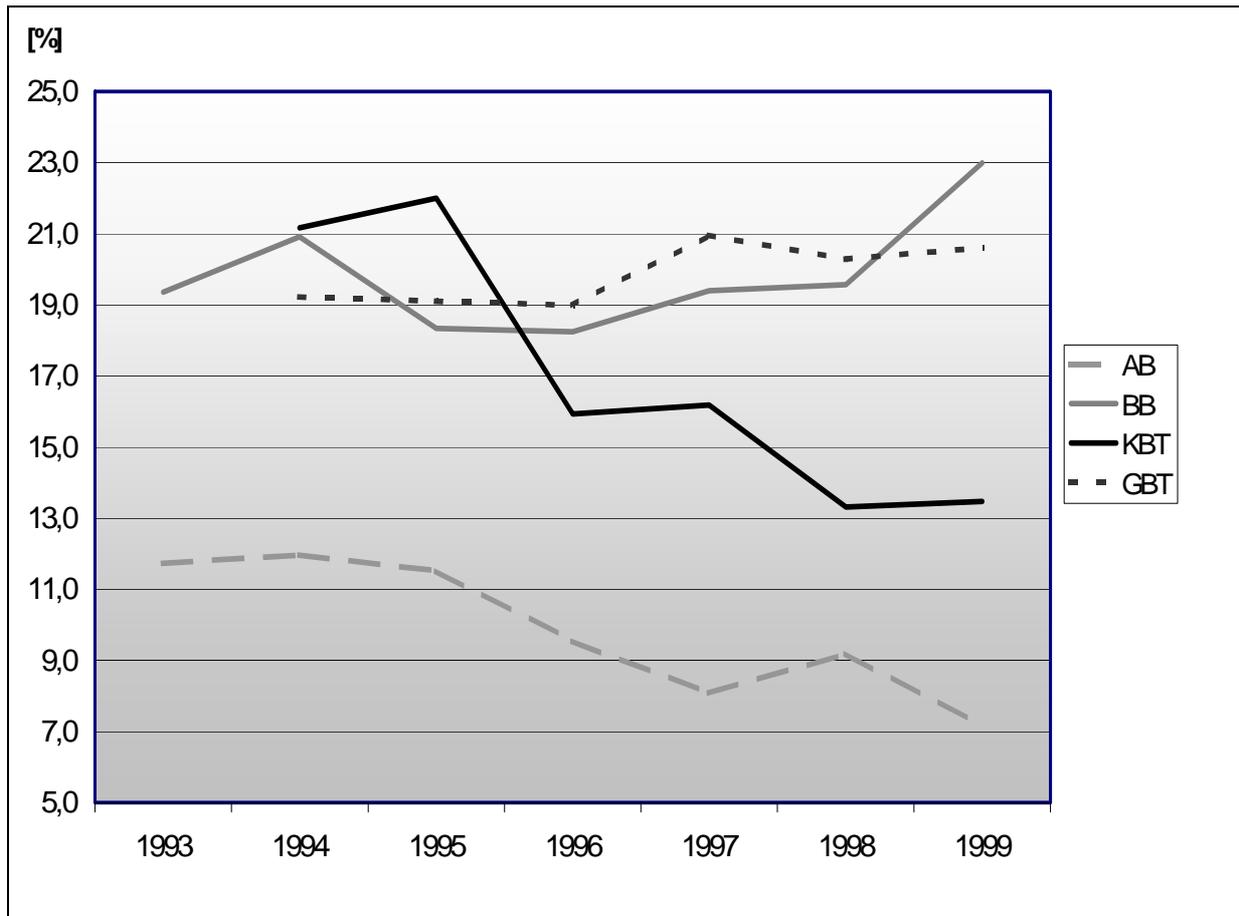


ABBILDUNG 32: DURCHSCHNITTLICHER WASSERGEHALT AN DEN PROBEHAHMESTANDORTEN AB, BB, KBT UND GBT

Am Probenahmestandort Baccumer Bruch hat sich der Wassergehalt vor und nach den Baumaßnahmen kaum verändert. Das lag zum einen daran, daß die organische Substanz nicht so stark abgenommen hat, zum anderen, daß hier eine schnelle Bedeckung des Bodens durch die neue Vegetation erfolgte. Seit 1996 setzt entsprechend auch der umgekehrte Trend ein: Mit größer werdender organischer Auflage und stärkerem Bedeckungsgrad hat auch der Wassergehalt stark zugenommen.

Am Ackerboden des Baccumer Bruchs wird die organische Substanz immer geringer. Dementsprechend nimmt auch der Wassergehalt des Bodens immer mehr ab. Je häufiger der Boden umgepflügt und dadurch belüftet wird, desto stärker verläuft der Abbau der organischen Substanz, z.B. der Ernterückstände, und sein Gleichgewicht wird zu einem geringeren Humusgehalt hin verschoben. Dieser Standort ist stark von Austrocknung und Erosion bedroht. Der Mais an diesem Standort ist immer ein wenig schwächer als an anderen Standorten.

Bei den Wassergehalten der Niedermoorwiese und des Erlenbruchs kommt man wie auch schon bei den Gehalten der organischen Trockensubstanz in völlig neue Dimensionen gegenüber den anderen vier Probenahmeorten (Abb. 33). Während die Niedermoorwiese Wassergehalte zwischen 30% und 40% aufweist, liegen die des Erlenbruchs fast konstant bei 77%. Sowohl die Gehalte der organischen Trockensubstanz als auch des Wassergehaltes unterliegen an der Niedermoorwiese deutlicheren Schwankungen als die am Erlenbruch. Das ist darauf zurückzuführen, daß der Boden der

Niedermoorwiese durch die starke Verwurzelung wesentlich besser durchlüftet wird als der Boden des Erlenbruchs. Folglich verläuft auch hier der Abbau der organischen Substanz wesentlich schneller. Weiterhin wird auch durch das Mähen der Niedermoorwiese immer wieder ein Teil der organischen Masse aus dem System genommen.

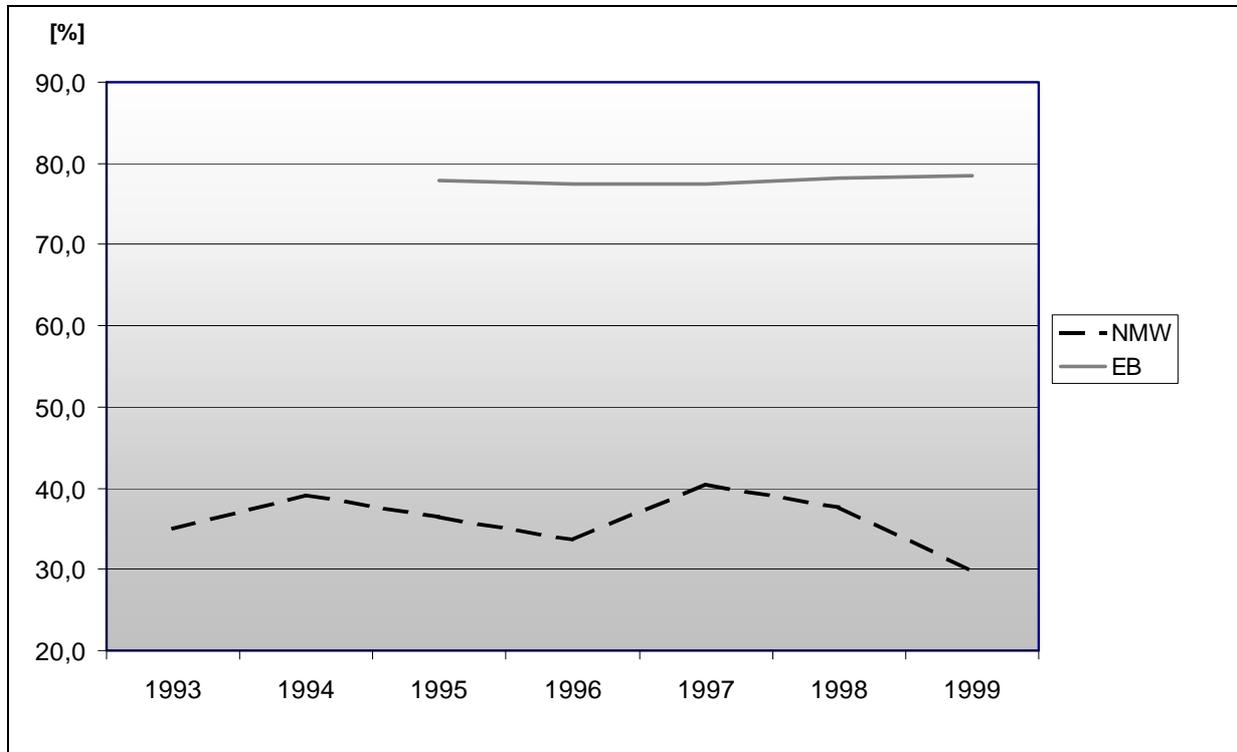


ABBILDUNG 33: DURCHSCHNITTLICHER WASSERGEHALT AN DEN PROBENAHMESTANDORTEN NMW, EB

3.1.3 Die Konzentrationsänderungen der Nährstoffe innerhalb der Böden

In den Böden des gesamten Untersuchungsgebietes wurden hohe Konzentrationen der pflanzenverfügbaren Nährstoffe Ammonium, Nitrat und Phosphat gefunden. Diese aus der Düngung stammenden Nährstoffe sorgen dafür, daß die ursprünglichen Pflanzen, die mit wenig Nährstoffen auskamen, von Pflanzen verdrängt wurden, die sich in diesem Nährstoff-El-Dorado extrem schnell ausbreiteten. Damit die natürlichen Pflanzen wieder etabliert werden können, ist es unvermeidlich, die hohen Konzentrationen an Nährstoffen innerhalb der Böden zu beseitigen und langfristig zu vermeiden.

3.1.3.1 Phosphat:

1994 waren noch keine Baumaßnahmen vorgenommen worden. In den Bereichen der Niedermoorwiese und Baccumer Bruch fand man seit 1991 extensivierte Flächen. Gut zu erkennen ist, daß an allen Probenahmestellen der ortho-Phosphatgehalt größer als $20\mu\text{g P/gTS}$ war (Abb. 34). Erst Baumaßnahmen und Extensivierung machten eine Abnahme des pflanzenverfügbaren Phosphates größeren Ausmaßes möglich.

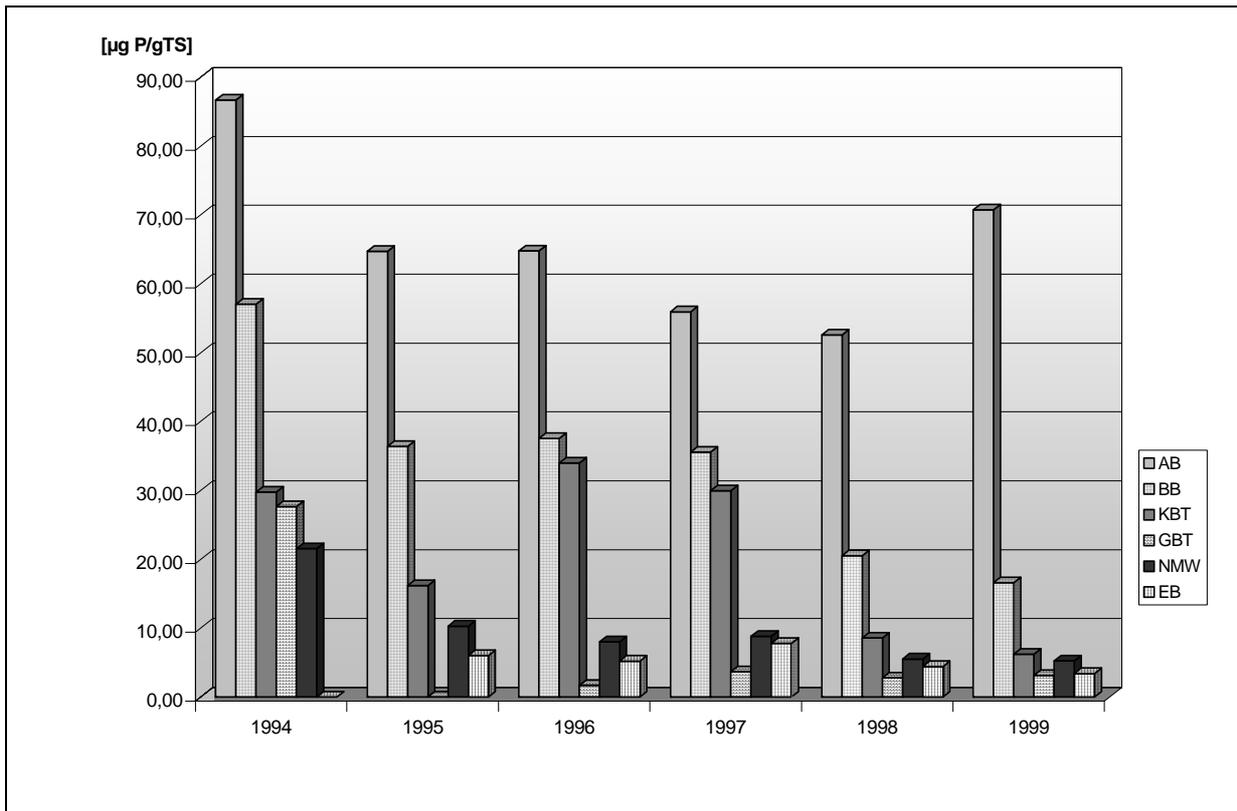


ABBILDUNG 34: DURCHSCHNITTLICHE PHOSPHATGEHALTE AN DEN EINZELNEN PROBEHAHMESTANDORTEN

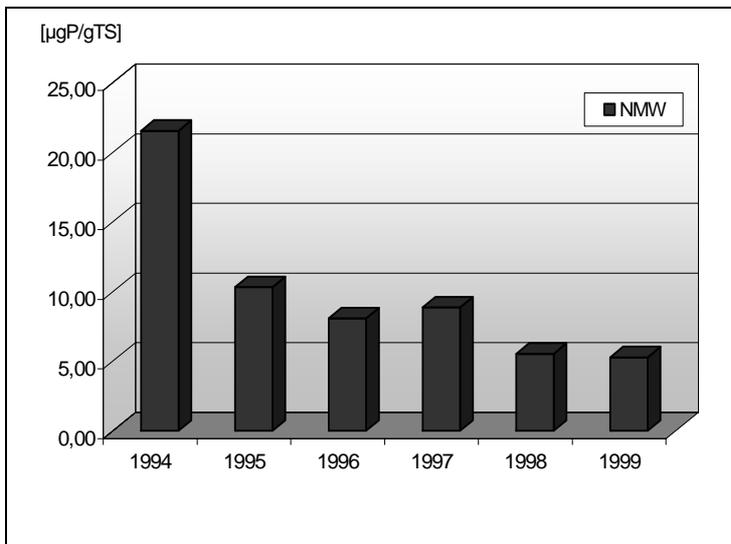


ABBILDUNG 35: PHOSPHATGEHALTE AN DER NIEDERMOORWIESE

Deutlich wird der Einfluß der direkt benachbarten noch bewirtschafteten Felder auf die renaturierten Gebiete am Standort Niedermoorwiese (Abb. 35). Neben der Probenahmestelle Niedermoorwiese befand sich ein Maisacker, dessen Düngung erst 1993 eingestellt worden ist. Erst nach Einstellung der Düngung sank der Phosphatgehalt des Bodens der Niedermoorwiese von 1994 mit 21,5µg P/gTS auf 5,3 µg P/gTS im Jahre 1999.

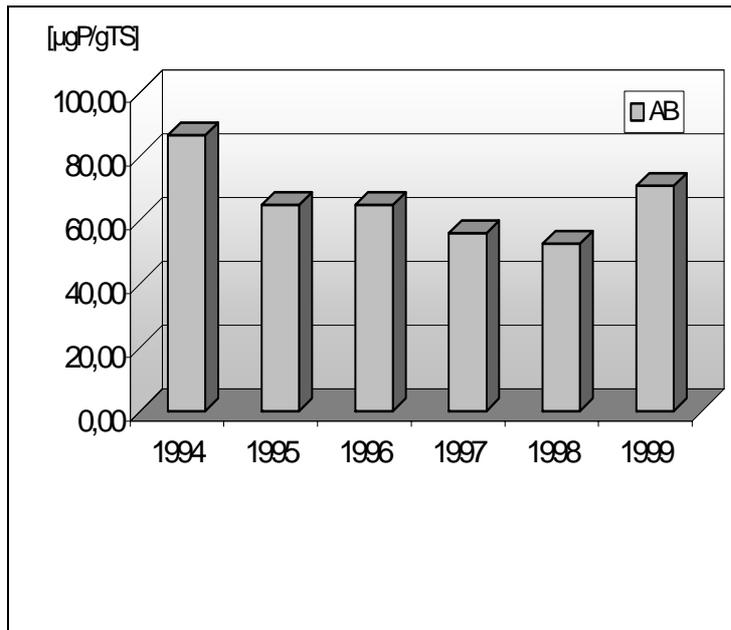


ABBILDUNG 36: PHOSPHATGEHALTE IM ÄCKERBODEN

Wie stark die landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Phosphat gedüngt werden, zeigt der Standort Ackerboden am Baccumer Bruch (Abb. 36). Obwohl es an diesem Standort kaum organische Substanz und damit auch kaum natürliche Umsetzungen von Phosphaten gibt, ist der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat hier am höchsten. Der Gehalt liegt seit 1994 immer über 50µg P/gTS. Diese hohen Konzentrationen sind nur durch häufiges Düngen innerhalb des Bodens zu erreichen.

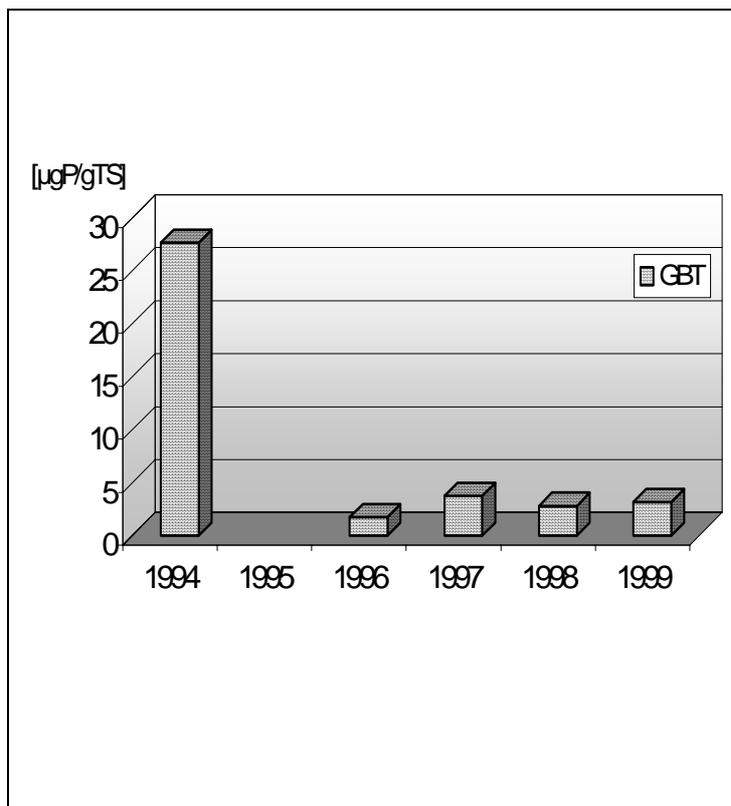


ABBILDUNG 37: PHOSPHATGEHALTE AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Am Großen Brögberner Teich ist das ortho-Phosphat durch die Baumaßnahmen mit dem alten Boden entfernt worden (Abb. 37). Seitdem sind hier geringe Mengen an Phosphat durch die Mineralisation von organischem Material zu finden. Die höchsten Konzentrationen wurden seit der Entstehung 1997 gemessen. Das ist eine Folge der Mineralisation der 1996 abgesunkenen und stark phosphorhaltigen Algen. Das seitdem keine höheren Konzentrationen sondern eine Reduzierung der Phosphatgehalte festgestellt wurde, liegt daran, daß das lösliche Eisen(II)Phosphat als unlösliches Eisen(III)Phosphat sedimentiert wird.

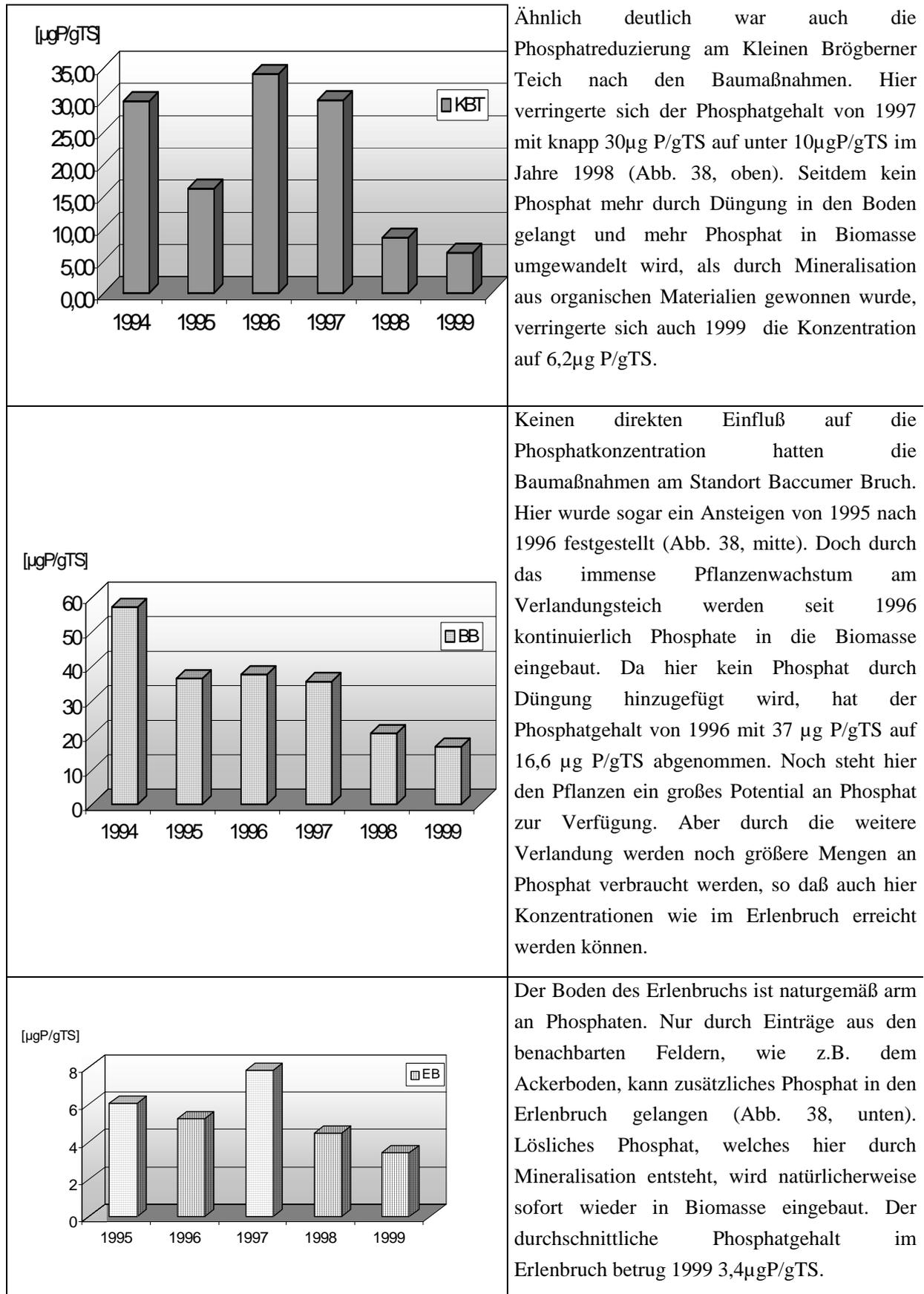


ABBILDUNG 38: PHOSPHATGEHALT AM KBT, BB UND EB

3.1.3.2 Ammonium

Bei den pflanzenverfügbaren Nährstoffen finden sich weiterhin die höchsten Gehalte an Ammonium im Boden des Erlenbruchs und der Niedermoorwiese (Abb. 39). Das einfach positiv geladene Ammonium wird in den Humusanteilen des Bodens gebunden und kann so nicht so schnell ins Grundwasser gelangen. Somit steht hier den Pflanzen immer ein ausreichender Pool zur Verfügung, der aber keine Auswirkungen auf das Grundwasser hat. Im Gegensatz zu den Ackerstandorten wird das Ammonium auch nicht so stark zu Nitrat oxidiert, da gerade auch am Standort Erlenbruch reduzierende Verhältnisse vorliegen. Durch das Wiedervernässen des Baccumer Bruchs wird das Ammonium nicht mehr in so großen Mengen zu Nitrat oxidiert. Diese Tendenz kann man auch an den Grundwassermeßwerten erkennen. Dort gab es einen nur geringen Nitrat- und Ammoniumanstieg in den letzten drei Jahren.

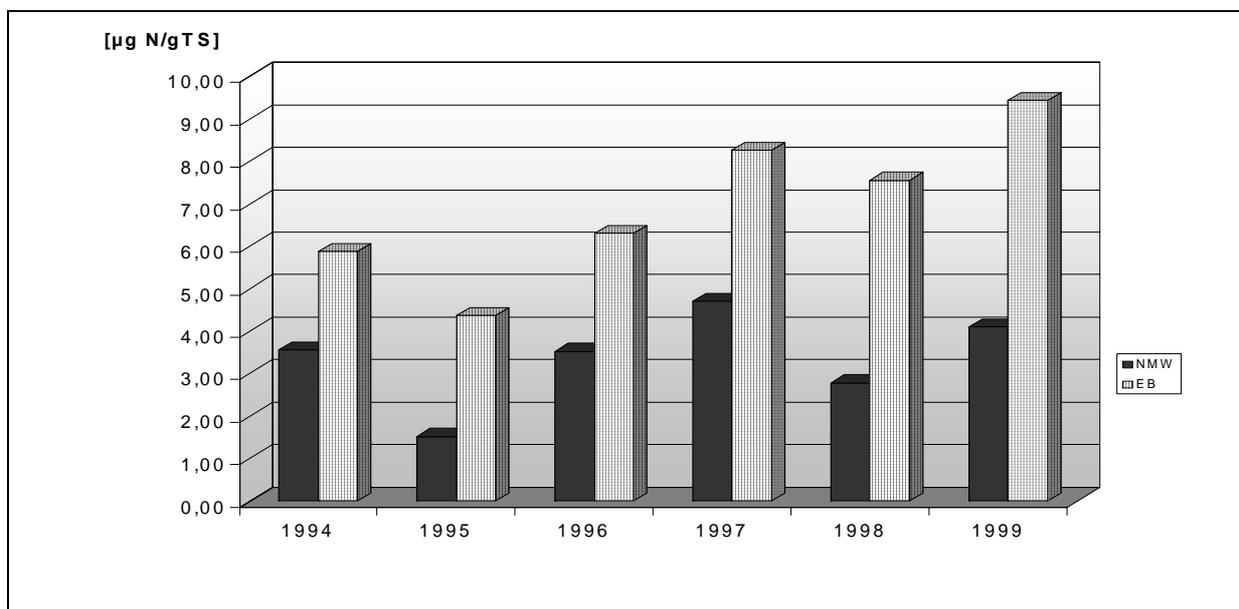


ABBILDUNG 39: DURCHSCHNITTLICHE NH_4^+ - KONZENTRATIONEN AN DEN STANDORTEN EB UND NMW

Die Belastung des Ökosystems durch Überdüngung der Ackerböden wird gerade in den Jahren 1995, 1997 und 1999 deutlich (Abb. 40). Diese extrem hohen Werte im Gegensatz zu den anderen Standorten mit geringmächtiger organischer Auflage stammen aus den Düngungen im Frühjahr der entsprechenden Jahre.

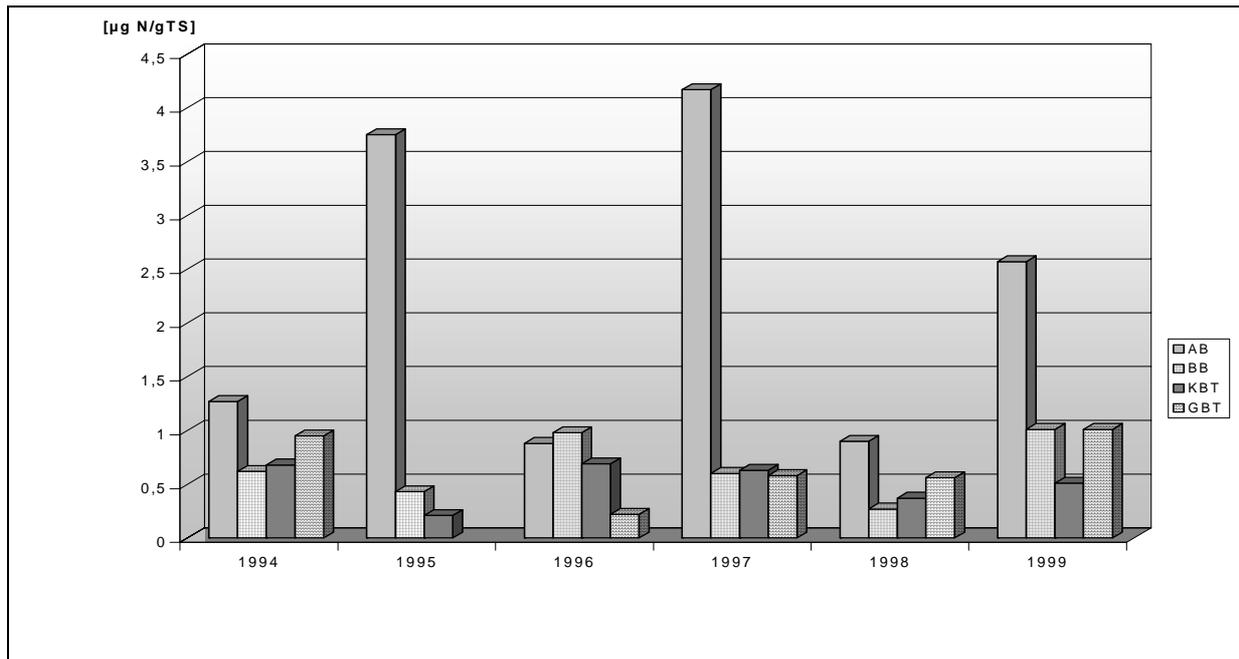


ABBILDUNG 40: DURCHSCHNITTLICHE NH_4^+ -KONZENTRATIONEN AN DEN STANDORTEN AB, BB, KBT, GBT

Als Beispiel werden die Meßwerte von Ammonium an den Standorten Ackerboden und Baccumer Bruch in den Jahre 1995,1996 und 1999 dargestellt (Abb. 41). In den kalten Monaten Januar bis April findet noch kein Pflanzenwachstum statt. Bakterien können aber schon bei geringen Temperaturen und auch ohne Sonnenlicht mineralisieren. Deshalb sieht man auch einen Anstieg des Ammoniums im Baccumer Bruch und auch am Ackerboden von Februar bis zum April. Der wesentlich stärkere Anstieg am Baccumer Bruch ist auf die größere Menge an organischer Substanz und der höheren mikrobiellen Aktivität zurückzuführen. Während der Wachstumsphase der Pflanzen von April bis Juli nehmen die Ammoniumwerte wieder ab. Von da an wird wieder mehr Ammonium mineralisiert, als von den Pflanzen aufgenommen werden kann, so daß die Konzentrationen zum September wieder ansteigen.

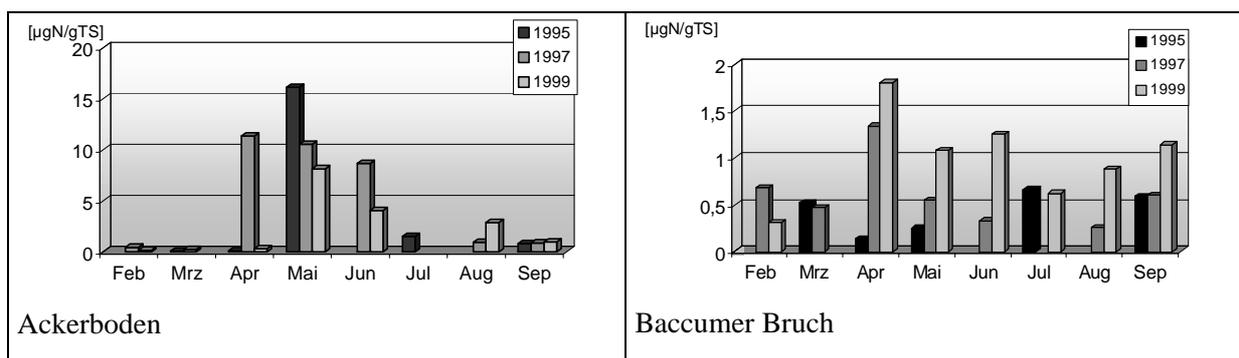


ABBILDUNG 41: NH_4^+ -KONZENTRATIONEN IM ACKERBODEN UND IM BACCUMER BRUCH 1995, 1997 UND 1999

In den Monaten April bis Juni sind am Ackerboden mit ca. $10\mu\text{gN/gTS}$ extrem hohe Konzentrationen an Ammonium gemessen worden. Durch den sprunghaften Anstieg der Konzentrationen von März zum Mai bzw. April zum Juni kann eindeutig von einer erst kürzlich erfolgten Düngung ausgegangen werden. Da die Nährstoffe durch Regen schnell aus dem Sandboden ausgewaschen werden, verringern

sich die Konzentrationen nach Ausbleiben der Düngung. Die Konzentrationen fallen aber nicht mehr so sprunghaft ab, wie noch 1995. Durch die Verringerung des Redoxpotentials wird Ammonium nicht mehr so schnell in Nitrat umgewandelt wie noch vor zwei Jahren. Da das Ammonium nicht so flüchtig ist wie das Nitrat, ist der Effekt der Auswaschung nicht so stark. Aber auch die Adsorption für Ammonium ist in diesen Sandböden begrenzt. Daher kann davon ausgegangen werden, daß ein Großteil des Ammoniuns, welches von Mai zum Juni verschwunden ist, direkt ins Grundwasser gelangt ist.

Wie Phosphat ist Ammonium ein wichtiger Pflanzennährstoff. Aber für viele Pflanzen wirkt sich Ammonium in extrem hohen Konzentrationen nachteilig auf das Wachstum aus. Mais dagegen ist eine sehr ammoniumverträgliche Pflanze. Wenn im Frühjahr die Äcker mit Gülle gedüngt werden, steigen die Ammoniumgehalte so stark an, daß ausschließlich der Mais in der Lage ist, gut auf dem Boden zu wachsen. Dies ist ein Grund dafür, warum auf 70% der Ackerfläche des Untersuchungsgebietes Mais angebaut wird.

3.1.3.3 Nitrat:

Nitrat ist aufgrund der Belastung des Trinkwassers der wohl erste Grund dafür gewesen, daß die Landwirtschaft in den Mittelpunkt der Umwelt- und Naturschutzdiskussion gerückt ist. Die Düngung der Felder mit Gülle sorgt auch immer für eine Anreicherung an Nitrat im Grundwasser. Dabei ist auch für die Landwirte die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat ein Verlustgeschäft, da Nitrat wesentlich leichter aus dem Boden gewaschen wird. Wie auch schon bei dem Ammonium zeigen sich die höchsten Konzentrationen an Nitrat im Ackerboden (Abb. 42).

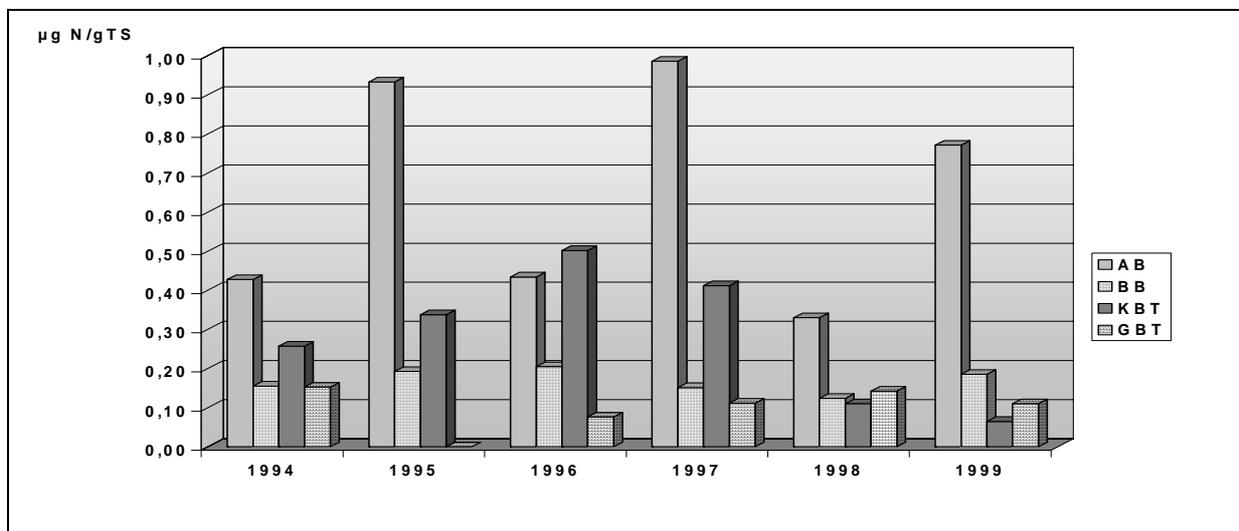
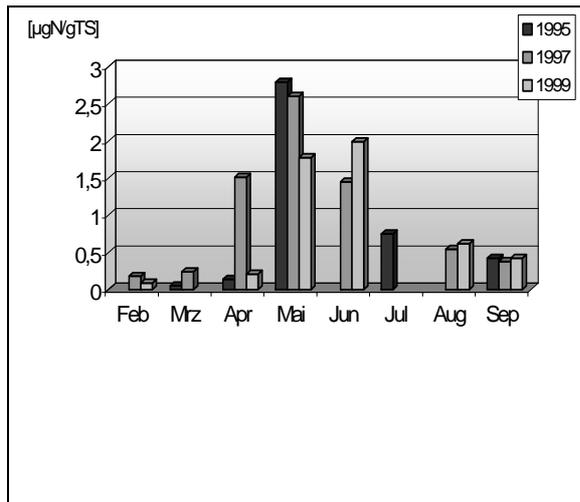


ABBILDUNG 42: DURCHSCHNITTLICHE NO_3^- -KONZENTRATIONEN AN DEN PROBENAHMESTANDORTEN AB, BB, KBT, GBT



Diese sind eindeutig auf die Düngungen mit Gülle zurückzuführen. Wie die nebenstehende Abb. 43 zeigt, treten die hohen Konzentrationen an Nitrat genau zu den selben Zeitpunkten auf, wie die hohen Ammoniumkonzentrationen. Da gerade im Ackerboden fast ein reiner Sandboden vorherrscht, gelangt das Nitrat bei Regenereignissen ins Grundwasser oder den Schillingmanngraben. Das Nitrat wird so lange durch Nitrifikation nachgebildet, bis kein Ammonium mehr vorhanden ist, da dieser Boden sehr gut durchlüftet ist.

ABBILDUNG 43: NO_3^- -KONZENTRATIONEN IM ACKERBODEN 1995, 1997 UND 1999

Bei den pflanzenverfügbaren Nährstoffen finden sich wie beim Ammonium auch hohe Konzentrationen an Nitrat im Boden des Erlenbruchs und der Niedermoorwiese (Abb. 44).

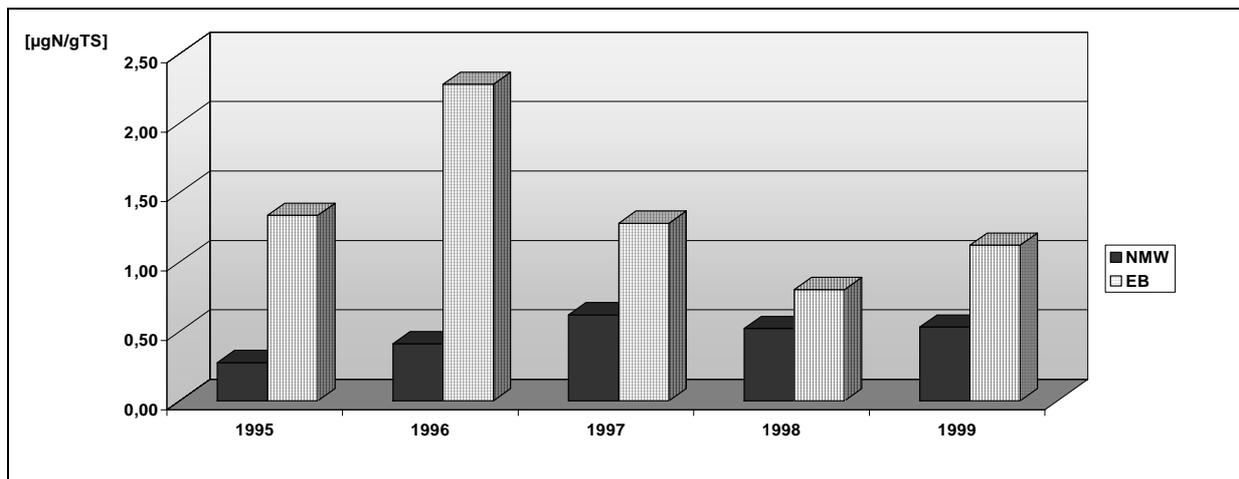


ABBILDUNG 44: DURCHSCHNITTliche NO_3^- -KONZENTRATIONEN AN DEN PROBEHAHMESTANDORTEN EB, NMW

Entgegen den deutlichen angestiegenen Konzentrationen an Ammonium, hat der Gehalt an Nitrat im Erlenbruch abgenommen. Durch den höheren Wasserstand sind die Nitrifikationsraten zurückgegangen. Das Nitrat wird in den mächtigeren Humusschichten länger aufgehalten als in den Sandschichten der Ackerböden. Daher werden in der Niedermoorwiese und im Erlenbruch größere Konzentrationen gemessen, die aber nur in geringen Anteilen ins Grundwasser gelangen.

3.1.4 Die bodenmikrobiologische Situation

Mikroorganismen sind die ältesten Bewohner unserer Erde. Sie haben sich jeden Lebensraum erobert und sind deswegen überall zu finden, ob in der Antarktis oder in der Wüste. Sie können sich durch die Luft verbreiten, sorgen für die Reinigung der Gewässer und sind am häufigsten in den Böden zu finden. Hier sorgen sie für die Umwandlung, der Mineralisierung, der abgestorbenen organischen Masse. Sie sind durch den Abbau der organischen Substanz dafür verantwortlich, wieviel Nährstoffe

den Pflanzen zur Verfügung stehen. In den sauerstoffarmen, sauren Niedermoorböden finden sich einige Spezialisten, meistens Anaerobier, die dafür in großen Mengen vorkommen. Aber selbst sie sind nicht in der Lage gewesen, die anfallenden Mengen an abgestorbenen Pflanzen vollständig abzubauen. So bildete sich im Laufe der Jahrhunderte eine mächtige Torfschicht. Durch das Tiefpflügen und Entwässern der Moore sind diese Torfschichten anderen Bakterien, den Aerobiern, preisgegeben. Sie sorgen für einen schnelleren Abbau des eigentlich schwer abbaubaren Humuses. Weiterhin wird in den anaeroben Böden zum großen Teil Denitrifikation betrieben, während in den sauerstoffreichen, gepflügten Böden Nitrifikation vorherrscht. Einige Mikroorganismen sind sogar in der Lage Sporen zu bilden, die über 50 Jahre überleben können. Aus diesem Grund besteht die Möglichkeit, daß sich durch die Baumaßnahmen eine Veränderung zugunsten der ehemaligen Population im Untersuchungsgebiet verschoben hat. Aus Zeitgründen konnten aber keine Einzelbestimmungen von Bakterien und Pilzen durchgeführt werden. Weil die Mikroorganismen einen so großen Einfluß auf das Vorhandensein bzw. auf das Freisetzen von Nährstoffen haben, sind ihre Aktivitäten ein Maß für das Regulationspotential der Böden. Aus diesem Grund wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt, um die mikrobielle Aktivität zu bestimmen. Diese wurden u.a. durchgeführt, da die Einzelmethoden im Vergleich oft starke Unterschiede aufzeigen [75]. Eine Standardmethode zur Quantifizierung mikrobieller Biomasse in allen Böden ist aufgrund der unterschiedlichen Bodeneigenschaften, des unterschiedlichen physiologischen Zustandes mikrobieller Populationen und der verschiedenen Versuchsbedingungen nicht anwendbar [76]. Neben den direkten Messungen zur mikrobiellen Biomasse, kann man auch indirekt über die Messung der Denitrifikation eine Einschätzung der mikrobiellen Biomasse erhalten, da enge Beziehungen zwischen der Denitrifikation und der mikrobiellen Biomasse gefunden wurden [77]. Diese gilt aber auch nur für Böden, die nicht zu trocken und in denen ein Großteil des vorhandenen Bodensauerstoffes veratmet wird [78].

Aufgezeigt werden die Ergebnisse der Jahre 1995, 1997 und 1999, da innerhalb dieser Jahre alle Baumaßnahmen durchgeführt worden sind und die Entwicklung der mikrobiologischen Situation deutlich wird.

3.1.4.1 Mikrobielle Bestimmungen am Standort Baccumer Bruch

Bis zum September 1995 befand sich der Probenahmeort an einer intensiv genutzten Schafweide. Im Herbst begannen die Umbaumaßnahmen, ein Teich wurde genau an dem ehemaligen Probenahmeort angelegt, so daß dieser um einige Meter dichter an den nördlichen Erlenbruch verlegt wurde und sich damit genau in der Sukzessionsfläche zwischen dem Teich und dem Bruch befand. Durch den Abtrag des Oberbodens entstand ein Rohboden aus Feinsanden ohne Aussaat oder Anpflanzungen. Durch den erhöhten Grundwasserspiegel bildete sich ein feuchter bis nasser Standort, der teilweise sogar überflutet ist. Obgleich ein Teil des fruchtbaren Oberbodens entfernt worden ist, kann man keine nachteiligen Veränderungen des Bodens mit Hilfe der mikrobiellen Bestimmungen feststellen. Bei allen Bestimmungen kann man einen Aufbau der mikrobiellen Biomasse und der Aktivitäten zum Sommer, und eine Abnahme zum Winter hin erkennen. Außer im November 1999. Da waren sowohl die mikrobielle Biomasse-C, als auch die mikrobiellen Aktivitäten höher als im Vormonat. Dies ist auf

den vergleichsweise milden November zurückzuführen, dessen Wärmeschub noch zu einer Steigerung der Aktivitäten führte (Abb. 45).

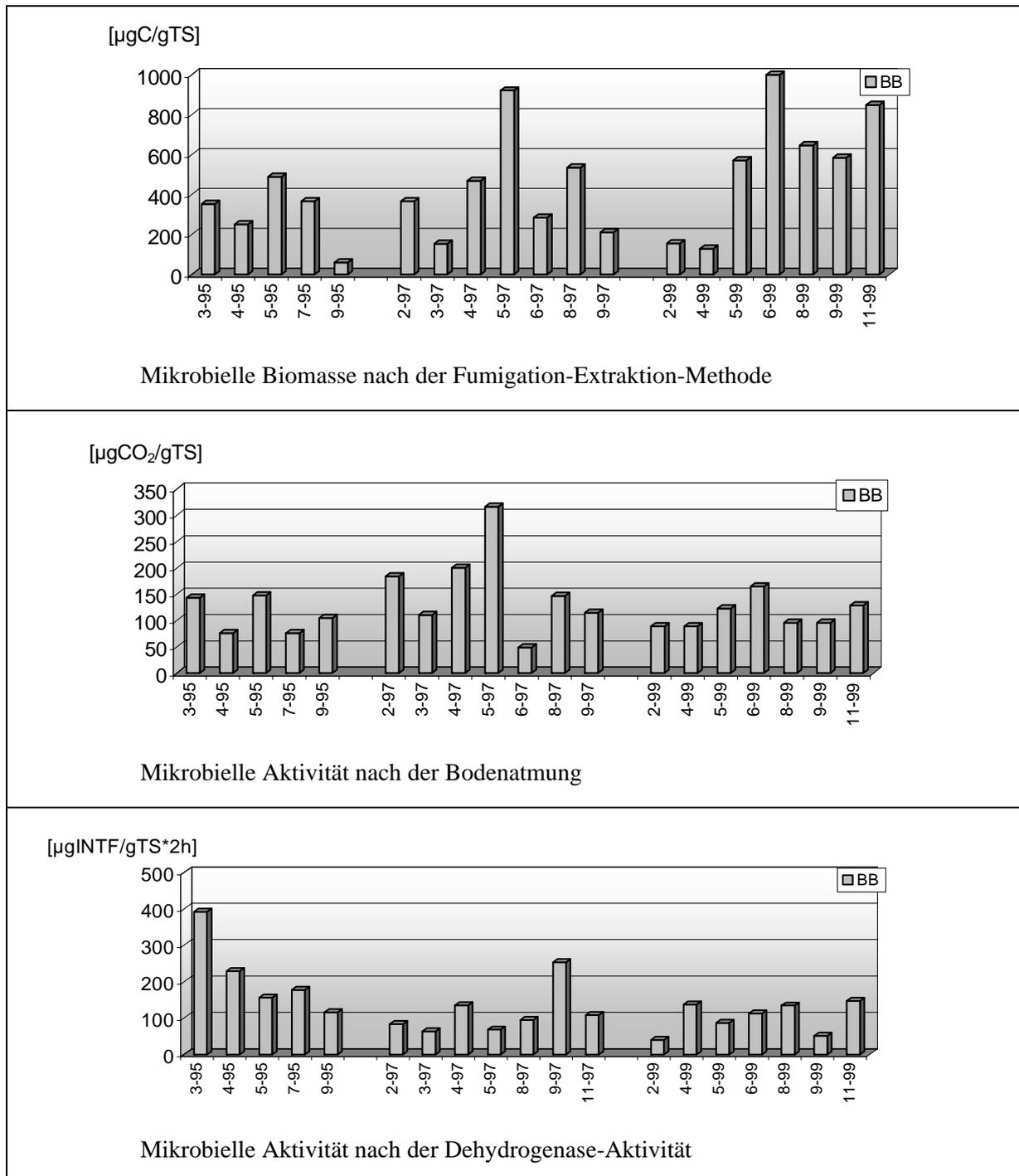


ABBILDUNG 45: MIKROBIELLE BESTIMMUNGEN AM STANDORT BACCUMER BRUCH

Die mikrobielle Biomasse nahm nach den Baumaßnahmen am Baccumer Bruch zu. Dies ist auf die stärkeren Aktivitäten der aeroben Bakterien zurückzuführen, die durch die gute Belüftung und die Mobilisierung von Substraten durch die Umbaumaßnahmen begünstigt wurden. Daher konnte 1997 eine hohe mikrobielle Aktivität mittels der Bodenatmung festgestellt werden. Durch die langsame Veränderung des aeroben zu einem häufig anaeroben Standort, nahm die Anzahl der anaeroben Bakterien zu. Die mikrobielle Aktivität der Bodenatmung ging 1999 zurück, obwohl die

Dehydrogenase-Aktivität gleich blieb. Diese Ergebnisse zeigen, daß der Standort auch auf mikrobieller Ebene einen Wechsel vollzogen hat, der sich durch den starken Bewuchs mit Erlen und der größer werdenden organischen Substanz (Abb. 30) abgezeichnet hat. In einigen Jahrzehnten könnte hier wie im Bruch selbst eine starke humose Schicht mit enormer mikrobieller Aktivität entstanden sein.

3.1.4.2 Die mikrobielle Aktivität am Standort Großer Brögberner Teich

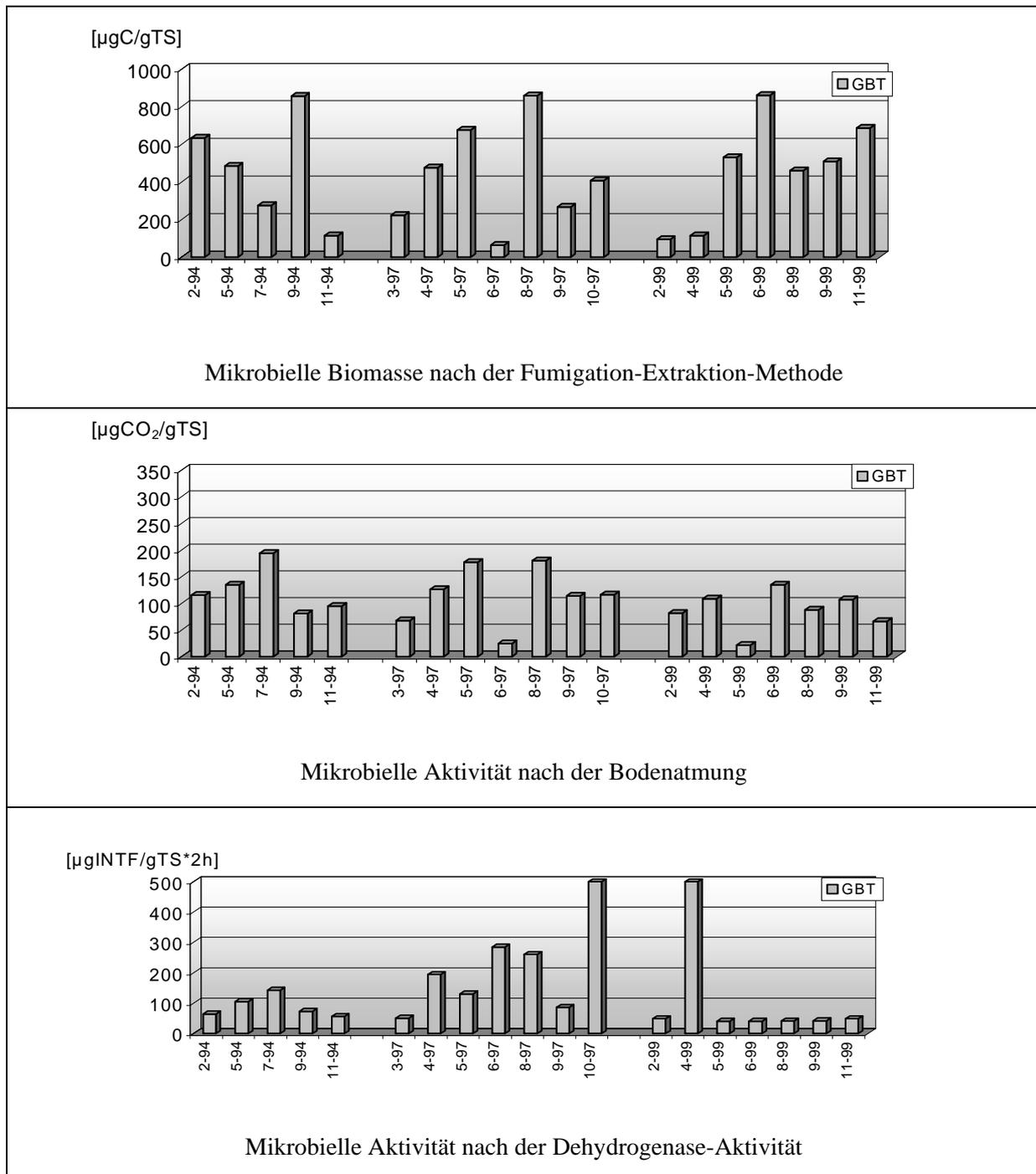


ABBILDUNG 46: MIKROBIELLE BESTIMMUNGEN AM STANDORT GROßER BRÖGBERNER TEICH 1995, 1997 UND 1999

Bis zum Januar 1995 befand sich der Probenahmeort im westlichen Teil des Großen Brögberner Teiches auf einer intensiv genutzten Rinderweide. Auf dem nördlichen Teil wurde Mais angebaut. An dieser Stelle wurde der Boden vollkommen ausgehoben. Es entstand der Großer Brögberner Teich in seiner jetzigen Form. Der Probenahmeort befand sich nun im Denitrifikationsbecken, 10m südlich der beiden kleinen Teiche. Auch hier befand sich nur ein Rohboden aus Feinsand. Die organische Auflage betrug nur knapp ein Prozent. Der Probenahmeort im Denitrifikationsbecken ist ein feuchter, meistens überfluteter Standort, auf dem lange Zeit keine Pflanzen wuchsen. Weil die Baumaßnahmen am Großen Brögberner Teich schon 1995 begannen, werden hier die Ergebnisse aus 1994 statt aus 1995 dargestellt (Abb. 46). Wie auch schon bei dem Baccumer Bruch kann man an der mikrobiellen Biomasse und den Aktivitätsbestimmungen gut die jahreszeitlich bedingten Höhen und Tiefen der mikrobiellen Aktivität erkennen. Im Gegensatz zum Baccumer Bruch kann man nicht nur eine Stagnation der Aktivitäten nach den Baumaßnahmen erkennen, sondern es kam sogar zu einer Steigerung. Hierfür dürften zweifelsfrei die fakultativ anaeroben Denitrifikanten gesorgt haben, da die Aktivität der Bodenatmung kaum, die der Dehydrogenase-Aktivität aber stark zugenommen hat.

Während die mikrobielle Biomasse 1999 sich im Jahresdurchschnitt zu 1997 noch vergrößerte, gingen sowohl die Bodenatmung als auch die Dehydrogenase-Aktivität zurück. Wie auch am Baccumer Bruch, kann der Rückgang der Bodenatmung mit dem fortsetzenden Wechsel vom aeroben zum anaeroben Standort erklärt werden, während die niedrigen Dehydrogenase-Aktivitäten nach dem so starken Monat April abschließend nicht geklärt werden können.

3.1.4.3 Mikrobielle Aktivität am Standort Kleiner Brögberner Teich

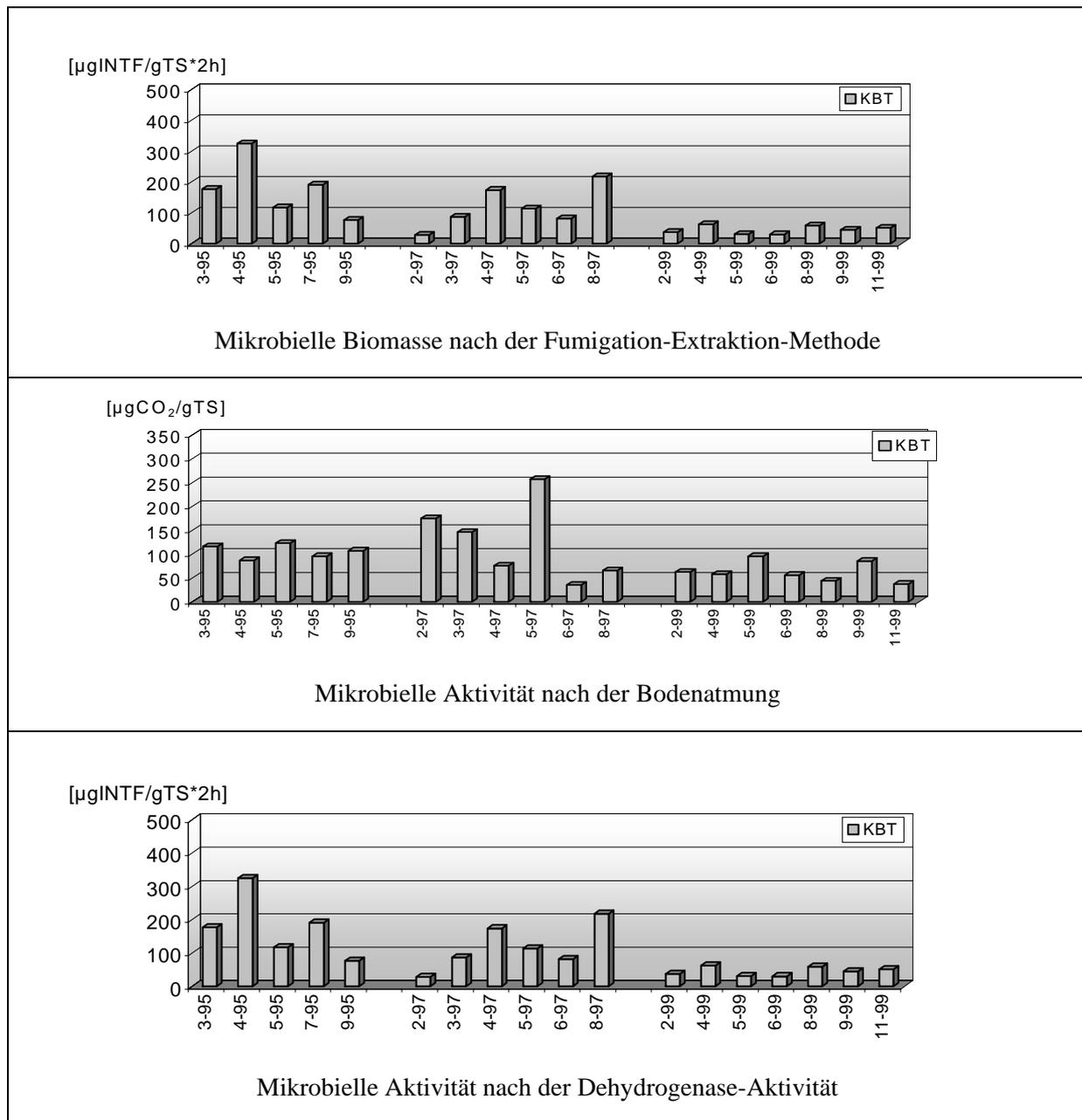


ABBILDUNG 47: MIKROBIELLE BESTIMMUNGEN AM STANDORT KLEINER BRÖGBERNER TEICH 1995, 1997 UND 1999

Der Kleine Brögberner Teich war vor den Maßnahmen ein Maisacker mit hoher organischer Auflage von über vier Prozent. Nach den Baumaßnahmen im Winter 1997 entstand ein Rohboden aus Feinsanden mit sehr geringer organischer Auflage. Wie man an den Ergebnissen aus der Abb. 47 schließen kann, sind an diesem Standort die mikrobiellen Aktivitäten zurückgegangen.

Die aber stark steigende mikrobielle Biomasse-C und der milde Winter von 1999 lassen auf Aktivitätssteigerungen in den nächsten Jahren hoffen. Da dieser Standort sowohl trockene, als auch feuchte bis nasse Gebiete beherbergt, werden hier viele aerobe wie auch anaerobe Bakterien für eine Aktivitätssteigerung sorgen.

3.1.4.4 Die mikrobielle Aktivität am Standort Ackerboden

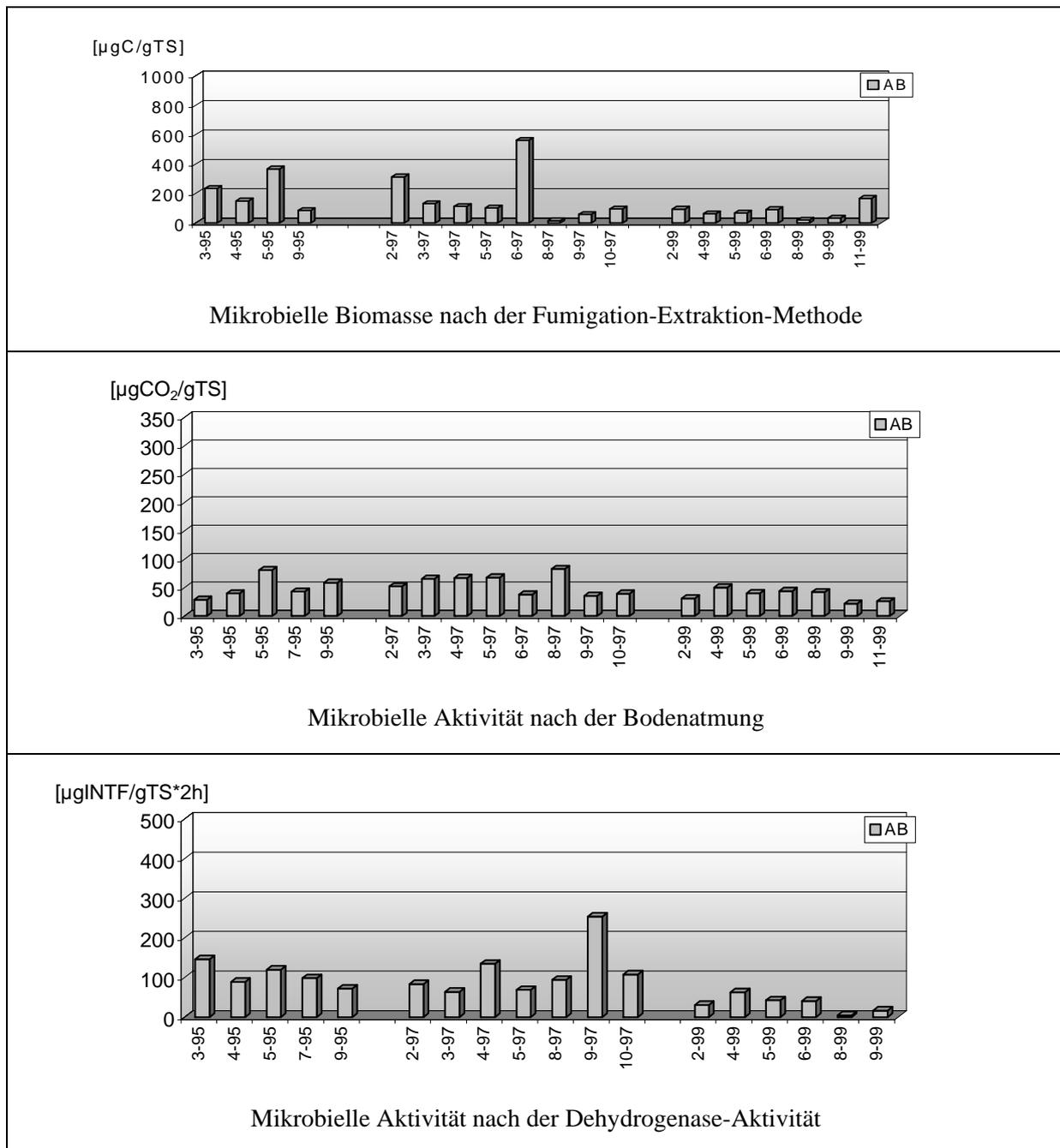


ABBILDUNG 48: MIKROBIELLE BESTIMMUNGEN AM STANDORT ACKERBODEN 1995, 1997 UND 1999

Der Ackerboden wird alternierend mit Kartoffeln oder mit Mais bepflanzt. Da er auch weiterhin als landwirtschaftlich genutzte Fläche zur Verfügung steht, diente er dem Projekt als Vergleichsstandort. Dieser Ackerboden besitzt eine Auflage mit geringem und regelmäßig abnehmendem organischen Gehalt.

Da der Ackerboden jährlich intensiv genutzt wird, verliert er im Laufe der Jahre trotz der Gülledüngung immer mehr an organischer Auflage. Wie in Abb. 48 sehr gut zu erkennen ist, ist sowohl ein Rückgang der mikrobiellen Biomasse, als auch bei den Aktivitätsbestimmungen über die fünf Jahre zu erkennen. Erstaunlich ist der Rückgang der Bodenatmung. Da dieser Standort ein oft

durchpflügter und damit gut belüfteter Boden ohne Staunässe ist, sollten sich die aeroben Bakterien hier stark vermehren. Doch die mangelnde organische Substanz und der stets sehr geringe Wassergehalt lassen eine Aktivitätssteigerung nicht zu. Da eine weitere Abnahme der organischen Substanz kaum mehr möglich ist, haben auch die Aktivitäten der Bakterien ihr Minimum erreicht. Bei allen drei Bestimmungen ist dieser Standort im Gegensatz zu den anderen, der mit der geringsten Aktivität. Eine Verbesserung ist auch in Zukunft nicht zu erwarten, da der Boden auch weiterhin intensiv genutzt wird. Um den Nutzpflanzen ein Wachstum zu ermöglichen, muß hier gedüngt werden.

3.1.4.5 Die mikrobiellen Aktivitäten der Standorte Niedermoorwiese und Erlenbruch

Die letzten beiden Standorte Erlenbruch und Niedermoorwiese wurden seit 1995 abwechselnd beprobt. Der Standort Erlenbruch wurde 1994 mit in das Beprobungssystem aufgenommen, da am Großen Brögberner Teich keine Proben genommen werden konnten und da sich zeigte, daß mit diesem Standort die Lücke zum naturnahen Erlenbruch geschlossen werden konnte.

Bis zum Winter 1991 wurde die Niedermoorwiese als Weide intensiv genutzt. Seitdem ist sie eine Null-Nutzungsfläche, die jährlich gemäht wird. Sie hat einen Niedermoorboden mit relativ hohem organischen Gehalt. Es ist ein feuchter bis frischer Standort. Als einzige Baumaßnahmen wurde 1993 ein Entwässerungsgraben aufgeweitet und seine Böschungen abgeflacht, um den Wasserstand der Wiese zu erhöhen. Eine Steinschüttung im Bereich seiner Mündung in den Hauptgraben sorgt für einen leichten Anstau des Wasserspiegels. Angrenzende kleinere Entwässerungsmulden wurden verfüllt.

Das Baccumer Bruch besitzt eine Bodenaufgabe von über 70% organischer Substanz. Durch die Trockenlegung wird diese Auflage aber wesentlich schneller durch aerobe Bakterien abgebaut, als neue entsteht. Um die fortschreitende Mineralisation des Bruchs bzw. des Niedermoorbodens aufzuhalten, ist eine umfangreiche Wiedervernässung im Baccumer Bruch durchgeführt worden. 1995 wurde als erste Renaturierungsmaßnahme der Hauptentwässerungsgraben des rund 37 Hektar großen Areals zugeschüttet und der Graben aufgeweitet. Die landwirtschaftlichen Flächen außerhalb des Bruchs werden aber weiterhin entwässert. Das Grundwasser im Bruch konnte jedoch von jetzt an höher aufgestaut werden.

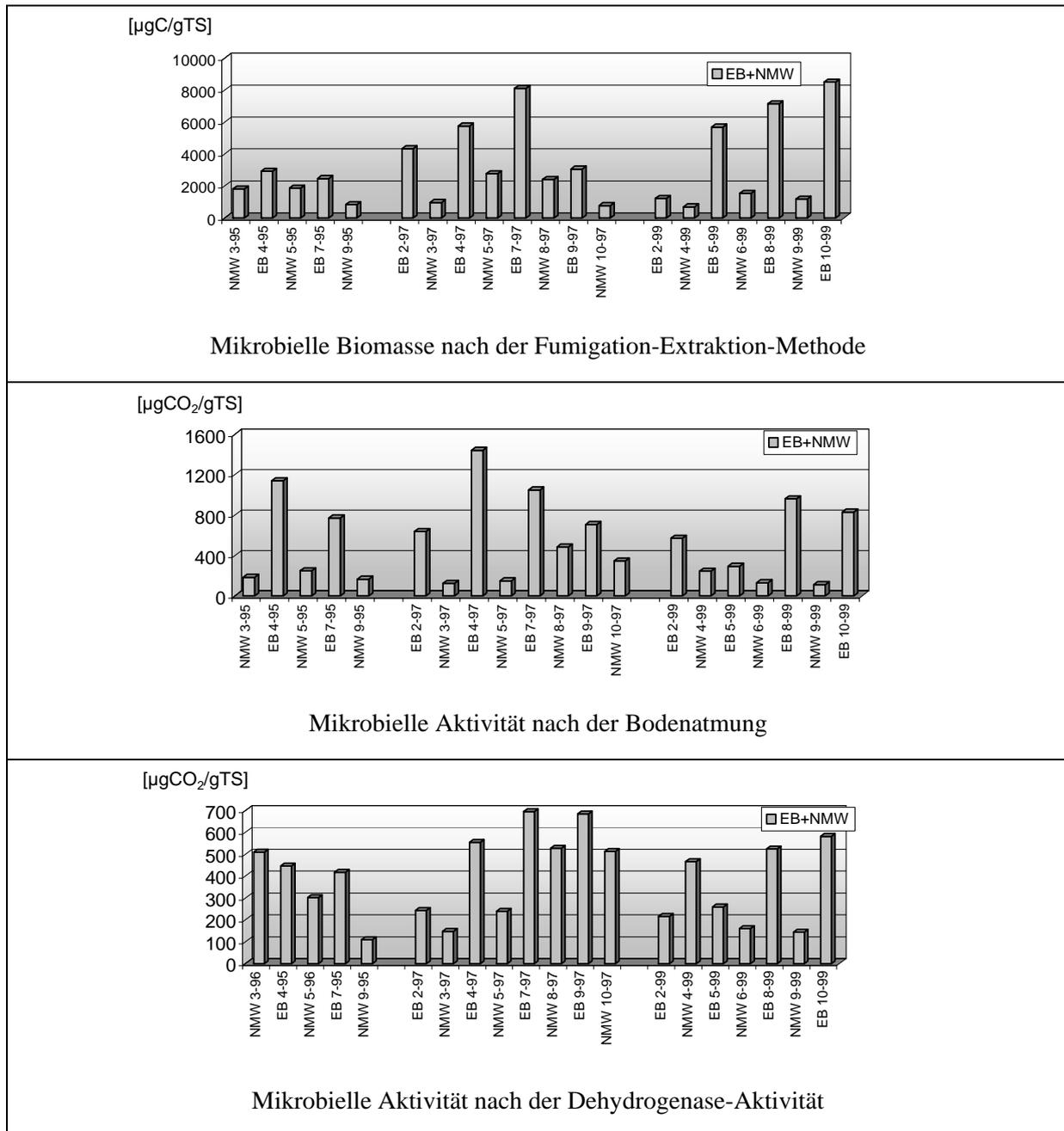


ABBILDUNG 49: MIKROBIELLE BESTIMMUNGEN AN DEN STANDORTEN ERLENBRUCH UND NIEDERMOORWIESE 1995, 1997 UND 1999

Aufgrund ihrer mächtigen organischen Auflage und des höheren Wassergehaltes sind auch wesentlich mehr Mikroorganismen in diesen Böden enthalten, als in allen vorangegangenen. Die Entwicklung der beiden naturnahen Böden im Bereich der mikrobiellen Aktivität ist aber unterschiedlich. Während die mikrobielle Biomasse im Erlenbruch seit 1995 zunahm (Abb. 49), wurde die an der Niedermoorwiese etwas geringer. Dabei ist deutlich zu sehen, daß gerade die Aktivität der aeroben Bakterien zurückging. Dabei ist der Rückgang der Bodenatmung im Boden der Niedermoorwiese aber größer, als der im Erlenbruch. Die gemessene Dehydrogenase-Aktivität zeigt auch, daß die gesamt gemessene Aktivität von aeroben und anaeroben Bakterien in der Niedermoorwiese aber leicht zurückging, während sie im Erlenbruch anstieg. Es kann davon ausgegangen werden, daß sowohl im Erlenbruch, als auch in der Niedermoorwiese die Nitrifikation zurückgedrängt worden ist. Im Erlenbruch ist

allerdings die Aktivität der anaeroben Bakterien erheblich gesteigert worden, was an der Niedermoorwiese noch nicht zugetroffen ist.

3.1.4.6 Vergleich der mikrobiellen Aktivitäten der verschiedenen Standorte untereinander

Wie aktiv die Mikroorganismen im Boden sind, hängt von vielen verschiedenen Parametern ab. Natürlicherweise ist in Böden mit großer organischer Auflage das Nahrungsangebot für die Mikroorganismen wesentlich größer und vielfältiger als in den kargen Sandböden. Der Wassergehalt und die Ionenaustauschfähigkeit der Böden im Untersuchungsgebiet hängt wesentlich vom Humusgehalt ab, da in ihnen kaum Ton zu finden ist. Daher ist es nicht verwunderlich, daß die Reihenfolge der mikrobiellen Aktivität vor den Maßnahmen in der Reihenfolge ihres Humusgehaltes

Erlenbruch ➤ Niedermoorwiese ➤ Kleiner Brögberner Teich ➤ Baccumer Bruch ≅ Großer Brögberner Teich ➤ Ackerboden

abnahm.

Durch die Baumaßnahmen gab es allerdings eine Umstellung der Aktivität. Da sowohl Erlenbruch als auch Niedermoorwiese ihre mächtigen organischen Gehalte behielten, sind sie auch nach den Baumaßnahmen noch am stärksten aktiv. An allen anderen Standorten fielen die Maßnahmen auch für die mikrobielle Entwicklung deutlicher ins Gewicht.

Am Großen Brögberner Teich ist zwar die organische Auflage fast vollständig weggenommen worden, doch wurden hier gleich ein Jahr nach den Maßnahmen wieder starke Aktivitäten gemessen (Abb. 50). Das ist darauf zurückzuführen, daß an diesem Standort Mineralisierer und Anaerobier aufgrund der verschiedenen Wasserstände sowohl gleichzeitig als auch nacheinander existieren können. Große Differenzen bei den organischen Gehalten innerhalb eines Jahres belegen dies. Die anfallende organische Masse wird relativ schnell abgebaut und den stark wachsenden Pflanzen zur Verfügung gestellt. Obwohl die organische Substanz im Durchschnitt nur von ein Prozent auf 1,5 Prozent angestiegen ist, ist die mikrobielle Biomasse-C schon auf dem Stand wie vor den Baumaßnahmen. Ähnlich wie am Großen Brögberner Teich verhält sich die Aktivität am Baccumer Bruch. Wie man Abb. 50 gut erkennen kann, ist trotz des Abtragens von ca. 50% der organischen Substanz des Oberbodens die Aktivität der Bakterien verstärkt worden. Diese Aktivitätssteigerung ist u.a. eine Folge des höheren Grundwasserspiegels und der schnell wachsenden Erlen im Sukzessionsgebiet.

Aufgrund des starken Pflanzenwachstums konnte sich hier, im Gegensatz zum Großen Brögberner Teich, ein größerer Gehalt an organischer Substanz bilden. Aber auch an diesem Standort sind die Schwankungen des organischen Gehaltes noch sehr groß. Trotzdem kann man gut erkennen, daß sowohl organische Substanz, als auch die Biomasse-C schon nach drei Jahren auf dem Stand wie vor den Baumaßnahmen ist.

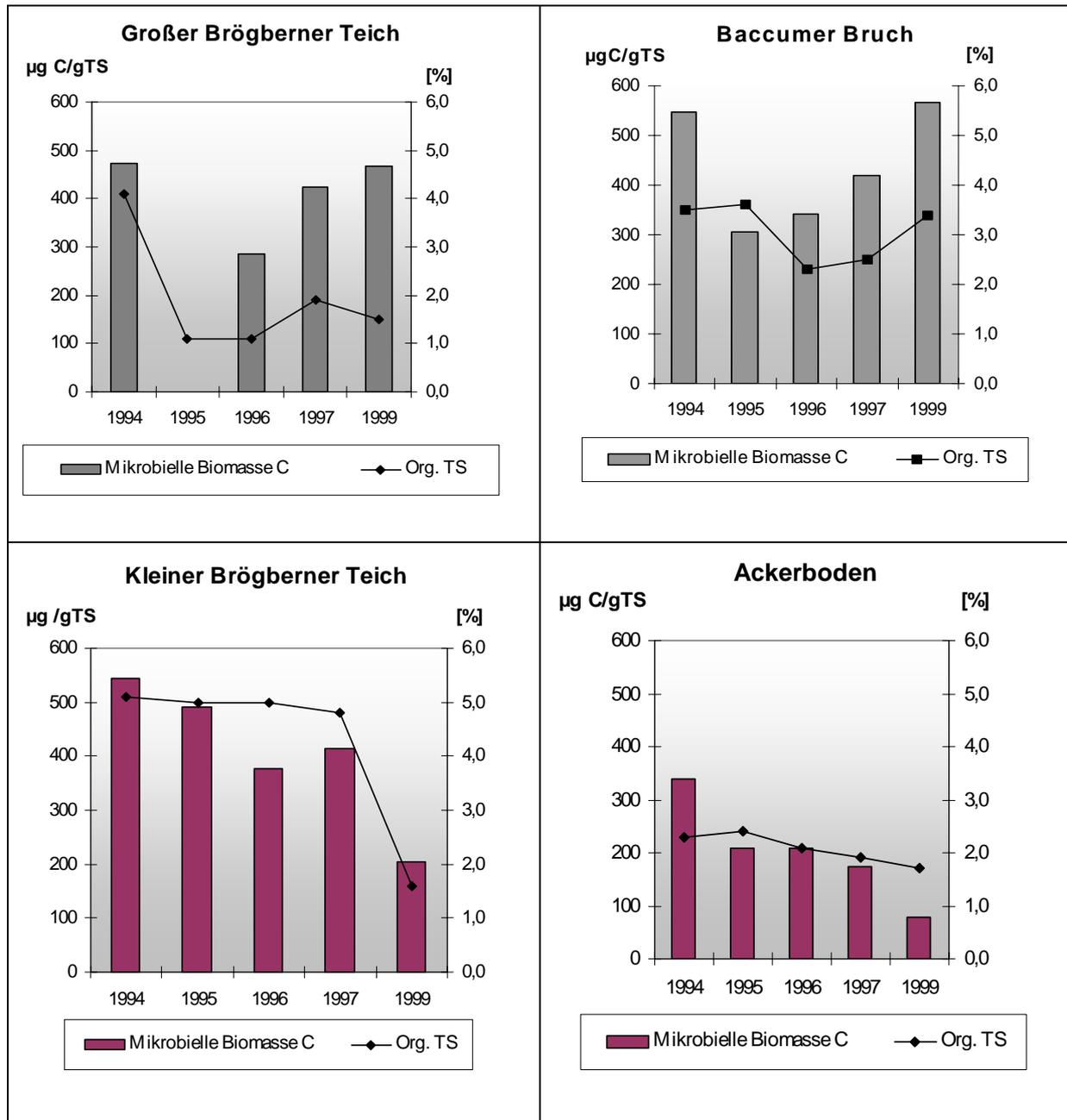


ABBILDUNG 50: VERGLEICH VON MIKROBIELLER BIOMASSE-C UND ORGANISCHER TROCKENSUBSTANZ FÜR DIE STANDORTE GROBER BRÖGBERNER TEICH, BACCUMER BRUCH, KLEINER BRÖGBERNER TEICH UND ACKERBODEN

Am Kleinen Brögberner Teich ist aufgrund des nährstoffreichen Bodens fast die gesamte Auflage entfernt worden. Wie in Abb. 50 gut zu sehen ist, sind nach den Maßnahmen nur ca. 1,5% der ehemals fünf Prozent betragenden organischen Trockensubstanz vorhanden. Das führte natürlicherweise auch zu einer starken Verringerung der mikrobiellen Biomasse-C. Der Kleine Brögberner Teich muß sich erst noch von dem Entfernen des Oberbodens erholen. Wie in den Vorjahren wird auch in dem dritten Jahr nach den Baumaßnahmen eine Erhöhung der Aktivität der Bakterien erfolgen. Durch das starke Pflanzenwachstum und den grundwasserbeeinflußten Böden wird sich auch hier schnell wieder eine mächtigere organische Auflage bilden.

Betrachtet man die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse-C im Zusammenhang mit der organischen Trockensubstanz am Vergleichsstandort Ackerboden, sieht man deutlich, daß diesem Boden die organische Substanz nur in Form von Gülle und dem Unterpflügen von Pflanzenresten aus der Mais- und Kartoffelernte zugeführt wird. Durch die sauerstoffreichen Verhältnisse des gepflügten Bodens werden diese aber immer schnell von den Mikroorganismen abgebaut. So kommt es, daß der Boden zwar schleichend, aber stetig, immer ärmer an organischer Trockensubstanz wird. Als Folge der Abnahme der organischen Auflage nimmt auch die mikrobielle Biomasse ab. Das Leben in diesem trockenen und nährstoffarmen Ackerboden fällt selbst den Mikroorganismen sehr schwer. Die Populationen können nur wachsen, wenn Nährstoffe von außen zugeführt werden.

Wie oben gezeigt, haben die Baumaßnahmen unterschiedliche Folgen auf die Böden der einzelnen Probenahmestandorte. Da alle Böden des Untersuchungsgebietes einen pH-Wert besitzen, der im sauren Bereich liegt, ist die Entwicklung der mikrobiellen Aktivität sehr interessant. Gerade der Ackerboden und die Niedermoorwiese und ehemals auch der Erlenbruch wiesen pH-Werte auf, die unterhalb der pH-Optima der meisten Bakterien liegen. Diese sind am aktivsten zwischen pH5 und pH7. Unterhalb eines pH-Wertes von 6 haben Pilze einen Standortvorteil. Daher ist davon auszugehen, daß an diesen Standorten wenige Spezialisten in größeren Mengen vorkommen. Bei der Beschreibung der Aktivitäten des Erlenbruch und der Niedermoorwiese fiel auf, daß der Erlenbruch eine wesentlich günstigere Entwicklung bei den mikrobiellen Aktivitäten durchgemacht hat, als die Niedermoorwiese. Ein wichtiger Grund ist die Änderung des pH-Wertes im Boden des Erlenbruchs von pH4 auf pH5, während der pH-Wert der Niedermoorwiese weiter um pH4 stagniert.

Die Böden des Großen Brögberner Teiches, Kleinen Brögberner Teiches und des Baccumer Bruches weisen einen pH-Wert auf, der im Bereich des pH-Optimums von Bakterien liegt. Hier fehlt den Bakterien aber gerade durch die Baumaßnahmen die Grundlage der organischen Substanz. Trotzdem zeigen sich schon jetzt größere mikrobielle Aktivitäten, als es durch die derzeitige Menge an organischer Substanz erwartet worden war. Der Ackerboden ist mit seinem niedrigen pH-Wert, seinem geringen Wassergehalt und seinem Mangel an Nährstoffen zu einem Boden geworden, dem es stark an mikrobieller Aktivität mangelt.

Momentan ist die Reihenfolge der mikrobiellen Aktivität:

Erlenbruch ➤ Niedermoorwiese ➤ Baccumer Bruch ➤ Großer Brögberner Teich ➤ Kleiner Brögberner Teich ➤ Ackerboden

3.1.4.7 Weitere Verfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität

Von 1994-1999 wurden die Verfahren Fumigation-Extraktion-Methode (FEM) zur Bestimmung der mikrobiellen organischen Biomasse, die Bodenatmung und die Dehydrogenase-Aktivität kontinuierlich gemessen. Ein weiteres Verfahren, die Fumigation-Inkubation-Methode (FIM) zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wurde bis 1998 durchgeführt. Die FIM und die FEM sind aufwendige Verfahren, so daß 1999 ein Verfahren aus Arbeitskräftemangel nicht mehr durchgeführt werden konnte, die FIM. Weiterhin waren die Korrelationen unter den verschiedenen Verfahren nicht immer so gut, wie man es sich vorstellen würde. Aus diesen Gründen sind 1996-1997 zwei weitere Verfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität getestet [79;80] und mit der Dehydrogenase-Aktivität verglichen worden. Diese Verfahren sind die DMSO-Reduktion und die Arginin-

Ammonifizierung [81, 82, 83]. Beide Verfahren nutzen dabei Enzymatische-Verfahren, die von dem größten Teil aller Bakterien durchgeführt werden können. So wurden insgesamt 144 verschiedene, in Böden vorkommende Arten von Pro- und Eukaryonten, aerobe wie anaerobe Bakterien auf die Fähigkeit hin untersucht, DMSO zu DMS zu reduzieren. Lediglich bei fünf Arten konnte keine Reaktion nachgewiesen werden [84].

Beide Verfahren wurden zwischen dem 23.09.1996 und dem 05.03.1997 angewendet. Zu dieser Zeit hatten weder am Baccumer Bruch noch am Kleinen Brögberner Teich Maßnahmen stattgefunden und die Umbaumaßnahmen am Großen Brögberner Teich waren noch kein Jahr alt.

Wie aus der Abb. 51 hervorgeht, stimmen die Aktivitäten der Dehydrogenase-Aktivität (DA) und der DMSO-Reduktionsmethode sehr gut überein. Einzige starke Ausnahme bildet die Messung des Großen Brögberner Teiches am 23.09.96, an der die beiden Aktivitätsmessungen konträr verlaufen. Aus diesem Grund wurde der Wert der DA zur Ermittlung der unten aufgeführten Reihenfolge nicht mit berücksichtigt und als Ausreißer behandelt. Bei beiden Bestimmungen läßt sich in den Wintermonaten 1996-1997 folgende Reihenfolge für die mikrobielle Bodenaktivität ableiten:

Niedermoorwiese ➤ Erlenbruch ➤ Kleiner Brögberner Teich ➤ Baccumer Bruch ≅ Großer Brögberner Teich ≅ Ackerboden

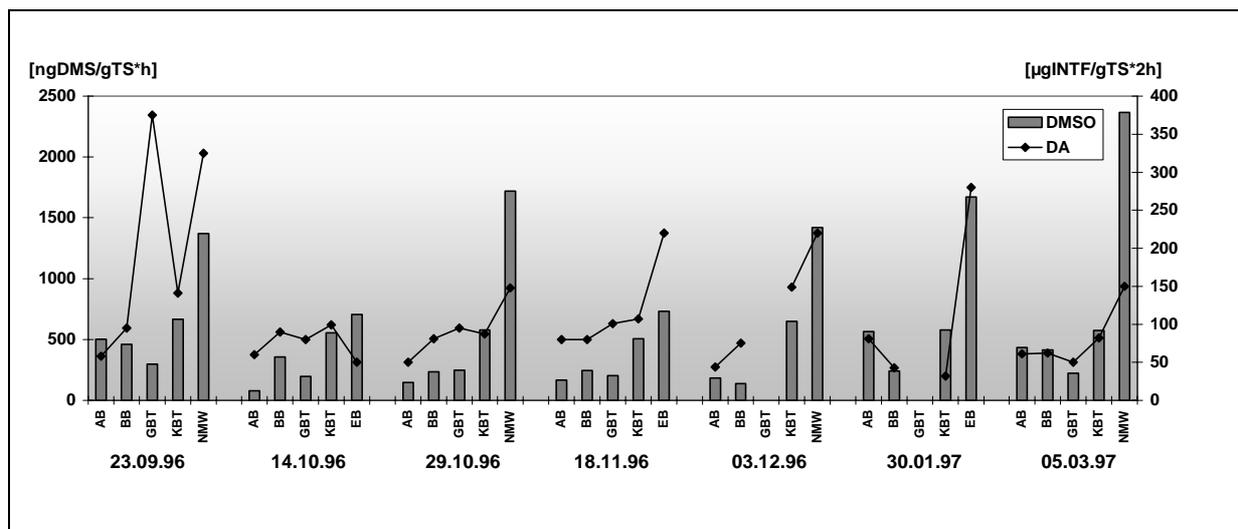


ABBILDUNG 51: VERGLEICH ZWISCHEN DEN AKTIVITÄTSBESTIMMUNGSMETHODEN FÜR MIKROORGANISMEN DER DEMETHYLSULFOXIDMETHODE (DMSO) MIT DER DEHYDROGENASE-AKTIVITÄT (DA)

Diese Reihenfolge entspricht in etwa auch der über das ganze Jahr 1996 gemessenen mikrobiellen Aktivität. Einziger Unterschied ist, daß der Große Brögberner Teich bei der Messung der Dehydrogenase-Aktivität eine deutlich größere Aktivität aufweist als der Ackerboden. Bei der DMSO-Reduktion sind die Aktivitäten der beiden Böden etwa gleich groß. Zu beachten ist allerdings, daß an zwei Probenahmetagen aus witterungsbedingten Gründen am GBT keine Probe genommen werden konnte.

Wie bei der DMSO-Reduktion zeigt sich auch bei der Arginin-Ammonifizierung der Wert der DA am Großen Brögberner Teich von 23.09.96 als Ausrutscher. Ansonsten ist eine Korrelation zwischen der Dehydrogenase-Aktivität und der Arginin-Ammonifizierung festzustellen (Abb. 52). Auch bei der

Arginin-Ammonifizierung ist die Unterscheidung der mikrobiologischen Aktivität der Standorte Ackerboden und Großer Brögberner Teich nicht eindeutig, da die Meßergebnisse nur geringfügig voneinander abweichen. Die grobe Einordnung der Böden entspricht im wesentlichen der mit der DMSO-Reduktion ermittelten Reihenfolge.

An den Standorten Niedermoorwiese und Erlenbruch finden sich durchgehend die aktivsten Böden. Der Standort Kleiner Brögberner Teich besitzt durchgängig die drittgrößte Bodenaktivität, nach dem Erlenbruch und der Niedermoorwiese. Bei allen Methoden können tendenzielle Zusammenhänge sowohl mit dem Gehalt an organischer Substanz, als auch mit der gemessenen Bodentemperatur festgestellt werden. Zwischen allen drei Methoden konnte eine relativ gute Korrelation festgestellt werden, die auch von Alef vorausgesagt wurde [85].

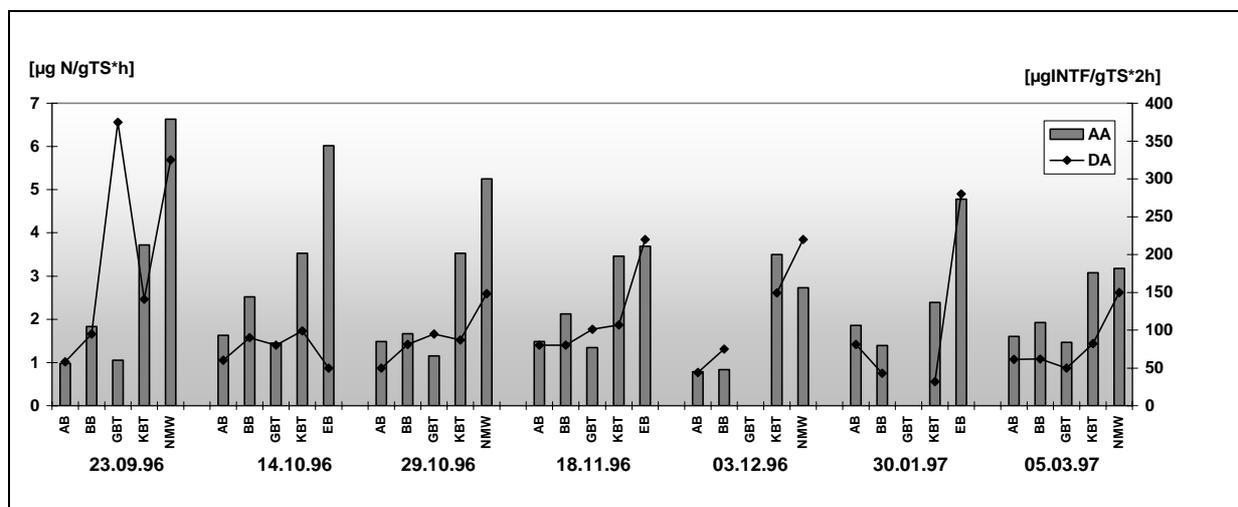


ABBILDUNG 52: VERGLEICH ZWISCHEN DEN AKTIVITÄTSBESTIMMUNGSMETHODEN FÜR MIKROORGANISMEN DER ARGININ-AMMONIFIKATION (AA) MIT DER DEHYDROGENASE-AKTIVITÄT (DA)

Abschließend kann gesagt werden, daß die DMSO-Reduktionsmethode eine schnelle, billige und sehr empfindliche Untersuchungsmethode zur Ermittlung der mikrobiologischen Bodenaktivität ist. Die Konzentration des zugesetzten Substrates kann für alle zu untersuchenden Bodenproben konstant bleiben. Auf die Messung von Blindwerten kann verzichtet werden, da in den autoklavierten Böden kein Dimethylsulfid (DMS) freigesetzt wird. Die Umsetzung von Dimethylsulfoxid (DMSO) zu DMS in Böden ist ausschließlich auf eine mikrobielle Aktivität zurückzuführen. Dies und die sehr kurze Retentionszeit von DMS ermöglichen eine schnelle Durchführbarkeit.

Im Gegensatz zur der DMSO-Reduktionsmethode ist die Arginin-Ammonifikation eine sehr material-, und zeitaufwendige Bestimmung. Sie liefert auch sehr gute Ergebnisse, doch sollte bei den verschiedenen Möglichkeiten auf die Dehydrogenase-Aktivität und die DMSO-Reduktionsmethode zurückgegriffen werden. Trotz der genannten Vorteile wurde die DMSO-Reduktionsmethode nicht weiterverwendet, da einerseits kein Personal zur Verfügung stand, diese zusätzlich durchzuführen, andererseits mußten die anderen mikrobiellen Bestimmungen, die von Anfang an durchgeführt worden sind und eine direkte Vergleichbarkeit der Aktivitäten der Situationen vor und nach den Baumaßnahmen ermöglichten, weiter gemessen werden.

3.1.4.7 Die Messung der Aktivität der Denitrifikanten mit der Acetyleninhibierungsmethode

Ein sehr wichtiger Untersuchungsaspekt nach der Durchführung der Bauvorhaben war die Messung der Aktivität der Denitrifikanten. Im Brögberner Teich wurde eigens ein Denitrifikationsbecken gebaut, um Nitrat aus dem System zu entfernen, aber auch die anderen Teilgebiete wurden wiedervernässt, so daß die Voraussetzungen für die Denitrifikation allgemein verbessert wurden. So wurden 1995 erste Versuche zur Bestimmung der Denitrifikation an den Böden des Untersuchungsgebietes durchgeführt [86]. Dabei zeigte sich, daß eine Aktivität der aktuellen Denitrifikation, dies ist eine Bestimmung unter Sauerstoffatmosphäre, an keinem Probenahmeort zu messen war, da das Nitrat-Reduktase-Enzysystem nicht aktiviert wurde. Aus diesem Grund wurden Versuche durchgeführt, die zeigten, daß eine effektive Nitrat-Reduktion erst stattfindet, wenn die Böden von Staunässe betroffen sind (Abb. 53).

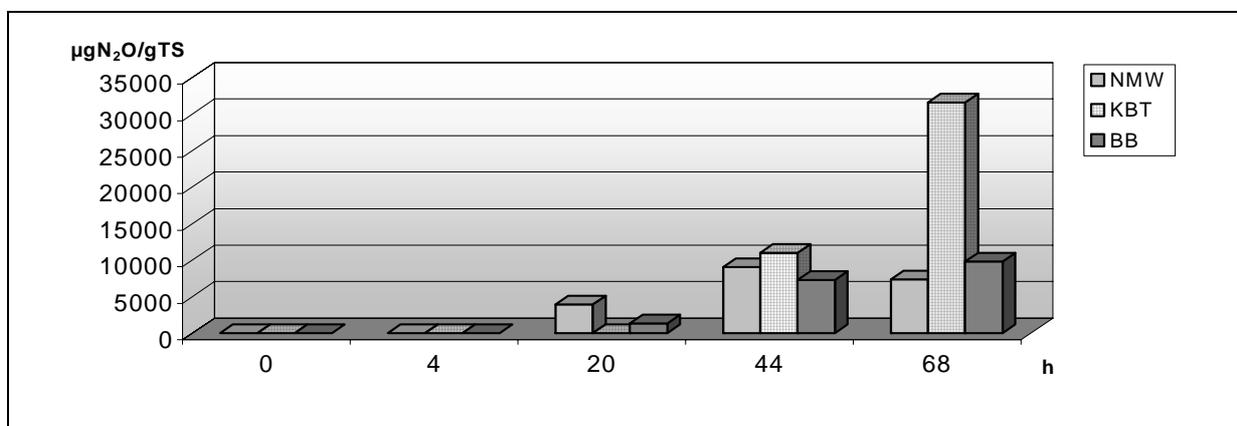


ABBILDUNG 53: ENTWICKLUNG VON N_2O IN DEN ÜBERSCHWEMMTEN BÖDEN DER STANDORTE NMW, KBT, BB

Die Umstellung der denitrifizierenden Bakterien vom Sauerstoffatmungssystem auf die Nitrat-Atmung erfolgt aber nicht sofort, sondern erst nach ca. 20 Stunden. Am schnellsten aktiv waren die Bakterien im Boden der Niedermoorwiese. Sie bauten relativ schnell das Nitrat zu Distickstoffoxid um. Sobald das Nitrat im Boden der Niedermoorwiese verbraucht war, fingen die Bakterien an, auch das in der Atmosphäre vorhandene N_2O abzubauen. Aufgrund des größeren Nitratgehaltes im Kleinen Brögberner Teich haben die Bakterien hier eine wesentlich höhere Denitrifikationsleistung.

Zwischen dem 25.10.1995 und dem 15.04.1996 wurden mehrere Messungen der aktuellen und der potentiellen Denitrifikation durchgeführt [87]. Die Ergebnisse werden anhand der einzelnen Standorte dargestellt (Abb. 54):

Am Großen Brögberner Teich wurde im Verlaufe der Probenahmen keine bzw. nur eine geringe Aktivität der Denitrifikanten gemessen. Die größte Aktivität im Oktober des Jahres 1995 mit $0,019 \mu\text{gN/gTS} \cdot 24\text{h}$ war im Vergleich mit den anderen Probenahmestandorten sehr gering. Verantwortlich war zu der Zeit der Mangel an verfügbaren organischen C-Quellen und die geringen Konzentrationen an Nitrat. Die durchschnittliche organische Trockensubstanz betrug 0,9%, die durchschnittliche Menge an Nitrat nur $0,11 \mu\text{gN/gTS}$. Versuche mit Substratinduzierungen zeigten, daß die

Denitrifikationsleistung sofort bei Zugabe der entsprechenden Nährstoffe stieg. Dabei ist die Menge der Emission von Distickstoffoxid im Verhältnis zum Stickstoff abhängig von der Art des Stickstoffsubstrates [88, 89].

Die Standardvoraussetzungen für eine effektive Umsetzung von Nitrat in gasförmigen molekularen Stickstoff schienen durch die Baumaßnahmen geschaffen worden zu sein, was sich bei den Messungen 1998 zeigte.

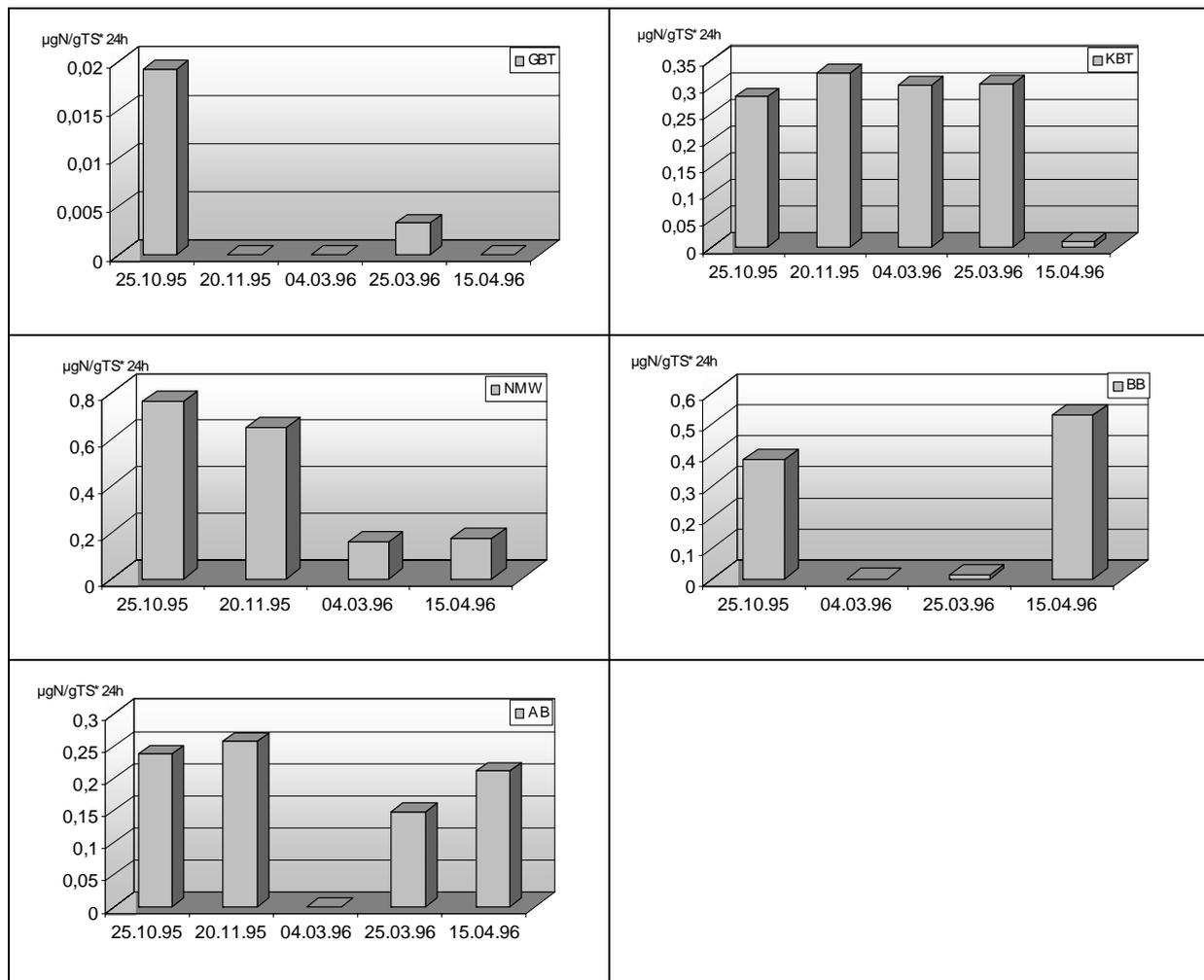


ABBILDUNG 54: DENITRIFIKATIONS-RATEN AN DEN STANDORTEN GBT, BB, NMW, KBT UND AB

Der Kleine Brögberner Teich wurde vor und während der Durchführung der Messungen der Denitrifikation landwirtschaftlich intensiv genutzt. Infolgedessen wurde der Boden landwirtschaftlichen Maßnahmen, wie Umpflügen und Düngen, unterzogen. Abb. 54 zeigt die potentielle Denitrifikation des Kleinen Brögberner Teiches an den verschiedenen Probenahmen nach 24 Stunden. Wie aus der Abbildung zu ersehen ist, ist die Denitrifikationsleistung sehr kontinuierlich und bewegt sich um $0,30 \mu\text{gN/gTS} \cdot 24\text{h}$. Diese Kontinuität kann dem immer gleichmäßig vorhandenen Nitratgehalt und den organischen Kohlenstoffquellen zugeschrieben werden. Außerdem war in diesem Boden immer ein Nachschub an Nitrat durch die Nitrifikation gewährleistet. Um so auffälliger erscheint die kaum vorhandene Aktivität nach der Probenahme am 15.04.1996. Die überaus

hohen Konzentrationen an Ammonium von $4,45\mu\text{gN/gTS}$ wiesen darauf hin, daß der Ackerboden frisch gedüngt war. Die Einbringung des Düngers sorgte für eine Hemmung der Denitrifikation.

Am Standort Niedermoorwiese sind keine Erdbewegungen vorgenommen worden. Die organische Trockensubstanz betrug während der Untersuchung der Denitrifikationsleistung durchschnittlich 13,03%, die Menge des organischen Stickstoffs 0,47% der Trockensubstanz. Bedingt durch den hohen organischen Gehalt wies dieser Standort eine erhöhte Konzentration an Nitrat (Durchschnitt $=0,59\mu\text{g/gTS}$) und Ammonium (Durchschnitt $=1,83\mu\text{gN/gTS}$) auf. Der hohe Wassergehalt von durchschnittlich 30,9% und die schlechte Sauerstoffversorgung der unteren Bodenanteile waren gute Bedingungen für eine ausgeprägte Aktivität der Denitrifikation. Das erhöhte Redoxpotential und die hohen Ammoniumwerte ließen auf eine verstärkte Nitrifikation schließen. Es wurde allerdings nach keiner Probenahme eine Aktivität der Nitrifikanten nachgewiesen, was auf den Mangel an Sauerstoff und den niedrigen pH-Wert (Durchschnitt $\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 4,1$) zurückzuführen war. Am 25.03.1996 wurde statt der Niedermoorwiese der Erlenbruch beprobt. Im Gegensatz zu den Nitrifikanten werden die Denitrifikanten nicht vollständig durch den niedrigen pH-Wert gehemmt. Wie erwartet, zeigte die Niedermoorwiese vor dem Winter, am 21.10.1995, mit $0,76\mu\text{gN/TS*24h}$ und am 20.11.1995 mit $0,65\mu\text{gN/gTS*24h}$, die größte Aktivität an Denitrifikation unter allen Probenahmestandorten. Die Abnahme der Aktivität vom Oktober zum November hin, lag an den niedrigen Bodentemperaturen. Aus diesem Grund ist die Denitrifikationsleistung nach der langen Bodenfrostopperiode auch wesentlich niedriger ($0,16\mu\text{gN/gTS*24h}$) als noch vor dem Winter. Bis Mitte April konnte sich die Aktivität dann aufgrund der geringen Boden- und Lufttemperaturen nur unwesentlich erhöhen.

Die Bodenprobenahme am 25.10.1995 am Probenahmestandort Baccumer Bruch fand noch auf der Wiese statt, die zwischen den zwei Erlenbrüchen gelegen war. Bei der folgenden Probenahme wurde hier ein Teich angelegt, so daß keine Probenahme erfolgen konnte. Seit den Baumaßnahmen befindet sich der Probenahmestandort zwischen dem Ufer des Teiches und dem nördlichen Erlenbruch. Da die Erlenbrüche Teil des Biotops Baccumer Bruchs sind, werden auch die Ergebnisse aus den Messungen des Erlenbruchs vom 25.03.1996 hier diskutiert. Die Unterschiede, die sich durch die Baumaßnahmen im Bereich des Baccumer Bruchs ergaben, sollen hier noch einmal aufgeführt werden: Das Redoxpotential verringerte sich von 560mV auf 381mV, der Wassergehalt erhöhte sich von 16,1% auf 18,6%, der pH-Wert stieg von 4,9 (CaCl_2) auf 5,5 (CaCl_2), die organische Trockensubstanz verringerte sich von 4,2% auf 2,0%, wie auch der Gehalt des organisch gebundenen Stickstoffs von 0,14% auf 0,08% der Trockensubstanz abnahm. Der Nitratgehalt wurde um $0,20\mu\text{g/gTS}$ auf $0,14\mu\text{g/gTS}$ verringert, der Ammoniumgehalt vergrößerte sich $0,89\mu\text{g/gTS}$ auf $1,34\mu\text{g/gTS}$. Dadurch verstärkte sich die potentielle Nitrifikation um $12,76\mu\text{g/gTS}$ auf $24,73\mu\text{g/gTS}$. Der Erlenbruch ist ein kleiner naturbelassener Erlenwald mit einer ausgeprägten Humusschicht. Der niedrige pH-Wert von 3,6 (CaCl_2) hemmte die Nitrifikation trotz des hohen Gehaltes an Ammonium ($5,77\mu\text{gN/gTS}$). Abb. 54 zeigt die potentielle Denitrifikation des Baccumer Bruchs an den verschiedenen Probenahmetagen nach jeweils 24 Stunden. Im Oktober des Vorjahres betrug die potentielle Denitrifikation noch $0,38\mu\text{gN/gTS*24h}$. Im November begannen dann die Baumaßnahmen, so daß keine Probenahme möglich war. Dann folgt eine Steigerung der Aktivität von $0,00\mu\text{gN/gTS*24h}$ auf $0,53\mu\text{gN/gTS*24h}$ innerhalb von nur sechs Wochen. Trotz der guten Voraussetzungen für die Denitrifikanten, die schon im März vorhanden waren, konnte damals keine Denitrifikation festgestellt werden. Die einzige Messung der potentiellen Denitrifikation im Erlenbruch selbst erfolgte am 25.03.1996. Obwohl im

Boden des Erlenbruchs große Mengen an Nitrat vorhanden waren, kam es nur zu einer sehr geringen Denitrifikationsleistung von $0,012\mu\text{gN/gTS}\cdot 24\text{h}$. Die Denitrifikanten wurden von dem niedrigen pH-Wert gehemmt. Ziel der Maßnahmen war es unter anderem, die gegenwärtig hohen Umsetzungen von organischem Stickstoff in wasserlösliche Stickstoffverbindungen zu bremsen, da am Baccumer Bruch Trinkwasser gewonnen wird. Die Nitrifikation in Verbindung mit der Denitrifikation kann einen großen Beitrag zur Verringerung der anorganischen Stickstoffverbindungen und damit zur Verbesserung der Qualität des Trinkwassers beitragen. Der Probenahmestandort Baccumer Bruch liegt genau zwischen den beiden Erlenbrüchen. Da an diesem Standort sowohl Nitrifikation, als auch Denitrifikation stattfindet, kann hier ein Beitrag zur Verringerung der hohen Konzentrationen an Ammonium und Nitrat innerhalb der Erlenbrüche geleistet werden.

Wie am Kleinen Brögberner Teich wurde auch am Standort Ackerboden intensive Landwirtschaft betrieben. Abb. 54 zeigt die potentielle Denitrifikation des Kartoffelackers an den jeweiligen Probenahmen nach 24h. Auffallend ist die Analogie zu dem Kleinen Brögberner Teich. Die Denitrifikationsleistung ist auch hier sehr kontinuierlich und bewegt sich um $0,20\mu\text{g/gTS}\cdot 24\text{h}$. Diese Kontinuität kann auf den immer gleichmäßig vorhandenen Nitratgehalt und den leicht verwertbaren organischen Kohlenstoffquellen zurückzuführen sein. Die Denitrifikationsleistung lag allerdings um rund $0,1\mu\text{gN/gTS}\cdot 24\text{h}$ niedriger als am Kleinen Brögberner Teich. Auch in diesem Boden war immer ein Nachschub an Nitrat durch die Nitrifikation gewährleistet. Auffällig ist, daß dort, wo generell geringere Grundleistungen vorhanden sind (KBT und AB), der Winter keine so große Reduzierung der potentiellen Denitrifikation zeigt, wenn ausreichend Nitrat zur Verfügung steht.

Bei der Messung der aktuellen Denitrifikation wurden die Bodeneigenschaften und damit die anaeroben Habitate der Denitrifikanten nicht zerstört. Die Vorteile für eine Beurteilung der Denitrifikation zeigen sich deutlich. Während bei der potentiellen Denitrifikation alle Böden gleichermaßen einer anaeroben Situation ausgesetzt wurden, blieben bei der aktuellen Denitrifikation die vornehmlich aeroben Bedingungen erhalten. So zeigten dann auch die Böden, die nicht gut durchlüftet waren, das Baccumer Bruch ($1,09\cdot 10^{-3}\mu\text{gN/gTS}\cdot 24\text{h}$) und die Niedermoorwiese ($7,3\cdot 10^{-3}\mu\text{gN/gTS}\cdot 24\text{h}$), nach den Renaturierungsmaßnahmen die größten Aktivitäten. In den gut durchlüfteten Ackerböden wurde kaum N_2O produziert. Erst nach 24 Stunden konnte Distickstoffoxid festgestellt werden ($0,99\cdot 10^{-3}\mu\text{gN/gTS}\cdot 48\text{h}$ am Kleinen Brögberner Teich und $0,56\cdot 10^{-3}\mu\text{gN/gTS}\cdot 24\text{h}$ im Ackerboden).

3.1.4.8 Aktuelle Nitrifikation

Da im Untersuchungsgebiet die Nährstoffe Ammonium und Nitrat aufgrund der Düngung ein Problem darstellen, war es interessant zu beobachten, welchen Verlauf die Aktivitäten der Nitrifikanten im Untersuchungsgebiet nehmen. Bei den noch am natürlichsten erhalten gebliebenen Böden, der Niedermoorwiese und des Erlenbruchs, wurde nur an sehr wenigen Probenahmetagen eine Nitrifikationsaktivität gemessen. Auch an den anderen Probenahmeorten konnte meistens keine Aktivität der Nitrifikanten festgestellt werden. Da aber immer eine Leistung der Nitrifikanten

vorausgesetzt werden kann, ist in der Methode ein Fehler zu suchen. Es wurden viele Parameter der Bestimmung modifiziert, ohne aber zu besseren Ergebnissen zu gelangen. Die Werte sind deshalb nur richtungsweisend, nicht aber als absolut zu betrachten. Bei den Messungen wurde zwischen der tatsächlichen Aktivität und einer möglichen Aktivität nach der Zugabe von Ammonium unterschieden. Eine rege Aktivität sollte an den Standorten gefunden werden, die gut belüftet sind und ein großes Potential an Nährstoffen aufweisen. Hier kommen in erster Linie der Ackerboden Kleiner Brögberner Teich und der Ackerboden am Baccumer Bruch in Frage. Bei dem Acker am Kleinen Brögberner Teich traf diese Theorie auch bis zu den Baumaßnahmen 1997 zu. Das war der Boden, in dem die Nitrifikanten am aktivsten waren (Abb. 55).

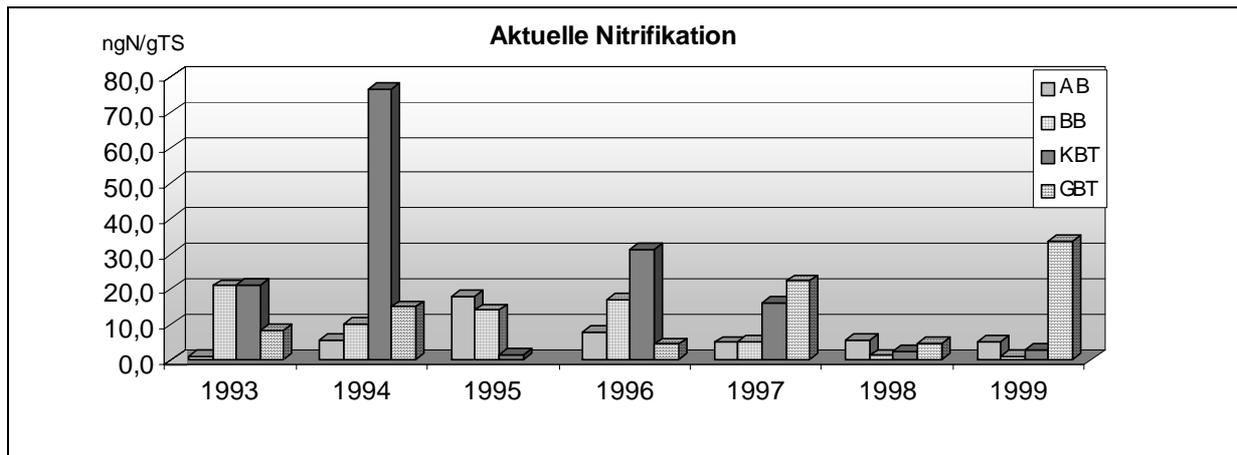


ABBILDUNG 55: DURCHSCHNITTliche NITRIFIKATIONSLEISTUNG DER BÖDEN IM UNTERSUCHUNGSGBIET

Nach den Baumaßnahmen konnten sich die Nitrifikanten nicht mehr so stark vermehren, da einerseits die organische Auflage entfernt wurde, und andererseits das regelmäßige Düngen und Pflügen ausblieb. Der andere Ackerboden wies im Gegensatz dazu nur eine geringe Nitrifikation auf. Aufgrund seines immer schon geringen organischen Gehaltes und des damit verbundenen geringen Gehaltes an Ammonium sind die Nitrifikationswerte nicht so hoch. Da die Werte bei Zugabe von Ammonium auch wesentlich größer wurden, kann davon ausgegangen werden, daß die Nitrifikanten an diesem Probenahmeort nur in den Monaten nach einer Düngung nitrifizieren.

Am Baccumer Bruch ging die Nitrifikationsleistung seit 1997 stark zurück. Vor allem die potentielle Nitrifikationsleistung zeigt, daß die Nitrifikanten im Sukzessionsgebiet aufgrund der Wiedervernässung zurückgedrängt wurden.

Am Großen Brögberner Teich zeigt sich eine immer stärker werdenden Nitrifikation im Denitrifikationsbecken. Das ist sicherlich auf die dort immer höher werdenden Ammoniumwerte zurückzuführen. Die mikrobielle Aktivität im Großen Brögberner Teich ist im allgemeinen recht hoch. Die Nitrifikanten profitieren sicherlich von den hohen Umsetzungen der Mineralisierer. Sie haben hier trotz des geringen Redoxpotentials und des Sauerstoffgehaltes eine hohe Populationsdichte aufzuweisen.

3.1.5 Abschließende Diskussion zu den Ergebnissen im Bereich Boden

Die Standorte Niedermoorwiese und Erlenbruch sind gewachsene Böden mit hohem Humusgehalt. Diese Böden sind aufgrund der jahrelangen Austrocknung als Folge der Absenkung des Grundwassers zwar geschädigt, aber noch nicht endgültig zerstört worden. Durch das Anheben des Grundwasserspiegels wurden gerade im Erlenbruch die typischen anaeroben Verhältnisse wiederhergestellt, das Redoxpotential sank von 550mV auf unter 200mV. Diese Umstellung der Verhältnisse wird vor allem in den Stickstoffumsetzungen deutlich. Während die Konzentrationen Ammonium im Erlenbruch deutlich stiegen, gingen die von Nitrat zurück. Das liegt daran, daß einerseits die Nitrifikanten aufgrund des weniger vorhandenen Sauerstoffes das Ammonium nicht mehr so leicht nitrifizieren können, andererseits wird das Nitrat durch eine stärkere Denitrifikationsleistung aufgrund der anaeroberen Verhältnisse aus dem System genommen. Auch die Umsetzungen innerhalb des Bodens, der N-Mineralisationsrate zeigen deutlich den Wandel vom gefährdeten zum naturnahen Erlenbruch [90]. Auch die Ergebnisse der Messungen der mikrobiellen Aktivitäten belegen diese Veränderungen. Während die mikrobielle Aktivität der Bodenatmung zurückging, stiegen die mikrobielle Biomasse und die Dehydrogenase-Aktivität. Durch die gehemmte Nitrifikation und der gesteigerten Denitrifikation werden auch wesentlich mehr Hydronium-Ionen des Bodens verbraucht. Dadurch steigt auch der pH-Wert im Boden des Erlenbruchs. Wenn erst der Großteil des Nitrats denitrifiziert ist und den Denitrifikanten das Substrat fehlt, wird der pH-Wert stagnieren und höchstwahrscheinlich wieder kleiner werden. Mangelnder Sauerstoff und kleiner pH-Wert schützen die mächtigen organischen Schichten vor dem Abbau durch Mineralisation. Im Erlenbruch kann man sogar schon nach wenigen Jahren ein Ansteigen der organischen Substanz feststellen. Eine ähnliche, wenn gleich nicht so ausgeprägte Veränderung, hat sich auch im Boden der Niedermoorwiese abgespielt. Hier waren aber die Differenzen zwischen dem Zustand vor und nach den Baumaßnahmen nicht so gravierend. Dafür sind aber im Boden der Niedermoorwiese die Phosphatgehalte deutlich zurückgegangen. Diese niedrigen Phosphatgehalte im Erlenbruch und in der Niedermoorwiese sind eine Chance für Pflanzen, die sich an ein nährstoffarmes Milieu angepaßt haben. Phosphor und Stickstoff sind in ausreichenden Mengen in der organischen Masse festgelegt. Durch die stattfindende Mineralisation wird immer eine Teil für die Pflanzen zur Verfügung gestellt. Sowohl die Wasserspeicherung als auch die Regulation der Nährstoffe ist in diesen Böden besonders gut, so daß davon ausgegangen werden kann, daß sich auch in der nahen Zukunft diese Böden ihren naturnahen Zustand erhalten, wenn nicht sogar verbessern können.

Am Standort Baccumer Bruch fand die Umwandlung von einer intensiv genutzten trockenen Wiese zu einer extensiv genutzten feuchten bis nassen Wiese statt. Durch die Baumaßnahmen nahm die organische Auflage auf 2,4% der Trockensubstanz ab. Diese drastische Verringerung des fruchtbaren Oberbodens wirkte sich allerdings nicht nachteilig auf die mikrobiellen Aktivitäten des Bodens aus. Der Probenahmeort liegt direkt neben einem zur Verlandung vorgesehenen Teich. Dieses Gebiet wird der natürlichen Sukzession überlassen und hat die Aufgabe, die beiden größeren Restflächen an Erlenbrüchen miteinander zu verbinden. Aus diesem Grund setzte auch schon direkt nach den Baumaßnahmen ein immenses Pflanzenwachstum ein. Durch die Wiedervernässung waren die physikalischen Rahmenbedingungen eines anaeroben Niedermoorbodens geschaffen worden. Das Redoxpotential fiel innerhalb von vier Jahren von 650mV auf 250 mV. Wie auch im Erlenbruch, war

hier die Denitrifikationsleistung größer als die Aktivität der Nitrifikanten. Somit wurde auch in diesem Boden der pH-Wert durch den größeren Verbrauch an Hydronium-Ionen angehoben. Die Ammoniumkonzentrationen nahmen zu, während die Konzentration der Nitrat-Ionen stagnierte. Der Phosphatgehalt wurde trotz der Wegnahme des Oberbodens nicht verringert. Dies könnte auf eine mögliche Mobilisierung des Phosphates durch die Baumaßnahmen zurückzuführen sein. Durch das starke Pflanzenwachstum und dem Ausbleiben der Düngung der Wiese, nahm der Phosphatgehalt durch den Einbau in die Biomasse auf über 50% ab. Trotzdem sind mit 15mg Phosphor in jedem Kilogramm Boden die Konzentrationen aber immer noch verhältnismäßig hoch. Wie schon im Erlenbruch zeigen sich auch hier die mikrobiellen Veränderungen an Hand der gemessenen mikrobiellen Aktivitäten. Die mikrobielle Biomasse stieg in den letzten Jahren stark an. Dabei nahm die Aktivität der Bodenatmung ab, während die Dehydrogenase-Aktivität der Mikroorganismen stagnierte. Das bedeutet, daß der aerobe Abbau der organischen Substanz nicht mehr so schnell verläuft wie in einem gut durchlüfteten und entwässerten Boden. Aus diesem Grund hat auch die organische Substanz im Boden innerhalb der letzten Jahre stark zugenommen und ist mit 3,4% schon fast wieder so hoch wie noch vor den Baumaßnahmen. Mit dem Ansteigen der organischen Substanz im Boden stieg auch der Wassergehalt stark an. Dadurch werden die anaeroben Bedingungen auch in trockeneren Zeiten länger aufrecht erhalten. Aufgrund der sehr schnellen Entwicklung des Oberbodens kann davon ausgegangen werden, daß sich der Boden in einigen Jahren zu einem Niedermoorboden gewandelt haben wird. Durch den Einbau des Phosphates in die organische Biomasse wird der Boden langsam ärmer an leicht löslichem Phosphat. Der Phosphor ist dann in den mächtigen organischen Schichten gebunden. Hier werden sich dann nur Pflanzen ansiedeln können, die auch mit wenig Phosphat auskommen können. Durch die anaeroben Verhältnisse der oberen Bodenschicht entsteht schon nicht mehr so viel Nitrat wie in einem aeroben Boden. Das Nitrat, das durch die Nitrifikanten produziert wird, wird schnell im Verlauf zum Grundwasser hin denitrifiziert. Der Boden hat dann seine Filterfunktion gerade im Bezug auf Nitrat wiedergewonnen. Dadurch kann kein Nitrat mehr ins Grundwasser gelangen. Die Baumaßnahmen dienen hier also auch beträchtlich dem Schutz des Grundwassers.

Der ehemalige Große Brögberner wurde bis 1995 als Intensivgrünland zur Beweidung von Rindern genutzt. Mit den Baumaßnahmen wurde eine völlig neue Landschaft geschaffen. Der Probenahmeort befand sich nun inmitten des oft überfluteten Denitrifikationsteils dieser neuen Auenlandschaft. Mit dem ehemaligen Oberboden mit über 4% organischer Trockensubstanz wurde auch ein Großteil der Nährstoffe mit ausgehoben. Der Boden wurde zu einem Sandboden von nur ca. 1% organischer Trockensubstanz, der Phosphatgehalt sank von über 25µgP/gTS auf unter 2,5µgP/gTS, aber auch die Ammonium- und Nitratkonzentrationen wurden erheblich verringert. In den Jahren nach den Baumaßnahmen veränderte sich der Boden des Großen Brögberner Teiches im Gegensatz zu „normaler“ Bodengenesse wie im Zeitraffer. Der pH-Wert stieg durch die hier stattfindende Denitrifikation von 5,3 1994 auf 6,2 im Jahre 1999. Durch das fast permanente Stauwasser fiel das Redoxpotential von 550mV kontinuierlich bis 1998 auf 150mV. Dies scheint aber das Minimum zu sein, da das Potential zu 1999 wieder leicht auf 180mV angestiegen ist. Durch das starke Pflanzenwachstum ist auch die organische Trockensubstanz wieder angestiegen und betrug 1999 1,5%. Die mikrobielle Aktivität an diesem Standort war schon direkt nach den Baumaßnahmen wieder sehr hoch. So ist die mikrobielle Biomasse 1999 wieder genauso groß, wie vor den Baumaßnahmen.

Als Ende 1997 der Kleine Brögberner Teich umgebaut wurde, fand wie auch schon am Großen Brögberner Teich eine massive Veränderung des Bodens statt. Der gesamte Oberboden wurde abgetragen und das Gelände auf 0,5m abgesenkt. Die organische Trockensubstanz verringerte sich von über fünf Prozent auf knapp zwei Prozent. Trotz der Absenkung des Geländes ist der Boden im Gegensatz zu den Böden im Baccumer Bruch nicht als feucht bis naß, sondern als trocken bis feucht zu bezeichnen. Dementsprechend sank das Redoxpotential auch nur von 550mV auf 400mV. Der als Ackerboden für Maisanpflanzungen genutzte Boden war mit fünf Prozent relativ reich an organischer Substanz für Ackerböden. Durch das Pflügen kam auch immer sehr viel Sauerstoff in den Boden, so daß hier aerobe Bedingungen vorlagen. Die Nitrifizierungsraten waren hier von allen gemessenen Probenahmestandorten am höchsten. Daher wurden trotz Düngemaßnahmen kaum hohe Ammoniumkonzentrationen gefunden, da das Ammonium sofort zu Nitrat nitrifiziert wurde. Im Gegensatz zum Ammonium hatte der Boden deshalb die höchsten Werte an Nitrat. Aber gerade weil die Nitratkonzentrationen und der organische Gehalt so hoch waren, fand hier auch eine nennenswerte Aktivität der Denitrifikanten statt. Trotzdem ist in diesem Boden sehr viel Stickstoff als Nitrat ins Grundwasser verloren gegangen. Nach den Baumaßnahmen waren in dem Boden kaum Nährstoffe zu finden. Sowohl die Nitrat, als auch die hohen Phosphatkonzentrationen waren nicht mehr vorhanden. Die erste Besiedlung des sandigen Kleinen Brögberner Teiches fand daher durch Pflanzen statt, die sich auf die nährstoffarmen Sandböden dieser Region spezialisiert hatten. Die mikrobielle Aktivität war nach den Baumaßnahmen sehr gering und nur die mikrobielle Biomasse stieg 1999 ein wenig an. Durch die fehlende Vegetation hatte die organische Substanz nicht nur nicht zugenommen, sondern abgenommen. Da der Boden immer noch als aerob zu bezeichnen ist, wurde auch noch ein Teil der organischen Substanz mineralisiert. Die Bodengenese findet hier wesentlich langsamer statt, als am Baccumer Bruch oder auch im Großen Brögberner Teich. Trotzdem wird sich hier in einigen Jahren eine Auenlandschaft etabliert haben. Durch die immer wechselnden Wasserstände wird der Boden ein typisches Auengley-Bodenprofil aufweisen. Es wurden hier Möglichkeiten geschaffen, nebeneinander aerobe und anaerobe Verhältnisse zu haben, die auch die Nitrifikation neben der Denitrifikation ermöglichen. Dadurch kann der Kleine Brögberner Teich einen großen Beitrag zur Nährstoffeliminierung der Frachten aus dem Schillingmanngraben leisten.

Der Ackerboden gegenüber dem Erlenbruch im Süden des Gebietes wurde als Vergleichsstandort während des gesamten Projektes mitgemessen. Dieser Boden war von den Maßnahmen nicht direkt betroffen. Obwohl der Grundwasserspiegel hier nicht angehoben wurde, sank das Redoxpotential von 600mV auf 450mV. Der Boden ist sehr gut belüftet und ist damit ein aerober Standort. Regelmäßig im Frühjahr steigen die Nährstoffkonzentrationen durch Gülledüngungen sehr stark an. Ein großer Teil des Ammoniums wird dann schnell zu Nitrat nitrifiziert. Aber da es in diesem Boden kaum Adsorptionsmöglichkeiten für die Nährstoffe gibt, gelangen sie relativ schnell ins Grundwasser. Das gilt an diesem Standort sowohl für Ammonium als auch für Nitrat. Daher sinken die Konzentrationen auch sehr schnell wieder ab. Über 50% der Stickstoffnährstoffe sind schon nach einem Monat aus dem Boden ins Grundwasser ausgewaschen worden. Durch die Düngungen weist der Boden auch die höchsten Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Phosphor an. Dieser gelangt aber nicht ins Grundwasser, so daß die hohen Phosphorkonzentrationen permanent vorhanden sind. Schwankungen, die z.B. durch den Einbau in die Biomasse der Nutzpflanzen hervorgerufen sein könnten, sind hier nicht zu erkennen. Die noch vorhandene organische Substanz wird langsam weiter mineralisiert, so

daß sie nur noch 1,7% der Trockensubstanz des Bodens ausmacht. Die Folgen für den Boden sind dramatisch. Der Wassergehalt hatte 1999 mit durchschnittlich nur sieben Prozent einen Tiefstand im gesamten Untersuchungszeitraum erreicht. An einigen Sonnentagen war der Boden fast ausgetrocknet. Diese Entwicklung kann man auch an den mikrobiologischen Parametern erkennen. Denn obwohl dieser Standort schon immer die niedrigsten Aktivitäten bei der Bodenatmung und der Dehydrogenase-Aktivität zeigte, nahmen diese im weiteren Verlauf der Jahre noch ab. Eine Aktivität war 1999 kaum noch vorhanden und auch die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse belegen, daß der Boden nur schwach belebt ist. Er dient nur noch dem Erzeugen von Nutzpflanzen, die aber ohne die regelmäßigen Düngungen nicht wachsen würden. Seine Funktionen als Wasser- bzw. Nährstoffspeicher und die Filterfunktionen hat dieser Boden längst vollständig eingebüßt.

3.2 Auswirkungen der Baumaßnahmen auf die Oberflächengewässer

Sehr hohe Nährstofffrachten wurden jahrzehntelang über den Lingener Mühlenbach in die Ems transportiert. Im Untersuchungsgebiet wurden die Nährstoffkonzentrationen noch durch die hohen Einträge aus den Fließgewässern Schillingmanngraben und Kaienfehngaben, an denen intensive Landwirtschaft betrieben wird, angereichert. Die Baumaßnahmen Großer Brögberner Teich, Schillingmanngraben, Lingener Mühlenbach und der Kleine Brögberner Teich wurden so ausgerichtet, daß sie alle einen Beitrag zur Nährstoffreduzierung leisten sollten. Da die Nährstoffe größtenteils durch das Auftragen von Gülle auf die Äcker und von dort aus in die Gewässer gelangen, werden auch gleichzeitig große Mengen an leicht abbaubaren organischen Materialien in die Fließgewässer verfrachtet. Durch das Aufweiten der Fließgewässer sollte erreicht werden, daß die Selbstreinigungskraft erhöht wird und die organischen Materialien abgebaut werden, ohne daß das Gewässer zu stark an Sauerstoff verarmt.

Ein dritter wichtiger Punkt sind die Einträge von halogenierten organischen Materialien. Diese als AOX gemessenen Stoffe werden in der Landwirtschaft als Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Weil diese in der Umwelt nicht so leicht durch die Mikroorganismen abgebaut werden, können sie sich in der Nahrungskette anreichern und schließlich auch für den Menschen zu gefährlichen Konzentrationen anwachsen. Der Kleine Brögberner Teich wurde so angelegt, daß hier für die Mikroorganismen spezielle Möglichkeiten zum Abbau dieser Stoffe gegeben wurden.

In diesem Abschnitt soll nun gezeigt werden, welche Auswirkungen die Baumaßnahmen auf die verschiedenen Frachten innerhalb der Fließgewässer haben. Daher werden in erster Linie die Probenahmepunkte Lingener Mühlenbach beim Eintritt und der Lingener Mühlenbach beim Austritt des Untersuchungsgebiet miteinander verglichen. Um aufzuzeigen inwieweit die Frachten innerhalb des Untersuchungsgebiet zu- bzw. abnehmen, werden auch die Probenahmeorte Schillingmanngraben am Baccumer Bruch, Schillingmanngraben vor dem Kleinen Brögberner Teich und der Kaienfehngaben mit aufgeführt.

Weil durch die Baumaßnahmen einige neue Gewässer entstanden sind, wurden auch neue Probenahmemeßstellen festgelegt. Dies betrifft einerseits den Großen Brögberner Teich, welcher 1995 fertiggestellt wurde, andererseits den Kleinen Brögberner Teich, dessen Bauphase 1997 beendet wurde. Aus diesem Grund werden die Ergebnisse auch unter dem Aspekt der einzelnen Teilbereiche

diskutiert. So werden der Große und der Kleine Brögberner Teich jeweils für sich besprochen, während die Ergebnisse der Fließgewässer Kaienfehngraben, Lingener Mühlenbach und Schillingmanngraben zusammen vorgestellt werden.

Der Probenahmestandort Großer Brögberner Teich wird getrennt im Kapitel 3.4 diskutiert.

3.2.1 Die Probenahmestandorte

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurden viele Probenahmepunkte mit unterschiedlichen Untersuchungsaspekten ausgewählt. Hier werden die zur Darstellung der Ergebnisse wichtigsten Probenahmepunkte aufgeführt (Abb. 56). Einen Gesamtüberblick über die einzelnen Probenahmeergebnisse bieten die Tabellen im Anhang.

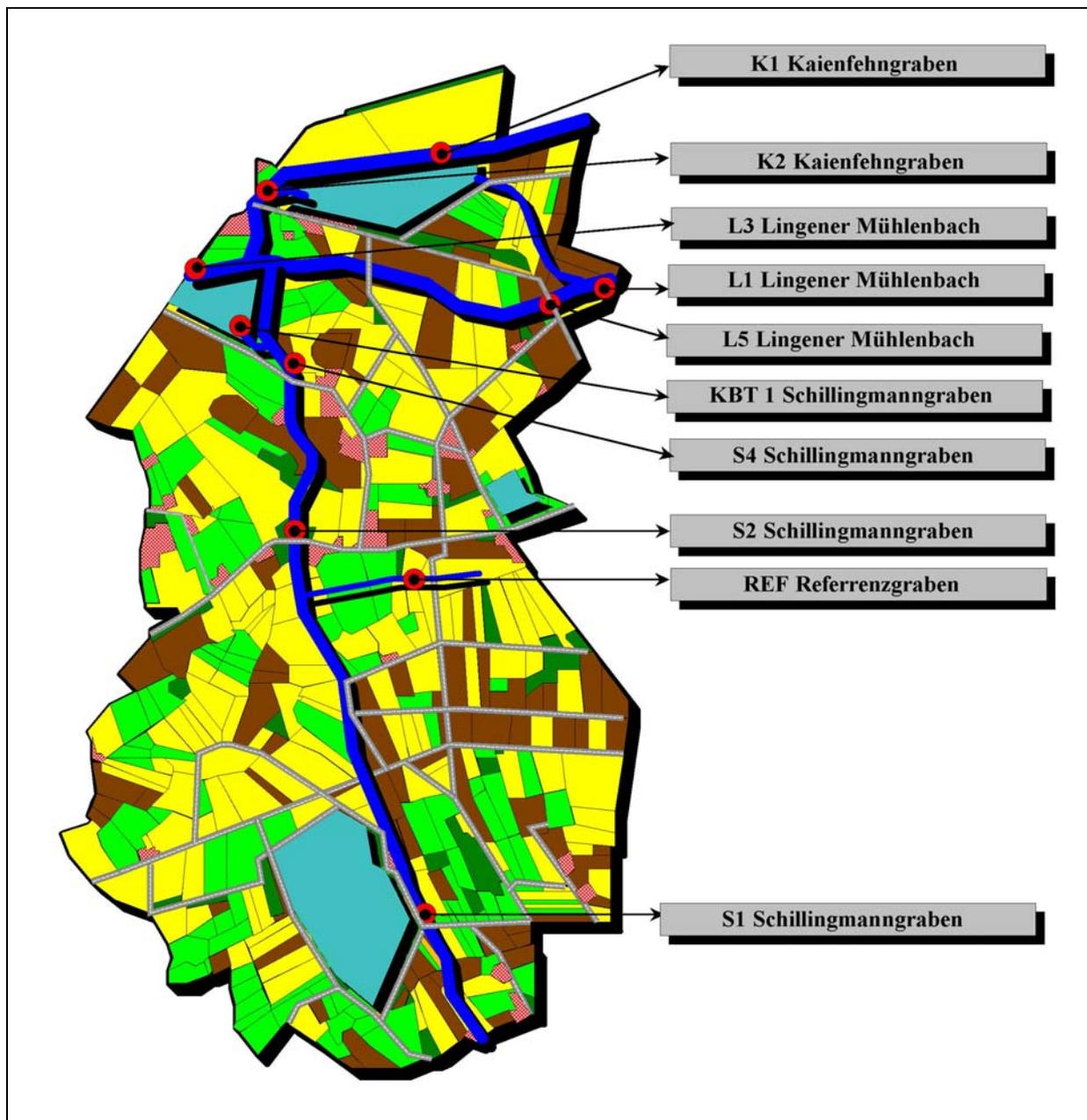


ABBILDUNG 56: FLIEßGEWÄSSERPROBENAHMEPUNKTE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

3.2.1.1 Probenahmepunkte im Lingener Mühlenbach

Der Lingener Mühlenbach durchfließt den Untersuchungsraum über eine Länge von 2,5 km mit einem Einzugsgebiet von 36,8qkm. Sein Gesamteinzugsgebiet beträgt 75 qkm. Er führt nordwestlich aus dem Gebiet heraus, bis er in Lingen in die Ems mündet. Durch die Umbaumaßnahmen wurde sein Verlauf etwas verändert. Ein großer Teil seines Wassers wird durch den Großen Brögberner Teich geleitet, um das Wasser dort von den Nährstoffen zu befreien, ein anderer Teil seines Wassers fließt in den Kleinen Brögberner Teich, damit dort überschüssige Pflanzenschutzmittel des Wassers beseitigt werden.

L1: Der Probenahmepunkt L1 im Lingener Mühlenbach ersetzte 1996 den Probenahmepunkt L5. Grund dafür war, daß ca. 100m östlich vom L5 der Zuleiter zum Großen Brögberner Teich entstanden war. Um eine Ausgangsbelastung des Lingener Mühlenbachs vor dem Großen Brögberner Teich und im Gegensatz zum L3 zu bekommen wurde diese Verlegung des Probenahmeortes durchgeführt. Der Probenahmepunkt befindet sich direkt vor der Verzweigung zwischen zwei landwirtschaftlich genutzten Feldern. Gleich dahinter beginnen in Fließrichtung die ersten naturnahen Ausbauten des Lingener Mühlenbachs. Der gesamte Zuleiter zum Großen Brögberner Teich wurde naturnah konstruiert.

L5: Dieser Probenahmepunkt des Lingener Mühlenbachs wurde von 1990 bis Ende 1994 beprobt. Er befindet sich bei der östlichen Brücke des Untersuchungsgebietes. Dieser Probenahmeort diente bis Ende 1994 als Belastungsausgangspunkt beim Eintritt des Wassers in das Untersuchungsgebiet.



L3: Der Probenahmepunkt Lingener Mühlenbach befindet sich in der an der westlichen Brücke des Untersuchungsgebietes (Abb. 57). Dieser Probenahmepunkt diente von 1990 bis Ende 1999 als Endbelastung des Lingener Mühlenbachs beim Verlassen des Untersuchungsgebietes.

ABBILDUNG 57: DER PROBEAHMEPUNKT L3

3.2.1.2 Probenahmepunkte im Schillingmanngraben

Der Schillingmanngraben beginnt südlich von Baccum und durchzieht den Untersuchungsraum von Süden nach Norden. Dort mündet er schließlich in den Kleinen Brögberner Teich. Sein Einzugsgebiet von 10,26qkm auf 3,5km Länge liegt größtenteils im Untersuchungsgebiet. Vor den Umbaumaßnahmen lief sein Wasser direkt in den Lingener Mühlenbach. Nun wird es erst noch durch den Kleinen Brögberner Teich geleitet.



S1: Der Probenahmepunkt S1 liegt ca. 1,22km von Baccum entfernt am Baccumer Bruch (Abb. 58). An dieser Stelle hat der Schillingmanngraben eine Breite von 0,9m und eine durchschnittliche Wassertiefe von 0,3m. Er ist der erste Probenahmepunkt des Schillingmanngraben in Fließrichtung. Mit den Werten dieses Probenahmestandortes kann man vergleichen, ob sich die Konzentrationen an Nähr- bzw. Schadstoffen erhöhen oder abnehmen. So kann eine Einschätzung über das Selbstreinigungsvermögen des Schillingmanngraben über mehrere Jahre hinweg gemacht werden. Der S1 ist von 1990 bis Ende 1999 beprobt worden.

ABBILDUNG 58: DER PROBENAHPUNKT S1

S2: Der Probenahmestandort folgt noch 2,87km und liegt bei Flußkilometer 3,09 nördlich der Lengericher Straße bei Brockhausen. In diesem Abschnitt hat der Schillingmanngraben eine Breite von 2,10m und eine durchschnittliche Wassertiefe von 0,3m. Dieser Probenahmepunkt befindet sich fast in der Mitte zwischen dem S1 und dem Eintritt in den Lingener Mühlenbach.

S4: Der S4 folgt nach weiteren 0,79km und liegt bei Flußkilometer 3,88. An dieser Stelle hat der Schillingmanngraben eine Breite von 1,2m und eine durchschnittliche Wassertiefe von 0,3m. Während der Frühjahrsperiode nimmt der Pflanzenbewuchs sowohl an der Böschung als auch auf dem Gewässerboden stark zu, wobei das Gewässer nicht verkrautet. Der Graben ist durch westlich angrenzende Büsche teilweise beschattet. Die Böschungskante ist relativ steil. Während im Westen ein Biotop mit zwei kleinen Teichen liegt, grenzt im Osten eine Ackerfläche an, auf der Getreide angebaut wird.



KBT1: Dieser neu eingerichtete Probenahmepunkt beim Einlauf des Schillingmanngraben in den Kleinen Brögberner Teich ersetzte 1998 den S4 (Abb. 59). Der Grund war, daß man eine genaue Gewässerbeschaffenheit des Schillingmanngraben beim Einlauf in den Kleinen Brögberner Teich haben wollte, um die im Kleinen Brögberner Teich stattfindenden Veränderungen feststellen zu können. Der Schillingmanngraben ist an dieser Stelle ca. 2m breit und wird durch den Abfall des Geländes über ein steiniges Gewässerbett mit Sauerstoff angereichert.

ABBILDUNG 59: DER PROBENAHPUNKT KBT 1

3.2.1.3 Probenahmepunkte im Kaienfehngraben

Der Kaienfehngraben bildet im Norden die Grenze des Planungsgebietes. Er fließt parallel zum Lingener Mühlenbach von Ost nach West und hat ein Einzugsgebiet von 6,4qkm. Der

Kaienfehngraben mündet in das größte und einzige natürliche Fließgewässer, den Lingener Mühlenbach. Der Kaienfehngraben ist von den Umbaumaßnahmen nicht betroffen.



K1: Dieser Probenahmepunkt im Kaienfehngraben wurde bis 1996 beprobt (Abb. 60). Er liegt nördlich direkt über dem Großen Brögberner Teich. Der Kaienfehngraben ist an dieser Stelle völlig begradigt und wird durch den nicht vorhandenen Uferrandstreifen im Sommer auf Lufttemperatur aufgeheizt.

ABBILDUNG 60: DER PROBENAHMEPUNKT K1



K2: Der K2 ersetzte 1996 den K1. Dieser Probenahmepunkt im Kaienfehngraben liegt direkt hinter dem Ablauf des Wassers des Großen Brögberner Teiches (Abb. 61). Auch hier ist der Kaienfehngraben ca. 2m breit, aber ab hier ist das ca. 100m lange Stück zum Lingener Mühlenbach naturnah umgebaut worden.

ABBILDUNG 61: DER PROBENAHMEPUNKT K2

3.2.1.4 Der Referenzprobenahmepunkt



Ref: Der Referenzprobenahmepunkt ist ein kleiner Graben, der zwischen zwei Ackerfeldern liegt (Abb. 62). Er ist nur 1m breit und besitzt eine geringe Fließgeschwindigkeit. Im Sommer ist er von Austrocknung bedroht.

ABBILDUNG 62: DER PROBENAHMEPUNKT REF

3.2.2 Die Ergebnisse für die Fließgewässer

3.2.2.1 Die Nährstoffe

3.2.2.1.1 Ammonium

In den Untersuchungen aus der Vorphase geht deutlich hervor, daß große Mengen an Ammonium innerhalb der Fließgewässer transportiert wurden. Dabei wurde der Lingener Mühlenbach innerhalb des Gebietes noch stark mit Ammoniumfrachten aus dem Schillingmanngraben und dem

Kaienfehngraben angereichert. In jedem Jahr war die Konzentration an Ammonium am Ausgang des Gebietes (L3) größer als am Eingang des Gebietes (L1) (Abb. 63).

Erstaunlich ist der Rückgang der eingetragenen Menge an Ammonium am Eingang des Gebietes seit dem Jahr 1996. Hierfür kann keine Erklärung gegeben werden. Trotz des minimalen Eintrages kommen noch relativ große Konzentrationen an Ammonium aus dem Schillingmanngraben und gelangen in den Lingener Mühlenbach.

Gut zu erkennen ist die Selbstreinigungskraft dieses Fließgewässers 1998 und 1999. In beiden Jahren nimmt die Konzentration an Ammonium vom südlichen Meßpunkt am Baccumer Bruch (S1) zum nördlichen Meßpunkt Kleiner Brögberner Teich (S4) ab. Dies ist sicherlich ein Verdienst der Aufweitung des Grabenprofils. Eine Zunahme der Konzentration an Ammonium erfolgt schon deshalb nicht, weil durch das Anlegen der Uferrandstreifen am Schillingmanngraben die Nährstoffe nicht mehr so leicht durch direkten Eintrag, oder auch durch das Auswaschen bei Niederschlägen, aus den umliegenden Ackerböden in das Gewässer gelangen können. Das Wasser des Kaienfehngrabens hat lange nicht mehr so hohe Konzentrationen wie in der Vorphase, da es durch das Wasser aus dem Brögberner Teich verdünnt wird. 1997 war die Konzentration an Ammonium zum ersten mal am Ausgang des Gebietes kleiner als am Eingang. Leider erfolgte 1999 wieder eine Vergrößerung der Konzentration, da die Ammoniumfrachten sowohl im Schillingmanngraben, als auch im Kaienfehngraben anstiegen.

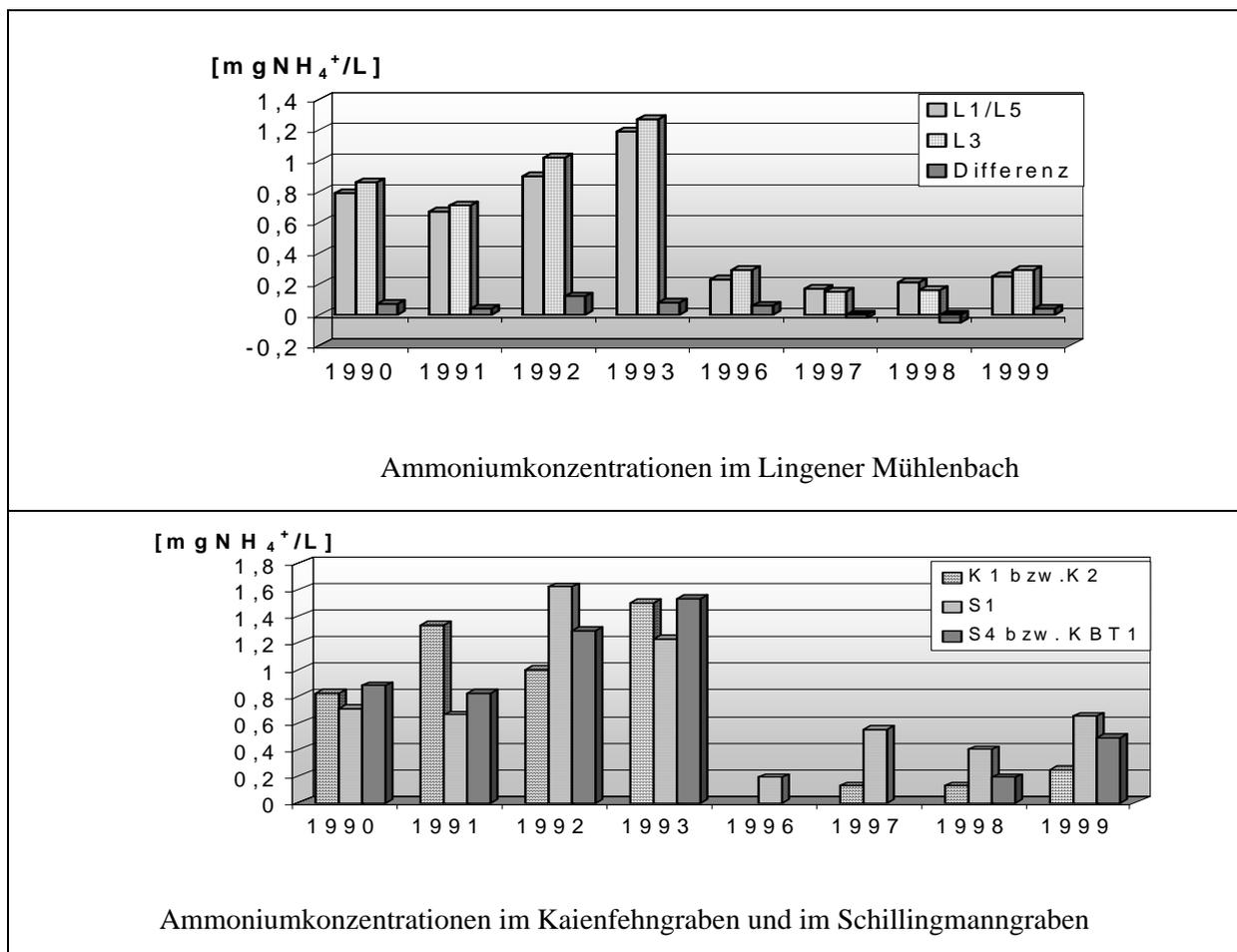


ABBILDUNG 63: DURCHSCHNITTliche AMMONIUMKONZENTRATIONEN IN DEN FLIEßGEWÄSSERN

Der Vergleich der Ammoniumgehalte der Jahre 1992 und 1999 belegt die Reduzierung der Nährstofffrachten über den Schillingmanngraben (Abb. 64).

Zwar kann man noch immer die hohen Einträge in der Frühjahrsmonaten durch das Ausbringen der Gülle erkennen, aber die Konzentrationen sind heute lange nicht mehr so hoch wie noch 1992. Gerade zwischen Baccum und Brockhausen fanden zahlreiche Baumaßnahmen statt. Die hier zum Einsatz gekommenen Uferandstreifen lassen einen Teil des Ammoniums nicht mehr direkt in das Gewässer gelangen. Der Bau der Kolke und Altarme ermöglicht auch eine verbesserte Selbstreinigung dieses Fließgewässers.

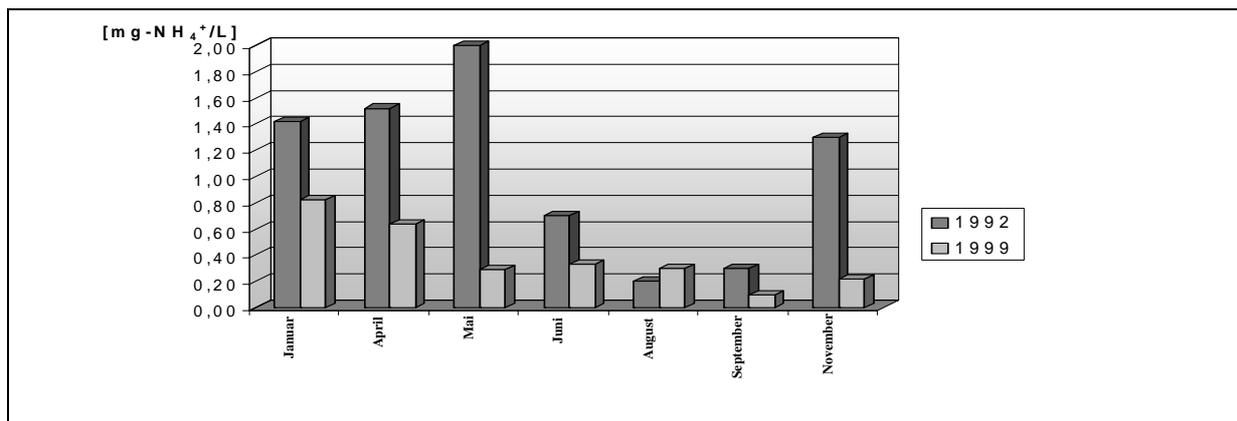


ABBILDUNG 64: AMMONIUMGEHALTE IM SMG (S2) BEI BROCKHAUSEN 1992 UND 1999

3.2.2.1.2 Nitrat

Im Gegensatz zu den Ammoniumkonzentrationen verringerte sich die Nitratfracht am Eingang des Gebietes von 1993 nach 1996 nicht besonders stark. Daher können hier ganz eindeutige Erfolge der Maßnahmen gezeigt werden:

Wie man auf der Abb. 65 sehr gut erkennen kann, erhöhte sich die Konzentration an Nitrat innerhalb des Gebietes 1992 um ca. 25% und 1993 um ca. 15%. Dies ist auf die sehr hohen Einträge aus dem Kaienfehngaben zurückzuführen.

Mit dem Rückgang der Konzentrationen innerhalb des Kaienfehngabens und auch des Schillingmanngrabens ist auch die Nitratkonzentration vom Eingang zum Ausgang des Gebietes hin verringert worden. 1996 konnte eine Verringerung der Nitratkonzentration von ca. 20% und in den darauf folgenden Jahren sogar über 30% nachgewiesen werden. An den Werten von 1998 und 1999 bei den Probenahmepunkten S1 und S4 kann man sehr schön den Zusammenhang zwischen Nitrifikation und den physikalischen Parametern erkennen. 1998 nahm die Konzentration des Ammonium vom Baccumer Bruch zum Kleinen Brögberner Teich stark ab. Gleichzeitig stieg die Konzentration an Nitrat leicht an. Stichpunktartige Messungen des Redoxpotentials ergaben einen Wert von +370mV. Bei diesem Redoxpotential wird Ammonium gerade noch zu Nitrat oxidiert. 1999 ist die Abnahme der Ammoniumkonzentration nicht so stark. Das gemessene Redoxpotential betrug am Baccumer Bruch nur +291 mV. Beim Standort Kleiner Brögberner Teich wurde dann nur noch ein Redoxpotential von +215mV gemessen. Bei diesem Redoxpotential findet schon eine Denitrifikation

von Nitrat zu gasförmigen Stickstoff statt. Deshalb wird auch eine Verringerung der Nitratkonzentration vom Probenahmeort Baccumer Bruch zum Kleinen Brögberner Teich hin festgestellt. Die Fähigkeit, sich selbst von den stickstoffhaltigen Nährstoffen zu befreien, ist dem Schillingmanngraben also gegeben. Er besitzt eine Selbstreinigungskraft. Wie beim Schillingmanngraben kann auch beim Lingener Mühlenbach davon ausgegangen werden, daß eine Selbstreinigungskraft vorhanden ist, da die Reduzierung von über 30% Nitrat nicht allein auf die Verdünnungseffekte zurückzuführen ist.

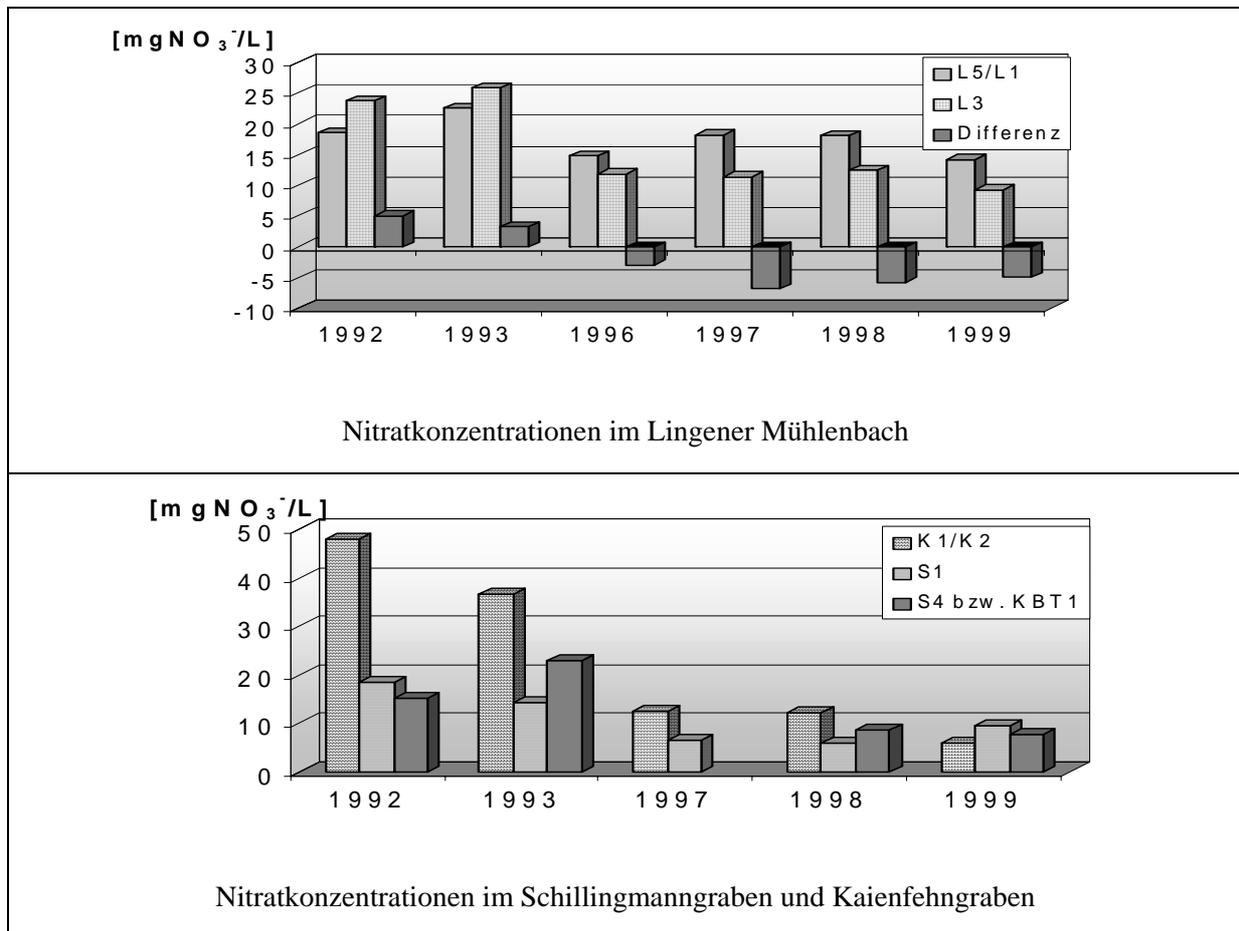


ABBILDUNG 65: DURCHSCHNITTLICHE NITRATKONZENTRATIONEN IN DEN FLIEßGEWÄSSERN

Die angelegten Uferrandstreifen machen sich sowohl am Schillingmanngraben als auch beim Lingener Mühlenbach bemerkbar, da es kaum zu einer Anreicherung von Nitrat kommt. Der Verdünnungseffekt, den der Ablauf des Großen Brögberner Teich auf den Kaienfehgraben hat, macht sich bei den niedrigen Konzentrationen des Kaienfehgrabens nach der Vereinigung stark bemerkbar. Wie auch bei den Ammoniumgehalten belegen die Nitratkonzentrationen der Jahre 1992 und 1999 die Reduzierung der Nährstofffrachten über den Schillingmanngraben (Abb. 66). Hier sieht man deutlich, daß Nitrat verstärkt am Anfang und am Ende des Jahres in den Schillingmanngraben gelangt. Aber auch beim Nitrat erweisen sich die Baumaßnahmen als erfolgreich. Die Nitratkonzentrationen waren 1999 wesentlich geringer als noch 1992.

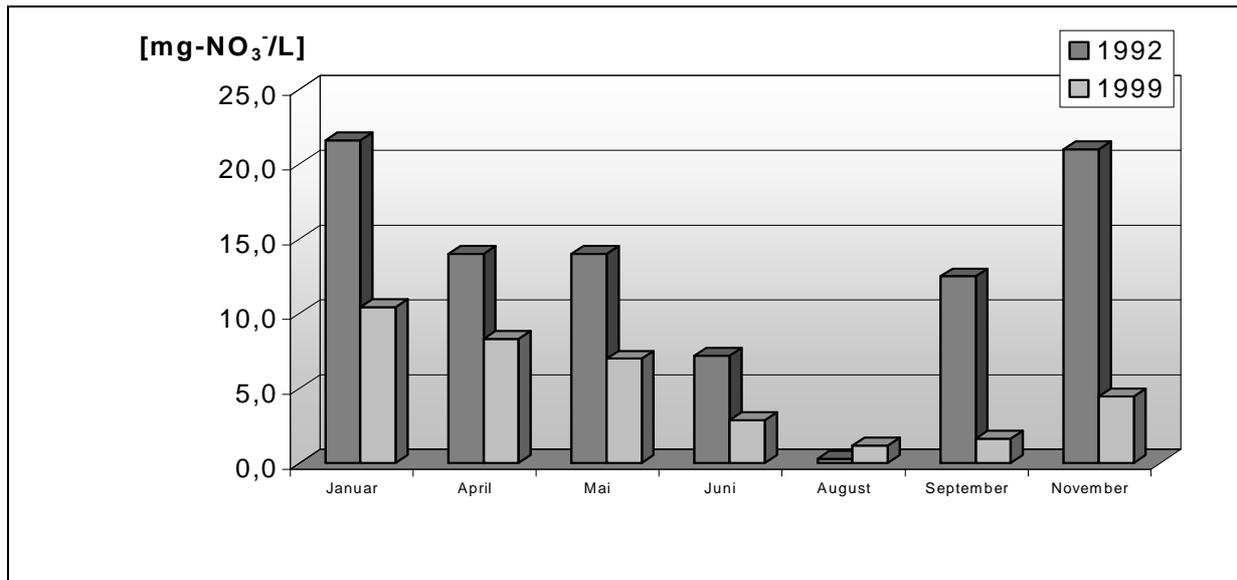


ABBILDUNG 66: NITRATGEHALTE IM SMG (S2) BEI BROCKHAUSEN 1992 UND 1999

3.2.2.1.3 Phosphat

Im Gegensatz zu den Parametern Ammonium und Nitrat kann beim dem löslichen ortho-Phosphat noch keine eindeutige Verbesserung der Gewässerqualität vom Eintritt in das Gebiet bis zum Austritt aufgezeigt werden (Abb. 67). Eine Parallele zu den Ammonium-Parametern ist der Abfall der Konzentration an Phosphat von 1993 zu 1996. Während in den Jahren der Vorphase die Phosphatkonzentration sowohl am Eintritt, als auch am Ausgang des Gebietes von 1990-1992 deutlich Werte über 0,2mg/L annahm, sank sie zwischen 1996 bis 1999 auf ~0,1mg/L. Einzige Ausnahme ist das Jahr 1997. In diesem Jahr sind gerade am Anfang des Jahres große Konzentrationen an Phosphat in das Gebiet gelangt. Diese wurden aber zum Teil im Großen Brögberner Teich abgefangen und sedimentiert.

Durch die Mineralisation der stark phosphathaltigen Algen aus dem Jahr 1996 wurde dann aber ein Großteil des schon biogen festgelegten Phosphates mobilisiert. Durch die Mineralisation fiel das Redoxpotential im Großen Brögberner Teich, so daß ein Teil des sedimentierten Eisen(III)Phosphats reduziert und damit auch wieder mobilisiert wurde. Dieses mobilisierte Phosphat trug zu den hohen Konzentrationen im August am Ausgang des Gebietes bei. Trotz dieser Schwierigkeiten im großen Brögberner Teich und einer immens hohen Phosphatfracht aus dem Schillingmanngraben war die gemessene Durchschnittskonzentration beim Eintritt des Lingener Mühlenbachs in das Untersuchungsgebiet größer als am Ausgang. Leider wurden 1996 keine Probenahmen am Kleinen Brögberner Teich vorgenommen, weil dieser zur der Zeit umgebaut wurde. Daß eine Abnahme der Phosphatkonzentration innerhalb des Schillingmanngraben stattgefunden hat, ist wahrscheinlich. Wie aber die hohen Konzentrationen 1998 und 1999 an den Meßstellen des Schillingmanngraben und des Kaienfehngaben belegen, kann eine Reduzierung bzw. eine Stagnation der Phosphatfracht des Lingener Mühlenbachs beim Durchfließen des Gebietes nur erreicht werden, wenn große Teile der Phosphatfracht des Lingener Mühlenbachs im Großen Brögberner Teich und die des Schillingmanngraben im Kleinen Brögberner Teich als Eisen(III)Phosphat festgelegt werden.

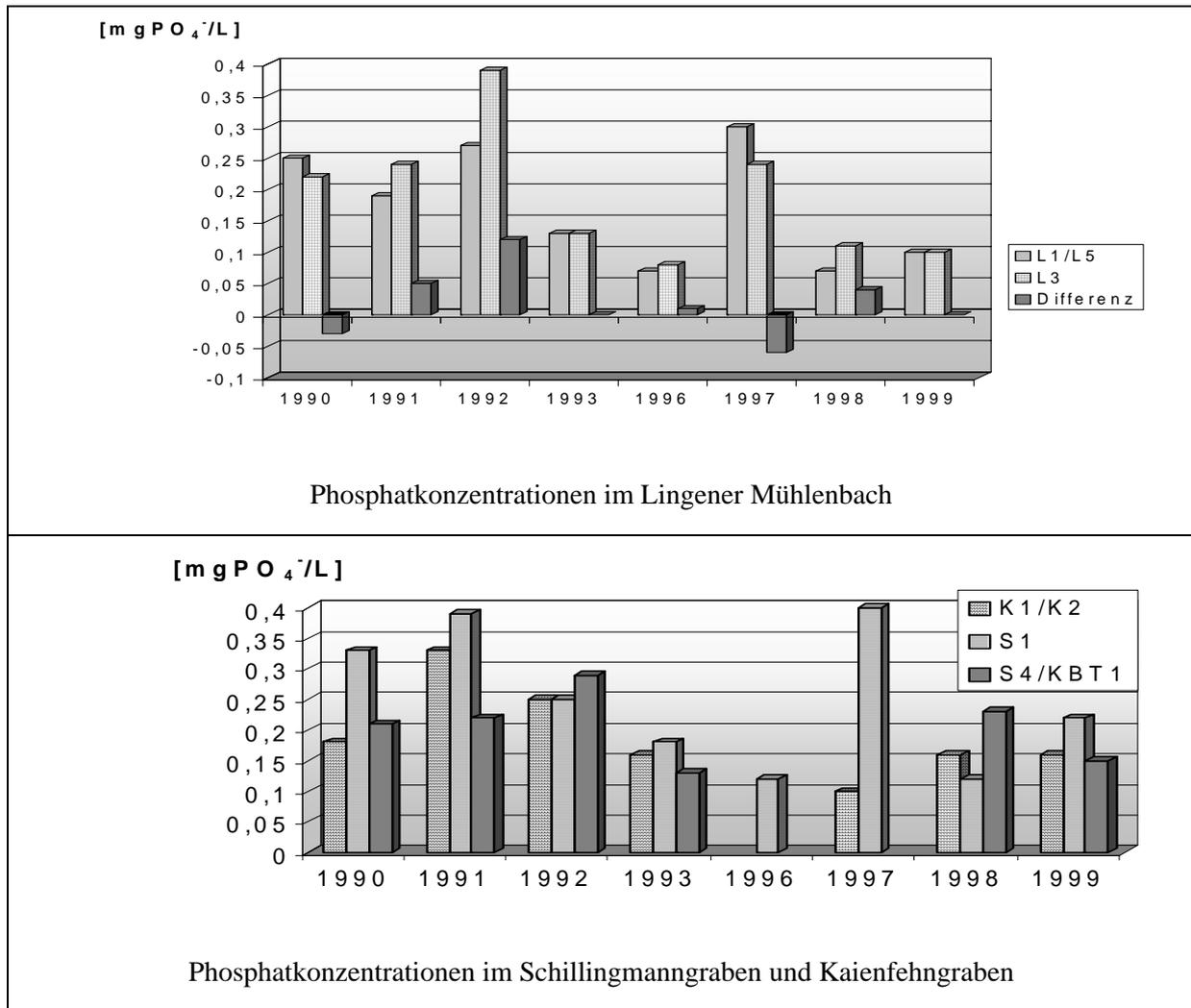


ABBILDUNG 67: DURCHSCHNITTLICHE PHOSPHATGEHALTE DER FLIEßGEWÄSSER

3.2.2.2 Physikalische Parameter

3.2.2.2.1 pH-Wert

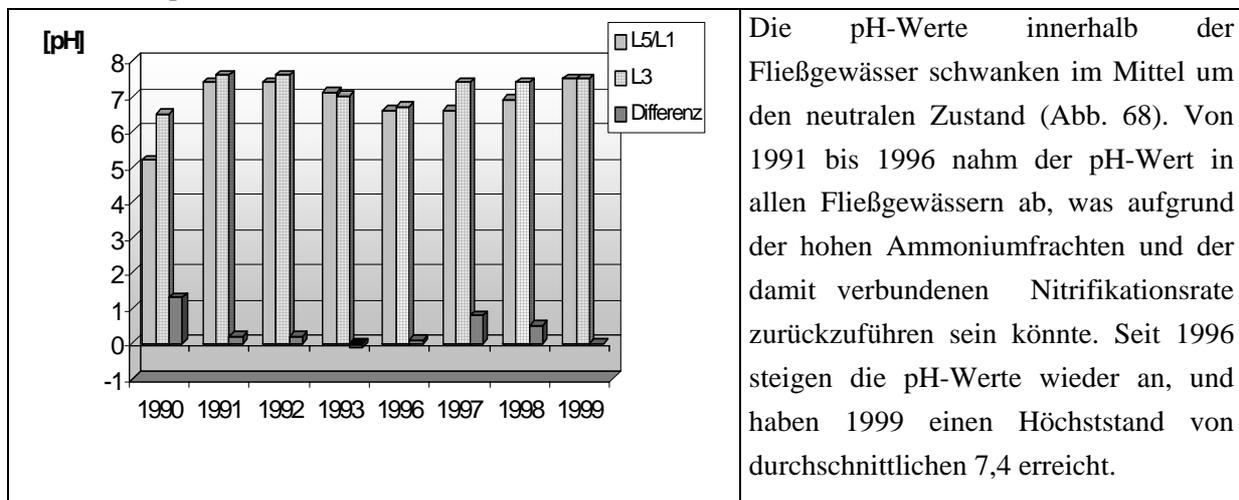


ABBILDUNG 68: DURCHSCHNITTLICHE pH-WERTE IM LINGENER MÜHLENBACH

3.2.2.2 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit des Wassers des Lingener Mühlenbachs erhöhte sich von 1991 bis 1993 kontinuierlich. Die Konzentrationen der leitenden Ionen wurde durch die Frachten aus dem Schillingmanngraben und den Kaienfehngraben noch deutlich erhöht (Abb. 69). Seit 1996 werden gerade diese Differenzen der Leitfähigkeit zwischen Eintritt und Austritt aus dem Gebiet immer kleiner. Eine Ausnahme bildete das Jahr 1997, in dem die Leitfähigkeit hauptsächlich durch die hohen Konzentrationen des Schillingmanngrabens erhöht wurde. 1998 und 1999 erfolgte nur noch eine sehr geringe Erhöhung der Leitfähigkeit innerhalb des Gebietes. 1999 verließ das Wasser des Lingener Mühlenbachs das Gebiet mit der geringsten Leitfähigkeit des Untersuchungszeitraumes. Einen sehr großen Beitrag zur verbleibenden Leitfähigkeit liefert seit der Fertigstellung des Großen Brögberner Teiches der Kaienfehngraben. Die Leitfähigkeiten sind gerade beim Großen Brögberner Teich deutlich zurückgegangen. Beim Schillingmanngraben sind die Werte am Meßpunkt S1 südlich des Baccumer Bruchs immer noch sehr hoch. Doch aufgrund der Baumaßnahmen kann eine deutliche Abnahme der Leitfähigkeit von Süden nach Norden festgestellt werden, so daß der Eintrag in den Lingener Mühlenbach nicht mehr so groß ist.

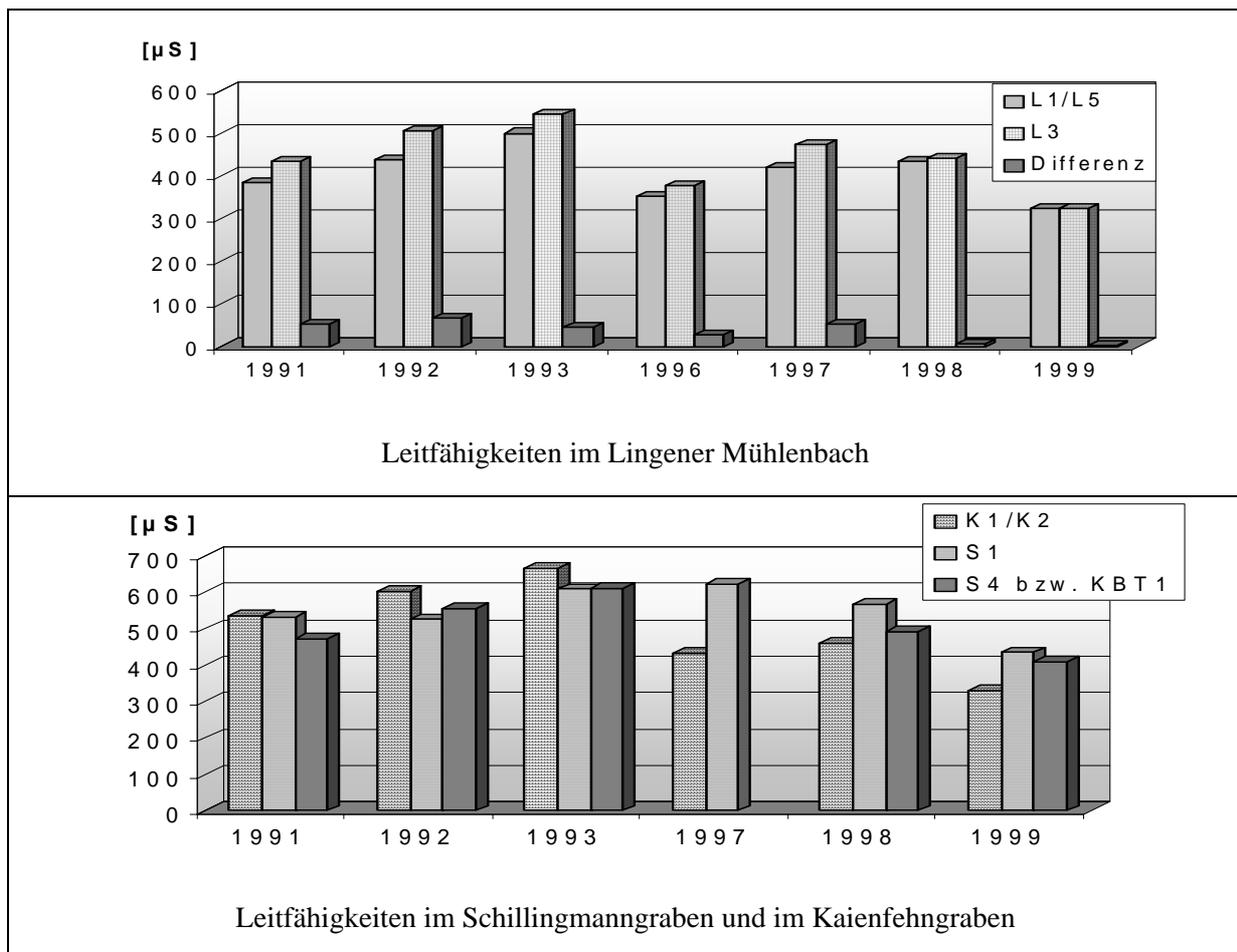


ABBILDUNG 69: DURCHSCHNITTliche LEITFÄHIGKEITEN IN DEN FLIEßGEWÄSSERN

3.2.2.2.3 Sauerstoffsättigung

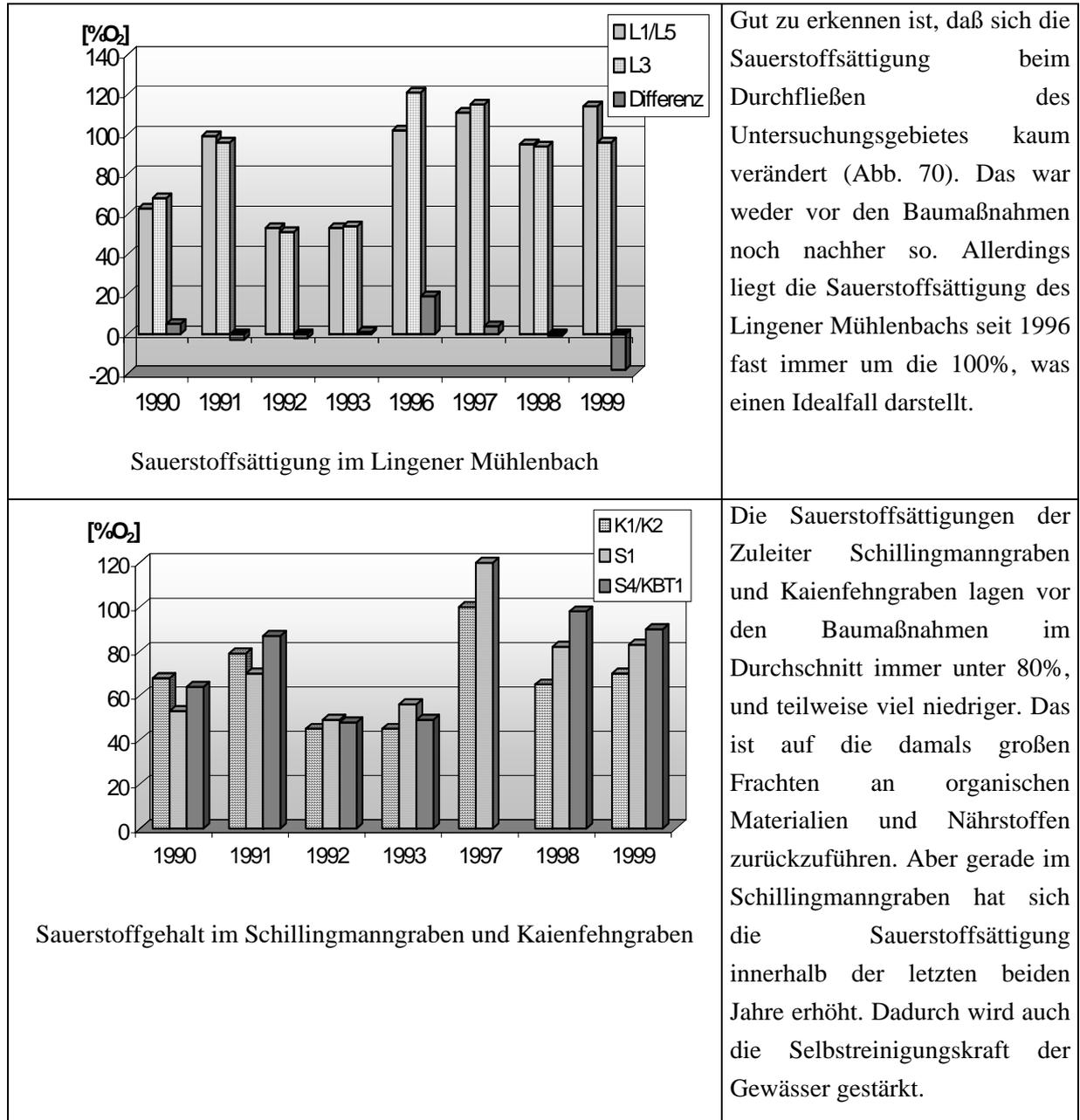
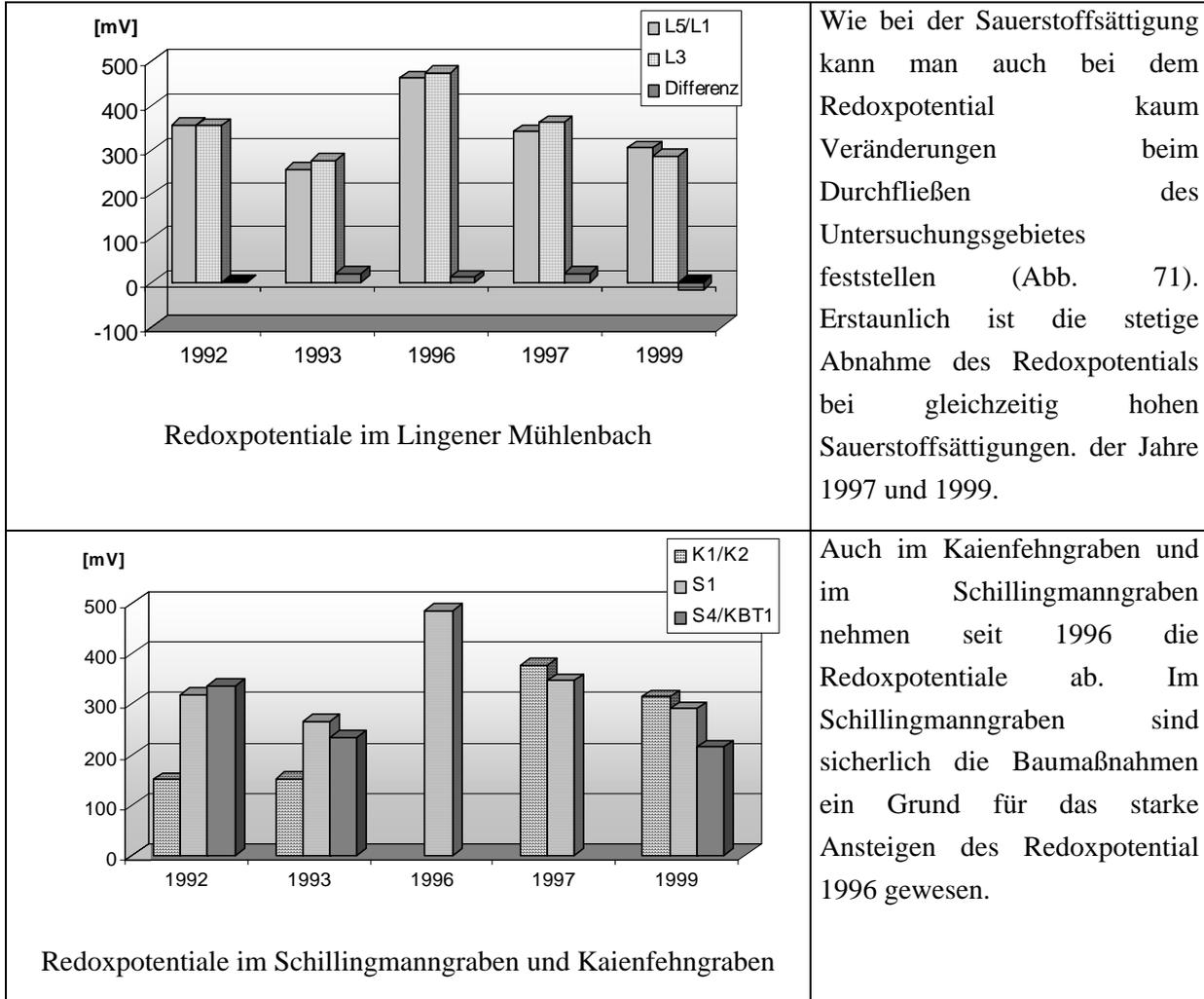


ABBILDUNG 70: DURCHSCHNITTLICHE SAUERSTOFFSÄTTIGUNGEN DER FLIEßGEWÄSSER

3.2.2.2.4 Redoxpotential:



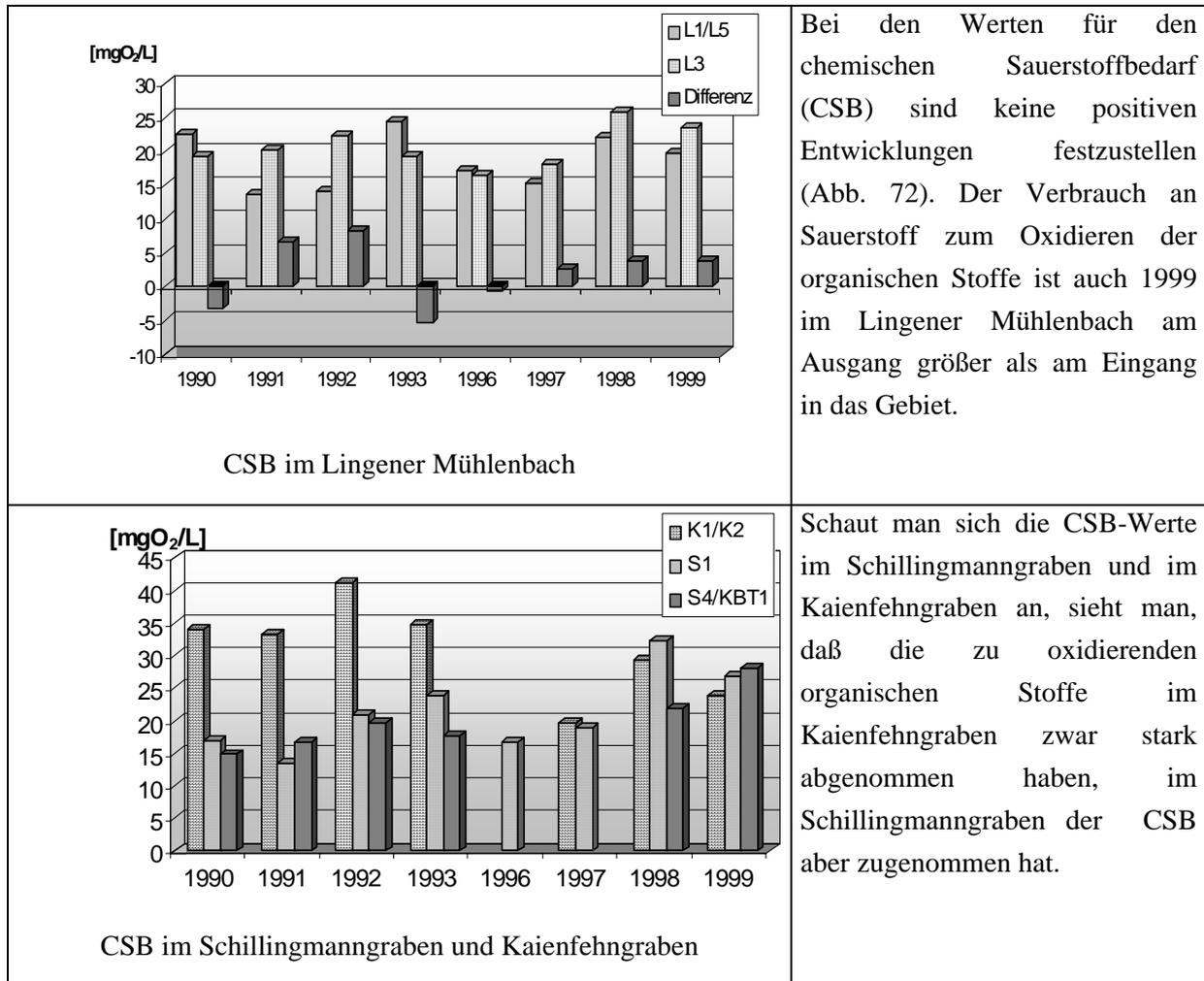
Wie bei der Sauerstoffsättigung kann man auch bei dem Redoxpotential kaum Veränderungen beim Durchfließen des Untersuchungsgebietes feststellen (Abb. 71). Erstaunlich ist die stetige Abnahme des Redoxpotentials bei gleichzeitig hohen Sauerstoffsättigungen. der Jahre 1997 und 1999.

Auch im Kaienfehngraben und im Schillingmanngraben nehmen seit 1996 die Redoxpotentiale ab. Im Schillingmanngraben sind sicherlich die Baumaßnahmen ein Grund für das starke Ansteigen des Redoxpotential 1996 gewesen.

ABBILDUNG 71: DURCHSCHNITTICHE REDOXPOTENTIALE IN DEN FLIEBGEWÄSSERN

3.2.2.3 Organika

3.2.2.3.1 CSB



Bei den Werten für den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) sind keine positiven Entwicklungen festzustellen (Abb. 72). Der Verbrauch an Sauerstoff zum Oxidieren der organischen Stoffe ist auch 1999 im Lingener Mühlenbach am Ausgang größer als am Eingang in das Gebiet.

Schaut man sich die CSB-Werte im Schillingmanngraben und im Kaienfehgraben an, sieht man, daß die zu oxidierenden organischen Stoffe im Kaienfehgraben zwar stark abgenommen haben, im Schillingmanngraben der CSB aber zugenommen hat.

ABBILDUNG 72: DURCHSCHNITTLICHER CSB IN DEN FLIEßGEWÄSSERN

3.2.2.3.2 AOX

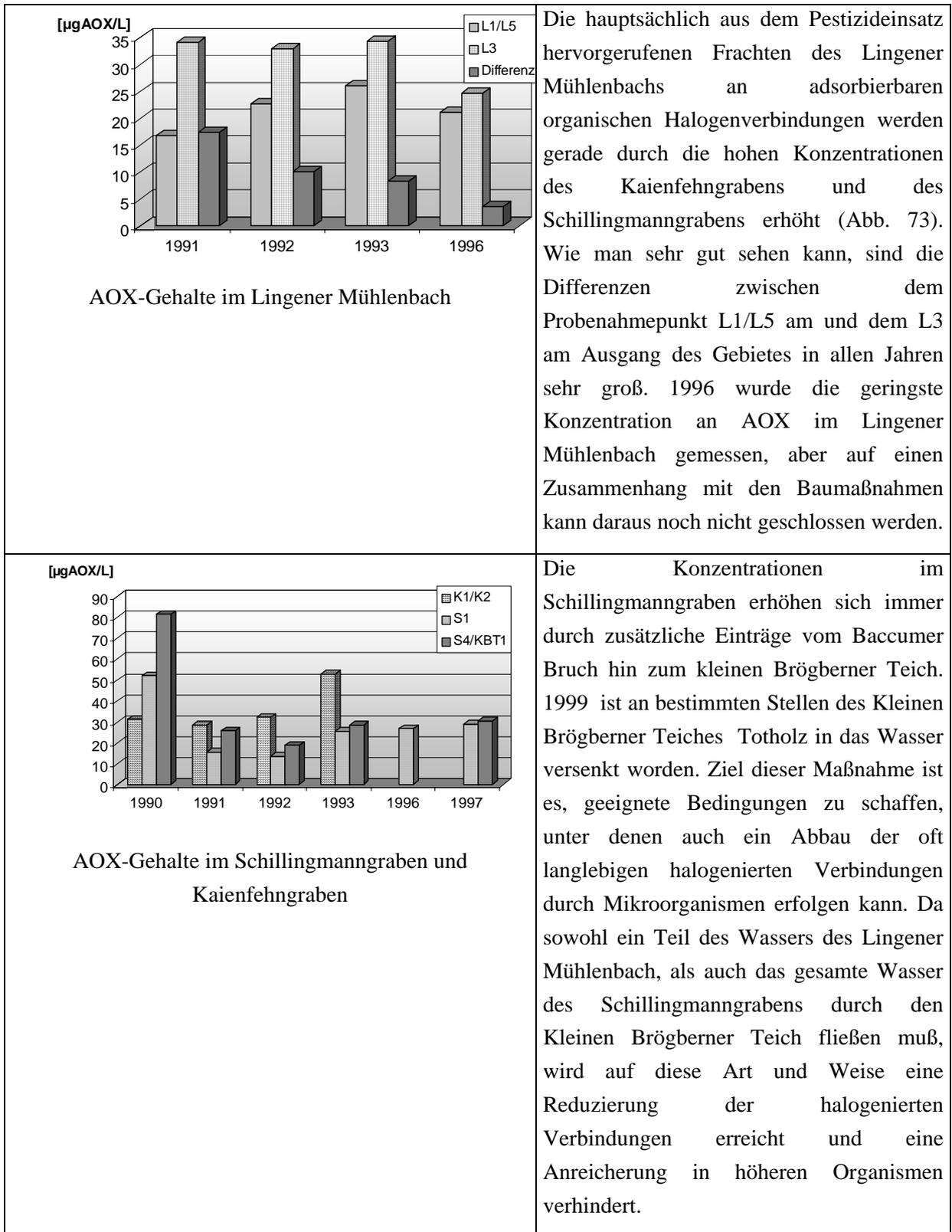


ABBILDUNG 73: DURCHSCHNITTliche AOX-GEHALTE IN DEN FLIEßGEWÄSSERN

3.2.3 Der Kaienfehngraben: Ein Gewässer wird verdünnt

Nachdem die Baumaßnahmen im Großen Brögberner Teich abgeschlossen waren, sind am Kaienfehngraben über zwei Jahre zwei Probenahmeorte beobachtet worden. Der eine ist der alte K1 mitten im Kaienfehngraben, der zweite ist der K2, der sich direkt an der Zusammenführung des Wassers aus dem Großen Brögberner Teich und dem Wasser des Kaienfehngabens befindet. Der Kaienfehngraben wurde nicht in seiner Geradlinigkeit verändert. Positive Veränderungen sind hier deshalb nicht zu erwarten. Da aber davon ausgegangen wird, daß sich das Wasser des Großen Brögberner Teiches, Probenahmeort G6, in einem saubereren Zustand als der Kaienfehngraben befindet, ist es interessant, die Ergebnisse der physikalischen und chemischen Messungen des Kaienfehngabens vor und nach der Vereinigung zu vergleichen. Macht sich überhaupt eine Verdünnung bemerkbar?

3.2.3.1 Die Nährstoffe:

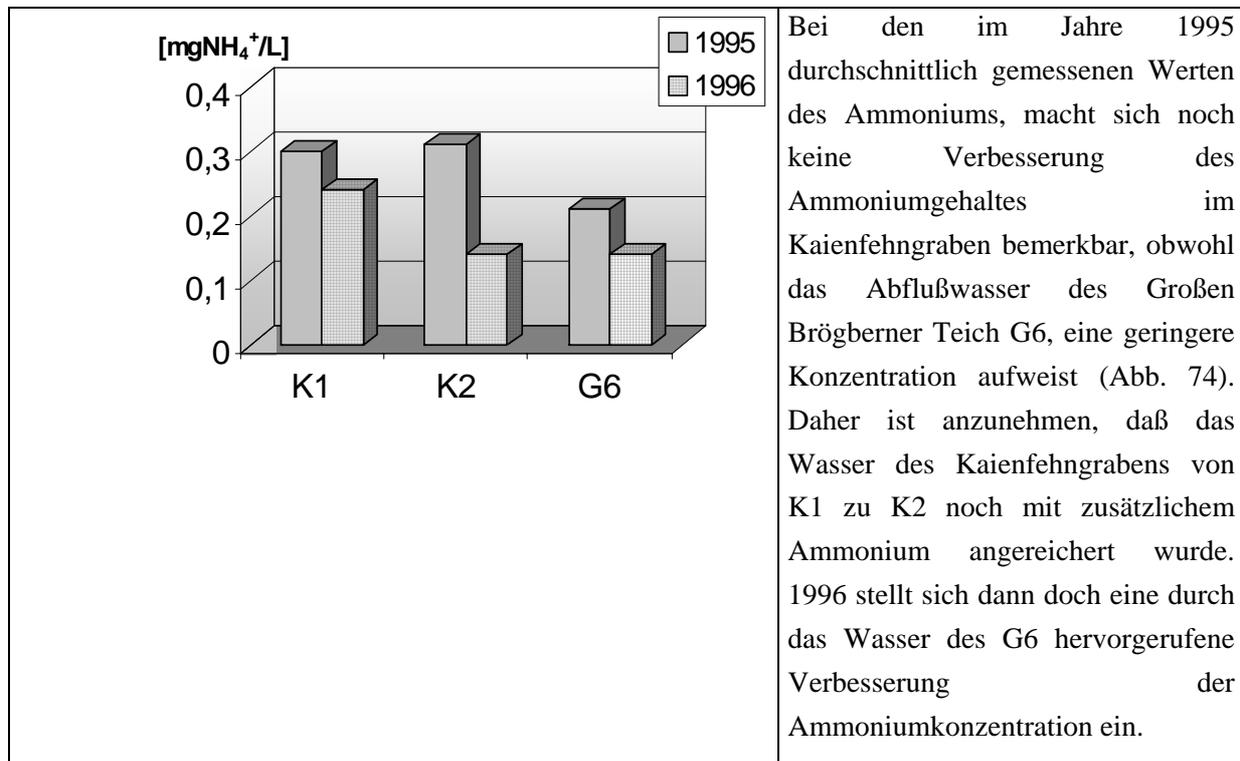


ABBILDUNG 74: AMMONIUMGEHALTE IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996

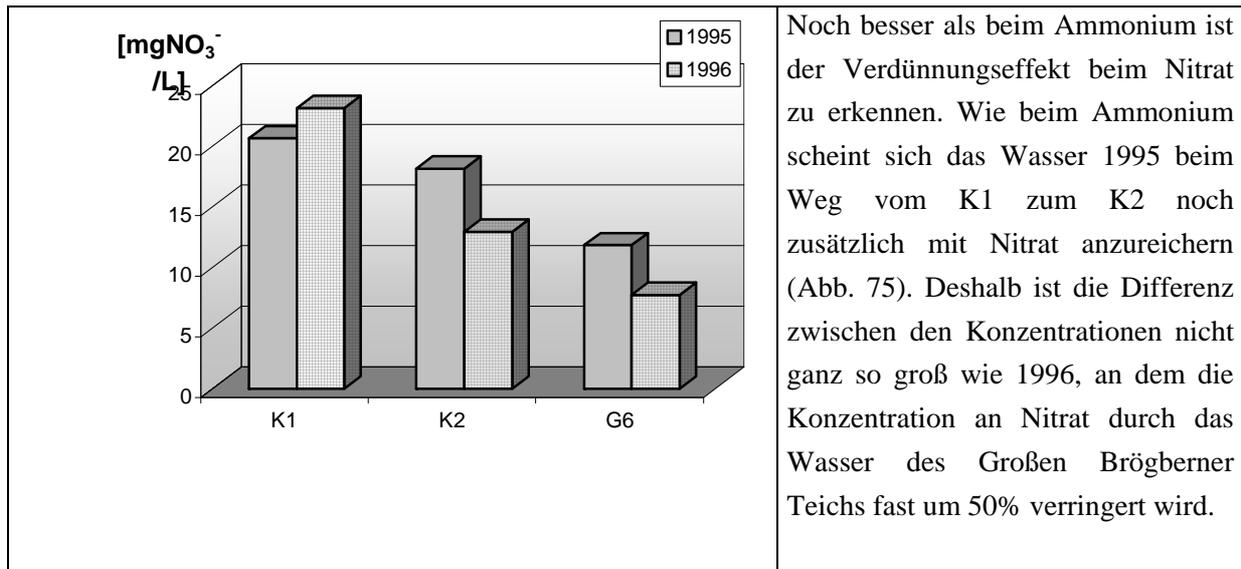


ABBILDUNG 75: NITRATGEHALTE IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996

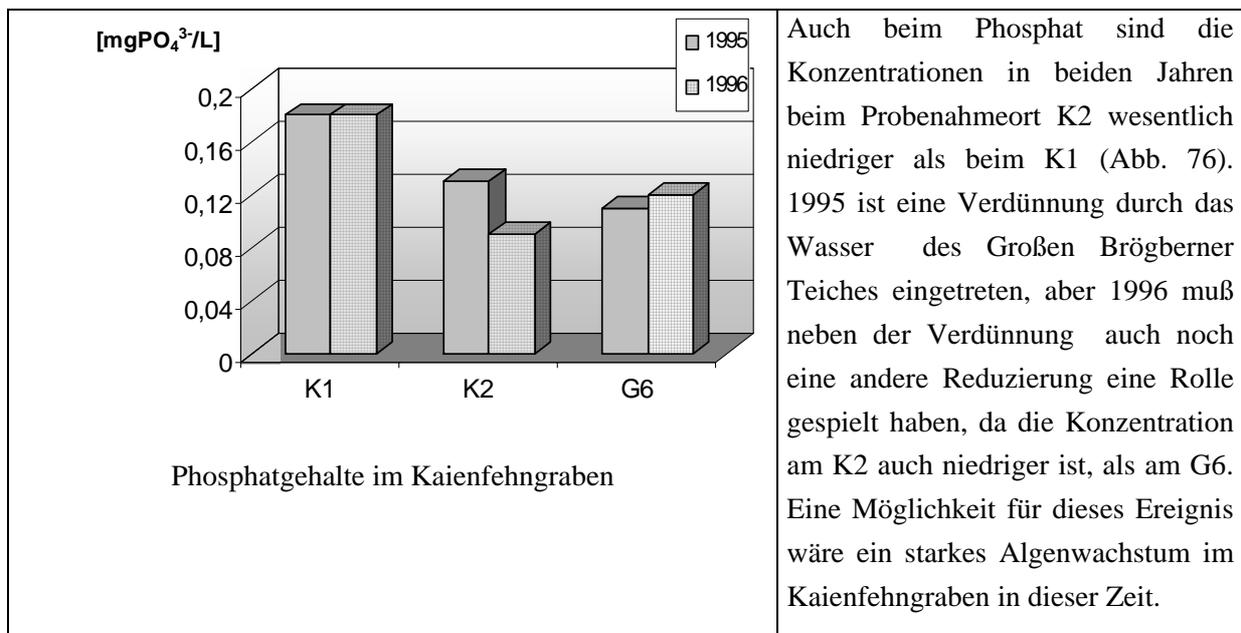


ABBILDUNG 76: PHOSPHATGEHALTE IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996

3.2.3.2 Physikalische Parameter

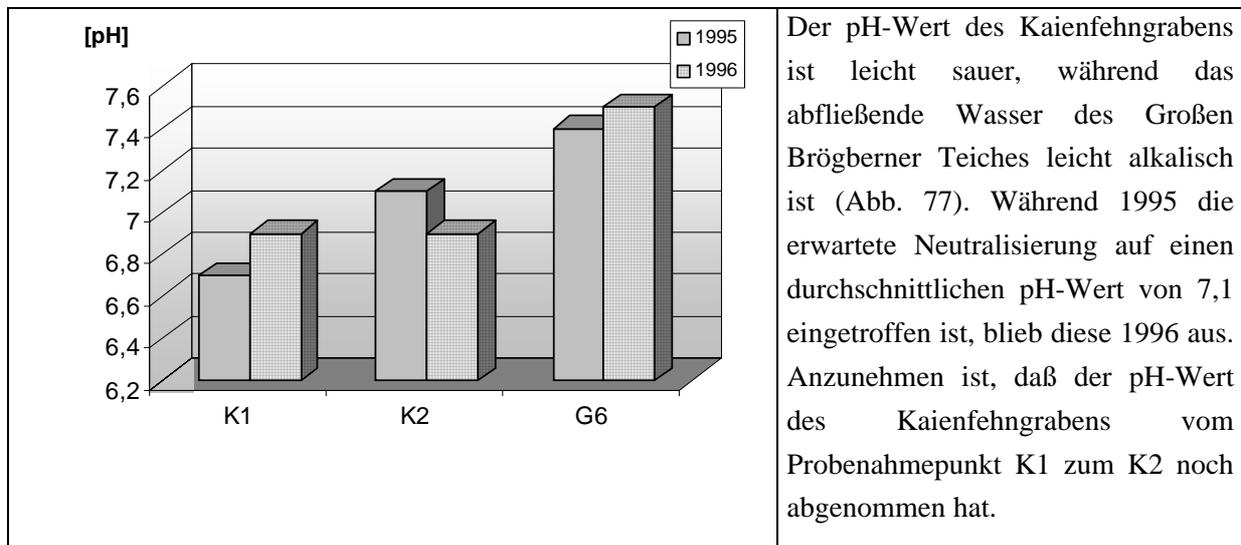


ABBILDUNG 77: pH-WERTE IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996

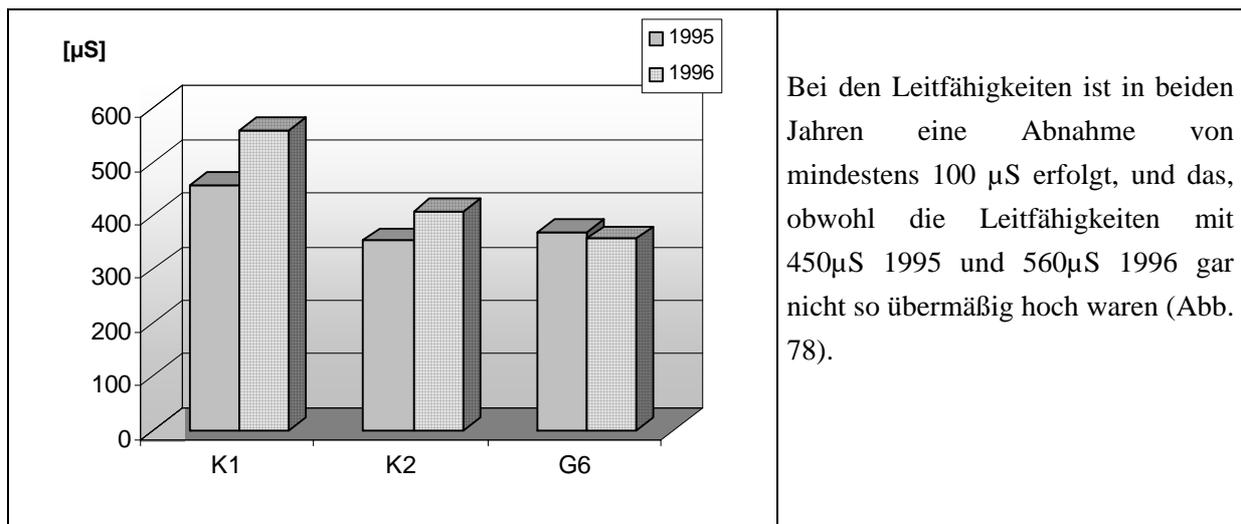
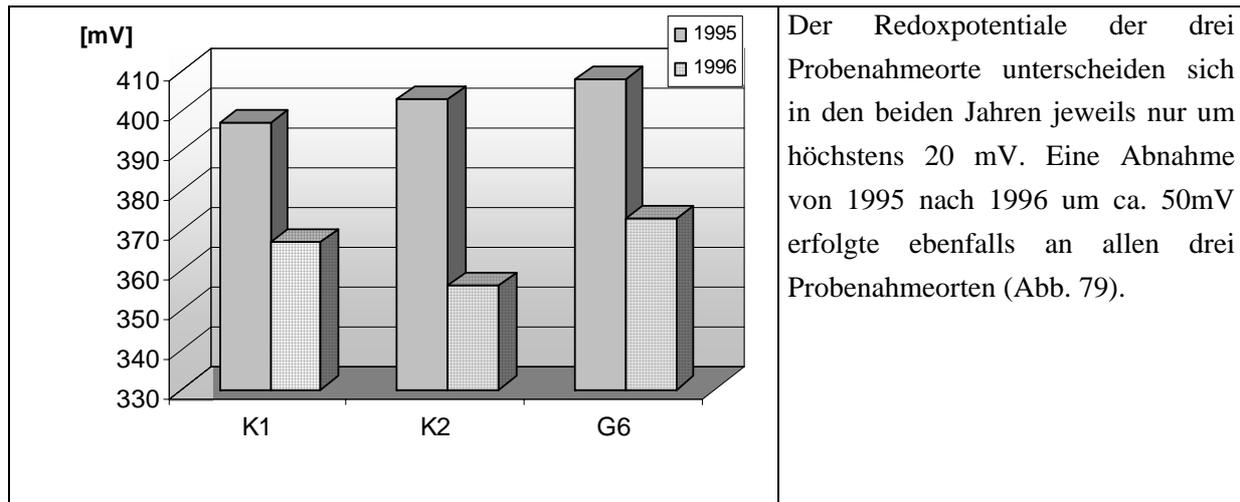
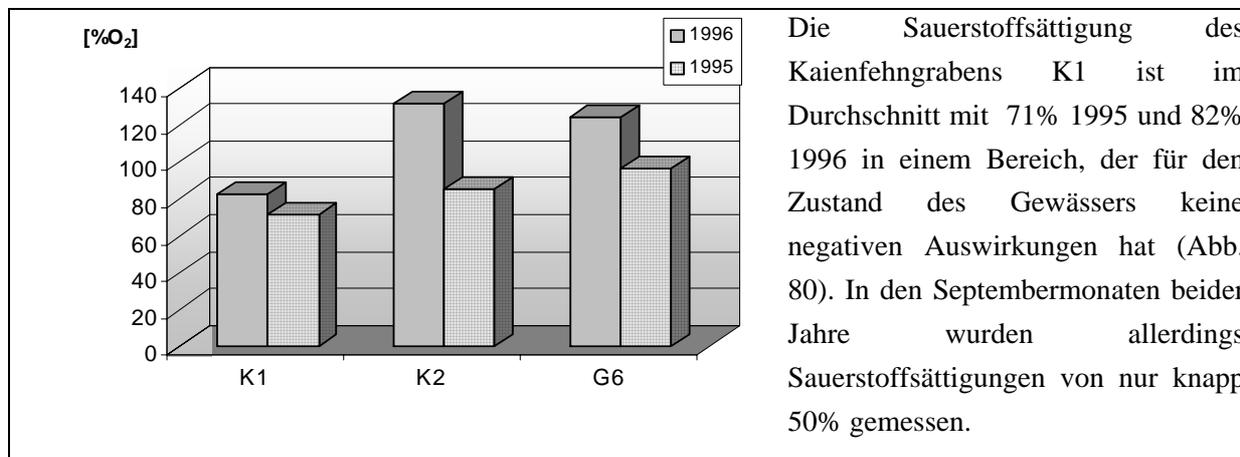


ABBILDUNG 78: LEITFÄHIGKEITEN IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996



Die Redoxpotentiale der drei Probenahmeorte unterscheiden sich in den beiden Jahren jeweils nur um höchstens 20 mV. Eine Abnahme von 1995 nach 1996 um ca. 50 mV erfolgte ebenfalls an allen drei Probenahmeorten (Abb. 79).

ABBILDUNG 79: REDOXPOTENTIALE IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996



Die Sauerstoffsättigung des Kaienfehnggrabens K1 ist im Durchschnitt mit 71% 1995 und 82% 1996 in einem Bereich, der für den Zustand des Gewässers keine negativen Auswirkungen hat (Abb. 80). In den Septembermonaten beider Jahre wurden allerdings Sauerstoffsättigungen von nur knapp 50% gemessen.

ABBILDUNG 80: SAUERSTOFFSÄTTIGUNGEN IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996

Eine noch stärkere mikrobiologische Aktivität, hervorgerufen durch große Nährstofffrachten aus der Gölledüngung, können in diesen Monaten schnell zu einer totalen Sauerstoffzehrung führen und die höheren tierischen Lebewesen des Gewässers sterben lassen. Daher ist eine Anreicherung mit Sauerstoff durch das Wasser des Großen Brögberner Teiches sehr von Vorteil für die Selbstreinigungskraft des Kaienfehnggrabens. Die gemessenen Übersättigungen an Sauerstoff bei den Probenahmeorten K2 und G6 im Jahre rühren von dem starken Algenwachstum zu dieser Zeit her. Da die Übersättigung im K2 sogar noch größer war als im G6, kann davon ausgegangen werden, daß auch im Kaienfehnggraben ein starkes Algenwachstum stattgefunden hatte, womit auch der niedrige Phosphatgehalt an diesem Probenahmeort im Jahr 1996 erklärt werden kann.

3.2.3.3 Organische Parameter:

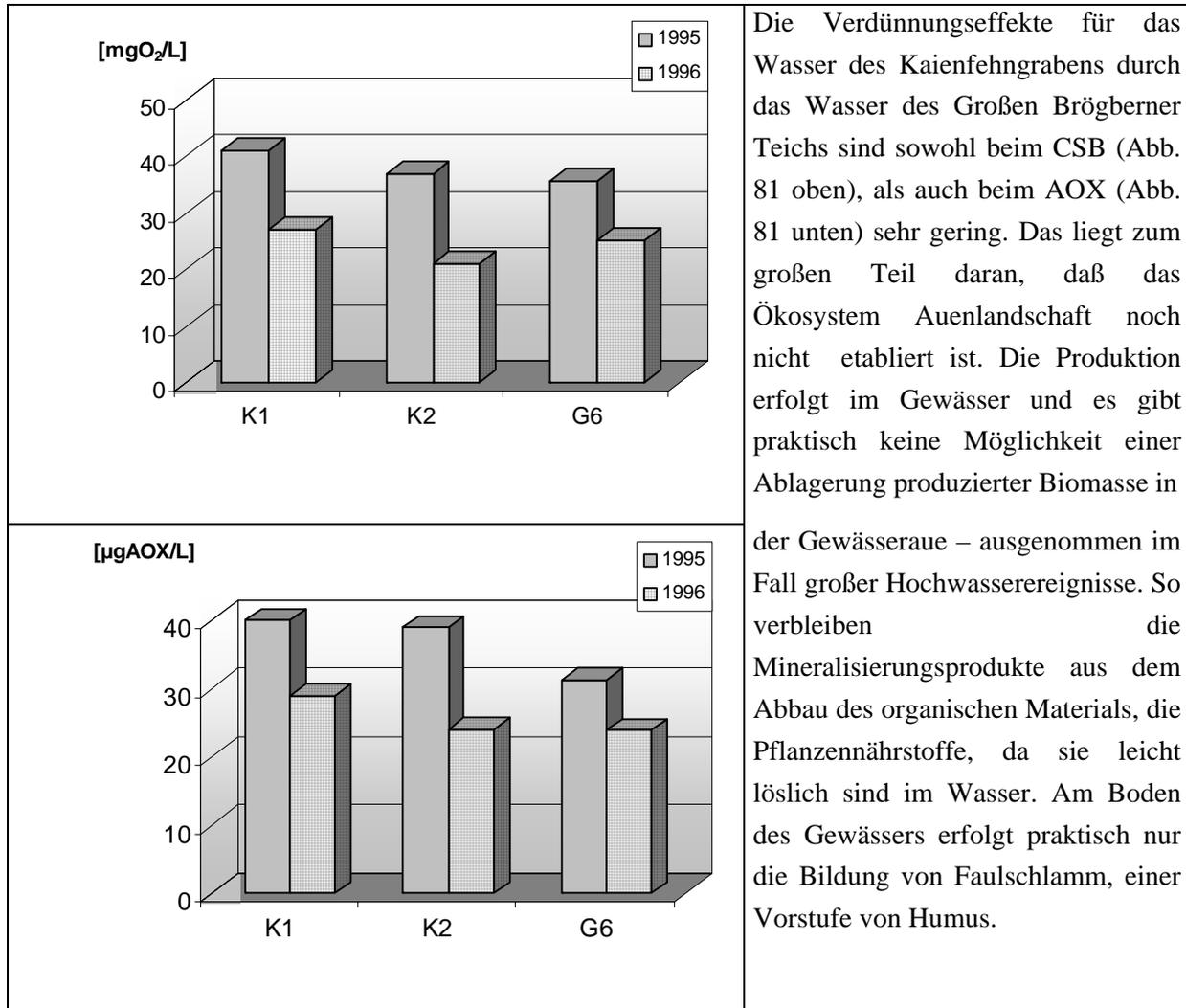


ABBILDUNG 81: CSB UND AOX-KONZENTRATIONEN IM KAIENFEHNGRABEN 1995 UND 1996

3.2.4 Gewässergüte und Selbstreinigungsvermögen des Schillingmanngraben 1997

Im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Ökologischer Rückbau des Naturraumes Schillingmanngraben und Brögberner Teiche“ fanden am Schillingmanngraben bedeutende Umbaumaßnahmen statt. Ihr Zweck ist die Wiederherstellung eines naturnahen Gewässers und die Optimierung der natürlichen Bedingungen für den Nährstoffabbau. Durch den ökologischen Ausbau des Schillingmanngraben wurden ökologische Mängel behoben. So wurde beispielsweise das durchgängig gleiche V-Profil, die steile Uferböschung und die überwiegend unbepflanzten bzw. nicht mehr vorhandenen Uferrandstreifen verändert. Heute wechseln sich auf fast der gesamten Fließstrecke beschattete flache Uferzonen mit variierenden Bettbreiten und offenen Sukzessionsflächen ab. Ein 10m breiter Randstreifen auf jeder Seite, der mit einer leichten Verwallung zu den

landwirtschaftlichen Flächen hin abschließt, sorgt dafür, daß der direkte Eintrag von Nährstoffen und Schadstoffen aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen in das Gewässer und an den Gewässerrand wesentlich reduziert wird. Ausnahmen sind Waldflächen, parallel laufende Wege und private, nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen, deren ökologischer Ausbau verhindert wurde. Die Böschungen wurden abschnittsweise in unterschiedliche Formen abgeflacht, aufgeweitet und bepflanzt, damit sich das Wasser seinen Weg durch unterschiedliche Bereiche mit Flach- und Steilufer, Spülsäumen, beschattete und unbeschattete Ufer, Mäander und Stillwasserzonen selbst sucht. Im Zuge der Renaturierungsmaßnahmen wurde auch der Unterlauf des Schillingmanngraben verlegt. Während er vorher den Kleinen Brögberner Teich über eine 315m langen Strecke durchfloß, verläuft er heute stark mäandrierend durch den Kleinen Brögberner Teich und mündet ca. 350m nordwestlicher als bisher in den Lingener Mühlenbach. Für den ökologischen Ausbau des Schillingmanngrabens standen in der Regel beiderseits der damaligen Böschungsoberkante 15m zur Verfügung. Durch den Ausbau entstanden durchschnittlich 40m breite Vegetations- und Entwässerungsbänder mit naturnaher bzw. standortgerechter Vegetation und breitere Feucht- bzw. Gewässerzonen. Die vorhandenen Brücken und Durchlässe wurden dabei nicht verändert. Aus technischen bzw. Kostengründen bleiben auch kaum oder gar nicht renaturierte Gewässerabschnitte zurück [91].

Um Rückschlüsse auf die biologische Selbstreinigungskraft des Schillingmanngraben zu erhalten, wurde die biologische Gewässerbeschaffenheit unter Berücksichtigung der Auswirkungen der intensiv betriebenen Landwirtschaft untersucht [92]. Zu diesem Zweck wurde 1997 die biologische und chemische Gewässergüte der Frühjahres- und Herbstperiode bestimmt.

3.2.4.1 Einfluß des Klimas auf die biochemischen Umsetzungen

Die Beprobungen und die biologischen Untersuchungen fanden in der Frühjahrsphase im zweiwöchigen Rhythmus von Anfang März bis Ende Juni und im September statt. Diese Perioden sind in vieler Hinsicht für die Gewässeranalyse interessant, da in diesen Zeiträumen eine Reihe von Umweltfaktoren auf die Biozönose einwirken, die das Vorkommen, die Verteilung, das Verhalten und die Entwicklung der Tiere und Pflanzen im Graben, aber auch dessen Gewässerbeschaffenheit beeinflussen. Während mit zunehmender Temperatur die Geschwindigkeit chemischer Reaktionen zunimmt, haben biochemische Reaktionen ein bestimmtes Temperaturoptimum, bei dem die Stoffumsetzung enzymkatalysierter Reaktionen am intensivsten erfolgt, bzw. der Stoffwechsel eines Organismus optimal abläuft. Bei weiterer Temperaturerhöhung, im Sommer, erfolgt eine zunehmende Denaturierung der Enzyme, die eine Reaktionsverminderung und schließlich einen Stillstand der Reaktionen und des Stoffwechsels zur Folge hat. Sinkt im Herbst die Temperatur auf einen artspezifischen Wert, wird das Wachstum und der Stoffwechsel der Tiere solange eingestellt bzw. vermindert, bis durch die beginnende Erhöhung der Wassertemperatur im Frühjahr der Stoffwechsel der im Gewässerbett überwinternden Köcher- und Eintagsfliegenlarven, wieder fortgesetzt werden kann [93]. Durch die frühjährliche Erwärmung des Wassers und die intensivere Lichteinstrahlung wird das Pflanzenwachstum vermehrt und das Nahrungsangebot erhöht. Gleichzeitig bieten die Pflanzen für viele Tiere Raum zum Leben und zur Eiablage. Die im Frühjahr und Herbst einsetzenden Stoffwechselprozesse nehmen Einfluß auf den Sauerstoff- bzw. Nährstoffgehalt im Gewässer.

Gleichzeitig bewirken in diesen Perioden Niederschläge und Wind eine erhöhte Wasserbewegung, die eine Anreicherung von Sauerstoff und Einschwemmung von Nährstoffen im Gewässer zur Folge hat. Durch die intensive Düngung der Ackerflächen mit Gülle und künstlichen Düngemitteln vor der Aussaat und nach der Ernte, erfolgt durch Ausschwemmung ein vermehrter Nährstoffeintrag und anderer chemischer Verbindungen in das Fließgewässer und stört dort das existierende biologische Gleichgewicht.

Saprobienzahl, der Verlauf des Sauerstoff- und Nährstoffgehaltes und andere Parameter in diesem Zeitraum liefern Informationen über die Gewässerbeschaffenheit und das Selbstreinigungsvermögen des Fließgewässers. Durch den zweiwöchigen Beprobungsrhythmus wurde eine jeweilige Veränderung der Gewässerbeschaffenheit aufgrund von Witterungsbedingungen, Gülleintrag oder anderer anthropogener Faktoren diskutierbar.

3.2.4.2 Die Probenahmestellen

Der Schillingmanngraben durchfließt das Untersuchungsgebiet auf einer Länge von ca. 3,5km in nordwestlicher Richtung. Er entspringt in Baccum und mündet vor Beckhok in den Lingener Mühlenbach. Für die Untersuchung der Gewässerbeschaffenheit wurden drei Probenahmepunkte bestimmt, die nahezu die gesamte Fließstrecke eingrenzen. Zusätzlich wurde ein weiterer Probenahmeort ausgesucht, der die Gewässerbeschaffenheit eines Zuleiters beschreibt.

Der Pflanzenbewuchs des S1 nimmt in der Frühjahrszeit stark zu, die Probenahmestelle verkrautet zunehmend. Das Wasser ist häufig nicht mehr zu sehen. Die Probenahmestelle ist an keiner Stelle beschattet. Östlich angrenzend wurden Kartoffeln angebaut, westlich vom Probenahmepunkt liegt eine Niedermoorwiese.

Auch beim S2 nimmt während der Frühjahrszeit der Pflanzenbewuchs stark zu, doch bleibt die Gewässermitte stets wenig- bis unbewachsen. Das Gewässer ist durch einen kleinen, östlich des Grabens angrenzenden Bestand an Laubbäumen stark beschattet. Die Böschungskante ist relativ steil und langgezogen. Westlich liegt ein breiter Gewässerrandstreifen vor. Im September 1997 war die Böschung gemäht.

Während der Frühjahrsperiode nimmt der Pflanzenbewuchs am S4 sowohl an der Böschung als auch auf dem Gewässerboden stark zu, wobei das Gewässer nicht verkrautet. Der Graben ist durch westlich angrenzende Büsche teilweise beschattet. Die Böschungskante ist relativ steil. Während im Westen ein Biotop mit zwei kleinen Teichen liegt, grenzt im Osten eine Ackerfläche an, auf der Getreide angebaut wird.

Beim Referenzprobenahmeort (Ref) nimmt in der Frühjahrsperiode der Pflanzenbewuchs, besonders der Schilfbewuchs, stark zu. Die Gewässerverkrautung ist so extrem, daß das Wasser kaum oder gar nicht mehr zu sehen und die Lichteinstrahlung stark vermindert ist. Südlich wird der Graben durch einen Erdwall von einem Maisfeld abgegrenzt. Ende Juni und Anfang September wurde die Böschung und der Schilfbestand gemäht. Dadurch wurde das Wasser freigelegt. Dieses zeigte eine dünne schillernde Eisenhydroxidschicht auf der Wasseroberfläche. Auf dem Grund des Gewässers war ein voluminöser, rostroter Schlamm von Eisenhydroxid ausgefallen. Unterhalb dessen befand sich eine

schlammig schwarze Bodenschicht aus Eisensulfid. Beim Durchwühlen des Bodens stiegen Gasblasen auf.

3.2.4.3 *Der Saprobienindex*

Die unten aufgeführten Diagramme präsentieren den Verlauf der Saprobienindices aller vier Probenahmepunkte über den Untersuchungszeitraum. Da die Untersuchungsparameter nur Tageswerte sind, werden sie in einem Blockdiagramm dargestellt. Weil im März die Temperaturen noch sehr niedrig waren, die Probetemperatur lag zwischen 9,2°C und 6,9°C, und sich noch viele Saprobien in der Winterruhe im Gewässerboden befanden, wurde die Bestimmung des Saprobienindex erst nach der Temperaturerhöhung im April fortgesetzt. Daher ist auch der Index vom 03.03.1997 nur unter Vorbehalt zu bewerten. Aufgrund der stark verminderten Fließgeschwindigkeit im Entwässerungsgraben entstehen dort Verhältnisse wie in einem stehenden Gewässer. Dies bedingt eine Verfälschung der am Probenahmepunkt Ref bestimmten Gewässergüte, da die Bestimmungsmethode auf Fließgewässer ausgelegt ist und viele an der Strömung angepaßte Indikatoren fehlen. Man erkennt, daß sich der Index nur über die Güteklassen II und III erstreckt. Die Gewässergüte nimmt an den Probenahmepunkten S2 und S4 immer eine bessere Beschaffenheit als Güteklasse II an. Dagegen wird am Probenahmepunkt S1 im März, Mai, September und am Probenahmepunkt Ref im März und Juni die Güteklasse III bestimmt. Während der Probenahmepunkt S1 starke Schwankungen des Saprobienindex über drei Güteklassen aufweist, sind diese in den drei übrigen Gewässerabschnitten weniger ausgeprägt. Die Probenahmepunkte S4 und Ref zeigen vom Mai bis Juni einen kontinuierlichen Anstieg des Saprobienindex. Probenahmepunkt Ref weist in diesem Zeitraum stark schwankende CSB- und BSB₅-Werte und einen abnehmenden Sauerstoffgehalt auf. Die Konzentrationen deuten auf die Belastung des Gewässers mit organischen Substanzen, die eine allmähliche Verschlechterung der Gewässerbeschaffenheit bewirken. Im Durchschnitt zeigt der Probenahmepunkt S1 den höchsten Index und die schlechteste Güteklasse an. Diese verbessert sich aber in Richtung des Probenahmepunktes S2 und nimmt an Probenahmepunkt S4 den besten Wert an. Probenahmepunkt Ref liegt mit einem Saprobienwert von 2,39 zwischen die Probenahmepunkten S1 und S2.

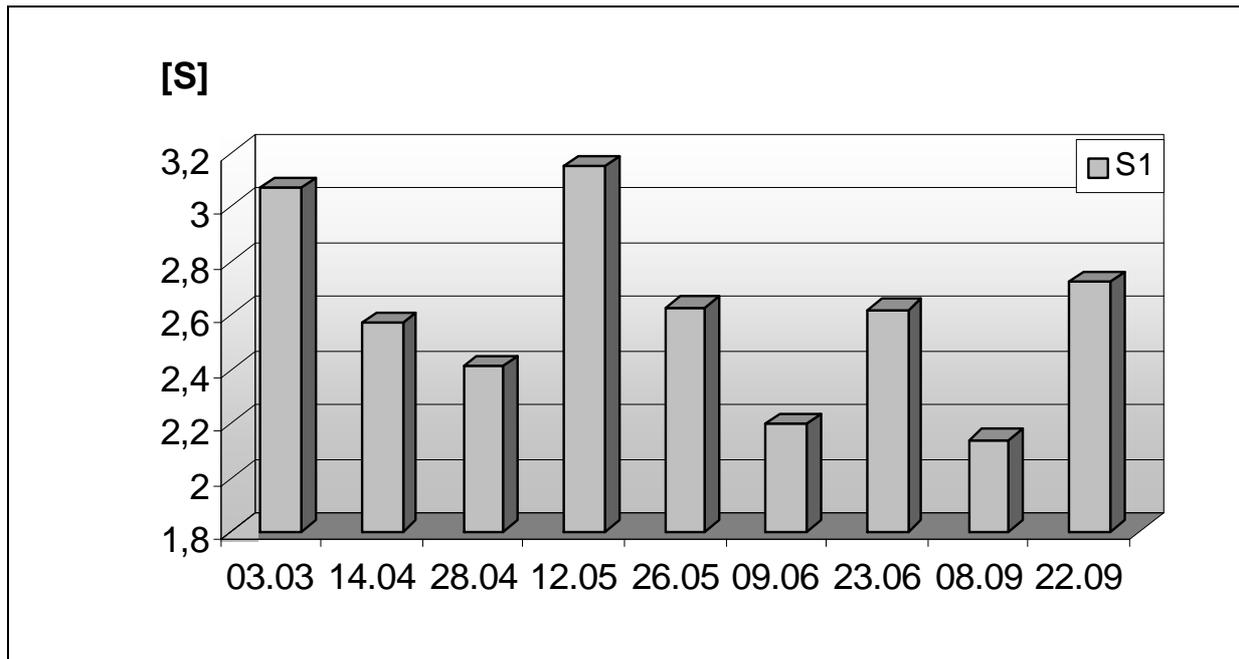


ABBILDUNG 82: SAPROBIENINDEX AM PROBEHAHMPEPUNKT S1 1997

Der Probenahmepunkt S1 zeigt mit einem durchschnittlichen Saprobienwert von 2,61 ein kritisch belastetes Gewässer der Güteklasse II-III an (Abb. 82). Die Zuckmückenlarve, die häufig in organisch stark verschmutzten Gewässern anzutreffen ist, dominiert in der Lebensgemeinschaft. Auch der Gemeine Flohkrebs stellt eine individuenreiche Indikatorart dar. Beide Saprobienarten sind sehr anpassungsfähig und können eine zeitweilige Minimierung des Sauerstoffgehaltes tolerieren. Auch das vielzählige Auftreten der anpassungsfähigen Eiförmigen Schlammschnecke als Filtrierer ist charakteristisch für diese Gewässergüte. Die kontinuierliche Anwesenheit des Rollegels, der in pflanzenreichen Gewässern seinen Lebensraum findet und als Schmarotzer von verschiedenen Kleintieren lebt, indiziert die Gewässergüte. Diese wird durch die durchschnittlich geringe Anzahl an Individuen mit höherem Indikationsgewicht, wie z.B. der Eintagsfliege, bestätigt. Eine Ausnahme bildet die Köcherfliegenlarve *Anabolia nervosa*, die wahrscheinlich in dem pflanzenbewachsenen Gewässer einen guten Lebensraum findet. Die am 03.03.1997 bestimmten Saprobienarten sind überwiegend im Gewässergrund überwinterte Organismen. Sie zeigen an, daß die Tiere sich bei der kalten Witterung noch in der Winterruhe befinden. Die Anwesenheit zweier Indikatorarten am 22.09.97 und der Art der Saprobien, z.B. das häufige Auftreten der Wasserassel und die ungewöhnliche Abwesenheit des Gemeinen Flohkrebsses sowie die übermäßige Anwesenheit der Eiförmigen Schlammschnecke, deuten auf einen Sauerstoffschwund hin. An diesem Tag liegt die Sauerstoffsättigung unter 45%. Insgesamt befinden sich in dem stark mit Wasserpflanzen bewachsenen Gewässerabschnitt fast nur Saprobien, die sich von Detritus und Pflanzen ernähren oder dort den für sie notwendigen Lebensraum finden.

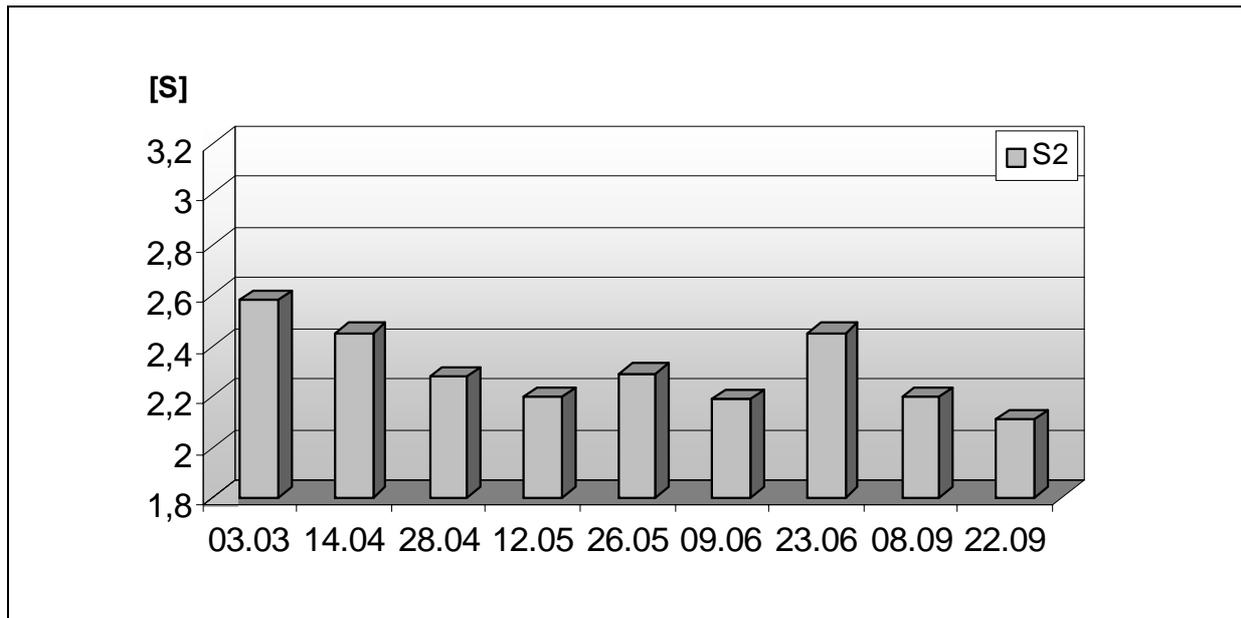


ABBILDUNG 83: SAPROBIENINDEX AM PROBENAHMEPUNKT S2 1997.

Die Artenvielfalt ist mit 15 Arten an Probenahmepunkt S2 (Abb. 83) genauso groß wie am Probenahmepunkt S1. Die Individuenzahl ist allerdings geringer. In dem breiten und wenig pflanzenbewachsenen Gewässerabschnitt dominiert der Gemeine Flohkrebs und die Eiförmige Schlammschnecke. Auch Zuckmückenlarven sind ständig anwesend. Doch treten sie, anders als beim Probenahmepunkt S1, nicht in Massen auf. Charakteristisch für diesen Gewässerabschnitt ist die häufige Anwesenheit der Kugelmuschel und der Köcherfliegenlarve *Anabolia nervosa*. Eintagsfliegenlarven und andere anspruchsvolle Saprobien kommen ganz selten vor. Bis auf die Zuckmückenlarve und der Eiförmigen Schlammschnecke sind alle genannten Saprobien Indikatoren eines mäßig belasteten Gewässers der Güteklasse II. Es läßt sich ein durchschnittlicher Saprobienwert von 2,31 berechnen. Die Gewässergüte liegt in der Güteklasse II-III, grenzt jedoch an die Güteklasse II.

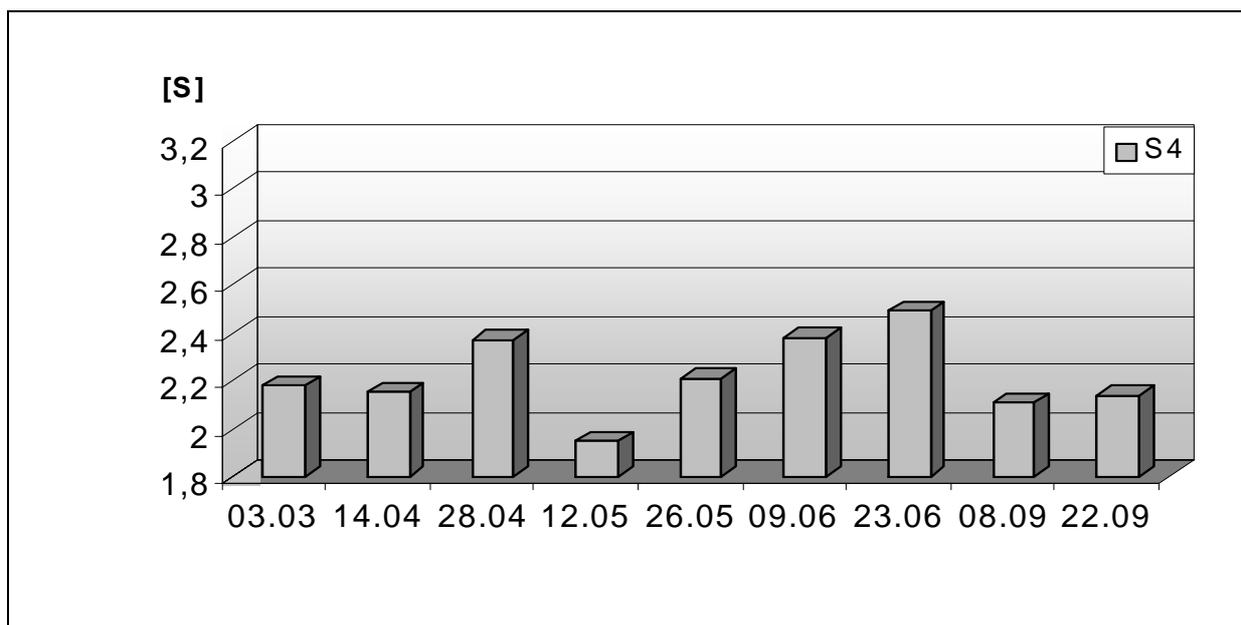


ABBILDUNG 84: SAPROBIENINDEX AM PROBENAHMEPUNKT S4 1997

Der Probenahmepunkt S4 (Abb. 84) weist mit 14 verschiedenen Arten eine geringe Artenvielfalt und Individuenzahl auf. Mit einem durchschnittlichen Saprobienindex von 2,2 nimmt das Gewässer jedoch die beste Güte an, Güteklasse II. In diesem Gewässerabschnitt dominiert zwar der Gemeine Flohkrebs, doch sind auch viele andere Arten zahlreich vertreten. Neben den abwassertoleranten Saprobien wie dem Rollegel und dem Großen Schneckenegel, der Posthornschnecke und der Eiförmigen Schlammschnecke kommen relativ zahlreich verschiedene Arten der Eintagsfliegenlarven vor. Diese sind mit ihrem hohen Indikationsgewicht und einem niedrigen Index charakteristisch für ein mäßig belastetes Gewässer. Starker Pflanzenbewuchs am Gewässerrand und viele Steine am Gewässergrund bieten allen Tieren einen geeigneten Lebensraum.

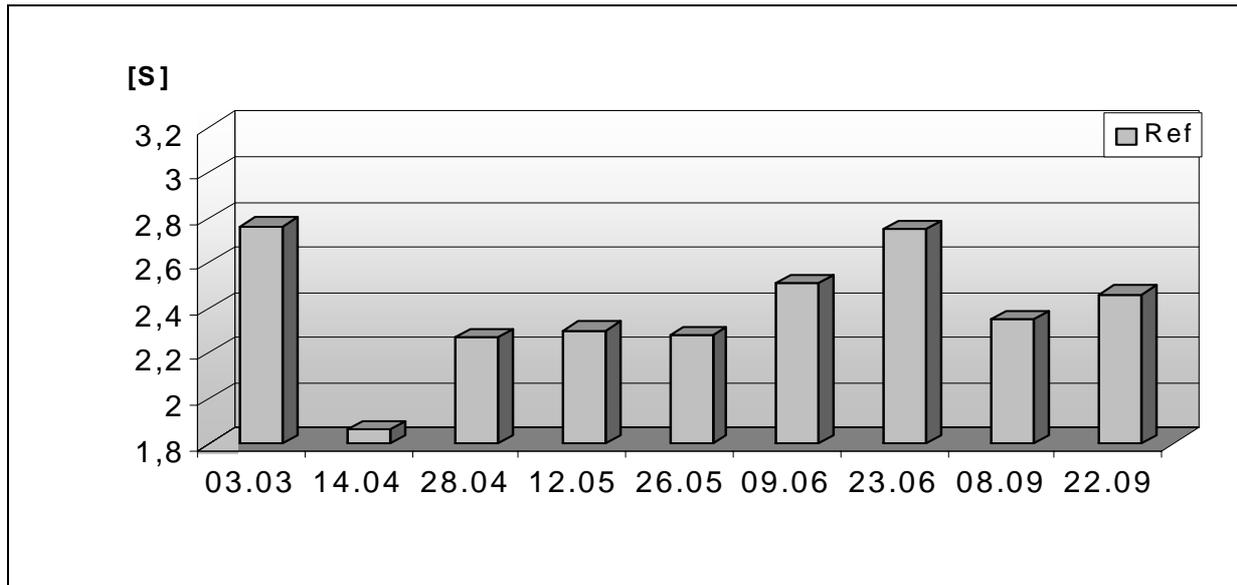


ABBILDUNG 85: SAPROBIENINDEX AM PROBEHAHMEPUNKT REF 1997

Probenahmepunkt Ref weist mit 13 Arten und 232 bestimmten Saprobien die insgesamt geringste Artenvielfalt und Individuenzahl auf (Abb. 85). Der sehr langsam fließende Entwässerungsgraben unterscheidet sich schon durch sein äußeres Erscheinungsbild von den übrigen Probenahmestellen. Bis Anfang Juni ist ein übermäßiger Pflanzenbewuchs Anzeichen einer hohen Nährstofffracht. Hier wächst bevorzugt Schilfrohr. Es entzieht dem Wasser im Überschuß vorhandene Nährstoffe und baut sie im Pflanzenkörper ein. Diese stickstoffliebenden Pflanzen wachsen auch ins Wasser hinein und bieten Tieren einen geeigneten Lebensraum. Der Artenbestand beschränkt sich trotz eines hohen Sauerstoffgehaltes fast ausschließlich auf die Anwesenheit der Posthornschnecke, der Eiförmigen Schlammschnecke und der Zuckmückenlarve. Die Anwesenheit der Schnecken als Filtrierer und Detritusfresser ist charakteristisch für pflanzenreiche, nahezu stehende Gewässer. Gleichzeitig sind sie resistent gegenüber niedrigen Sauerstoffwerten. Empfindlichere Arten fehlen. Durch die Anwesenheit vieler Posthornschnocken als Indikatoren eines mäßig belasteten Gewässers und der Abwesenheit weiterer Saprobien mit gleichen Saprobienwert, nimmt der errechnete Saprobienindex einen vermutlich zu niedrigen Wert an und ordnet dem Gewässer eine eher zu gute Gewässergüte zu. Nach dem Mähen der Böschung Ende Juni und Anfang September steigt die Arten- und Individuenzahl an. Das Gewässer stellt mit der schillernden Eisenoxidhydratschicht an der Oberfläche ein oxidiertes Milieu dar. Unterhalb dieser Oberfläche befindet sich auf dem Gewässergrund mit schwarzem Eisensulfid ein reduziertes Milieu. Allgemein werden in diesem Zeitraum weitere

verschmutzungstolerante Saprobien wie die Wasserassel und der Gemeine Flohkrebs gefunden, die entweder vorher im dicht bewachsenen und verschlammten Gewässer nicht gefunden wurden, oder sich neu angesiedelt hatten.

3.2.5 Abschließende Diskussion der Fließgewässerergebnisse

Die Wiederherstellung der Selbstreinigungskraft der Fließgewässer Schillingmanngraben und Lingener Mühlenbach war eines der Ziele, aufgrund derer die biotechnologischen Maßnahmen an diesen beiden Fließgewässern durchgeführt worden sind. Durch das Anlegen der Kolke und Altarme und die Schaffung des Uferandstreifens sollten Lebensräume für verschiedene Mikroorganismen und Lebewesen geschaffen werden. An diesen neuen Lebensräumen, die vom sauerstoffreichen Bach bis zum sauerstoffarmen Sediment im Altarm reichen, sollen die Schadstoffe aus den Fließgewässern entfernt werden.

Als ein Maß für die Verunreinigung eines Gewässers werden die organischen Frachten angesehen, die während des gesamten Untersuchungszeitraumes gemessen wurden. Der Verbrauch an Sauerstoff zum Oxidieren der organischen Materialien lag im Durchschnitt zwischen 15 und 40mg O₂/L. Eine Verringerung der organischen Frachten konnte nur am Kaienfehngraben festgestellt werden. Vor den Baumaßnahmen lagen sie im Mittel immer über 30mgO₂/L und nach dem Bau des Großen Brögberner Teiches fast immer unter 25mgO₂/L. Mit der Etablierung des Ökosystems Auenlandschaft im Großen Brögberner Teich wird auch der Verdünnungseffekt innerhalb der nächsten Jahre immer größer. Am Schillingmanngraben und am Lingener Mühlenbach konnte eine Verringerung der Konzentrationen an organischen Material noch nicht festgestellt werden. Während aber in den Jahren vor den Baumaßnahmen die Sauerstoffsättigung in allen Fließgewässern durch den Abbau der organischen Stoffe häufig durchschnittlich auf unter 50% absank, herrschen nach den Baumaßnahmen durchgängig Sauerstoffsättigungen von optimalen 100%. Vor den Baumaßnahmen konnten in den Fließgewässern in Zeiten starker organischer Verunreinigungen fast anaerobe Verhältnisse festgestellt werden. Dieses Problem ist nun nicht mehr vorhanden. In den nächsten Jahren werden sicherlich auch im Schillingmanngraben und im Lingener Mühlenbach große Mengen an organischen Materialien aufgrund der wesentlich besseren Sauerstoffversorgung der Gewässer abgebaut.

Wesentlich schneller als bei den organischen Inhaltsstoffen zeigen sich die Auswirkungen der Maßnahmen bei dem Abbau der Nährstoffe aus den Gewässern. Beim Ammonium verringerten sich beispielsweise die Konzentrationen vom südlichen S1 zum nördlichen KBT1 um mindestens 30% in den Jahren 1998 und 1999. Von 1990 bis 1993 nahmen die Konzentrationen im Verlaufe des Schillingmanngraben aufgrund des Eintrages aus den umliegenden Feldern und der mangelnden Selbstreinigungskraft zu. Bei genauerer Betrachtung eines einzelnen Probenahmeortes zeigt sich, daß gerade in den Monaten der Gülledüngungen eine starke Verringerung der Ammoniumkonzentrationen erreicht wurde. Da der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen innerhalb des Fließgewässers nur mit Nitrifikation oder dem Einbau in organischer Biomasse zu erklären ist, kann davon ausgegangen werden, daß sich die Konzentrationen an Nitrat in Fließrichtung erhöhen. Daß dies nicht der Fall ist, zeigt, daß die Selbstreinigungskraft der Gewässer wieder vorhanden ist. Denn gerade beim Nitrat konnte eine enorme Verringerung der Konzentrationen gemessen werden. Während sich die

Nitratkonzentrationen vor den Baumaßnahmen durchschnittlich noch um über 15% erhöhten, wurden in den darauf folgenden Jahren Verringerungen von zeitweise über 30% festgestellt.

Der Abbau der Nährstoffe zeigt sich auch in der seit 1997 kontinuierlich abnehmenden Leitfähigkeit der Gewässer. 1999 wurden mit knapp 300 μS die geringste durchschnittliche Leitfähigkeit im Lingener Mühlenbach gemessen. Auch wurde zum ersten Mal keine Erhöhung der Leitfähigkeit beim Durchfließen des Untersuchungsgebietes festgestellt.

1997 wurde im Schillingmanngraben der Saprobienindex an verschiedenen Probenahmeorten gemessen. Die Ergebnisse zeigten, daß sich die Güteklasse des Gewässers von II-III im Süden zur Güteklasse II im Norden hin verbessert. Neben den abwassertoleranten Saprobien wie Rollegel Schneckenegel, Zuckmückenlarve und Wasserassel wurden auch anspruchsvolle Saprobien wie Köcherfliegenlarve und Eintagsfliegenlarve gefunden.

Zusammen mit den chemischen Daten belegen die Ergebnisse über den Saprobienindex, daß sich die Selbstreinigungskraft der Gewässer deutlich verbessert hat. Die Konzentrationen der Nährstoffe des Lingener Mühlenbachs werden innerhalb des Untersuchungsgebietes verringert. Damit nehmen die Gefahren der Eutrophierung der Gewässer selbst, aber auch die Verfrachtung der Schadstoffe in die Nordsee ab.

3.3 Auswirkungen der Baumaßnahmen auf das Grundwasser

3.3.1 Vorbemerkung

Gerade das oberflächennahe Grundwasser wird signifikant durch die Landwirtschaft beeinflusst. Niedrige pH-Werte des Bodens deuten schon eine Versauerung und eine Verschmutzung des Grundwassers durch Nährstoffe an [94].

Zur Bewertung der geohydrologischen Situation des oberflächennahen Grundwassers des Untersuchungsgebietes wurden neun Grundwassermeßstellen eingerichtet. Vier davon im Bereich des Baccumer Bruchs, fünf im Bereich des großen Brögberner Teiches. Von 1990 bis 2000 wurden sechs dieser Meßstellen kontinuierlich beprobt (Abb. 86). In diesem Abschnitt sollen die Veränderungen des Grundwassers durch die Baumaßnahmen aufgezeigt werden.

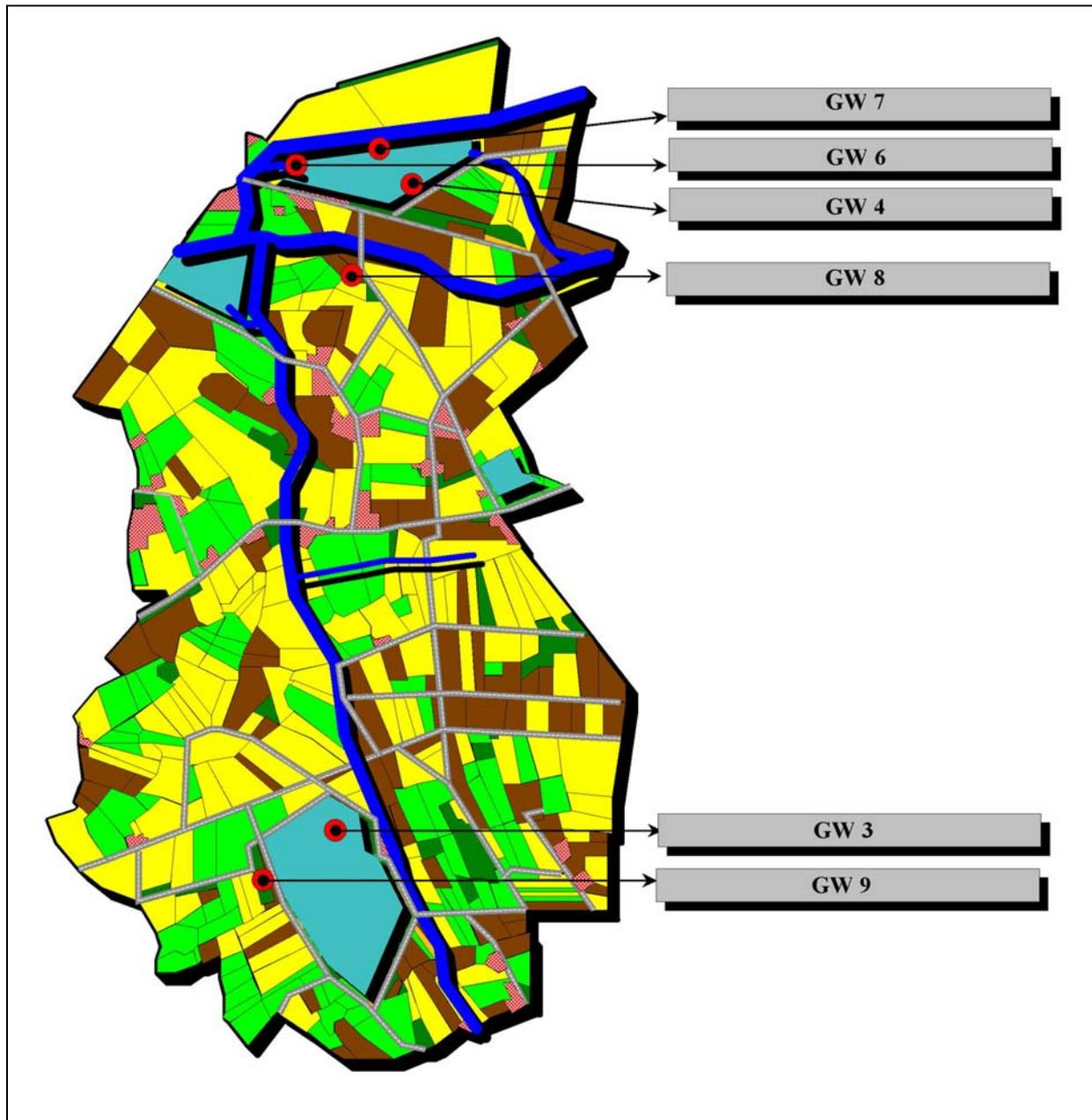


ABBILDUNG 86: STANDORTE DER GRUNDWASSERPROBENNAHMEPUNKTE

3.3.2 Physikalische Parameter

Durchschnittliche Temperaturen im oberen Grundwasseraquifer:

Die durchschnittlichen Probentemperaturen liegen je nach durchschnittlicher Lufttemperatur zwischen 10°C und 13°C. Die Temperaturen der oberen Grundwasserleiter sind dabei zwischen 4°C und 6°C kühler als die zur gleichen Zeit gemessene Lufttemperatur. Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nachtzeiten sind hier kaum feststellbar, aber auch die jahreszeitlichen Schwankungen sind sehr

gering. Nur in sehr kalten Wintermonaten fallen die Temperaturen unter 6°C und nur in sehr heißen Sommermonaten überschreiten sie 15° C (Abb. 87).

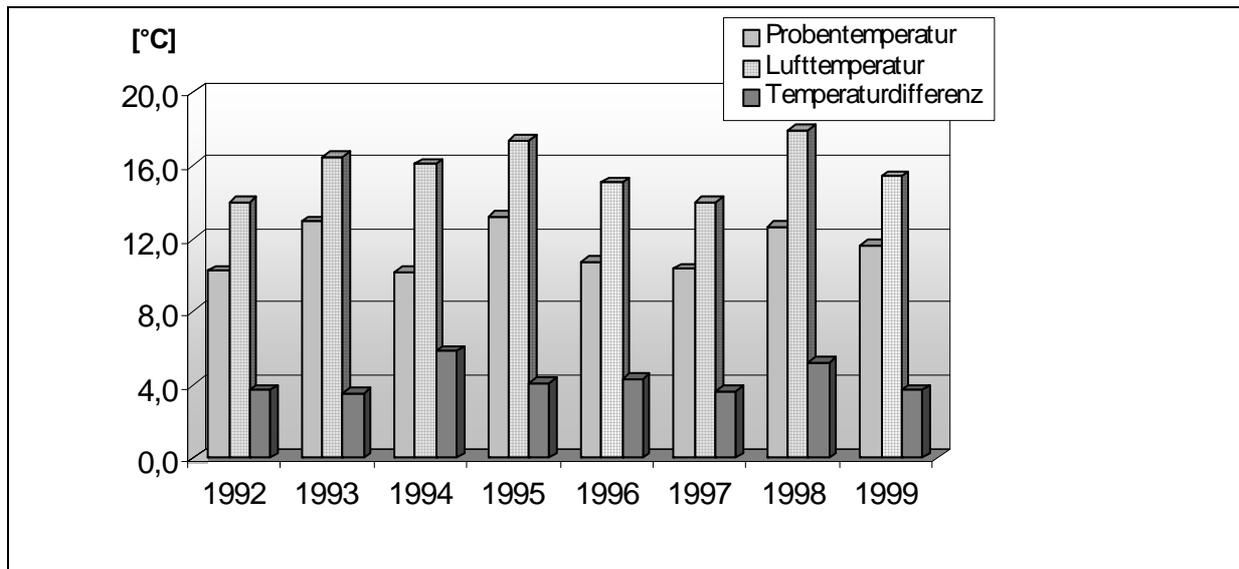


ABBILDUNG 87: DURCHSCHNITTliche TEMPERATUREN IM OBEREN GRUNDWASSERAQUIFER

pH-Werte:

Die pH-Werte an den Probenahmeorten des Baccumer Bruchs sind von 1992 bis 1998 fast kontinuierlich von pH 7 auf pH 6 gefallen (Abb. 89). Dies ist eine zu erwartende Tendenz, da in dem Bruch Niedermoorverhältnisse vorliegen, die zu niedrigen pH-Werten führen.



Im Gegensatz dazu ist bei allen anderen Grundwassermeßstellen kaum eine Tendenz erkennbar. Die pH-Werte unterliegen Abweichungen von maximal $\pm 0,5$ Einheiten. Das Wasser der Probenahmeorte GW4 und GW8 ist sauer und überschritt im Jahr 1999 an beiden Orten gerade einen pH-Wert von 5,5. Die pH-Werte der beiden im Norden vom Großen Brögberner Teich befindlichen Probenahmestellen GW6 (Abb. 88) und GW7 befindet sich im neutralen Bereich.

ABBILDUNG 88: GRUNDWASSERPROBENAHE AM GW6

Auffällig ist das Jahr 1998. An allen Meßstellen wurde der bisher niedrigste pH-Durchschnitt festgestellt. Eine solch flächendeckende Erniedrigung des pH-Wertes kann eine Folge einer starken Nitrifikationsleistung innerhalb des gesamten Gebietes sein. Im Baccumer Bruch beträgt die Erniedrigung nur ca. 0,5 pH, während an allen anderen Standorten der Wert um 0,8 pH gefallen ist.

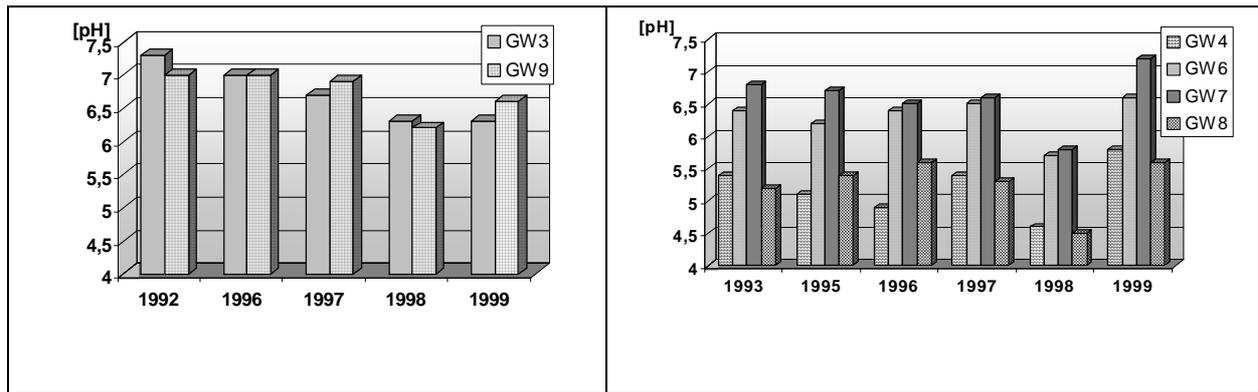


ABBILDUNG 89: DURCHSCHNITTliche pH-WERTE AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GBT (GW4, GW6, GW7, GW8)

Leitfähigkeiten:

Die Leitfähigkeiten der Standorte GW4 am Großen Brögberner Teich und des GW9 am Baccumer Bruch haben sich im Laufe der letzten sieben Jahre kaum verändert (Abb. 90). Hier betragen die Leitfähigkeiten aber auch selten über 400 μS und sind damit auch nie sehr hoch gewesen. Anders an den anderen vier Probenahmestandorten. Hier ist überall eine deutliche Verringerung der Leitfähigkeit festzustellen. Im Jahr 1999 wurden nur noch selten Leitfähigkeiten über 500 μS gemessen und Werte über 1000 μS gab es schon lange nicht mehr. Hieran kann man einen ersten Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen ausmachen. Die leitenden Ionen können nicht mehr so leicht in den oberen Grundwasserleiter gelangen.

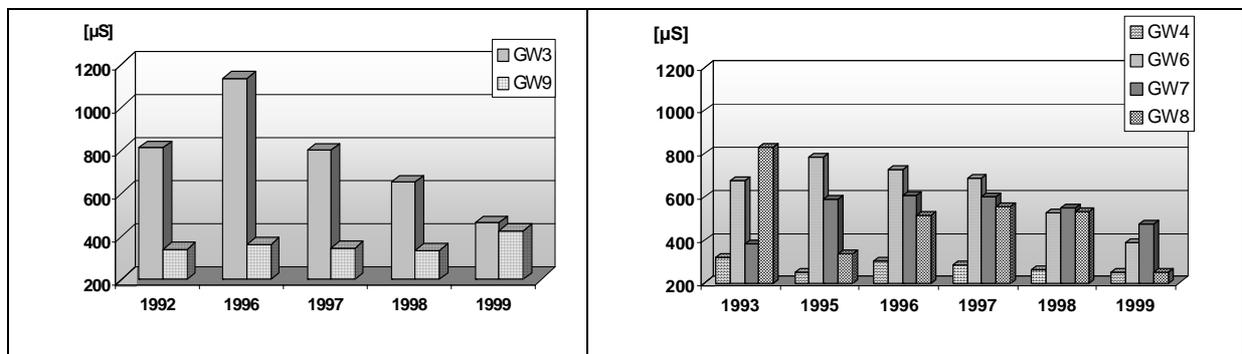


ABBILDUNG 90: DURCHSCHNITTliche LEITFÄHIGKEITEN AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

Pegelstände:

Vergleicht man die Pegelstände der beiden Grundwasserbrunnen im Baccumer Bruch, fällt auf, daß sie sich fast völlig angeglichen haben (Abb. 91 links). Dies ist auch durchaus verständlich. Bevor ein Entwässerungsgraben im Baccumer Bruch geschlossen wurde, entwässerte der Bruch unnatürlicherweise von West (GW9) nach Ost (GW3) in den Schillingmanngraben. Nun scheint die natürliche Entwässerungsrichtung vom höher gelegenen Süden in den Norden wiederhergestellt zu sein.

Auch an der Grundwasserströmung im Großen Brögberner Teich hat eine Veränderung stattgefunden (Abb. 91 rechts). Die Fließrichtung ist zwar gleich geblieben, aber die Differenz der Pegel südlich des

Großen Brögberner Teiches GW4 und den beiden nördlich liegenden GW6 und GW7 hat abgenommen, so daß die Fließgeschwindigkeit abgenommen haben muß.

Der außerhalb und nördlich des GBT liegende Grundwasserbrunnen GW8 hat einen über die Jahre gesehen sehr konstanten Pegel bei 23,8 m über Normal Null.

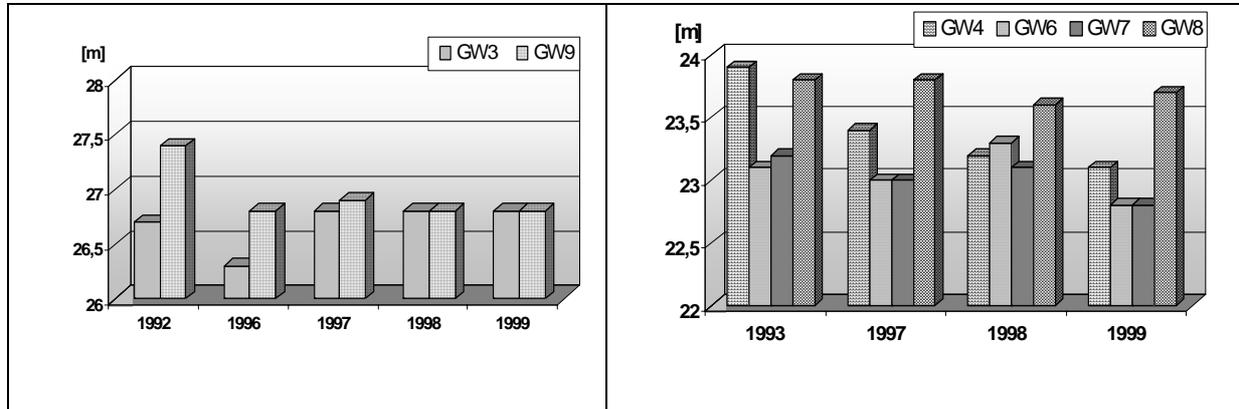


ABBILDUNG 91: DURCHSCHNITTICHE PEGELSTÄNDE AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

Redoxpotentiale:

In den Jahren 1996-1999 lagen die Redoxpotentiale zwischen 200 und 400mV (Abb. 92). Damit liegen sie genau auf der Schwelle vom Übergang vom aeroben zum anoxischen Bereich. Es finden Nitratreduktionen statt, denn unter 300mV ist kaum noch Sauerstoff in dem Wasser gelöst. Die Redoxpotentiale der Grundwasser im Baccumer Bruch sind 1999 deutlich unter 200mV gefallen. Hier spielen nur reduktive Prozesse eine Rolle, was sich auch im Ansteigen der Eisengehalte und des Chemischen Sauerstoffbedarfs widerspiegelt. Die südlich des Großen Brögberner Teiches befindlichen Grundwassermeßstellen GW4 und GW8 zeigen deutlich aerobe Verhältnisse. Ihre Redoxpotentiale liegen im Durchschnitt bei 400 mV, hohe Eisen- und CSB-Werte sind hier nicht zu finden.

Die oberhalb des Baccumer Bruchs befindlichen Grundwassermeßstellen GW6 und GW7 liegen mit durchschnittlichen Redoxpotentialen von 300mV im Schwellenbereich.

Wenn man sich die Redoxpotentiale der letzten 7-8 Jahre einmal ansieht, wird ein sprunghafter Anstieg von 1994 zu 1995 deutlich. Anscheinend gelangte durch die Baumaßnahmen sehr viel Sauerstoff in den oberen Grundwasserleiter. Dieser führte zu einer Verschiebung von reduktiven zu oxidativen Verhältnissen. Dieses ist besonders am Anstieg der Nitratkonzentration und am starken Rückgang der Ammoniumkonzentrationen festzustellen.

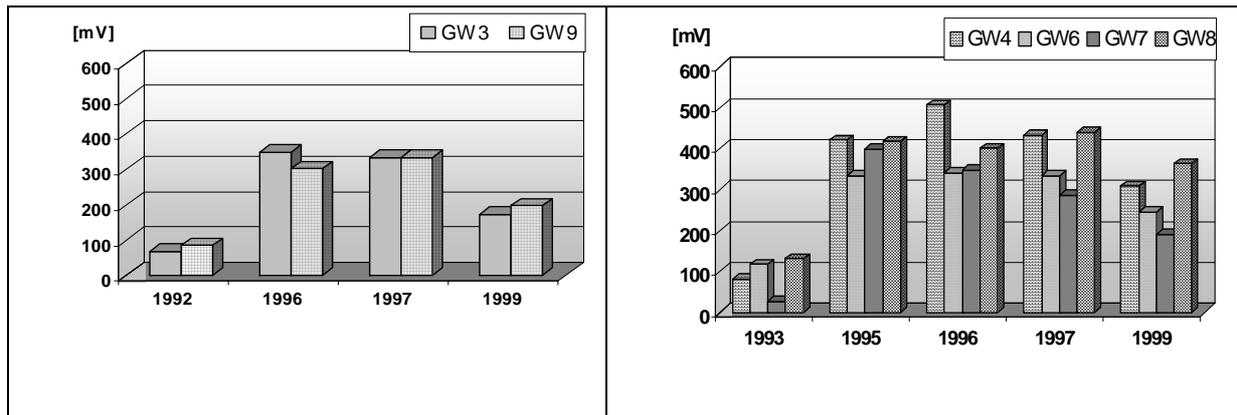


ABBILDUNG 92: DURCHSCHNITTLICHE REDOXPOTENTIALE AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

3.3.3 Nährstoffe:

Die Umbaumaßnahmen gerade am Brögberner Teich haben doch zu einigen Turbulenzen in den oberen Grundwasserleitern geführt. So wurde z.B. die höchste je gemessene Nitratkonzentration mit 125,5mg/L am 16.04.1997 im GW6 gemessen. Dafür nahmen 1996 an allen Grundwassermeßstellen die Konzentrationen an Ammonium schlagartig ab, so daß nur noch sehr selten Maximalwerte über 2mg/L gefunden wurden. Auch bei den Maximalwerten des Phosphates wurden außer 1997 im GW6 keine Konzentrationen über 2mg/L gemessen. Vor 1996 betrug dort die Konzentrationen bis zu 9mg/L.

Ammonium:

Die Ammoniumkonzentrationen sind in beiden Teilbereichen stark zurückgegangen (Abb. 93). Im Mittel lagen die Konzentrationen an allen Grundwassermeßstellen unter 1,5 mg/L. Dabei unterschreiten die Grundwassermeßstellen GW4, GW8 und GW9 den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,5mg/L.

Am wenigsten Ammonium wurde 1996 gefunden. Hier machten sich die Umbaumaßnahmen stark bemerkbar. Das Redoxpotential stieg durch die ermöglichte Sauerstoffzufuhr stark an und verschob das Verhältnis der Reduktion von Nitrat zu Gunsten einer Oxidation des Ammoniums. Im Laufe der Jahre werden die Redoxpotentiale aber wieder sinken und der umgekehrte Trend zur Reduktion des Nitrates hat auch schon eingesetzt. Langsam kommt es wieder zu einer Erhöhung der Ammoniumkonzentrationen.

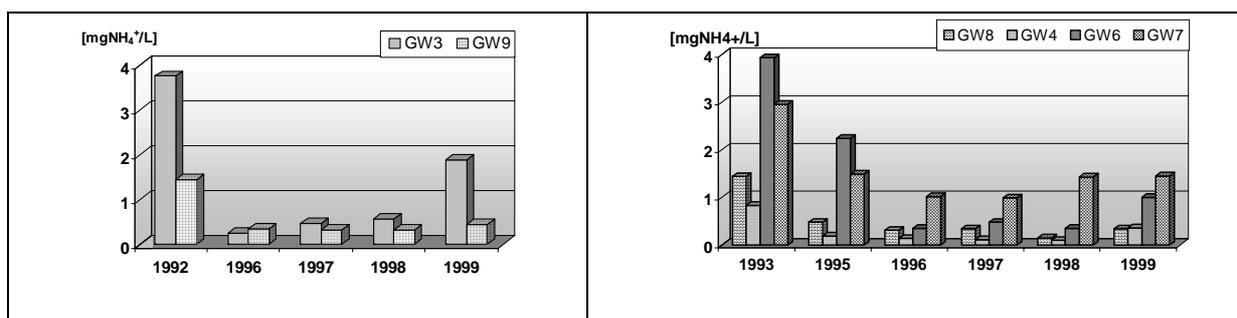


ABBILDUNG 93: DURCHSCHNITTLICHE AMMONIUMKONZENTRATIONEN AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

Nitrat:

Im Baccumer Bruch ist der Gehalt an Nitrat nach wie vor sehr niedrig (Abb. 94 links). Das Nitrat, welches auf die Flächen rund um das Bruch gelangen kann wird entweder in den humosen Bodenaufgaben adsorbiert oder auf seinem Weg zum Grundwasser bzw. im Grundwasser zu Ammonium reduziert.

Ganz im Gegensatz dazu stellt sich die Nitrat-Situation am Großen Brögberner Teich dar (Abb. 94, rechts). Nicht nur, daß die ehemaligen Maximalwerte übertroffen wurden, auch die Mittelwerte stiegen in den Jahren 1996 und 1997 stark an. Dafür gibt es zwei Gründe:

Erstens: Durch die Entfernung der organischen Auflage, die etwa drei Prozent der Trockensubstanz ausmachten, war eine Adsorption von Nitrat innerhalb der aufliegenden Bodenschichten unmöglich gemacht worden. Das jetzt über den Lingener Mühlenbach transportierte und im Großen Brögberner Teich nicht eliminierte Nitrat konnte ungehindert durch die noch frischen Sandböden ins Grundwasser gelangen.

Zweitens: Durch die Umbaumaßnahmen stieg das Redoxpotential des Grundwassers. Eine Reduktion des Nitrates zu Ammonium war nicht mehr möglich.

Seit 1997 ist aber eine starke Abnahme der Nitratkonzentrationen festzustellen. Im Mittel lagen 1999 die Konzentrationen aller Grundwassermeßstellen unter 15mg/L. Der Maximalwert wurde mit 40mg/L im GW8 gemessen. Diese Entwicklung, gerade der Brunnen GW4, GW6 und GW7, ist darauf zurückzuführen, daß im Großen Brögberner Teich ein Großteil des Nitrats eliminiert wird. Beim GW8 sind die Rückgänge der Nitratkonzentrationen der Aufweitung des Lingener Mühlenbachs zu verdanken.

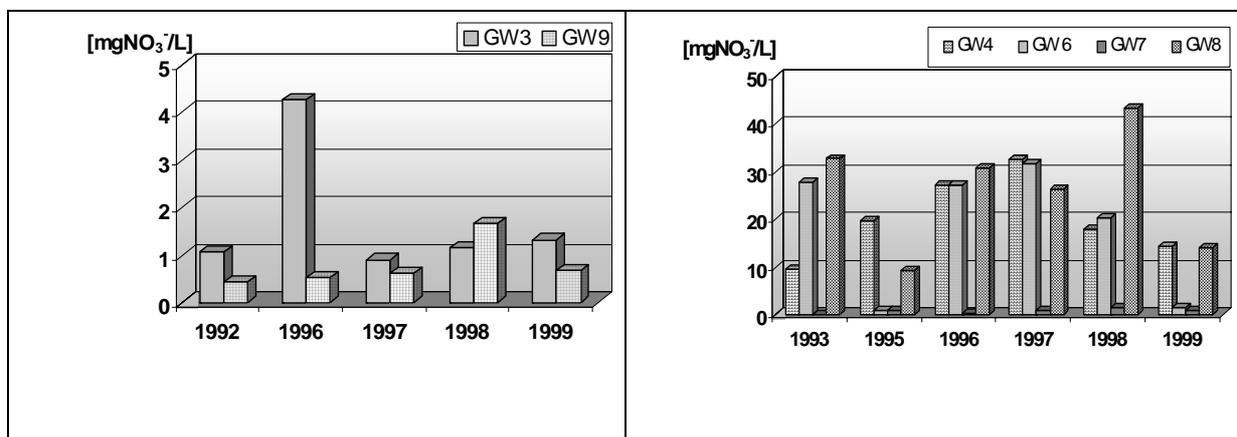


ABBILDUNG 94: DURCHSCHNITTliche NITRATKONZENTRATIONEN AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

ortho-Phosphat:

Der Gehalt an ortho-Phosphat lag im Mittel an den Grundwassermeßstellen GW3 und GW9 meistens unter 0,1mg/L und war damit sehr gering (Abb. 95, links). Das lag vor allem an dem starken Anstieg des Redoxpotentials. Das Absinken des Redoxpotentials läßt sowohl die Konzentrationen an Phosphat, als auch an Eisen (siehe dort) ansteigen, denn ab einem gewissen Redoxpotential wird aus dem unlöslichen Eisen(III)-Phosphat das lösliche Eisen(II)-Phosphat.

Auch am Großen Brögberner Teich liegen 1999 alle durchschnittlichen Phosphatkonzentrationen unter 0,5mg/L. Einzig die Phosphatkonzentration des GW6 weist mit knapp 1mg/L noch eine hohe Konzentration auf. Auffällig ist die durchschnittliche Konzentration des GW6 1997 von über 3,5mg/L. 1997 war der große Brögberner Teich mit Algen zugesetzt. Ab Juni fanden sich erstmals die hohen Konzentrationen. Diese stammten aus der Mineralisation der Algen, welche einen sehr hohen Anteil an Phosphat beinhalteten. Dieses Phosphat wurde nicht mit Eisen(III) gefällt und konnte so ungehindert in das Grundwasser gelangen.

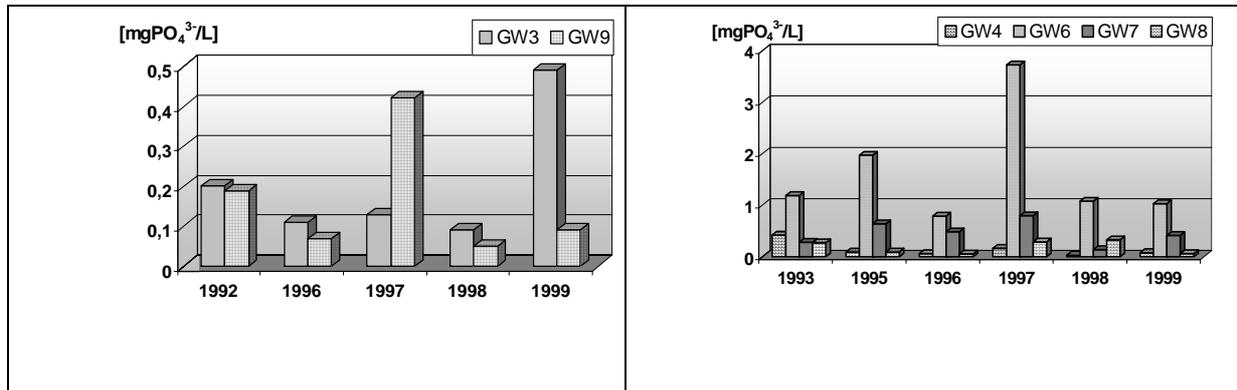


ABBILDUNG 95: DURCHSCHNITTLICHE PHOSPHATKONZENTRATIONEN AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

Nitrit:

Nitrit tritt als Zwischenstufe während der Nitrifikation des Ammoniums zu Nitrat auf. Eine Oxidation von Nitrit zu Nitrat findet sofort nach der Entstehung des Nitrits, und nur unter ganz besonderen Bedingungen nicht statt. Daher lagen die Nitritkonzentrationen bei der Nachweisgrenze von 0,01mg/L. Nur sehr selten konnten größere Mengen festgestellt werden. Zweimal wurde in den letzten vier Jahren eine als toxisch einzustufende Nitritkonzentration von 0,1mg/L in den Oberflächengewässern und im Grundwasser gemessen. Diese erhöhten Werte wurden am neugeschaffenen Großen Brögberner Teich gemessen.

Eisen:

Als einziges Schwermetall wurde in den letzten Jahren das Eisen gemessen, da schon nach der Zwischenphase (1992-1994) klar war, daß der Gehalt aller Schwermetalle außer des Eisens und des Mangans unterhalb des A-Wertes der Niederländischen Liste liegen. So wurden die Eisengehalte kontinuierlich weitergemessen, da aufgrund des empfindlichen Fe(II)/Fe(III) Redoxpaares anhand der Eisenkonzentrationen auf die Redoxverhältnisse der Grundwasserleiter geschlossen werden kann.

In den aeroberen Grundwassermeßstellen des Großen Brögberner Teiches finden sich nur sehr geringe Mengen an Eisen (Abb. 96 rechts). Die Konzentration von Eisen im GW6 lag 1996 noch bei knapp 16mg/L. Da dieser Grundwassermeßpunkt zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen schwankt, treten hier noch häufiger höhere Eisenkonzentrationen als an den anderen Meßstellen am Großen Brögberner Teich auf. Aber auch hier ist der durchschnittliche Eisengehalt um 50% gesunken, was auf größtenteils aerobe Verhältnisse schließen läßt. Im Gegensatz dazu erhöhten sich die Eisengehalte der beiden Grundwassermeßstellen am Baccumer Bruch (Abb. 96 links). Das ist nicht weiter

verwunderlich, da mit dem fallenden Redoxpotential Fe(III)-Verbindungen, wie z.B. Eisen(III)-Phosphat, zu Fe(II)-Verbindungen reduziert und aus den Sedimenten gelöst werden.

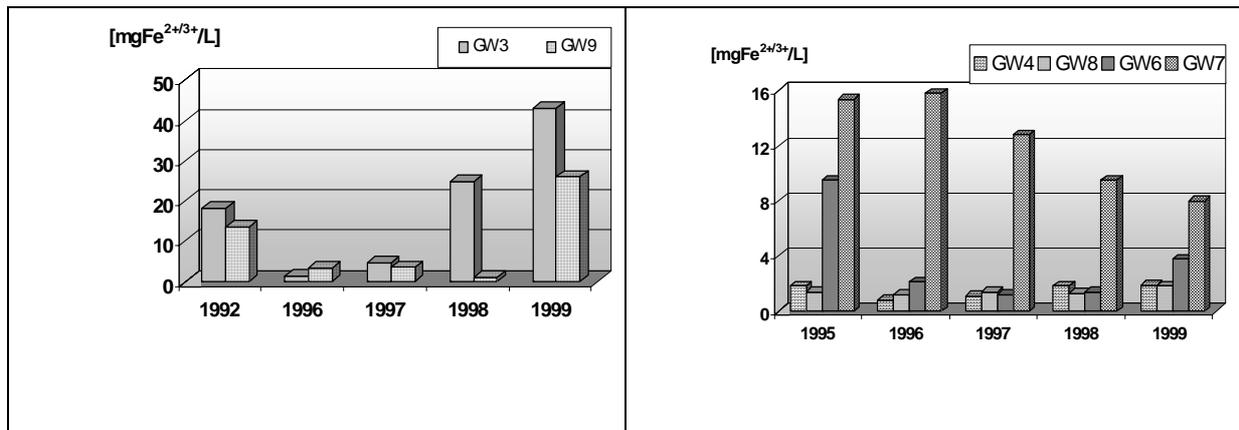


ABBILDUNG 96: DURCHSCHNITTliche EISENKONZENTRATIONEN AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

3.3.4 Organika:

Die organischen Frachten wurden in den letzten Jahren hauptsächlich mit dem Summenparameter CSB bestimmt. Daneben wurde auch der Grundwassermeßpunkt 8 noch häufig auf AOX geprüft.

AOX:

Nach der Niederländischen Liste hat der Grundwassermeßpunkt 8 seit Beginn der Forschungsarbeit ein an halogenierten Kohlenwasserstoffen stark verschmutztes Grundwasser [95]. Fast alle gemessenen Werte lagen über dem C-Wert der Niederländischen Liste von 75 µg/l. Nur im Jahr 1996 schien eine Verbesserung eingetreten zu sein, da die Werte den C-Wert nie überschritten. Doch wurden 1998 wieder kontinuierlich Werte mit höheren Konzentrationen gemessen, deren Spitzenwert mit 120 µg/L den C-Wert weit übertraf.

Bei ausschließlicher Betrachtung der AOX-Werte dieser Grundwassermeßstelle ist von der Renaturierung nichts zu erkennen.

CSB:

Außer dem Grundwasserbrunnen 4 sind alle Grundwassermeßstellen stark mit organischen Substanzen verschmutzt. Im Schnitt lagen die Werte 1999 zwischen 60 und 120 mg O₂/l (Abb. 97). Extrem deutlich ist der Anstieg des chemischen Sauerstoffbedarfs in den beiden Brunnen des Baccumer Bruchs. Dieser Anstieg auf 140 mg O₂/l (GW9) und 300 mg O₂/l (GW3) ist auf die Veränderung der chemischen Verhältnisse zurückzuführen. Sowohl ein niedriges Redoxpotential, als auch ein niedriger pH-Wert sorgen dafür, daß nur noch viele spezielle Bakterien hier überleben können. Diese können aber die organische Substanz nicht so leicht abbauen. So kommt es zu einer Anreicherung von organischer Substanz im Grundwasser.

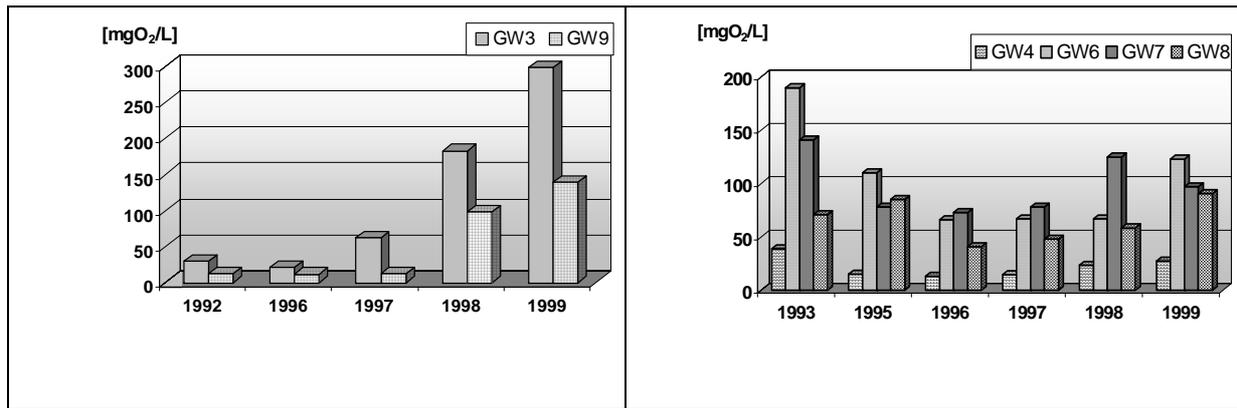


ABBILDUNG 97: DURCHSCHNITTLICHER CSB AN DEN GRUNDWASSERMEßSTELLEN AM BACCUMER BRUCH (GW3, GW9) UND AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH (GW4, GW6, GW7, GW8)

3.3.5 Grundwasserveränderungen am Baccumer Bruch und Großen Brögberner Teich.

Als Beispiel für die Veränderungen wird hier die Grundwassermeßstelle GW3 vorgestellt, die sich nördlich im Baccumer Bruch befindet:

Vor den Baumaßnahmen war das Grundwasser hier ohne Sauerstoff, so daß oft negative Redoxpotentiale gemessen wurden. Deshalb wurde fast alles Nitrat in Ammonium umgewandelt. Dadurch löste sich auch immer Eisen(II)Phosphat ins Wasser. Diesen Prozeß kann man an den relativ hohen Phosphat und Eisenkonzentrationen feststellen. Von 1994 zu 1996 gab es einen krassen Wechsel von anaeroben zu leicht aeroben Verhältnissen. Das Redoxpotential stieg auf über 300mV. Ein großen Beitrag zu dieser Anreicherung an Sauerstoff trug sicherlich der Bau des Verlandungsteiches im Baccumer Bruch bei. Schlagartig veränderte sich auch die Nährstoffsituation:

Der Nitratgehalt stieg sehr stark an und Ammonium verschwand fast völlig. Auch die Phosphatwerte gingen zurück und Eisen wurde fast vollständig als Fe(III) festgelegt. Seit dieser Zeit verändert sich das Grundwasser aber kontinuierlich wieder zu einem anaeroben Gewässer. Die Redoxwerte fallen und auch der Mineralhaushalt stimmt jetzt wieder mit dem eines Erlenbruchs überein. Anscheinend wurde im Jahr 1998 wieder die Redoxschwelle erreicht, bei der sich das Eisenphosphat wieder löst. Das über zwei Jahre angesammelte Phosphat löst sich seitdem wieder und sorgt für teilweise besorgniserregende Konzentrationen. Da im Bruch selbst keine Maßnahmen stattgefunden haben, wird sich schnell wieder das alte Gleichgewicht einstellen. Dann wird auch der Boden rund um den Verlandungsteich wieder eine etwas dickere Humusauflage haben, so daß auch hier noch einige Nährstoffe fixiert werden können. Erst dann wird man genau bewerten können, ob die Baumaßnahmen und die Extensivierung zu einer Verbesserung der Qualität des Grundwassers im Baccumer Bruch beigetragen haben.

Als Beispiel für die Veränderungen im Großen Brögberner Teich wird hier die Grundwassermeßstelle GW6 angeführt:

Wie auch im Baccumer Bruch wurde das Grundwasser durch den Bau des Großen Brögberner Teiches mit Sauerstoff angereichert. Das Redoxpotential stieg stark an und aus dem anoxischen wurde ein

aerobes Gewässer. Durch das Abnehmen der Humusschicht ist auch ein Großteil der oxidierbaren organischen Substanzen und der darin enthaltenen Nährstoffe entfernt worden. Dadurch kam es zu einem Rückgang sowohl der Nitrat- als auch der Ammoniumkonzentrationen. Andererseits scheinen andere Salze durch die Baumaßnahmen mobilisiert worden zu sein, da entgegen der Abnahme der Konzentrationen der Stickstoffparameter die Leitfähigkeit leicht anstieg. Aufgrund der aeroben Bedingungen gelangte in den nächsten Jahren kaum Ammonium in den Grundwasserleiter, während die Konzentrationen des Nitrats erst anstiegen. Aber seit 1998 spiegelt sich die Leistung des Großen Brögberner Teiches als Pflanzenkläranlage auch in dem Grundwasserleiter wider. Die Nitratwerte gingen auf unter 5mg/L zurück, während die Ammoniumwerte nur leicht anstiegen, was auf das fallende Redoxpotential zurückzuführen ist. Auch die Leitfähigkeit ist kontinuierlich zurückgegangen und liegt nun unter 400 μ S.

3.3.6 Abschließende Diskussion der Grundwasserergebnisse

Boden und oberer Grundwasserleiter bilden ein zusammenhängendes System und sollten stets auch zusammen betrachtet werden. Deshalb ist es auch sinnvoll, wenn man vom Schutzgut Boden spricht, auch immer den Grundwasserleiter mit einzubeziehen. Nur zu deutlich zeigten sich die Auswirkungen der Baumaßnahmen auch in den gesamten Grundwassern des Gebietes. Durch den erhöhten Sauerstoffgehalt sind aus den ehemaligen sauerstoffarmen, aerobe Gewässer geworden. Ein totaler Abfall der Ammoniumwerte und ein Ansteigen der Nitratkonzentrationen bestätigen diese Annahme. Aber langsam ändert sich die Situation wieder zu den alten reduktiven Verhältnissen, so daß Nitrat zu Ammonium reduziert wird. Festzustellen bleibt, daß sich die Nährstoffsituation insgesamt wesentlich verbessert hat. Sowohl die Leitfähigkeit als auch die Werte für Nitrat und Ammonium sind gegenüber der Vorphase stark zurückgegangen. Beim Phosphat ist die Situation noch sehr unterschiedlich. Während in den aeroben Grundwassermeßstellen GW8 und GW4 Phosphat sehr selten überhaupt nachgewiesen werden konnte, scheinen sich an den anderen Grundwassermeßstellen die wiedereingetretenen anaeroben Bedingungen bemerkbar zu machen. Ehemals festgelegtes Eisen(III)Phosphat wird durch Reduktion des Eisens mobilisiert. Aber nur am GW3 im Baccumer Bruch sind diese Auswirkungen so stark, daß die Phosphatkonzentrationen höher sind, als in der Vorphase. Extreme Spitzenwerte, wie sie noch vor den Baumaßnahmen auftraten, wurden seitdem bei keinem der Nährstoffe mehr gemessen.

Weil das Grundwasser so stark von dem über ihm befindlichen Boden abhängt, muß auch dessen weitere Entwicklung im Auge behalten werden. Da gerade der Boden sich im Laufe der Zeit noch stark ändern wird, sind noch wesentliche Verbesserungen der Qualität der Grundwasserleiter zu erwarten. So wird z.B. durch eine bessere Beschattung des Nitrifikationsbeckens des Großen Brögberner Teiches auch mehr Nitrat produziert und schließlich zu Stickstoff umgesetzt werden, Durch die Vergrößerung der Humusauflage, sowohl in den Brögberner Teichen, als auch am Baccumer Bruch, gewinnen die Böden mehr Regulationspotential und können auch Nährstoffe besser akkumulieren, so daß sie kaum noch in den Grundwasserleiter gelangen können.

3.4 Der Große Brögberner Teich

Der Große Brögberner Teich soll hier als wichtige Baumaßnahme gesondert diskutiert werden. Dabei werden in einem ersten Teil die seit 1995 regelmäßigen gewonnenen Ergebnisse diskutiert, und im zweiten Teil wird auf eine genaue Untersuchung des Großen Brögberner Teiches im Jahre 1998 eingegangen.

3.4.1 Die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen im Großen Brögberner Teich seit 1995

Um die Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen genauestens nachvollziehen zu können, sind nach dem Umbau umfangreiche Untersuchungen durchgeführt worden. Es wurden neun neue Probenahmestellen festgelegt, von denen vier kontinuierlich bis 1999 beprobt wurden. Um eine genaue Überwachung des Systems gewährleisten zu können, wurden der Einlauf, das Nitrifikationsbecken, der Entwässerungsgraben am Denitrifikationsbecken und der Auslauf kontrolliert. Die so erhaltenen Ergebnisse können Aufschluß darüber geben, an welchen Stellen der Große Brögberner Teich so funktioniert wie gewollt und an welchen Stellen noch Schwächen nachzuweisen sind. Wichtigste Aufgabe des Großen Brögberner Teiches ist die Nährstoff-, insbesondere die Stickstoffeliminierung. Deshalb wird hier auch bei der Darstellung der Ergebnisse der Schwerpunkt gelegt.

Der Große Brögberner Teich wird mit dem Wasser des Lingener Mühlenbachs gespeist, welcher im Westen des Untersuchungsgebietes geteilt wurde. Gelangt das Wasser in den Teich, wird die Fließgeschwindigkeit stark herabgesetzt. Das Wasser muß erst eine Landschaft von „tausend Inseln“, dem Nitrifikationsbecken, durchqueren, bevor es nach Versickerung durch die Sandpackung des Denitrifikationsbeckens schließlich wieder im Entwässerungsgraben zu Tage tritt. Die Fließrichtung des Wassers wurde durch eine Geländeabsenkung ermöglicht. So wurde erreicht, daß das Wasser möglichst lange in dem System aufgehalten wird, so daß den Bakterien viel Zeit bleibt, insbesondere die stickstoffhaltigen Nährstoffe zu entfernen. Durch die aeroben Verhältnisse im Nitrifikationsbecken soll Ammonium zu Nitrat umgewandelt und Phosphat zu Eisen(III)Phosphat sedimentiert werden. In der Sandpackung des Denitrifikationsbeckens herrschen umgekehrte Verhältnisse, das Wasser ist an Sauerstoff verarmt und eine Denitrifikation des Nitrats zu gasförmigen Stickstoff findet statt. So kann in zwei Schritten eine Nährstoffreduzierung erreicht werden.

3.4.1.1 Die Nährstoffe

Um eine einfache Darstellung zu wählen, wurden die Meßdaten der einzelnen Jahre gemittelt und miteinander verglichen. Dabei ist die Darstellung so gewählt, daß gleichzeitig gezeigt werden kann, an welchen Probenahmestellen eine Nährstoffeliminierung eintritt. Die Fließrichtung des Wassers verläuft von Probenahmepunkt G1, dem Einlaß des Großen Brögberner Teiches, über den Probenahmepunkt G2 im Nitrifikationsbecken, dem Probenahmepunkt G5 im Denitrifikationsbecken und schließlich den Probenahmepunkt G6 am Ausgang des Großen Brögberner Teiches (Abb. 98).

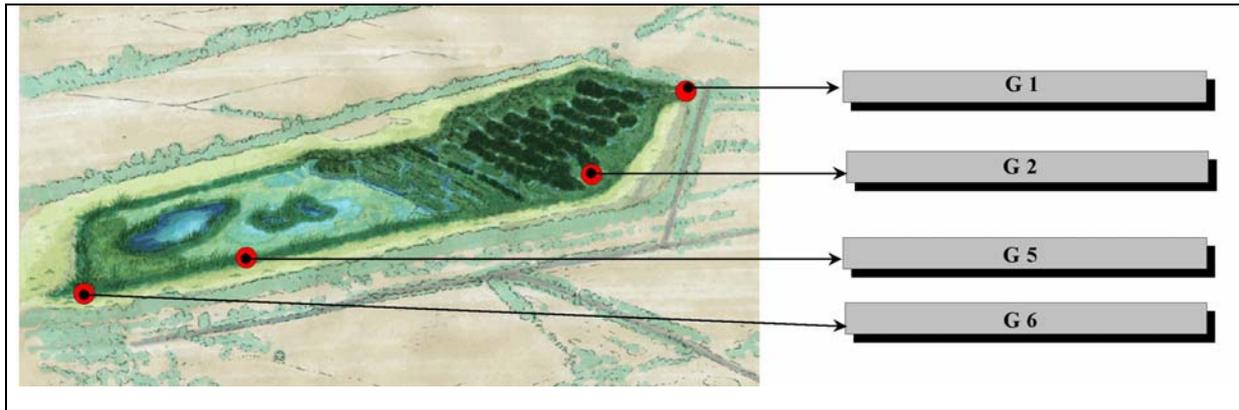


ABBILDUNG 98: PROBENAHMEPUNKTE AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Ammonium:

Keiner der Mittelwerte der Ammoniumkonzentrationen übersteigt den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,5mg/l [96]. Nur in sehr seltenen Fällen wurde dieser Grenzwert am Eingang des Großen Brögberner Teiches überschritten (Abb. 99). Der Maximalwert von 0,95mg/l wurde am 09.11.1999 am Probenahmepunkt G1 gemessen. In den Jahren 1996 bis 1998 gelangten nur sehr geringe Mengen an Ammonium in den Großen Brögberner Teich. Diese Konzentrationen sind nahe der Nachweisgrenze von 0,13 mg/l. Schön zu sehen ist aber die Leistungsfähigkeit des Großen Brögberner Teiches in den Jahren 1995 und 1999. Wenn größere Konzentrationen von Ammonium das System erreichen, werden sie auch zu Nitrat umgewandelt. Wie gewollt findet diese Umwandlung, die Nitrifikation, auf der Strecke von Probenahmepunkt G1 zu Probenahmepunkt G2 statt. Der starke Anstieg der Ammoniumkonzentration 1999 im Denitrifikationsbecken (G6) ist auf zwei Faktoren zurückzuführen. Einerseits findet hier aufgrund der großen bakteriellen Aktivität eine verstärkte Mineralisierung statt (siehe auch Ergebnisse des Bodenbereiches), andererseits wird das Nitrat nicht nur zum gasförmigen Stickstoff, sondern auch wieder zu Ammonium reduziert. Trotzdem verließen 1995 und 1999 nicht mehr als 60% der Anfangskonzentration des Ammoniaks den Großen Brögberner Teich. 1996-1998 sind die Konzentrationen an Ammonium und die Differenzen untereinander zu gering, um verlässliche Aussagen zu machen.

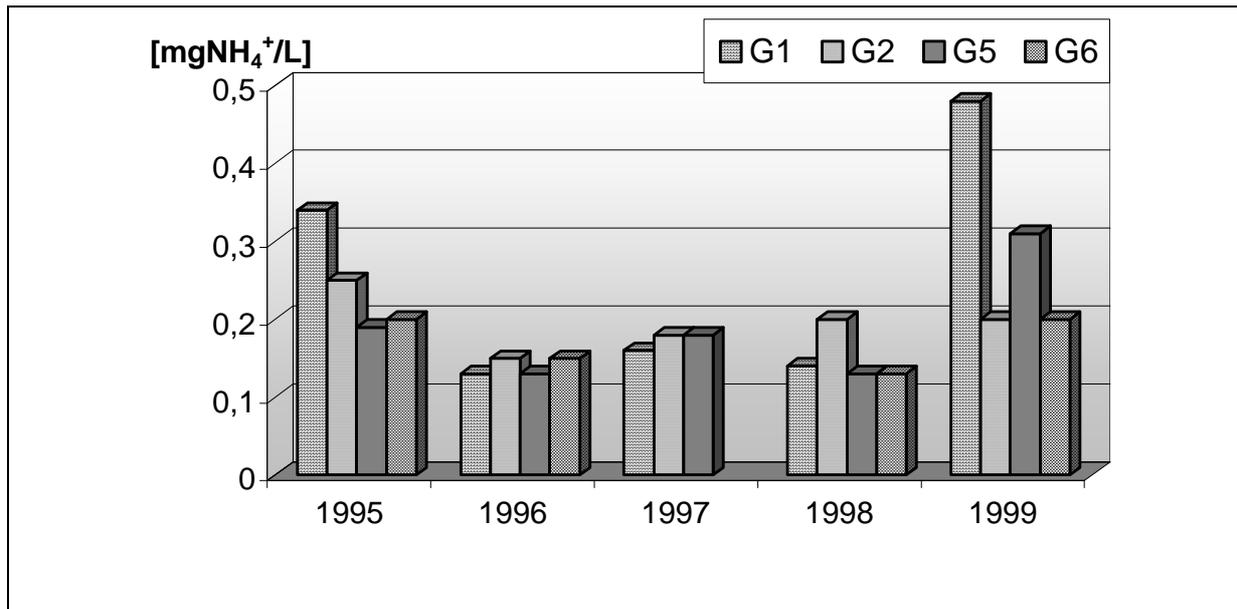


ABBILDUNG 99: DURCHSCHNITTICHE AMMONIUMKONZENTRATIONEN AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHAEMEPUNKTEN DES GROEEN BRÖGBERNER TEICHES

Nitrat:

Deutlich ist in der Abbildung 100 der Nitratabbau zu erkennen. Ein großer Teil des Nitrates wird allerdings schon auf der Strecke G1 zu G2 zu gasförmigem Stickstoff reduziert. In den Jahren 1995 und 1996 setzt auch eine weitere und gewollte Denitrifikation auf der Strecke G2 zu G5, dem Denitrifikationsbecken ein. In den Jahren 1996 bis 1999 scheinen die Nitratkonzentrationen im Denitrifikationsbecken zu stagnieren. Normalerweise sollte im Nitrifikationsbecken die Konzentration an Nitrat durch die oben erwähnte und auch dort stattfindende Nitrifikation erhöht werden. Statt dessen wird sie aber kleiner. Hierfür können zwei Gründe angeführt werden. Wie in dem zweiten Teil der Untersuchungen über den Brögberner Teich noch gezeigt wird, ist der organische Anteil des Bodens im Nitrifikationsbecken sehr gering. Die Pflanzen auf den Inseln sind deshalb auf die Nährstoffe des Wassers angewiesen. Sie binden einen Teil des Nitrats in ihre organische Masse ein. Weiterhin findet auch schon im Nitrifikationsbecken eine Denitrifikation statt. An einigen Stellen auf dem Boden des Großen Brögberner Teiches ist das Wasser arm an Sauerstoff, so daß auch hier reduzierende Bedingungen vorliegen.

Im Gegensatz zum Nitrifikationsbecken hat sich im Denitrifikationsbecken eine organische Auflage gebildet. Messungen ergaben hier sowohl eine starke bakterielle Aktivität, als auch eine sehr hohe Aktivität der Denitrifikanten. Der aus dem System entweichende Stickstoff wird durch die Mineralisierung der organischen Masse und teilweise Umsetzung zu Nitrat kompensiert.

Im Jahr 1995 wurden im System Großer Brögberner Teich ca. 70% des Eintrages an Nitrat in gasförmigen Stickstoff umgewandelt. 1996 bis 1999 wurden im Schnitt 36 % des Nitratgehaltes eliminiert.

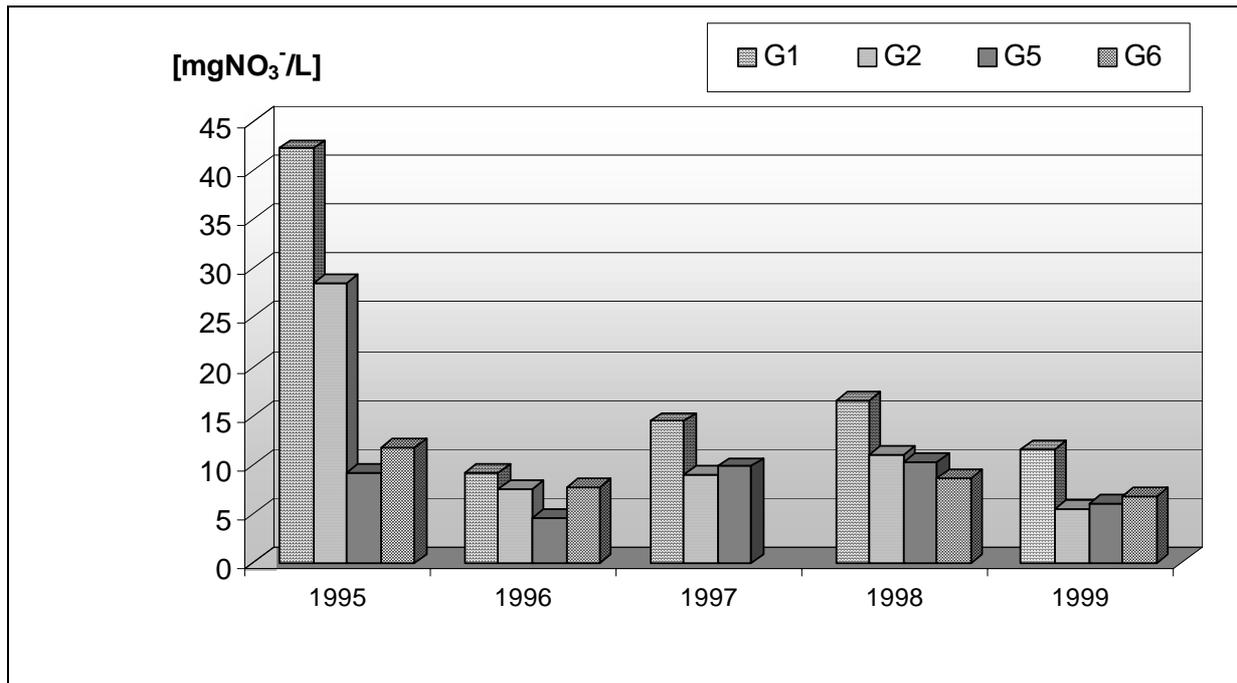


ABBILDUNG 100: DURCHSCHNITTLICHE NITRATKONZENTRATIONEN AN DEN VERSCHIEDENEN PROBENAHMEPUNKTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

Nitrit:

Aufgrund der schnellen Umsetzung von Nitrit zu Nitrat wurden keine nennenswerten Konzentrationen an Nitrit im Brögberner Teich gemessen. Die Konzentrationen bewegten sich immer in der Nähe des Grenzwertes von 0,01 mg/L. Kurz nach der Entstehung des Großen Brögberner Teiches wurde zweimal innerhalb der letzten vier Jahre eine als toxisch einzustufende Konzentration von 0,1mg/L festgestellt.

Phosphat:



Geringe Mengen an Phosphat reichen aus, um eine Algenblüte entstehen zu lassen. Der Große Brögberner Teich wurde unfreiwillig Opfer einer Anreicherung des Phosphates und der damit verbundenen Algenblüte (Abb. 101). Direkt nach der Fertigstellung der Baumaßnahmen kam es schon zu einer leichten Anreicherung gelösten ortho-Phosphates im Großen Brögberner Teich, da dieser ja mehr als ein stehendes Gewässer anzusehen ist.

ABBILDUNG 101: ALGENBLÜTE AUF DEM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Obwohl auch 1996 im Durchschnitt nur geringe Konzentrationen in den Teich gelangten, reichten diese schon aus, ein sehr starkes Algenwachstum auszulösen. Die Algen hatten auch deshalb leichtes

Spiel, da die Vegetation der Inseln noch zu klein war, um das Gewässer zu beschatten und dadurch das Algenwachstum zu behindern. Auch gab es innerhalb des Wassers kaum Wasserpflanzen, die als Konkurrenten zu den Algen hätten auftreten können. Die Algen nahmen einen Großteil des Phosphates in ihre Biomasse auf. Ein bis zu 50 cm mächtiger Algenteppich ließ keinen Lichtstrahl mehr in das Wasser gelangen. An der Oberfläche wurden 1996 durch die starke Sauerstoffproduktion große Übersättigungen an Sauerstoff festgestellt. Die abgestorbenen Algen wurden mineralisiert und so wurde im September 1996 eine Phosphatkonzentration von 0,67 mg/l gemessen, die für den hohen Durchschnitt am G5 verantwortlich war (Abb. 102). Wegen der hohen Sauerstoffkonzentration und der hohen Redoxpotentiale wurde aber ein großer Teil des freiwerdenden Phosphates als Eisen(III)Phosphat sedimentiert. Auch 1997 wuchsen wieder Algen auf dem Großen Brögberner Teich. Diesmal war der Algenteppich aber schon lange nicht mehr so mächtig wie im Jahr zuvor. Trotzdem wurden innerhalb des Brögberner Teiches die höchsten Konzentrationen an Phosphat gemessen. Dafür gibt es drei Gründe. Am Anfang des Jahres wurden große Konzentrationen an Phosphat am Eingang des Gebietes festgestellt. Über den Zuleiter zum Großen Brögberner Teich gelangte zweifellos ein Teil dieser Phosphatfracht in den Großen Brögberner Teich und wurde im Sediment festgelegt. Die Reste der im letzten Jahr abgestorbenen Algen wurden mineralisiert und setzten ebenfalls Phosphat frei. Durch die starke Mineralisationsleistung gerade im Denitrifikationsbecken sanken sowohl der Sauerstoffgehalt, als auch das Redoxpotential. Freiwerdendes Phosphat wurde nun nicht mehr als Eisen(III)Phosphat sedimentiert, es trat sogar ein umgekehrter Effekt auf. Das schon festgelegte Eisen(III)Phosphat wurde wieder zu löslichem Eisen(II)Phosphat reduziert und führte zu den extrem hohen Konzentrationen innerhalb des Großen Brögberner Teiches während der Monate Juni (3,15mg/l), August (2,0mg/l) und September (1,8mg/l) 1997.

1998 und 1999 waren nur noch sehr wenige Algen auf der Wasseroberfläche zu finden. Große Mengen an Wasserpflanzen sind jetzt eine starke Konkurrenz für die Algen. Da sich die toten Algen des Jahres 1996 nicht mehr negativ auf die Phosphatkonzentrationen der Jahre 1998 und 1999 auswirkten, hat sich das System stabilisiert. 1998 wurden erstmals größere Mengen an Phosphat festgelegt.

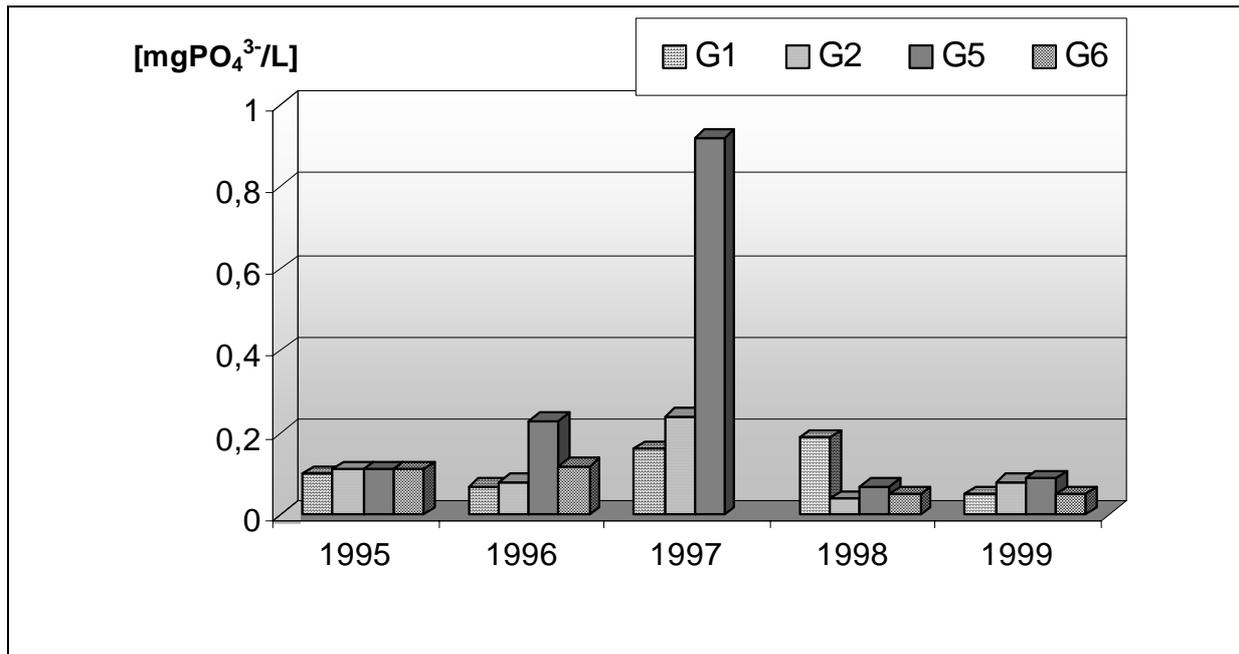


ABBILDUNG 102: DURCHSCHNITTLICHE PHOSPHATKONZENTRATIONEN AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHAHMENPUNKTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

3.4.1.2 Die Physikalischen Parameter

Luft-, und Proben temperatur

Exemplarisch für die Temperaturentwicklung des Großen Brögberner Teiches wird der Probenahmeort im Nitrifikationsbecken dargestellt. Deutlich zeigt die Graphik 103, daß sich das Gewässer immer noch mit der Lufttemperatur erwärmt. Eine Beschattung und damit Abkühlung des Gewässers wird durch die Pflanzen der Inseln immer noch nicht erreicht. Die Temperaturdifferenz beträgt maximal 2,2°C im Jahr 1998. In jedem Jahr seit 1995 überschritt die Wassertemperatur 20°C. Wenn sich im Nitrifikationsbecken erst eine Auenlandschaft entwickelt haben wird, entsteht auch ein eigenes Mikroklima mit wesentlich geringeren Wassertemperaturen.

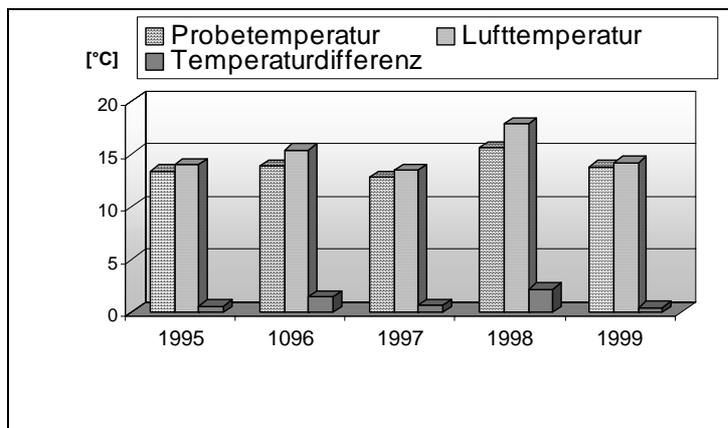
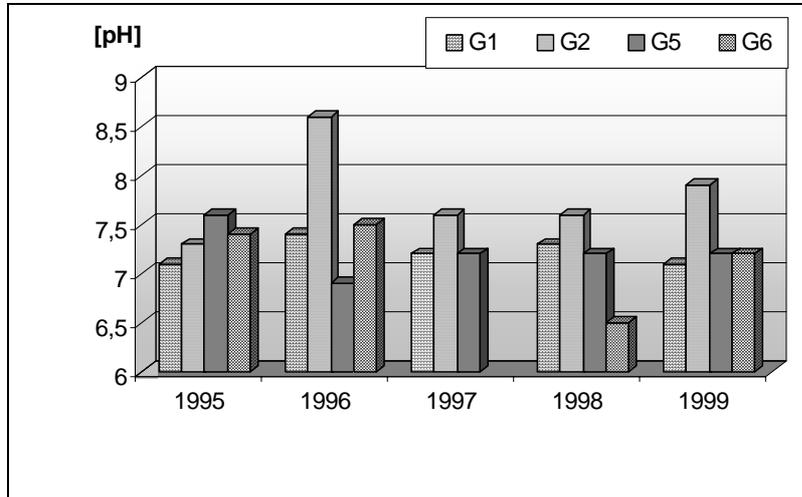


ABBILDUNG 103: DURCHSCHNITTLICHE TEMPERATUREN AM PROBEHAHMENPUNKT G2

Die niedrigen Wassertemperaturen sind vonnöten, damit das Wasser eine möglichst große Menge an Sauerstoff aufnehmen kann. Erst wenn dieses Ziel erreicht ist, wird eine optimale Nitrifikation stattfinden. Dann wird sich auch das Redoxpotential erhöhen und so eine Sedimentation des Eisen(III)Phosphates gewährleisten.

pH-Werte

Die pH-Werte befinden sich im neutralen bis leicht alkalischen Bereich (Abb. 104). Auch sind sie für den jeweiligen Probenahmeort relativ konstant. Auffällig ist, daß der pH-Wert im Nitrifikationsbecken immer dann ansteigt, wenn es im Nitrifikationsbecken zu einer Algenblüte kommt.

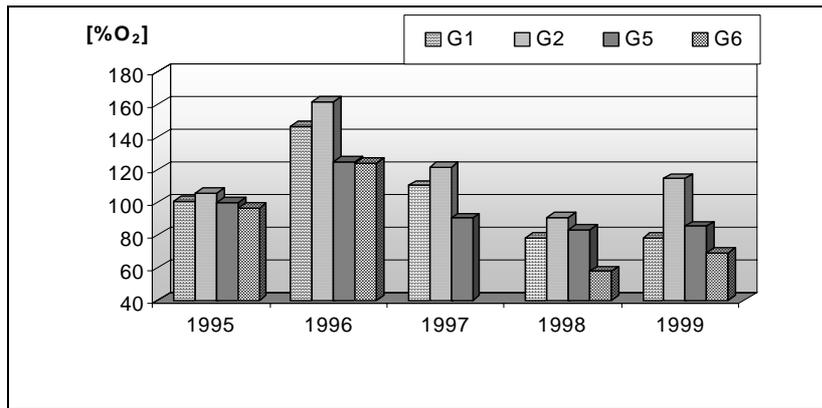


Das ist die Folge eines sehr starken Verbrauchs des gelösten Kohlendioxids und des gebildeten Bicarbonats. Dieser als 'biogene Entkalkung' bekannte Prozeß kompensiert den bei der Nitrifikation erfolgenden pH-Abfall vollständig. Beim Durchfließen der Denitrifikationsstrecke fällt der pH-Wert dann wieder ab.

ABBILDUNG 104: DURCHSCHNITTLICHE pH-WERTE AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHALTEPUNKTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

Sauerstoffsättigung:

Im Jahr 1995 war das Wasser aufgrund der Baumaßnahmen überall gleichmäßig sauerstoffgesättigt (Abb. 105). Da kein organisches Material vorhanden war, konnten Bakterien auch keinen Sauerstoff verbrauchen. Ebenso war durch einen Mangel an Wasserpflanzen eine Übersättigung des Wasserkörpers nicht möglich. 1996 sorgten die Algen für eine sehr starke Übersättigung des Wassers an Sauerstoff. Da sich die Algen zum größten Teil im Nitrifikationsbecken aufhielten, ist hier auch die Übersättigung am Größten. Aber auch im Denitrifikationsbecken blieb das Wasser stark mit Sauerstoff angereichert. 1997 war die Algendecke lange nicht mehr so mächtig wie im vorangegangenen Jahr. Die Sauerstoffsättigung erreichte nicht mehr die Dimensionen wie 1996. Auch sorgte die Mineralisation der abgestorbenen Algen für einen Verbrauch an Sauerstoff. So sank dann auch im Denitrifikationsbecken die Sauerstoffsättigung auf durchschnittlich 90%. 1998 zeigt dann auch die erwartete Entwicklung. Das Wasser wird im Nitrifikationsbecken mit Sauerstoff angereichert, welcher für die Nitrifikation benötigt wird. Der Sauerstoff im Nitrifikationsbecken stammt sowohl 1998 als auch 1999 von den zahlreichen Wasserpflanzen, die sich hier mittlerweile niedergelassen haben.

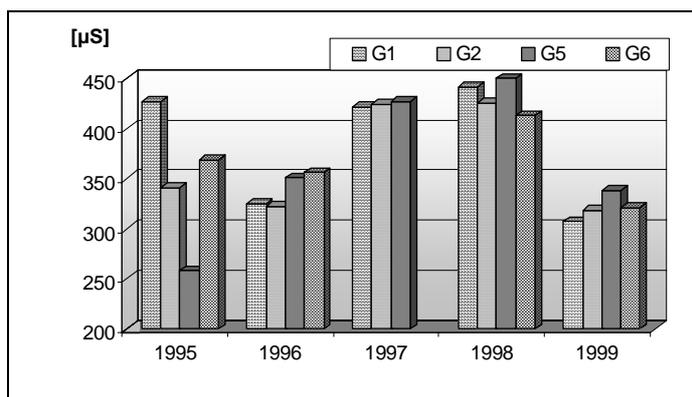


Eine Sauerstoffsättigung von 100% bei 25°C darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß bei einer Wassertemperatur von 10°C und einer Sauerstoffsättigung von „nur“ 80% wesentlich mehr Sauerstoff im Wasser gelöst ist.

ABBILDUNG 105: DURCHSCHNITTLICHE SAUERSTOFFSÄTTIGUNG AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHAHMENPUNKTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

Leitfähigkeit:

Die Leitfähigkeit des Wassers nimmt innerhalb des Wasserkörpers des Großen Brögberner Teiches nicht ab, sondern eher zu (Abb. 106). Da die Zunahme größtenteils im Denitrifikationsbecken stattfindet, ist davon auszugehen, daß bei der Mineralisierung der organischen Stoffe zusätzliche Ionen freigesetzt werden. Der Anteil dieser Ionen muß größer sein, als der Anteil, der durch die Denitrifikation eliminiert wird.



Erfreulich, aber nicht zu hoch zu bewerten ist der Rückgang der Leitfähigkeit von 1998 mit über 400 µS auf knapp über 300µS im Jahre 1999. Einen solchen Rückgang gab es aber auch schon 1996, worauf es 1997 aber wieder zu einem starken Anstieg der Leitfähigkeit gekommen ist.

ABBILDUNG 106: DURCHSCHNITTLICHE LEITFÄHIGKEIT AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHAHMENPUNKTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

Das Redoxpotential:

Das Redoxpotential erinnert 1995 stark an den Sauerstoffgehalt in demselben Jahr (Abb. 107). Da die Baumaßnahmen gerade abgeschlossen worden sind, liegen noch keine Bedingungen vor, die das Redoxpotential stark beeinflussen. Deshalb ist es auch in allen Teilbereichen des Großen Brögberner Teiches annähernd gleich bei 400mV. In den darauffolgenden Jahren fällt es an allen Probenahmeorten langsam ab. Zu einer richtigen Erniedrigung des Redoxpotentials im Denitrifikationsbecken ist es aber erst 1999 gekommen. Der Verlauf des Redoxpotentials ist für die Nährstoffeliminierung fast als optimal zu bewerten. Allerdings sollte das Redoxpotential des Nitrifikationsbeckens optimal bei 400mV liegen, um so günstigste Verhältnisse für die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat und eine Sedimentation von Eisen(III)Phosphat gewährleisten zu können.

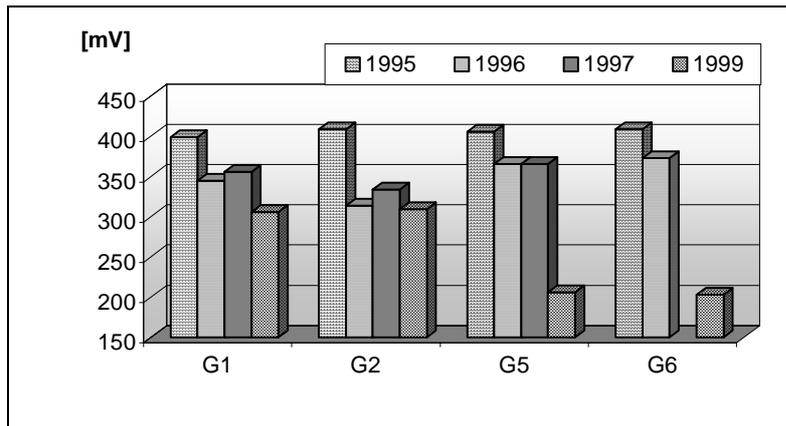


ABBILDUNG 107: DURCHSCHNITTLICHES REDOXPOTENTIAL AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHAHMESTELLEN DES GROSSEN BRÖGBERNER TEICHES

Die 200mV im Denitrifikationsbecken sind die idealen Voraussetzungen für die Eliminierung des Nitrates aus dem Gewässer.

3.4.1.3 Die organischen Parameter

CSB:

Bei der Betrachtung des Chemischen Sauerstoffbedarfs fällt auf, daß es in den Jahren 1995 und 1996 zu einer Verringerung, in den Jahren 1997, 1998 und 1999 zu einer Vergrößerung des Sauerstoffbedarfs im System Großer Brögberner Teich gekommen ist (Abb. 108). Das ist darauf zurückzuführen, daß es in den ersten beiden Jahren kaum organisches Material im Teich gab. In den weiteren Jahren kam es gerade auch durch die Mineralisierung der abgestorbenen Algen zu einer Anreicherung an organischem Material und so zu einer Erhöhung des Chemischen Sauerstoffbedarfs.

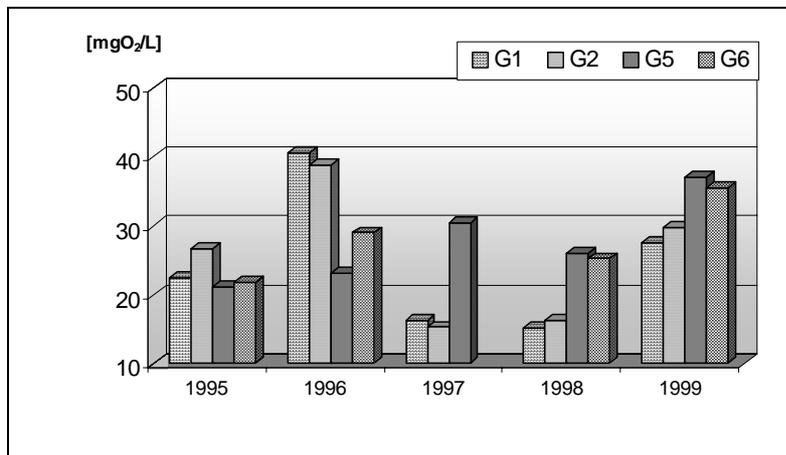
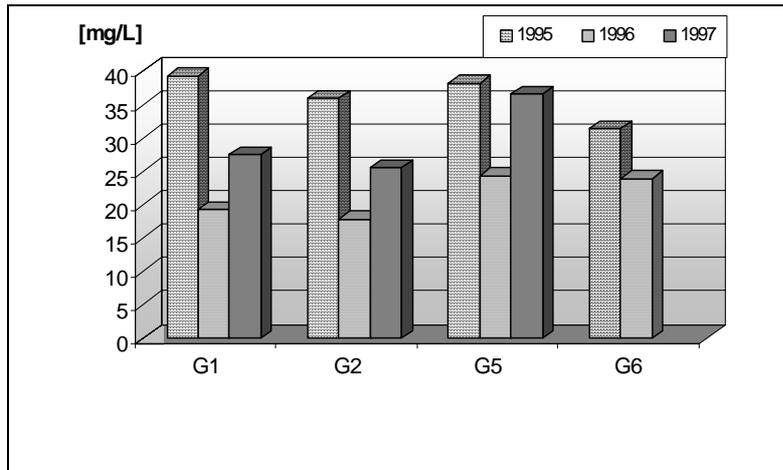


ABBILDUNG 108: DURCHSCHNITTLICHER CHEMISCHER SAUERSTOFFBEDARF AN DEN VERSCHIEDENEN PROBEHAHMESTELLEN DES GROSSEN BRÖGBERNER TEICHES

Aber sowohl die relative als auch die absolute Zunahme des Sauerstoffbedarfs innerhalb des Großen Brögberner Teiches verringerte sich von 1997 nach 1999, so daß anzunehmen ist, daß sich im weiteren Verlauf der Entwicklung dieses Biotopes „normale“ Zustände einstellen werden.

AOX



Eine Abnahme der Adsorbierbaren Halogenierten Organischen Verbindungen im Großen Brögberner Teich fand nur im Jahre 1995 in geringem Maße statt (Abb. 109). 1996 und 1997 wurden diese Verbindungen innerhalb des Systems in erhöhten Konzentrationen gefunden.

ABBILDUNG 109: DURCHSCHNITTLICHER AOX-GEHALT INNERHALB DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

3.4.2 Eine genaue Untersuchung des Großen Brögberner Teiches 1998

Im Mittelpunkt des Interesses im Bereich der von der Ökochemie und Umweltanalytik AG untersuchten Teilbereiche, stand immer wieder der Große Brögberner Teich. Aus diesem Grund wurde 1998 eine genaue Untersuchung dieses Bereiches vorgenommen, um die wichtigen Fragen der Nährstoffeliminierung zu klären. Der Große Brögberner Teich ist so angelegt worden, daß er die Funktion einer Kläranlage für Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Lingener Mühlenbach übernehmen sollte. Die wichtigsten Voraussetzungen für einen einwandfreien Ablauf der Stickstoffeliminierung sind dabei die mikrobiellen Aktivitäten der Nitrifikanten [97] und der Denitrifikanten [98].

Mit der genauen Untersuchung des Großen Brögberner Teichs sollte festgestellt werden, inwieweit die aufgrund theoretischer Erkenntnisse zur Nitrifikation und Denitrifikation konstruierte Anlage tatsächlich die erwarteten Ergebnisse erbrachte. Wie im gesamten Untersuchungsgebiet wurden möglichst viele Parameter untersucht und bewertet.

Um einen möglichst genauen Überblick über die Aktivitäten im Großen Brögberner Teich zu bekommen, wurden fünf Probenahmestellen (Abb. 110) entlang der Fließrichtung im nördlichen Teil festgelegt und regelmäßig beprobt. Weiterhin wurden zwei verschiedene Bodenschichten (Schicht 1: 0-25cm und Schicht 2: 25-50cm unter Geländeoberkante) bewertet.

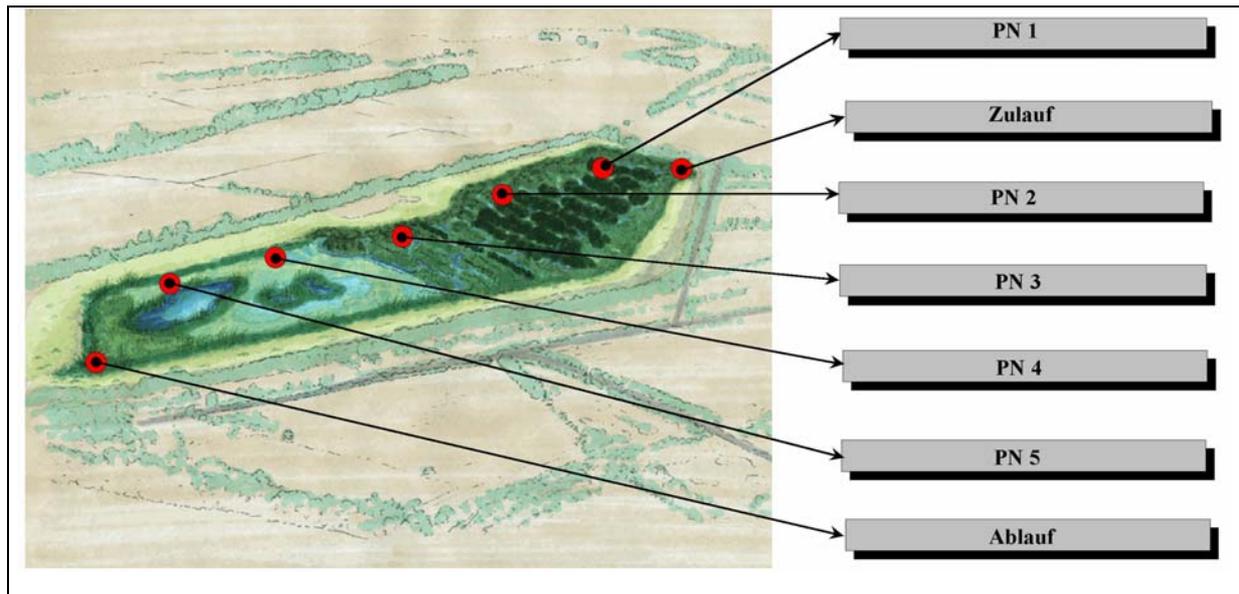
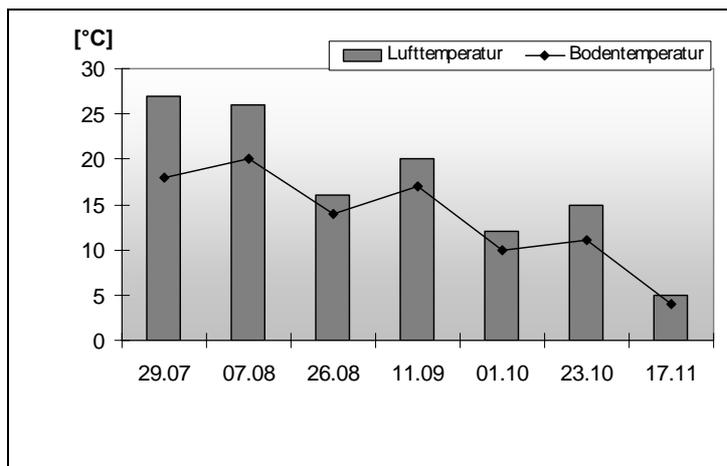


ABBILDUNG 110: EXTRA-PROBENAHMESTANDORTE AM GBT 1998

3.4.2.1 Die physikalischen Parameter

Temperaturen:

Die Beprobung des Großen Brögberner Teiches wurde an sieben Tagen zwischen dem 29.07 und dem 17.11.98 durchgeführt. Die Probenahmetemperaturen gehen zum Herbst hin deutlich nach unten (Abb. 111). Gut zu erkennen ist, daß die Bodentemperatur während der gesamten Zeit niedriger ist, als die Lufttemperatur. Es gab keine Unterschiede der Temperatur zwischen den Probenahmeorten. Beides ist mit dem hohen Wassergehalt zu erklären. Das Wasser erwärmt sich wesentlich langsamer als ein unbedeckter trockener Boden.

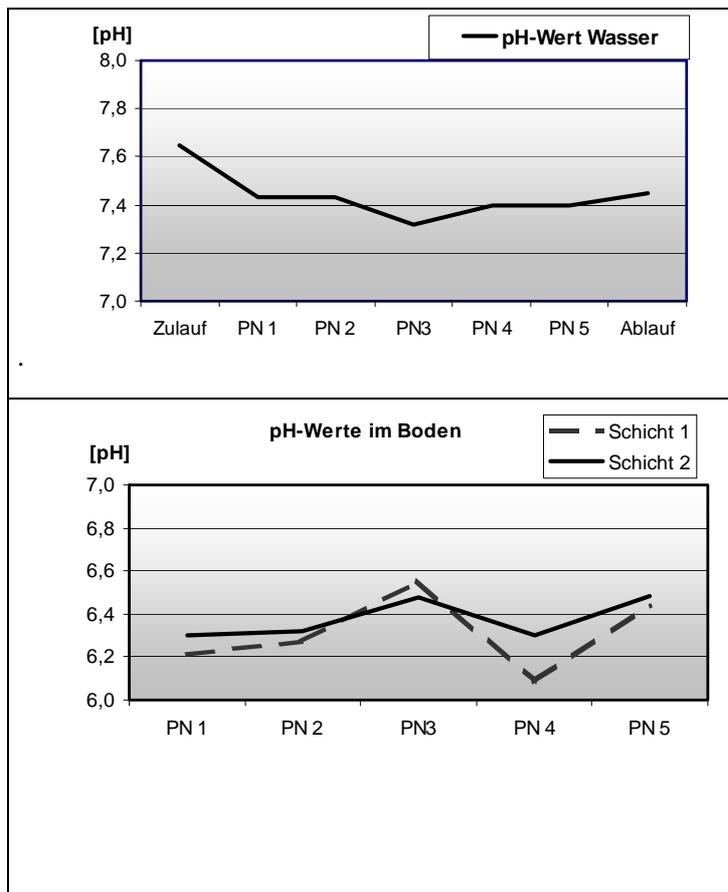


Da aber das Wasser aus dem Nitrifikationsbecken in das Denitrifikationsbecken fließt, findet ein sehr schneller Wärmetransport statt. Daher führt eine Beschattung des Nitrifikationsbeckens auch zu niedrigeren Temperaturen im Denitrifikationsbecken.

ABBILDUNG 111: LUFT- UND BODENTEMPERATUREN AN DEN PROBENAHMETAGEN AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

pH-Werte

Der Verlauf der pH-Werte im Wasser des Großen Brögberner Teich spiegelt genau die Verhältnisse wider, die zu erwarten waren. Durch die bei der Nitrifikation freigesetzten Protonen nimmt der pH-Wert im Nitrifikationsbecken von 7,7 nach 7,3 ab (Abb. 112 oben). Im Denitrifikationsbecken steigt der pH-Wert durch den Verbrauch von Protonen durch die Denitrifikanten dann wieder auf 7,5 an. Der pH-Wert des Wassers liegt somit praktisch im neutralen Bereich, was für viele Bakterien ein Optimum bedeutet.



Im Gegensatz dazu ist der Verlauf der pH-Werte im Boden anders (Abb. 112 unten). Gut zu sehen ist, daß die Schwankungen des pH-Wertes in der unteren Bodenschicht nicht so stark sind. Der Grund dafür sind die dort wesentlich geringeren mikrobiellen Aktivitäten. Im Nitrifikationsbecken werden die Böden überraschenderweise alkalischer. Es ist davon auszugehen, daß hier die Denitrifikation eine nicht unerhebliche Rolle spielt. Im Gegensatz dazu fällt der Boden-pH-Wert im Denitrifikationsbecken rapide ab. Der Grund dafür sind Umsetzungen oxidierender Bakterien wie Mineralisierer und Nitrifikanten. Entsprechend ist in diesem Teil des Systems der Sauerstoffgehalt auch am niedrigsten.

ABBILDUNG 112: DURCHSCHNITTliche pH-WERTE IM WASSER UND IM BODEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998

Organische Trockensubstanz:

Deutlich sind die Unterschiede der Gehalte an organischem Material zwischen dem Nitrifikations- und dem Denitrifikationsbecken zu erkennen (Abb. 113). Die Gehalte im ersten Teil des Nitrifikationsbeckens sind so gering, daß hier fast noch der reine Sandboden vorliegt. Die Gehalte der unteren Schicht sind sogar größer als die der oberen. Ein Teil des organischen Materials wird in die tiefere Bodenschicht verlagert und ist für die Bakterien dort wegen der schlechteren Sauerstoffversorgung nicht mehr so leicht angreifbar. Die organischen Anteile der obere Bodenschicht können indessen leichter abgebaut werden.

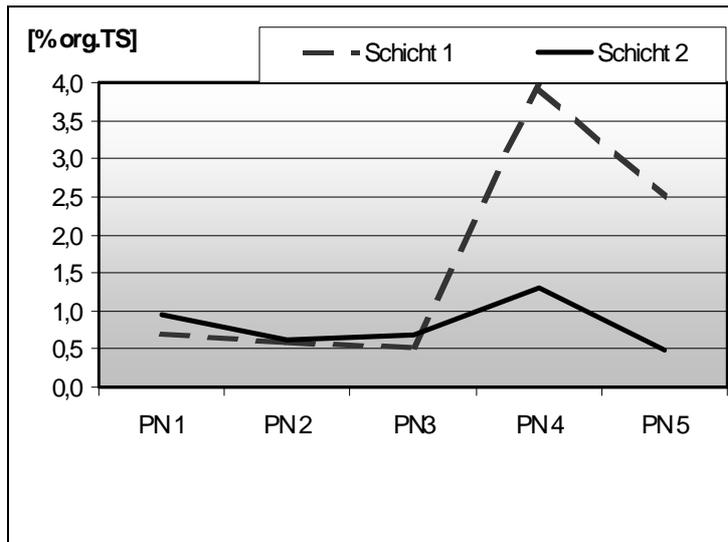


ABBILDUNG 113: DURCHSCHNITTLICHE ORGANISCHE TROCKENSUBSTANZ AN DEN STANDORTEN IM GROßEN BRÖGBERNER TEICH 1998

Die wesentlich größeren Ablagerungen organischen Materials im Denitrifikationsbecken begründen sich einerseits auf das dort stärkere Pflanzenwachstum, andererseits durch schlickähnliche Ablagerungen, die während heftiger Niederschläge hier angespült werden. Gerade Ende Oktober und Anfang November 1998 wurden hier durch das Hochwasser größere Mengen organischer Materialien abgelagert.

Korngrößen:

Vier Jahre sind für die Entwicklung von Böden eine sehr geringe Zeit. Deshalb hat sich die Zusammensetzung der Korngrößen noch nicht verändert (Abb. 114). Die Böden bestehen zu über 90% aus Feinsand und Grobschluff. Dabei ist der Anteil an Grobschluff im Nitrifikationsteil größer als im Denitrifikationsbecken. Ein Anteil von Ton oder auch Feinschluff ist nicht vorhanden. Eine Verlagerung des organischen Materials ist durch die größeren Poren leicht möglich. Feinschluff und Tonminerale sind im Großen Brögberner Teich nicht zu finden.

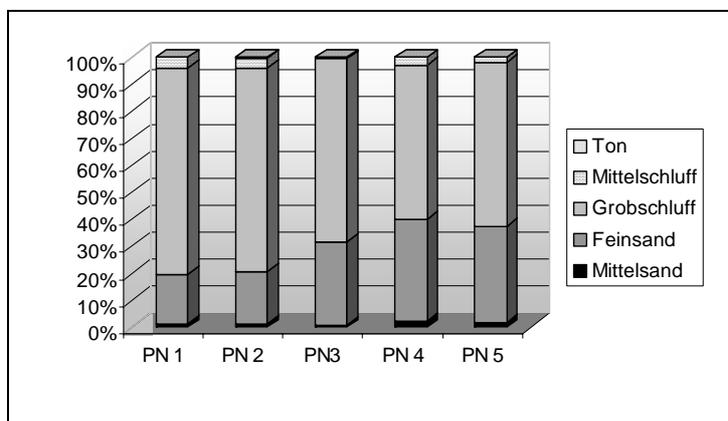
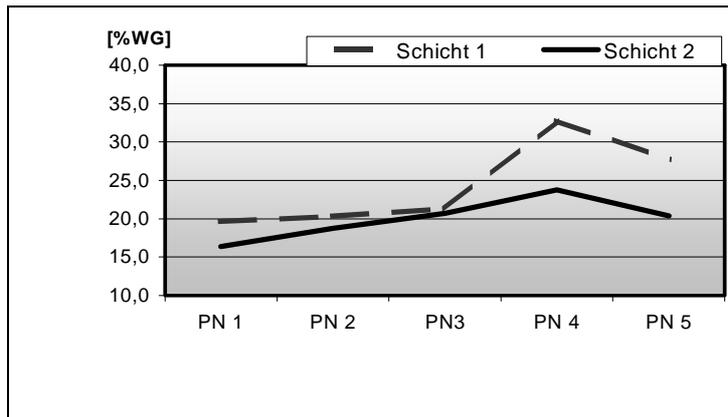


ABBILDUNG 114: KORNGRÖßEN DER BÖDEN AN DEN STANDORTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998

Daher wird der Wassergehalt und die Kationenaustauschkapazität vollständig durch den Humusgehalt bestimmt. Da im ersten Teil des Teiches weder Humus noch Tonminerale vorhanden sind, kann dort kein Austausch bzw. keine Speicherung von Kationen erfolgen.

Wassergehalt

Diese Aussagen werden auch in dem Diagramm für die Wassergehalte deutlich (Abb. 115). Trotz der geringeren Gehalte an organischem Material der oberen Bodenschicht sind die Wassergehalte hier höher als in der unteren. Aber mit Ansteigen des organischen Materials steigen auch die Wassergehalte erheblich. Ein Vergleich des Diagramms der Wassergehalte mit dem der organischen Trockensubstanz zeigt deutlich die Parallelität.

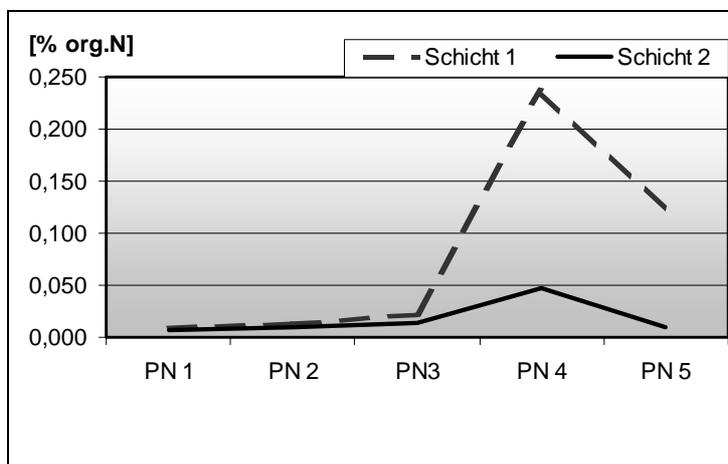


Mit dem hohen Wassergehalt und den ergiebigen Quellen für abbaubare Stoffe sind im Denitrifikationsteil für anoxische und anaerobe Bakterien die besten Voraussetzungen gegeben.

ABBILDUNG 115: DURCHSCHNITTLICHE WASSERGEHALTE DER BÖDEN AN DEN PROBEHAHMESTELLEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998

Organischer Stickstoffgehalt:

Der Wassergehalt und der Gehalt an organischem Kohlenstoff sind sehr wichtig für das Wachstum und die Aktivität von Bakterien. Aber ohne Stickstoff kommen auch sie nicht aus. Sieben bis neun Prozent toter Biomasse besteht aus Stickstoff. Stickstoff befindet sich in den Aminosäuren der Eiweiße und in den Purin- und Pyrimidinbasen der DNS. Einige Bakterien, die organische Substanz abbauen, die Ammonifizierer, setzen den Stickstoff der Biomasse als Ammonium frei. Dieses kann direkt von Pflanzen und Bakterien zum Einbau in ihre Biomasse verwendet werden. In der Graphik 116 sieht man wieder die Ähnlichkeit zu dem Diagramm der organischen Trockensubstanz. Auch der in organischer Masse gebundene Stickstoff ist am Probenahmeort vier und fünf am größten.



Bei Mangel an anorganischen Stickstoffverbindungen können die Bakterien hier immer auf einen großen Pool organisch gebundenen Stickstoffs zurückgreifen, so daß es hier nicht zu einem Stillstand der mikrobiellen Aktivität kommen sollte.

ABBILDUNG 116: DURCHSCHNITTLICHER ORGANISCHER STICKSTOFFGEHALT DER BÖDEN AN DEN PROBEHAHMESTELLEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES

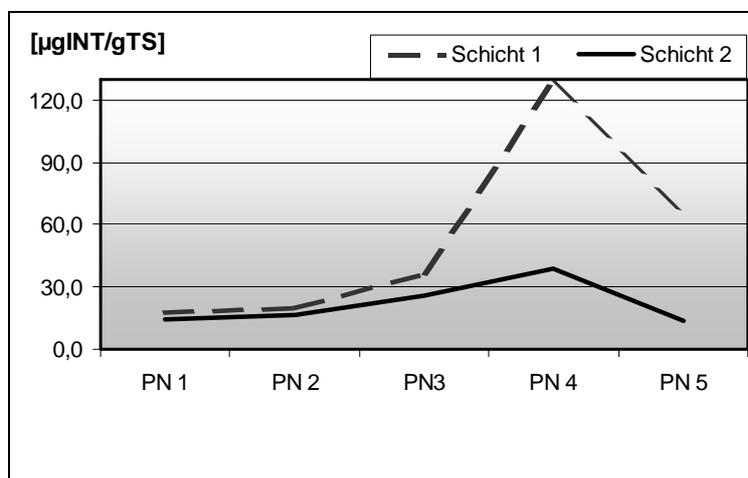
3.4.2.2 Mikrobielle Aktivitäten im Großen Brögberner Teich

Die Aktivität der Bakterien, gemessen über die Dehydrogenase-Aktivität:

Aus dem vorher Gesagten geht hervor, daß die Aktivität der Bakterien an den Probenahmestandorten vier und fünf aufgrund großer Mengen an organischer Substanz, entsprechenden Gehalten an organisch gebundenem Stickstoff und dem hohem Wassergehalt am größten sein müßte. Tatsächlich

gibt die Messung der Dehydrogenase-Aktivität genau diese Situation wider. Die Aktivität steigert sich vom Zulauf über die Probenahmeorte eins, zwei und drei nur langsam (Abb. 117). Ein mächtiger Anstieg erfolgt am Probenahmestandort vier. Hier finden sowohl sauerstoffzehrende wie auch anaerobe Abbauprozesse statt.

Der aerobe Abbau der organischen Substanz durch Bakterien erfordert große Mengen an Sauerstoff. Folglich wird auch am Probenahmepunkt vier die geringste Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Großen Brögberner Teich gefunden. Da die Aktivitäten der Bakterien im ersten Stück des Teiches sehr gering sind, kann sich dort das Wasser mit Sauerstoff anreichern. Mit der Steigerung der mikrobiellen Aktivität und dem damit verbundenem Verbrauch an Sauerstoff an dem Probenahmeort drei nimmt auch der Sauerstoffgehalt ab. An Probenahmestandort vier ist der Sauerstoffgehalt am niedrigsten. Hier finden sicherlich auch schon reduktive Prozesse statt. Mit der Abnahme der mikrobiellen Aktivität von Probenahmeort vier zu Probenahmeort fünf steigt der Sauerstoffgehalt wieder etwas an. Im letzten Stück des Großen Brögberner Teiches fand in den letzten Jahren das stärkste Pflanzenwachstum statt, da dort das Bodenmaterial aufgetragen wurde in dem sich noch ein großes Potential an keimfähigen Samen (Samenbank) aus der Zeit vor der Trockenlegung des GBT befand. Hier finden auch die stärksten mikrobiellen Aktivitäten statt, so daß auch der Sauerstoffgehalt am Ausgang des Teiches am geringsten ist. Mit dem Verbrauch an Sauerstoff ist auch das Redoxpotential gekoppelt. Mit fallendem Sauerstoffgehalt fällt auch das Redoxpotential. Das Redoxpotential des Standortes vier ist gerade im Oberboden sehr niedrig. Die Bakterien haben den Sauerstoff im Boden fast vollständig aufgebraucht und es finden Reduktionen statt. Dieser Standort ist ideal für die Reduktion von Nitrat zu gasförmigem Stickstoff.

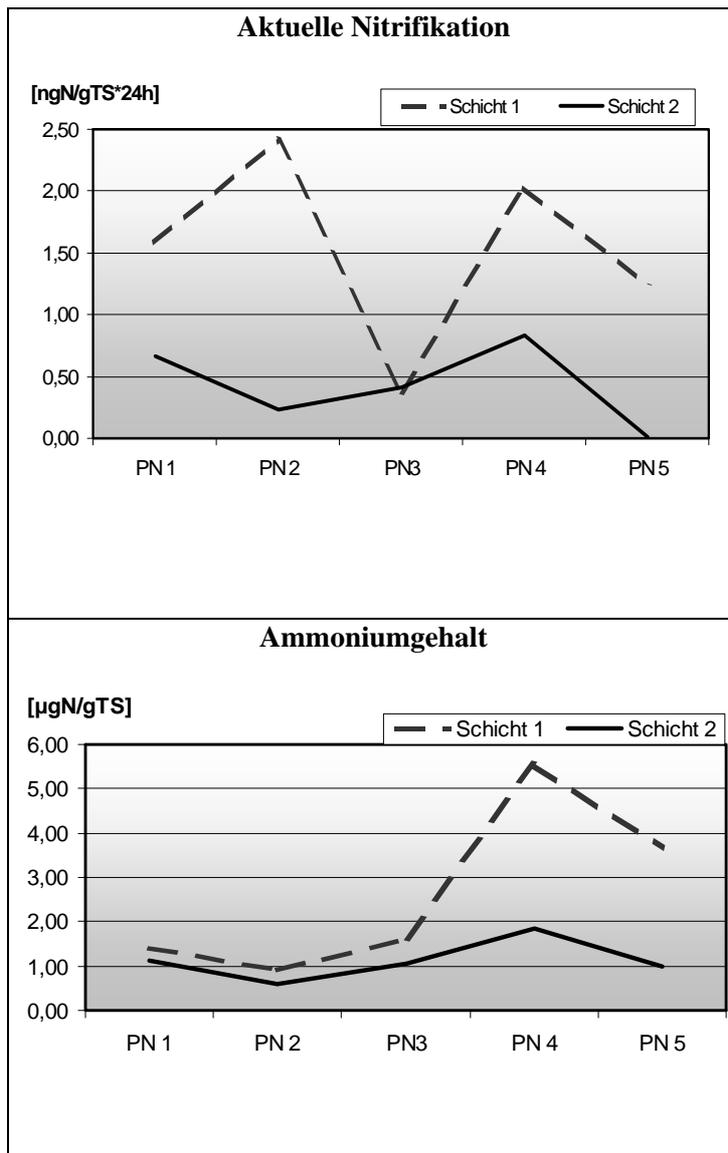


Die Denitrifikationsrate sollte hier also am stärksten sein. Das Redoxpotential der tieferen Bodenschicht ist deshalb höher als die obere, da hier noch mehr Stoffe in der oxidierten Form vorliegen. Nitrat ist deshalb in der unteren Bodenschicht in relativ höheren Konzentrationen als Ammonium anzutreffen.

ABBILDUNG 117: DURCHSCHNITTliche MIKROBIELLE AKTIVITÄTEN AN DEN PROBEAHMESTELLEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998 ERMITTELT ÜBER DIE DEHYDROGENASE-AKTIVITÄT

Die Aktivität der Nitrifikanten:

Die Nitrifikanten benötigen Ammonium und viel Sauerstoff. Während Sauerstoff in dem ersten Teil des Großen Brögberner Teiches in ausreichender Menge vorhanden ist, sind die Mengen an sorbiertem Ammonium im Boden gering. Die Bakterien sind also auf das mit dem Wasser des Lingener Mühlenbachs antransportierte Ammonium angewiesen. Mit der Steigerung der Konzentration an gelöstem Sauerstoff nimmt auch der Abbau von Probenahmestandort eins zu zwei zu (Abb. 118 oben). Warum gerade am Standort drei kaum nitrifiziert wird ist nicht zu erklären. Möglich wäre eigentlich nur ein Mangel an Ammonium, gerade an diesem Standort. Obwohl am Standort vier wenig Sauerstoff vorhanden ist und auch das Redoxpotential sehr niedrig ist, wird an diesem Standort viel nitrifiziert.

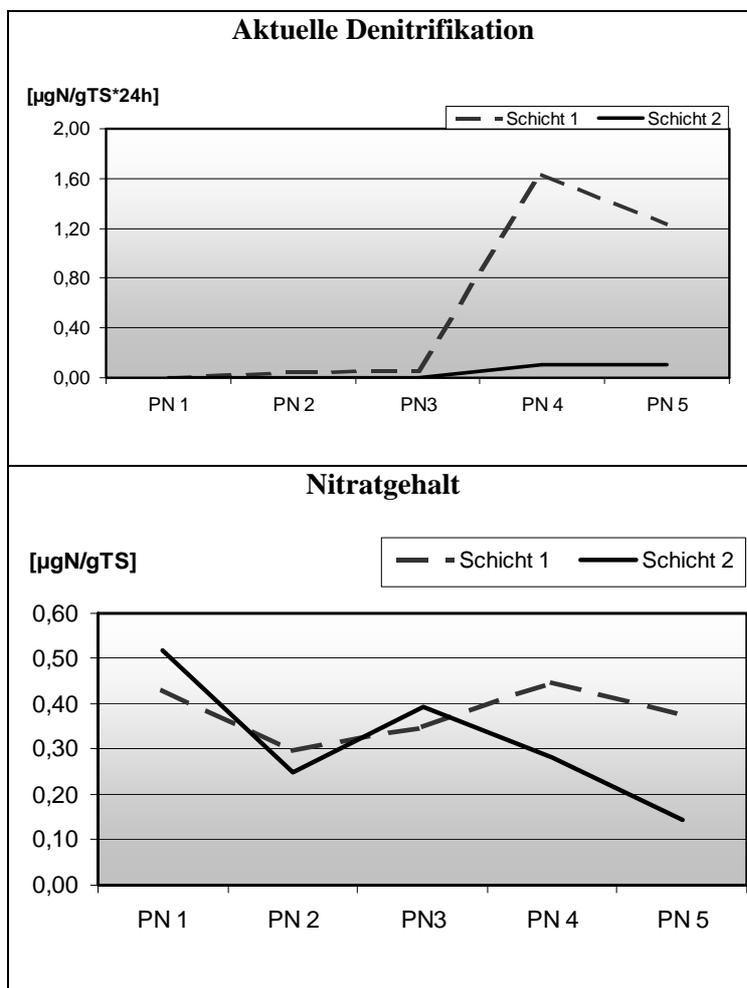


Diese hohen Aktivitäten begründen sich in den großen Konzentrationen an Ammonium (Abb. 118 unten), die in diesem Boden adsorbiert sind. Hier wird das bei der Mineralisation freigewordene Ammonium sofort von den Nitrifizierern zu Nitrat oxidiert. Erst wenn der Großteil des Sauerstoffes verbraucht ist, findet keine Nitrifikation mehr statt. Eine leichte Nitrifikationsrate konnte auch in der tieferen Bodenschicht gemessen werden. Dabei ist die größte Nitrifikationsleistung auch im Denitrifikationsbecken, wo auch die Konzentration des Ammoniums noch relativ hoch ist. Zum Probenahmestandort fünf nimmt die Nitrifikation wieder ab, obwohl auch hier noch viel Ammonium im Boden zu finden ist, und auch der Sauerstoffgehalt des Bodens höher ist, als in dem Boden des Standortes vier. Die Nitrifikationsleistung nimmt sehr schnell mit der Tiefe der Bodenschicht ab. Die größte Aktivität ist in den ersten 5cm zu erwarten [99].

ABBILDUNG 118: DURCHSCHNITTLICHE AKTUELLE NITRIFIKATION UND DER DURCHSCHNITTLICHE AMMONIUMGEHALT AN DEN EINZELNEN PROBEAHMESTANDORTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998

Die Aktivität der Denitrifikanten:

Die Denitrifikation funktioniert am besten in anoxischen Verhältnissen, wie sie in überstauten Böden wie dem Denitrifikationsbecken vorkommen. Denitrifikanten benötigen Nitrat und eine größere Menge an organischem Material. Die Denitrifikationsrate im ersten Teil des Großen Brögberner Teiches ist gering (Abb. 119 oben). Es ist zu wenig organisches Material und vor allem zuviel Sauerstoff vorhanden. Liegt molekularer Sauerstoff in größeren Konzentrationen vor, so bevorzugen die Nitrifikanten diesen vor dem energetisch ungünstigeren Nitrat als Oxidationsmittel. Es wird deswegen kaum Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert. Eine zu geringe Menge im Boden vorliegenden Nitrats ist jedenfalls nicht die Ursache für die mangelnde Aktivität der Denitrifikanten im ersten Teil des Großen Brögberner Teiches (Abb. 119 unten).



Da Nitrat ein Anion und damit negativ geladen ist, wird es im Boden wesentlich schlechter sorbiert als beispielsweise das Kation Ammonium. Trotz der nur unwesentlich größeren Konzentration an Nitrat im Boden der Probenahmeorte vier und fünf, findet hier eine wesentlich stärkere Denitrifikation statt. Grund dafür ist eindeutig der hohe Gehalt an organischem Material, der niedrigere Sauerstoffgehalt und das entsprechend das niedrige Redoxpotential. Gut zu sehen ist, daß der Nitratgehalt der tieferen Schicht teilweise höher ist als in der oberen Schicht. Das liegt zweifelsfrei an der geringen Sorptionsmöglichkeit von Nitrat in den Sandböden des Nitrifikationsbeckens.

ABBILDUNG 119: DURCHSCHNITTLICHE AKTUELLE DENITRIFIKATION UND DURCHSCHNITTLICHER NITRATGEHALT AN DEN EINZELNEN PROBEAHMESTANDORTEN DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998

Die Eliminierung des Stickstoffs im Großen Brögberner Teich

Wie aus dem vorher beschriebenen Sachverhalt und auch in der Abb. 120 zu sehen ist, läuft die Eliminierung des Stickstoffs nicht nur nach dem einfachen Schema

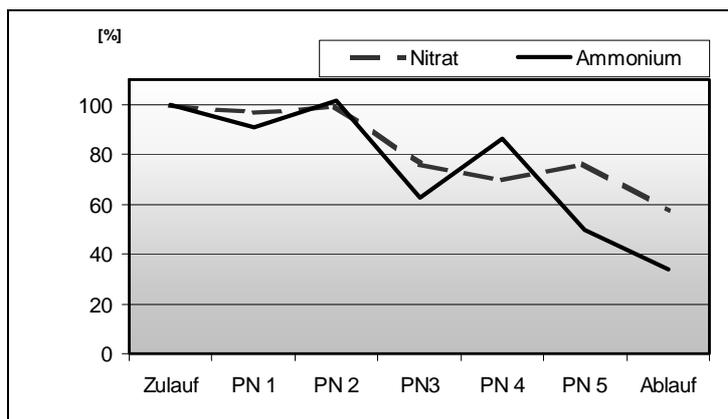
Nitrifikationsbecken → Nitrifikation

und

Denitrifikationsbecken → Denitrifikation

ab. Nitrifikation und Denitrifikation können gleichzeitig in anaeroben und aeroben Zonen stattfinden [100].

Betrachtet man nur Zulauf und Ablauf des Großen Brögberner Teiches, so wurden im betrachteten Zeitraum vom 29.07 bis zum 17.11.1998 ca. 75 % des zugeführten Ammoniums und ca. 33 % des Nitrats eliminiert. Damit erfüllt der Teich seine Rolle als Anlage zur Eliminierung überhöhter Stickstofffrachten. Wie auch im Wasserteil berichtet, finden sowohl im Nitrifikationsbecken als auch im Denitrifikationsbecken nitrifizierende und denitrifizierende Prozesse in größerem Ausmaß statt. Die betrachteten Probenahmestellen des Nitrifikationsbeckens liegen alle im Randbereich, deshalb wurde hier keine Denitrifikationsleistung gemessen. Zwischen den Inseln steht aber das Wasser und ist bis zu 1,50 Meter tief.



Auf dem Grund haben sich abgestorbene Algen und andere Pflanzenmaterialien seit 1995 angesammelt. Hier herrschen ähnliche Bedingungen wie an den Standorten vier und fünf. Deshalb findet hier auch eine Denitrifizierung statt, wie auch der abnehmende Nitratgehalt im Nitrifikationsteil zeigt.

ABBILDUNG 120: DURCHSCHNITTliche ABNAHME DER AMMONIUM- UND NITRATKONZENTRATIONEN INNERHALB DES GROßEN BRÖGBERNER TEICHES 1998

3.4.2 Abschließende Diskussion der Ergebnisse des Großen Brögberner Teiches

In dem Kapitel 3.1.5 wurde schon die Entwicklung des Bodens im Denitrifikationsteil des Großen Brögberner Teiches diskutiert. Es wurde gezeigt, daß sich der Boden sehr schnell nach den Umbaumaßnahmen veränderte. Im Denitrifikationsteil wurden genau die Bedingungen geschaffen, die für eine effektive Denitrifikation benötigt werden.

Die Ergebnisse aus dem Wasserbereich zeigen, daß im Laufe des Gewässers sowohl Nitrat, als auch Ammonium in großen Konzentrationen abgebaut werden können. So wurden gerade im Jahr 1999 die Ammoniumkonzentrationen um 40% reduziert, während die Nitratkonzentration um ca. 50% zurückging.

Im Großen Brögberner Teich werden große Mengen der stickstoffhaltigen Nährstoffe Nitrat und Ammonium zu gasförmigem Stickstoff umgewandelt. Die Oxidation vom Ammonium zum Nitrat findet dabei größtenteils im Nitrifikationsbecken statt. 1999 wurden so mehr als 40% des Ammoniums zu Nitrat oxidiert. Das Nitrat selbst wird jährlich im Schnitt mindestens zu 30% eliminiert. Da schon ein Großteil des Nitrats im Nitrifikationsteil verschwindet, ist davon auszugehen, daß in Bodennähe der tiefen Stellen zwischen den Inseln auch Denitrifizierungen stattfinden. Unter anderem wird sicherlich auch viel Nitrat in die Biomasse der Pflanzen eingebaut.

Die Sedimentation des Phosphates als Eisen(III)Phosphat im oxischen Nitrifikationsbecken verläuft hingegen nicht optimal. Da es in den tieferen Stellen des Nitrifikationsbeckens, in denen große Mengen an abgestorbenen Algen mineralisiert werden, auch immer wieder zu niedrigen Redoxpotentialen kommen kann, löst sich das sedimentierte Eisen(III)Phosphat zu Eisen(II)Phosphat. Kurze, aber extrem hohe Phosphatfrachten stellen im Frühjahr nach wie vor eine Bedrohung für das Ökosystem dar, da es immer wieder zu einer starken Algenblüte kommen kann. Es kann aber davon ausgegangen werden, daß es bei einer besseren Beschattung des Wasserkörpers durch die Bäume auf den Inseln und durch eine vermehrte Konkurrenz durch die Wasserpflanzen nicht mehr zu diesem beträchtlichen Algenwachstum kommt. Die durch die Beschattung bedingte geringere Wassertemperatur und den höheren Sauerstoffgehalt des Gewässers führen zu einem hohem Redoxpotential, durch welches eine dauerhafte Sedimentation des Eisen(III)Phosphates gewährleistet werden kann.

Auch die genauere Untersuchung des Großen Brögberner Teiches 1998 bewies deutlich seine Leistungsfähigkeit bei der Eliminierung der stickstoffhaltigen Nährstoffe. Nitrat wurde in dem Untersuchungszeitraum zu 33% und Ammonium sogar zu 75% abgebaut. Durch die Messungen der mikrobiellen Aktivitäten, Nitrifikation, Denitrifikation und Dehydrogenase-Aktivität, konnte gezeigt werden, daß durch die großen organischen Gehalte, die sich im Denitrifikationsbecken angesammelt haben, hier auch die größten mikrobiellen Aktivitäten zu finden sind. Daß die Denitrifikanten hier ihre optimalen Bedingungen finden und auch die größte Aktivität des gesamten Gewässers haben ist nicht weiter erstaunlich, aber auch bei den Nitrifikanten wurden hier die größten Aktivitäten gemessen. Dies liegt an den großen Mengen an adsorbiertem und in der Biomasse eingebautem Ammonium des organischen Materials. In Verbindung mit dem hier auftretenden Sauerstoff wird das Ammonium auch hier schnell zu Nitrat oxidiert.

4.0 Diskussion der Ergebnisse im Zusammenhang mit der Beobachtung der Entwicklung von Flora und Fauna

Über die Ergebnisse des landschaftsökologischen Experiments, das im Naturraum Schillingmanngraben / Brögberner Teiche durchgeführt wurde, kann nicht umfassend berichtet werden, wenn eine ausschließliche Betrachtung physikalischer, chemischer und mikrobieller Entwicklungen erfolgt. Aus diesem Grunde werden die im Projekt erzielten Ergebnisse und Erkenntnisse zur Entwicklung von Flora und Fauna, die auf Arbeiten der AG Terrestrische Ökologie beruhen, hier in die Diskussion einbezogen. Die Autoren – Prof. Dr. Peter Janiesch, Dr. Rolf Niedringhaus und Rüdiger von Lemm haben dieser Verwendung ihrer Daten freundlicherweise zugestimmt.

Um eine Entwicklung in den Bereichen der Flora und Fauna zu erkennen, wird hier nochmals kurz auf die Veränderung der Landschaft und dem damit verbundenen Wechsel von Tier- und Pflanzengesellschaften eingegangen.

Im Jahre 1950 sind 80% der Fläche überwiegend feuchtes Grünland, zum Weiden von Tieren genutzt, oder aber um Heu zu ernten (Abb. 2, S. 16). Hecken durchziehen die Landschaft, auwaldartige Gehölze säumen die Fließgewässer. Die Erlenbrüche sind noch als naturnahe Feuchtwälder erhalten. Eine deutliche Veränderung ist in den nächsten 40 Jahren erkennbar. Nur noch 21% der Fläche sind Grünland, 57% Acker, zwei Drittel davon werden zum Maisanbau genutzt. Nur 6,5% der Landschaft kann noch als naturnah eingestuft werden. Darunter fallen die trockenen und feuchten Waldreste, die wenigen Feuchtgrünländer sowie die Hecken und einzelne Gewässerabschnitte (Abb. 3, S. 17).

Parallel zum Wechsel vom Feuchtgrünland zu der überwiegend trockenen Ackerfläche ist auch die Anzahl der Tierarten, die in diesen Feuchtgebieten lebte, dramatisch zurückgegangen. Es gab kaum noch Frösche, Libellen, Wasserkäfer, Muscheln, Schnecken, Sumpfvögel, Fische oder Köcherfliegen.

Innerhalb des Projektes sollte nun mit gezielten Maßnahmen auf etwa 10% eines landwirtschaftlichen intensiv genutzten Raumes eine Verbesserung der Bestände von Tier- und Pflanzenarten der Feuchtgebiete erreicht werden. Ein weiteres Ziel war die Vernetzung der isolierten Biotope über die Fließgewässer und den Hecken, um damit den Tieren auch die Möglichkeit zur Wanderung zu geben. Schließlich sollte die Auenbildung zu einem deutlichen Hochwasserschutz beitragen.

4.1 Bewertungskriterien der Veränderungen von Pflanzen- und Tierbeständen

4.1.1 Flora:

Um eine Bewertung der Renaturierung bei den Veränderungen im Pflanzenbestand durchzuführen wurden die Veränderung in den Artenzahlen der Leitbild-Artenbestände betrachtet. Für diesen

Landschaftsraum ist das gesamte Spektrum von Biotoptypen wie Erlenbrüche, Feuchtgrünland, Fließ- und Stillgewässer typisch.

Daher wurden als Bewertungsparameter nur Pflanzenarten verwendet, die für diese Biotoptypen charakteristisch sind. Es wurde festgestellt, wie viele dieser Arten vor dem Projektbeginn und nach dem Projektende vorkamen. Bei einem Vergleich der Vorher- und Nachher-Werte mit dem entsprechenden Wert, den der Biotyp theoretisch haben soll, läßt sich feststellen, inwieweit die Renaturierung erfolgreich war. Ein Ziel der vegetationskundlichen Untersuchungen war die flächendeckende Erfassung des Untersuchungsgebietes. Besonders detailliert wurden die Bereiche erfaßt, die sich noch in einem relativ naturnahen Zustand befanden, da hieraus vor dem Hintergrund der geplanten Renaturierungsmaßnahmen Hinweise auf das Entwicklungspotential des Gebietes erwartet werden konnten [101].

Weiterhin wurde ein besonderes Augenmerk auf die seltenen Arten gelegt, die auf der roten Liste aufgeführt sind.

Im Bereich der Fauna mußte, um den Erfolg des Projektes und seiner Wirkung im Naturhaushalt umfassend beurteilen zu können, eine ganze Reihe von verschiedenen Tiergruppen ausgewählt werden. Untersuchungsziel war es, zu dokumentieren, wie sich unsere einzelnen Projektmaßnahmen auf den gesamten Naturhaushalt auswirken würden. Innerhalb dieses Naturhaushaltes nehmen Tiere die unterschiedlichsten Positionen ein. Die Tiergruppen mußten daher so ausgewählt werden, daß ein möglichst großer Teil ihrer Vielfalt abgedeckt würde. Um die Frage zu beantworten, ob es eine Vernetzung zwischen dem Großen Brögberner Teich im Norden und dem Baccumer Bruch im Süden gegeben hat, mußten Tiergruppen betrachtet werden, die größere Reviere beanspruchen und viel umherwandern. Zum Beispiel Frösche und Kröten. Und auch die verschiedenen Lebensraumtypen im Projektgebiet mußten berücksichtigt werden. Um die Veränderungen erfolgreich dokumentieren zu können wurden insgesamt 17 verschiedene Tiergruppen ausgewählt [102]:

Vier Wirbeltiergruppen mit Fischen, Amphibien, Reptilien und Brutvögeln. Fünf Gruppen limnischer Wirbelloser mit Mollusken, Libellen, Köcherfliegen, Wasserkäfer, Wasserwanzen sowie acht Gruppen terrestrischer Wirbelloser wie die Spinnen, Laufkäfer phytophage Käfer, Großschmetterlinge, Pflanzenwespen, Heuschrecken, Wanzen und Zikaden.

Um die Entwicklung der Flächen gut untereinander vergleichen, bewerten und bilanzieren zu können, wurden sie in Biotoptypen eingeteilt, die mit den entsprechenden Zielen versehen worden sind (Tab. 1):

TABELLE 1: BIOTOPTYPEN UND IHR ENTSPRECHENDES ENTWICKLUNGSZIEL

Biotyp	Entwicklungsziel
Äcker: Den weitaus größten Biotyp nehmen im Untersuchungsgebiet die Maisäcker ein. Auf den übrigen Ackerflächen werden Sommer- und Wintergetreidearten angebaut. Auf einzelnen Flurstücken kommen auch Raps- und Kartoffelanbau	In allen Gestaltungsflächen sollten die Äcker in (Feucht-) Grünland, bzw. in Still- und Fließgewässer umgewandelt werden.

<p>vor.</p>	
<p>Grünland: Es gibt verschiedene Ausprägungen von Grünland. Im Projektgrünland, in dem 1989 der Anteil 27 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche betrug, wurde zwischen den vier Typen Intensivgrünland, Extensivgrünland, Feuchtgrünland und Flutrasen unterschieden. Die Hälfte der Flächen wurde regelmäßig umgebrochen und neu angesät. Solche Bereiche sind floristisch äußerst uniform. Sie geben kaum Aussagen über die regionstypische Artenzusammensetzung. Die übrigen Flächen werden größtenteils als Mähweide genutzt. Der häufigste Vegetationstyp ist die Weidelgras-Weißklee –Weide.</p>	<p>Entwicklungsziel für die Grünlandbereiche war es, Intensivgrünland in Extensivgrünland umzuwandeln und langfristig zu erreichen, daß sich Feuchtgrünland entwickelt.</p>
<p>Fließgewässer und Ufersäume: Der Lingener Mühlenbach und der Schillingmanngraben sind lediglich ausgebaute, nährstoffreiche Bäche bzw. Gräben. Am Uferand wachsen vereinzelt Grünland Pflanzengesellschaften und Arten Gesellschaften aus den Röhrichten und Seggenriedern. In den Fließgewässern gibt es eine relativ arme Wasservegetation. Sie besteht aus Arten, die sich schnell aus Wurzelresten wieder vermehren können: Wasserstern, Kanadische Wasserpest oder Tausendblatt.</p>	<p>Ziel für alle Fließgewässer ist die Entwicklung zu naturnahen Bächen, an deren Rändern ausgedehnte Uferföhrichte entstehen, die sich dann zu Erlenbruchwäldern weiterentwickeln können. Zusätzlich wurden entlang der Fließgewässer -als neuer Biotoyp- auch kleinere Stillgewässer angelegt, in denen sich eine charakteristische Wasservegetation entwickeln kann.</p>
<p>Stillgewässer: Im Ausgangszustand gibt es nur wenige kleine Stillgewässer im Untersuchungsgebiet. Sie sind sehr nährstoffreich und werden meist als Fischteiche genutzt.</p>	<p>Während des Projektes wurden im Baccumer Bruch und am Großen Brögberner Teich große neue Stillgewässer angelegt. Kleinere Teiche entstanden in den Uferzonen der Fließgewässer.</p>
<p>Erlenbruchwälder: Die Erlenbruchwälder sind begrenzt auf fünf scharf voneinander getrennte Flächen im Bereich des Baccumer Bruchs. Nach ihrer Artenzusammensetzung kann man die Bruchwälder in naturnahe, entwässerte und trockene Erlenbruchttypen unterscheiden.</p>	<p>Als Leitbild wurde der naturnächste Erlenbruch herangezogen. So sollten sich auch die übrigen Erlenbruchflächen wieder entwickeln. Schilf und Seggenbestände werden allmählich verlanden, so zur Entstehung von Niedermoor führen und damit die Bedingungen schaffen, die die typischen Erlenbrucharten für ihre Entwicklung benötigen.</p>

<p>Trockene Waldreste: Kleinflächig gibt es noch andere Gehölztypen als die Bruchwälder. An einem Stück des Schillingmanngrabens befinden sich Reste eines trockenen Buchenwaldes, der in einen trockenen Erlenbruchwald übergeht. Auf den nährstoffarmen, trockenen Sandflächen wachsen noch einige kleine Kiefernwälder.</p>	<p>Im Rahmen des Projektes waren hier keine Veränderungen vorgesehen.</p>
<p>Hecken: Drei Hecken unterscheidet man im Gebiet. In den feuchten Hecken an den Grabenrändern wachsen die typischen Gehölzarten der Erlenbrüche, die Erle, die Grauweide, die Ohr- Lorbeerweide sowie der Faulbaum. Auf den feuchteren Wällen kommen vor allem Erlen und Birken vor. Eichen und Birken wachsen dort, wo es noch trockener ist und kaum Nährstoffe in den Böden vorhanden sind.</p>	<p>Auf den neu angelegten Wällen werden nur die Arten angepflanzt, die auch auf den bestehenden Wällen vorhanden waren. Bis sich ein stabiles Heckensystem entwickelt hat, dauert es etliche Jahre.</p>

4.1.2 Fauna

Als übergeordnetes Ziel wurde für die Tierwelt des Projektgebietes folgendes festgelegt:

Die Lebensräume für typische Bewohner von Feuchtgebieten in Nordwestdeutschland sollen verbessert werden. Es sollen sich Tierarten dauerhaft ansiedeln, die besonders hohe Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Im Mittelpunkt standen dabei die Bewohner folgender Lebensraumtypen:

- Nährstoffreiche Verlandungsgewässer
- Nährstoffarme Kleingewässer
- Wiesenbäche
- Niedermoorwiesen
- Hecken, Erlen- und Bruchwälder

Nur die wenigsten der ausgewählten 17 Tiergruppen konnten flächendeckend im gesamten Untersuchungsgebiet erfaßt werden. Die meisten mußten statt dessen beispielhaft auf besonders ausgewählten Flächen untersucht werden. Schwerpunktmäßig auf naturnahen Restflächen und den einzelnen Gestaltungsräumen. Hier wurden Meßstellen eingerichtet, an denen möglichst viele der ausgewählten Tiergruppen möglichst vollständig erfaßt wurden. Für die meisten der ausgewählten Tiergruppen mußten jeweils ganz spezielle Erfassungsmethoden eingesetzt werden.

4.2 Bestandserfassung:

4.2.1 Fauna:

Die Bestandserfassung der 4 berücksichtigten Wirbelgruppen erfolgte nach den üblichen Methoden [103].

Fische: Elektrofischung repräsentativer Gewässerstrecken

Amphibien: Laichplatzkontrolle zu verschiedenen Jahreszeiten, Absuchen potentieller Sommerlebensräume

Reptilien: Absuchen potentieller Versteck- und Sonnplätze

Brutvögel: Siedlungsdichtekartierung

Die Erfassung der aquatischen und semiaquatischen Wirbellosenfauna erfolgte an 36 ausgewählten Probestellen, die bei den Fließgewässern bzw. Gräben ca. 100m lange Abschnitte, bei stehenden Kleingewässern die gesamten Wasserkörper umfaßten. Dabei konnten sämtliche im Planungsgebiet vorhandenen Kleingewässer einbezogen werden. Die Bestandserhebungen für das Fließgewässersystem mußten auf 20 repräsentative Abschnitte beschränkt werden. Die Erfassung der im bzw. auf dem Wasser lebenden Arten erfolgte mittels quantitativer Kescherfänge, sowie vereinzelt durch Reusenfang. Libellenimagines wurden durch Sichtfang im Ufersaum, Köcherfliegenimagines durch Streif- und Lichtfang in der Gewässerumgebung erfaßt.

Zur Erfassung der terrestrischen Arthropodenfauna wurden verschiedene, zumeist standardisierte Methoden angewendet:

Quantitativer Streiffang mit dem Insektennetz auf festgelegten Probeflächen zur Erfassung der Arten der Kraut-Gras- sowie Baum-Strauch-Schicht (v.a. Spinnen, phytophage Käfer, Heuschrecken, Wanzen und Zikaden).

Fallenfang mit Barberfallen zur Erfassung der epigäischen Fauna (v.a. Spinnen, Laufkäfer, z.T. phytophage Käfer, Heuschrecken, Wanzen und Zikaden).

Flächen-„deckender“ Sicht- und Streiffang in bestimmten Biotopen zur Erfassung großräumig vagiler Arten (Tagfalter, Pflanzenwespen, Heuschrecken).

Lichtfang zur Erfassung nachtaktiver Großschmetterlinge.

4.2.2 Flora:

Im Baccumer Bruch und rund um die Niedermoorwiese Brockhausen wurde die Nutzung auf den Grünlandflächen extensiviert, um verstärkt artenreiche Feuchtwiesen zu entwickeln. Dazu wurden verschiedene Nutzungsformen eingesetzt: die Mahd, sowie die Kuh- und Schafbeweidung.

Auf den bislang häufig umgepflügten Grasäckern wurde nicht mehr gedüngt. Die hohen Nährstoffgehalte in den Böden reduzierte man durch Mahd oder extensive Beweidung. Um zu

beurteilen, wie erfolgreich diese Projektabschnitte sind, war es nötig, festzustellen, ob sich -über die Jahre gesehen- die Menge des Aufwuchses und seine Mineralstoffgehalte geändert hatten. Zu diesem Zweck wurden auf dem Baccumer Bruch und auf der Niedermoorwiese typische Flächen ausgesucht, die jeweils am Anfang Juni, August und Oktober beprobt wurden. Hierzu wurde eine 1m² große Fläche abgesteckt. Die komplette oberirdische Biomasse wurde abgetrennt und im Labor auf Nährstoffe untersucht. Bei der zweiten und dritten Beprobung wurden neue Felder abgesteckt, während auf den vorher beprobten Flächen die nachgewachsene Biomasse gemäht und untersucht wurde. Bei jeder Beprobung wurde auch die Artenzusammensetzung festgestellt.

Im Labor werden die Gehalte der wichtigsten Mineralstoffe wie Phosphat, Kalium, Calcium, Magnesium und zusätzlich die Biomasse gemessen. Weiterhin wird der Ertrag auf einen Hektar hochgerechnet.

Um möglichst wieder die Pflanzen in den neugeschaffenen Feuchtgebieten anzusiedeln, die auch schon früher hier heimisch waren, wurden die Böden auf ihr Samenbankpotential untersucht. Die Samen vieler Pflanzen können mehrere Jahrzehnte im Boden überdauern und keimfähig bleiben, so daß diese Samen, wieder an die Oberfläche befördert, für eine Vegetation sorgen können, wie sie einstmals in dieser Region ausgesehen hat. Durch das Bedecken der Niedermoorböden mit Sandschichten zum Ackerbau wurde so vielen Samen die Möglichkeit genommen zu keimen. Diese Samen überdauerten aber aufgrund der Feuchtigkeit des Grundwassers.

Um eine Samenbank zu finden, werden die Böden mit dem Bohrstock untersucht und die einzelnen Bodenprofile erstellt. Findet man einen Bodenhorizont, in dem die Wahrscheinlichkeit groß ist, noch keimfähige Samen zu finden, werden Bodenproben der vielversprechenden Horizonte mit einer Bohrschnecke entnommen. Diese Bodenproben werden in Saatschalen gegeben und im Gewächshaus regelmäßig gegossen. Nach ca. drei Wochen beginnen die ersten Samen zu keimen und die Bestimmung der Pflanzenarten kann beginnen. Nach ca. sechs Monaten sind alle Samen gekeimt und die Bewertung dieses Bodens auf sein Samenpotential kann mit Hilfe der bestimmten Pflanzen durchgeführt werden. So wurden im Untersuchungsgebiet an zahlreichen Stellen Bodenproben gewonnen und hinsichtlich ihres Samenpotentials analysiert [104]. Die Ergebnisse der Samenbankanalysen fanden unmittelbar bei der Planung und Durchführung der ökotechnischen Baumaßnahmen Verwendung.

4.3 Zur Entwicklung von Flora und Fauna

Da hier nur ein sehr kleiner Teil der Ergebnisse aus den Untersuchungen wiedergegeben werden kann, wird auf den Abschlußbericht über dieses Projekt hingewiesen, in welchem alle beteiligten Arbeitsgruppen ihre umfassenden Ergebnisse darstellen werden [89].

Die Ergebnisse aus Flora und Fauna werden hier im Zusammenhang mit den Ergebnissen dieser Arbeit nach den Gestaltungsräumen diskutiert:

4.3.1 Der Große Brögberner Teich

Das 21 Hektar große Gebiet des großen Brögberner Teiches wurde 1994 aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen. Der gesamte nährstoffreiche Oberboden von fast 100.000m³ wurde abgetragen. In diesem Oberboden befanden sich Nährstoffkonzentrationen von über 25µgP/gTS Phosphat, knapp 1µgN/gTS Ammonium und 0,15µgN/gTS Nitrat. Der neue nährstoffärmere Oberboden lag durch die Wegnahme der oberen Bodenschicht nun 0,7m tiefer. Sein Gehalt an Phosphat war mit <2µgP/gTS nur ein Zehntel dessen, was vorher in dem Boden vorhanden war. Die Ammoniumkonzentration betrug mit ca. 0,25µg/gTS nur ein Viertel des vorherigen Zustandes und auch die Nitratkonzentration war mit 0,08µg/gTS deutlich geringer.

Mit dem Oberbodens wurde auch der Großteil der organischen Substanz entfernt. Betrug deren Anteil am Boden vorher noch über 4%, waren es nachher nur noch gerade einmal 1%. Trotz der starken Abnahme der organischen Substanz gibt es keinen Mangel an Wasser, da der Boden des Großen Brögberner Teiches nun fast ganzjährig mit Wasser gesättigt ist.

Durch die starke Abnahme der Nährstoffe und der organischen Substanz, und damit der Substrate der Mikroorganismen, wäre ein Rückgang der mikrobiellen Aktivität in diesem Boden verständlich gewesen. Statt dessen konnte eine Steigerung der gesamten mikrobiellen Aktivität mit Hilfe der Fumigation-Extraktion-Methode und der Dehydrogenase-Aktivität festgestellt werden. Für den Anstieg haben sicherlich die fakultativ anaeroben Denitrifikanten gesorgt, da die Aktivität der Bodenatmung nur wenig zunahm.

Auf diesen neuen nährstoffarmen Oberboden wurde nun Boden mit Samen angeschüttet, der während der Bauabschnitte aus einer lediglich 200m² kleinen Feuchtgrünlandfläche des Großen Brögberner Teiches ausgebaggert und zwischengelagert worden war. In dem Boden der Feuchtgrünlandfläche waren keimfähige Samen einiger selteneren Arten wie Wasserhahnenfuß, Röhrige Pferdesaat, Braunsegge, Sumpf-Sternmiere, Helmkraut gefunden worden. Die meisten von ihnen waren in der aktuellen Vegetation nicht mehr vorhanden. So konnten viele Arten, die früher hier heimisch waren, neu angesiedelt werden. Bereits im ersten Frühjahr entwickelten sich auf dem Samenbankböden Feuchtwiesen- und Röhricharten, die rasch zu dichten Beständen heranwuchsen. Nach fünf Jahren ist eine abwechslungsreiche Feuchtgebietslandschaft entstanden. Die gepflanzten Erlen- und Weidenstecklinge sind gut angewachsen und bilden an manchen Stellen ein fast undurchdringliches Dickicht.

Die offenen Wasserflächen und die hier wieder angesiedelten heimischen Pflanzen sorgten aber auch für eine gute Entwicklung gerade der Tiergruppen, die zumindest einen Teil ihres Lebens im Wasser verbringen. Weil die Gewässerbereiche so vielseitig ausgestaltet worden sind, stieg die Zahl dieser wassergebundenen Tierarten um das sechsfache von 23 auf 180. Einen besonders starken Anstieg zeigte die Anzahl der naturraumtypischen Arten bei wasserlebenden Tieren. So schnellte beispielsweise bei den Wasserkäfern im Zeitraum zwischen 1994 bis 1997 die Zahl von 5 auf 44 hoch. Aber auch bei den Libellen und Wasserwanzen ist der Erfolg enorm. Während vor den Maßnahmen kaum besonders typische Arten vorkamen, haben sich zehn Jahre später jeweils rund 15 charakteristische Arten dieser Gruppen neu angesiedelt. Es war zu erwarten, daß sich gerade bei diesen drei Tiergruppen –Wasserkäfer, Libellen und Wasserwanzen- erste Erfolge einstellen. Die

meisten von Ihnen können sehr gut fliegen, so daß sie sich rasch nach den Maßnahmen am GBT ansiedeln konnten.

Die Anzahl der gefährdeten limnischen Arten am GBT stieg im Projektverlauf von 3 auf 39. Dieses Ergebnis zeigt den Projektverlauf besonders erfreulich. Noch deutlicher als bei den gefährdeten Arten nahm die Zahl der Arten zu, die für diesen Naturraum besonders typisch sind: von 5 auf 97.

4.3.2 Kleiner Brögberner Teich

Der Kleine Brögberner Teich war 1989 weitgehend maisbestanden. Dieser Boden besaß mit 5% den größten Anteil an organischer Substanz aller im Projektgebiet landwirtschaftlich intensiv genutzter Gebiete. Aufgrund von Düngung und dem hohem Adsorptionsvermögen der organischen Substanz waren an diesem Standort auch hohe Nährstoffkonzentrationen vorhanden. Der Gehalt an Phosphat war in den Jahren vor den Baumaßnahmen bei 30µg/gTS angesiedelt. Die Ammoniumkonzentration war mit 0,6µg/gTS eher gering, während die Nitratkonzentration mit bis zu 0,5µg/gTS verhältnismäßig hoch war. Dies war auf die starke Nitrifikationsleistung in diesem Ackerboden zurückzuführen. Es wurden Werte um die 30ng/gTS gefunden, wobei die potentielle Nitrifikation mit Werten um die 100ng/gTS noch deutlich darüber lag. Ammonium wurde in diesem gut belüfteten Boden zu Nitrat nitrifiziert. Das Nitrat konnte an diesem Standort innerhalb der großen organischen Auflage adsorbiert werden. Aufgrund der hohen Nitratkonzentrationen konnte mit kontinuierlichen 0,3µgN/gTS *24h von Oktober 95 bis zum März 96 auch eine starke Denitrifikation festgestellt werden, da der Boden nach regenreichen Tagen auch wassergesättigt war.

Durch die Baumaßnahmen wurde dieser nährstoffhaltige Oberboden entfernt und die Fläche dadurch um 0,5m vertieft. Dadurch wurde auch der Grundwasserflurabstand verringert. Im Norden des Kleinen Brögberner Teiches erhielt der Lingener Mühlenbach einen Nebenarm, während der Schillingmanngraben direkt in die Fläche geleitet und stark verzweigt wurde. So wurde dieses Gebiet wieder zu einem feuchten bis nassen Standort an dem Überflutungen gewollt sind und aufgrund der variierenden Wasserstände viele verschiedene mikrobielle Prozesse stattfinden können.

Alle Nährstoffkonzentrationen gingen deutlich zurück. Die Phosphatkonzentration sank auf unter 10µgP/gTS, die Konzentrationen an Ammonium ging auf unter 0,3µgN/gTS und Nitrat verschwand mit 0,1µgN/gTS fast vollständig. Mit den Nährstoffen verschwand auch ein Großteil der organischen Substanz. Diese ging auf 1,5% des Bodens zurück. Auf dem nun kargen Sandboden sind die Bedingungen für Mikroorganismen erst einmal schlecht. Deshalb wurde bei allen mikrobiellen Untersuchungen ein Rückgang der Aktivitäten festgestellt. Für die ehemals heimischen Pflanzen sollte dieser Boden einen Standortvorteil bedeuten.

In dem ehemaligen Oberboden wurde eine Vegetationseinheit mit *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima*, *Alopecurus pratensis* gefunden. Diese hat Affinitäten zu den Röhrichten, den Flutrasen und den Wiesengesellschaften und deutet auf regelmäßige Überschwemmungen hin, was durch die Denitrifikationsleistung bestätigt wurde. Außerdem wurden hier Hinweise auf ein beträchtliches Samenpotential in den tieferen Bodenschichten gefunden. Wie am Großen Brögberner Teich wurde auch hier der Boden gezielt ausgebaggert, zwischengelagert und im Uferbereich der neu profilierten

Fließ- und Stillgewässer wieder eingebaut. Wo früher Mais stand, entwickelte sich nach den Bauarbeiten an den neugebauten Gewässern eine artenreiche Röhrichtzone. Wasserschwaden, Igelkolben und auch Sumpfschwertlilien siedelten sich in großen Beständen an. Die Hochwässer nach dem Winter verteilten auch Erlensamen entlang der Ufer. Bereits zwei Jahre nach Projektende wächst auch ohne Hilfe des Menschen ein natürlicher Gehölzsaum.

Die Fauna am Kleinen Brögberner Teich war durch die jahrelange landwirtschaftliche Nutzung artenarm geworden. Vor der Anlage der Gewässer kamen in diesem Gestaltungsraum praktisch keine wasserbewohnenden Tiere vor. Seitdem stieg die Artenzahl der untersuchten limnischen Tiergruppen schnell auf 97 hoch. Besonders stark war diese Zunahme bei den Wasserkäfern, den Wasserwanzen und den Libellen. Die Anzahl der gefährdeten limnischen Arten am Kleinen Brögberner Teich stieg bereits in den ersten Jahren nach der Anlage dieses neuen Lebensraumes von 0 auf 20. Noch deutlicher als bei den gefährdeten Arten nahm die Zahl der Arten zu, die für diesen Naturraum besonders typisch sind. Von 0 auf 45.

4.3.3 Baccumer Bruch:

Die Folgen der Entwässerung des rund 37 Hektar großen Baccumer Bruchs waren dort deutlich zu erkennen. Es gab dort Grünlandbereiche mit extensiver und intensiver Nutzung, Ackerflächen, mäßig trockene Waldbereiche und völlig zurückgebildete Erlenbruchbereiche.

Als einzige Möglichkeit, die fortschreitende Mineralisation der restlichen Niedermoorböden zu verhindern war die Wiedervernässung. Deshalb wurde 1995 der Hauptentwässerungsgraben neu verlegt. Die Gräben, die das Bruchgebiet durchzogen, wurden aufgeweitet, und die Zu- und Ablaufbereiche in den bestehenden Vorfluter wurden zugeschüttet. Zwischen zwei isoliert liegenden Bruchwaldarealen wurde als vernetzendes Element ein Verlandungsteich angelegt. Weiterhin wurde im Baccumer Bruch die Nutzung auf den Grünlandflächen extensiviert um den Nährstoffzufluß durch Düngung zu verhindern.

Die Wiedervernässung des Baccumer Bruchs 1995 zeigte sich im Boden der Grünlandfläche, wo der Verlandungsteich angelegt wurde, wesentlich deutlicher als im Erlenbruch selbst. Es gab einen Redoxpotentialsprung von knapp 600mV 1995 auf unter 300mV 1996, während der pH-Wert in diesem Zeitraum von 5 auf 6 anstieg. Sofort nach der Wiedervernässung setzten hier somit reduktive Prozesse ein, wie z.B. der Denitrifikation, bei der Protonen verbraucht werden und der pH-Wert somit ansteigt. Im Erlenbruch selbst kam es zu einem pH-Anstieg von 1997 zu 1998 von pH3 zu pH4, wobei das Redoxpotential seit 1995 kontinuierlich von über 500mV auf unter 200mV gefallen ist. Die Wiedervernässung hatte hier deshalb nicht eine so sprunghafte Wirkung, da der Boden auch vorher noch häufig wassergesättigt war.

Auch am Verlandungsteich wurde die obere Bodenschicht entfernt, aber nicht so extrem wie am Großen bzw. Kleinen Brögberner Teich. Die organische Substanz verringerte sich von über 3,5% auf unter 2,5%. Aufgrund der Ansiedlung der Pflanzen ist die organische Substanz bis 1999 aber wieder auf 3,4% angestiegen. Ein Grund dafür ist auch, daß durch den hier jetzt vorherrschenden Sauerstoffmangel die organische Substanz nicht mehr so schnell mineralisiert werden kann. Der Wassergehalt des Bodens ist von 1995 bis 1999 von unter 19% auf über 23% angestiegen. Auch im

Erlenbruch ist der Anteil der organische Substanz von 1995-1999 trotz des schon hohen Anteils von 58% noch auf 65% angestiegen. Auch hier werden die toten organischen Materialien nicht mehr so schnell abgebaut.

Der Boden des Erlenbruchs enthält naturgemäß kaum Phosphate. Nur durch den Eintrag aus den umliegenden intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen kann sich Phosphat in diesen Böden anreichern. Der Rückgang von knapp $6\mu\text{gP/gTS}$ auf $3\mu\text{gP/gTS}$ von 1995-1999 ist ein gutes Zeichen dafür, daß kaum Phosphat aus den umliegenden Gebieten eingetragen wird. Ganz deutlich zeigt sich der Wechsel von einem ehemals aeroben zu einen anaeroben und damit typischen Erlenbruchstandort in dem Ammonium/Nitrat Verhältnis. Weil nicht mehr soviel Ammonium zu Nitrat nitrifiziert wird, sollte es zu einer Anreicherung an Ammonium im Boden des Erlenbruchs kommen. So sind auch die Konzentrationen seit 1995 von ca. $4\mu\text{gN/gTS}$ bis 1999 auf über $9\mu\text{g/gTS}$ angestiegen. Gleichzeitig sollte durch die vermehrt stattfindende Denitrifikation Nitrat eliminiert werden. Dies kann auch beobachtet werden, aber nicht so dramatisch, wie bei dem Ammonium. Von 1995 fiel die Nitratkonzentration von $1,25\mu\text{gN/gTS}$ bis 1999 auf ca. $1,0\mu\text{gN/gTS}$.

Den gleichen Wechsel vom aeroben zu anaeroben Standort kann man auch auf der ehemaligen Weide am Verlandungsteich anhand der Nährstoffe feststellen. Nach der Wiedervernässung fiel die Konzentration von Nitrat seit 1995 von 0,9 auf $0,8\mu\text{gN/gTS}$ bis 1999, während das Ammonium in demselben Zeitraum von $0,4\mu\text{gN/gTS}$ auf $0,8\mu\text{g/gTS}$ anstieg. Zwar sind die Ammoniumgehalte gering und die Nitratkonzentrationen hoch im Gegensatz zum Erlenbruch, doch ist ein Beginn einer natürlichen Bodenentwicklung unverkennbar. Auch die Phosphatkonzentrationen waren 1999 mit $12\mu\text{gP/gTS}$ im Verhältnis zum Erlenbruch noch sehr hoch. Doch auch hier muß man die Entwicklung betrachten. Nur fünf Jahre vorher wurden hier noch $55\mu\text{gP/gTS}$ gemessen werden.

Die Entwicklung der Böden an beiden Standorten, die anhand der physikalisch-chemischen Parameter und der Nährstoffe gezeigt werden konnte, ist auch mit Hilfe der Ergebnisse aus den mikrobiologischen Bestimmungen zu erkennen. So nahm die mikrobielle Biomasse beider Standorte von 1995 bis 1999 zu, während gleichzeitig die Aktivität der Bodenatmung abnahm. Die anaerob wachsenden Bakterien nahmen zu, während die Aerobier abnahmen.

Auf den bislang häufig umgepflügten Grasäckern wurde nicht mehr gedüngt. Die hohen Nährstoffgehalte in den Böden reduzierte man durch Mahd oder extensive Beweidung. Um zu beurteilen wie erfolgreich diese Projektabschnitte sind, war es nötig festzustellen, ob sich, über die Jahre gesehen, die Menge des Aufwuchses und seine Mineralstoffgehalte geändert hatten. Gemessen wurde der Ertrag, hochgerechnet auf einen Hektar und die Gehalte der wichtigsten Mineralstoffe Phosphat, Kalium, Calcium, Magnesium. Der Vergleich der Erträge auf den Grünlandflächen in den Jahren 1992 bis 1999 zeigt, daß trotz der Einstellung der Düngung auf den meisten der Flächen noch eine hohe Biomasse Produktion stattfindet. Der Richtwert (2-3 Tonnen Biomasse pro Hektar gelten als Ziel für extensiv genutztes Grünland) wird noch um das 2-3fache überschritten. In den abgemähten Pflanzen wurden am Baccumer Bruch weiterhin große Mengen an Phosphat, Kalium, Calcium und Magnesium gemessen. Die Versorgung mit diesen Nährstoffen war also bis zu dem Zeitpunkt der letzten Probenahme unverändert. Der Prozeß der Aushagerung ist am Baccumer Bruch ein wesentlich längerer als an der Niedermoorwiese, da hier wesentlich größere Mengen an Nährstoffen durch Düngungen eingebracht worden waren und erst noch entfernt werden müssen. Dies deckt sich mit den

oben genannten Ergebnissen für Phosphat im Boden. Da aber die Phosphatwerte schon sehr stark zurückgegangen sind, sollte sich dieser Rückgang auch schon bald in der Aufwuchsmenge und den übrigen Mineralstoffgehalten der Pflanzen niederschlagen.

Im Baccumer Bruch wurden die oberen Sandschichten bis auf die ehemaligen Niedermoorschichten weggebaggert. Durch die Anhebung des Grundwasserspiegels konnten hier auf diese Art und Weise sehr schnell die bis zu 40 Jahre alten Samen wieder keimen und für eine üppige Vegetation der früheren Feuchtgebiete sorgen. So veränderten sich die freigelegten Moorflächen sehr schnell. Wo früher Mais stand, wachsen jetzt Seggen, Binsen und andere Röhrichtarten, die sich innerhalb kurzer Zeit aus den noch keimfähigen Samen entwickelt haben. Entlang der ehemaligen und aufgeweiteten Gräben und am Verlandungsteich entwickelten sich dichte und abwechslungsreiche Röhrichtzonen.

Neben der Feuchtwiese waren im Bereich des Baccumer Bruchs noch kleine Reste der ehemaligen Bruchwälder erhalten geblieben, die im Landschaftshaushalt keine Funktion mehr erfüllten. Bruchwälder können auf Dauer nur erhalten bleiben, wenn die ökosystemaren Stoffkreisläufe naturnahen Verhältnissen entsprechen. Im Südwesten des Baccumer Bruchs gibt es einen 1,5ha großen Bruchwald, welcher große Ähnlichkeit zu der in der Literatur beschriebenen Optimalphase hat (Typ A), und mit den in den Arbeiten von Trautmann & Lohmeier [105] und Tüxen [106] für das Emsland beschriebenen Erlenbrüchen verglichen werden kann. Neben den Verbands- und Ordnungscharakterarten des Alnion und der Alnetalia u.a. ist diese Vegetationseinheit durch das stete Auftreten von *Carex elongata* und *Carex remota* und das Vorkommen von Röhrichtgesellschaften gekennzeichnet.

Die meisten Bruchwälder sind schon einem degradierten Zustand zuzuordnen. Durch das Trockenlegen und den damit verbundenen Abbau der Torfschicht entwickelten sich hier dichte Himbeer- und Brombeerbestände. In der Literatur wird dieses Degenerationsstadium als Himbeer-Erlenbruch beschrieben (Typ B) [107].

In einem weiteren Degenerationsstadium fallen bereits die meisten Alnion-Arten sowie alle Phragmitetia-Arten aufgrund der Trockenheit aus. Parallel dazu gelangt hier die Moorbirke *Betula pubescens* häufig zur Dominanz (Typ C).

Als Folge der Wiedervernässung starben zunächst älterer Erlenbäume ab. Diese Bäume waren so lange an den trockenen Boden angepaßt, daß Wasser und Lufttransport in den Zellen bei Überflutung nicht mehr richtig funktionierten. Doch setzte auf dieser Fläche schnell eine natürliche neue Vegetationsentwicklung ein. Schilf und Seggen bilden einen dichten Unterwuchs und führen langsam zur Verlandung, so daß hier auch wieder neue Erlen keimen. In den Erlenbrüchen verschwanden die trockenen Gebüsche.

Die Entwicklung zu einem neuen Wald setzt ein. Langsam wandern junge Erlen ein und bauen einen neuen Wald auf. Dies wird aber noch einige Jahre dauern. Was im Verlauf von 50 Jahren zerstört wurde, läßt sich innerhalb von fünf Jahren nicht wieder herstellen. Auch anhand der Wassergehalte kann man den Zustand eines Bruchwaldes beschreiben. Der Boden des typischen Erlenbruchwaldes (Typ A) erreicht in manchen Jahren fast 100% Wassersättigung. Der Boden des entwässerten Erlenbruchs (Typ C) weist im Sommer häufig nur Gehalte von 50% auf. Im Verlauf der Renaturierung

ist der Wassergehalt durch die Wiedervernässung langsam angestiegen und schwankt kaum noch. Es sind fast naturnahe Verhältnisse geschaffen worden.

Ein Bruchwald bietet einer ganzen Reihe von landlebenden Tiergruppen einen Lebensraum. Meist handelt es sich dabei um Waldarten, die feuchte Bedingungen bevorzugen.

In den ersten Jahren nach der Vernässung stieg die Zahl der terrestrischer Arten von etwa 550 auf 730 Arten an, um sich dann mit etwa 650 Arten in der Mitte einzupendeln. Die Artenzahl der wasserlebenden Tiere ist deutlich niedriger als die der landlebenden Tiergruppen. Dies verdeutlicht, daß ein Bruchwald letztlich ein Landlebensraum mit relativ wenigen ökologischen Nischen für Wasserbewohner ist.

Die Zahl der nachgewiesenen wasserlebenden Arten stieg in den ersten Jahren nach der Durchführung der Maßnahmen von 82 auf 165 und pendelte sich 1995 bei 150 ein. Ein besonders starker Anstieg war bei der artenreichsten Gruppe, den Wasserkäfern, zu verzeichnen. Aber auch die Zahl der Libellen stieg von 8 auf 25 Arten an.

4.3.4 Niedermoorwiese

Um den Erhalt des Restbestandes der Niedermoorwiese im Projektgebiet zu sichern bzw. noch zu vergrößern, wurde die Nährstoffzufuhr durch eine 50m breite Pufferzone zu den benachbarten landwirtschaftlich genutzten Flächen eingeschränkt. Zusätzlich wurde eine vier Hektar große, südlich angrenzende Wiese hinzugekauft. Um den Wasserstand der Wiese zu erhöhen, wurde ein Entwässerungsgraben aufgeweitet und seine Böschungen abgeflacht. Eine Steinschüttung im Mündungsbereich des Hauptgrabens soll für einen leichten Anstau des Wasserspiegels sorgen. Die angrenzenden kleinen Entwässerungsmulden wurden verfüllt. Auch wurde ein kleiner Teich inmitten der Wiese angelegt.

Der erhöhte Wasserstand der Niedermoorwiese wird in dem zwar langsam aber stetig abfallenden Redoxpotential deutlich. Dieses sank seit 1994 von 550mV bis 1999 auf 400mV. Das Redoxpotential ist aber immer noch so hoch, daß eher oxidative Prozesse ablaufen. Dies zeigt sich auch im Verlauf des pH-Wertes von 1993 bis 1999. Neben dem Ackerboden ist die Niedermoorwiese der einzige Standort, an dem der pH-Wert nicht angestiegen, sondern leicht von pH 4,2 auf pH 4,0 gefallen ist. Ein Grund dafür ist, daß im Boden der Niedermoorwiese viel Ammonium nitrifiziert wird. Auch findet hier noch ein starker Abbau der organischen Substanz statt. Die Konzentrationen an Ammonium schwanken mit dem Anteil der organischen Substanz zwischen 1,5µgN/gTS und 4,5µgN/gTS. Die Nitratkonzentrationen sind dagegen durch die stattfindende Nitrifikation seit 1997 mit 0,5µgN/gTS konstant hoch. Durch Mineralisation und durch die Mahd wird ein großer Teil der organischen Masse aus diesem System entfernt, so daß der Anteil der organischen Trockensubstanz zwischen 13% und 16% schwankt, und zur Zeit noch eine abnehmende Tendenz zeigt.

Aufgrund der Pufferzone, in der 1993 die Düngung eingestellt worden ist, kann kaum noch Phosphat in den Boden der Niedermoorwiese gelangen. Dies zeigt sich auch sehr deutlich am kontinuierlichen Rückgang der Phosphatkonzentrationen von 1994 mit 21,5µgP/gTS auf 5,3µgP/gTS im Jahre 1999.

Mit dem leichten Rückgang an organischer Trockensubstanz ging auch die mikrobielle Biomasse und die gesamt gemessene mikrobielle Aktivität an diesem Standort leicht zurück. Dabei ist der Rückgang hauptsächlich auf die Aerobier zurückzuführen, da nur wenig Aktivität bei der Bodenatmung festgestellt werden konnte. Aber auch die Anaerobier konnten sich noch nicht richtig entwickeln, da der Boden noch immer ein zu hohes Redoxpotential aufweist. So überwiegt derzeit immer noch die Nitrifikation gegenüber der Denitrifikation, was an dem fallenden pH-Wert und den relativ hohen Nitratkonzentrationen zu erkennen ist. Der Wechsel von einem aeroben zum anaeroben Standort verläuft hier langsamer als am Baccumer Bruch.

Der Rückgang der Phosphatkonzentrationen konnte auch bei den Messungen des Mineralgehaltes des Pflanzenaufwuchses gezeigt werden. Die Erträge auf den Grünlandflächen der Niedermoorwiese in den Jahren 1992 bis 1999 zeigten zwar, daß trotz der Einstellung der Düngung noch immer eine hohe Biomasseproduktion stattfindet. Wie beim Baccumer Bruch wird der Richtwert von 2-3 Tonnen Biomasse pro Hektar für extensiv genutztes Grünland überschritten. Aber anders als im Baccumer Bruch zeigen die Messungen der Nährstoffe in den Pflanzen Erfolge der Extensivierung. Die Phosphatgehalte sind leicht zurückgegangen, die Kaliumgehalte aber bereits stark. Hier könnte Kalimangel bereits als begrenzender Faktor für die Ertragsbildung wirken. Auch bei den Calciumgehalten ist eine rückläufige Tendenz deutlich erkennbar.

Sehr selten waren 1989 im Untersuchungsgebiet die Bestände des Wiesenseggen-Rieds (*Caricetum nigrae*). Nur an der Niedermoorwiese in Brockhausen und noch fragmentarisch in einigen Gräben sind sie zu finden. Diese Gesellschaft vermittelt in ihrer Artenkombination zu den Kleinseggenriedern (*Scheuchzerio- Caricetea nigrae*). Weiterhin kommen auf der Niedermoorwiese *Junco-molinietum* mit individuellen Bestand an *Dactylorhiza maculata* vor. *Junco-molinietum* läßt nach Tüxen am ehesten eine Zuordnung zu den Feuchtwiesen zu [108].

Auf der gemähten Fläche wurden bis 1999 deutlich mehr Arten der Feuchtwiesengesellschaften und Kleinseggenrieder gefunden. Seltene Arten, wie das scheidige Wollgras, wuchsen wieder. Seit 1989 wurden die Orchideen der Niedermoorwiese gezählt. Die Orchideendichte nahm seit 1989 mit knapp 400 Stück bis 1999 auf über 4600 Stück deutlich zu. Sogar auf dem Pufferstreifen siedelten sich Orchideen an.

Die Niedermoorwiese ist sowohl für zahlreiche landlebende als auch für viele wasserlebende Tierarten ein wertvoller Lebensraum geworden. Dies beruht auf der Neuanlage eines Teiches innerhalb der Wiese. Bei allen untersuchten wasserlebenden Tieren zeigte sich im Untersuchungszeitraum ein positiver Trend. Allerdings wurde bei den Wasserkäfern und Wasserwanzen die hohen Artenzahlen der Jahre 1992/94 in den folgenden Jahren nicht mehr erreicht. Einige Neuan siedler haben sich also nicht halten können. Trotzdem sind im Vergleich zum Anfangszustand die Artenzahlen deutlich gestiegen, nämlich von 48 auf 112 Arten.

Eine Moorwiese bietet aber natürlich auch verschiedenen landlebenden Arten einen günstigen Lebensraum. Hier fiel der Zuwachs der Artenzahlen aber etwas schwächer aus. Zu den 1989/90 festgestellten 264 Arten kamen bis 1995 aber immerhin 81 hinzu.

Bereits in den ersten Jahren des Projektes konnten sich im Bereich der Niedermoorwiese eine Reihe von neuen Arten ansiedeln. 1992/94 hatten von den untersuchten Gruppen bereits 131 Arten die

Niedermoorwiese als Lebensraum für sich entdeckt. Einen besonders deutlichen Anstieg zeigten dabei die Wasserkäfer. 1998/99 war dann aber mit 112 festgestellten Arten ein leichter Rückgang zu verzeichnen.

Auch bei vielen landlebenden Gruppen konnten die 1992/94 festgestellten Maxima der Artenzahl in den Folgejahren nicht bestätigt werden. Greift man einzelne Gruppen heraus, so fallen auch negative Entwicklungen auf. Zum Beispiel bei den Pflanzenwespen und den Tagfaltern. Für einige Arten dieser Gruppen hat die Niedermoorwiese anscheinend an Qualität verloren. Dies ist ein durchaus „natürlicher“ Vorgang: Veränderungen von Lebensräumen, die neuen Arten eine ökologische Nische bieten, können zum Verschwinden von vorher etablierten Arten führen. Die Anzahl der seltenen Arten, wasserlebende und landlebende Vertreter zusammengenommen, stieg im Bereich der Niedermoorwiese im Projektverlauf von 42 auf 67. Bereits 1989/90 konnte mit insgesamt 175 Arten eine hohe Zahl von naturraumtypischen Arten nachgewiesen werden. Bis 1995/97 steigerte sich die Zahl dann auf 295.

4.3.5 Die Fließgewässer

Für den ökologisch orientierten Ausbau standen am Lingener Mühlenbach beidseitig der alten Böschungskante 20m, am Schillingmanngraben 15m zur Verfügung. Abschnittsweise wurden einseitig größere Ausbauflächen vorgesehen. Es wurden Sohlaufweitungen durchgeführt, Nebenarme und zeitweise überflutete Stillgewässer angelegt.

Die Selbstreinigungskraft sollte durch die abwechslungsreichen Strukturen und die sich häufig ändernde Fließgeschwindigkeit gestärkt werden. Die breiten Uferrandstreifen sollten den direkten Nährstoffeintrag vermindern. Deutlich zurückgegangen sind die Ammoniumkonzentrationen im Lingener Mühlenbach von ca. $0,8\text{mgNH}_4^+/\text{L}$ im Jahre 1990 auf ca. $0,2\text{mgNH}_4^+/\text{L}$ 1999 und im Schillingmanngraben von ca. $0,8\text{mgNH}_4^+/\text{L}$ im Jahre 1990 auf ca. $0,5\text{mgNH}_4^+/\text{L}$ 1999. Im Lingener Mühlenbach sammelt sich schließlich das gesamte Wasser des Projektgebietes. Deshalb ist die Differenz der Nährstoffkonzentration zwischen Eingang und Ausgang des Projektgebietes so wichtig. Von 1990 bis 1996 nahm die Konzentration an Ammonium bis zu $0,1\text{mgNH}_4^+/\text{L}$ beim Durchfließen des Projektgebietes zu. 1997 und 1998 nahm sie erstmals, wenn auch nur in sehr geringem Maße, ab. Dies ist ein eindeutiges Zeichen für die Zunahme der Selbstreinigungskraft des Lingener Mühlenbaches. Die neu angelegten Uferrandstreifen lassen einen Teil des Ammoniums nicht mehr direkt in das Gewässer gelangen. Dies kann man gerade in den Frühjahrsmonaten erkennen. Die Vergleiche der Ammoniumwerte von 1992 und 1999 im Schillingmanngraben belegen die deutliche Abnahme der Ammoniumkonzentrationen von über 50%.

Noch deutlicher sind die Verbesserungen der Selbstreinigungskraft an den Nitratwerten zu erkennen. Die Konzentration an Nitrat erhöhte sich zwischen Eingang und Ausgang des Projektgebietes 1992 um ca. 25% und 1993 um ca. 15%. Dies ist auf die sehr hohen Einträge aus Schillingmanngraben und Kaienfehngaben zurückzuführen. Mit dem Rückgang der Konzentrationen an Nitrat innerhalb des Kaienfehngabens und auch des Schillingmanngrabens ist auch die Nitratkonzentration vom Eingang zum Ausgang des Gebietes stark verringert worden. 1996 konnte eine Verringerung der Nitratkonzentration um ca. 20% und in den darauf folgenden Jahren sogar über 30% nachgewiesen

werden. Während sich die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer deutlich erhöht hat, bleiben trotzdem die Nährstoffeinträge aus den umgebenden Feldern. Damit die Pflanzen, die an nährstoffarmen Gewässern einen Standortvorteil haben, sich leichter durchsetzen können, bedarf es weiterhin eines Rückgangs der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Die Pflanzengesellschaften des aquatischen Bereiches der größeren Fließgewässer sind bedingt durch regelmäßige Mahd der Gewässersohle recht artenarm. Vorherrschend ist die Callitrische palustre-Gesellschaft mit den vorherrschenden Arten Callitrische palustre und *Elodea canadensis*. Durch ihre weite Standortamplitude sowie gute Reproduktionskraft bei hohem Nährstoffangebot sind diese Arten allgemein verbreitet und können auch stärker verschmutzte Gewässer besiedeln [109]. Aus vegetationskundlicher Sicht war das wichtigste Ziel der Rückbaumaßnahmen, den vorhandenen Pflanzengesellschaften Möglichkeiten größerer Flächenausdehnung zu schaffen. Dies wurde durch Verbreiterung der Sohlen und flachere Uferböschungen erreicht. Unter der gegebenen Wasserqualität birgt allerdings das hohe Vorkommen raschwüchsiger Nitrophyten die Gefahr unerwünschter Dominanzbildungen, so daß hier Pflegemaßnahmen in den ersten Jahren partiell notwendig bleiben könnten.

Aus dem Samenpotential und den Wurzelresten der Pflanzen, die sich im Boden befanden, wuchs schnell eine artenreiche, dichte Pflanzendecke. In den neuen Kleingewässern am Rande konnten sich auch viele neue Arten ansiedeln. Aus den angespülten und angewehten Samen entwickelte sich ein Gebüschsaum aus Erlen und Weiden. Bereits im zweiten Jahr nach Projektende war eine dichte Vegetationsdecke auf den Uferstreifen und an den kleinen Teichen gewachsen. Sehr schnell entwickelten sich Bäume und Sträucher entlang der Gewässer. Besonders Erlen und Weiden keimten stellenweise zu Tausenden. Es wird erwartet, daß bald auwaldähnliche Verhältnisse am Rande der Gewässer entstehen werden.

Bei den beiden größeren Fließgewässern, dem Lingener Mühlenbach und dem Schillingmanngraben veränderte sich die Fauna sehr zum Positiven. Zunächst soll hier die Entwicklung der Artenvielfalt im Lingener Mühlenbach bei den wasserlebenden Tieren betrachtet werden. Für die untersuchten Gruppen stieg im Zeitraum zwischen 1989 und 1998 die Artenzahl um 83 auf insgesamt 165. Vor den Maßnahmen konnten im untersuchten Abschnitt des Lingener Mühlenbachs immerhin schon 82 limnische Arten gefunden werden. In den Folgejahren erhöhte sich die Artenzahl stetig. 1992/94 kamen weitere 41 Arten hinzu. 1995 stieg die Artenzahl der untersuchten Gruppen auf insgesamt 161 Arten an. 1998 wurde dann mit 165 nachgewiesenen Arten die bisherige Höchstzahl erreicht. Die Böschungen und Uferländer bieten aber auch einer Vielzahl von landbewohnenden Tierarten einen Lebensraum. Auch bei diesen zeigte sich eine sehr positive Entwicklung. Die Artenzahl nahm im untersuchten Zeitraum um 170 Arten zu. Am Lingener Mühlenbach ließ sich auch für die seltenen Arten eine erfreuliche Entwicklung feststellen. Bei den wasserbewohnenden Tieren stieg die Zahl der seltenen Arten im Projektverlauf von 14 auf 34. Bei den landlebenden Gruppen nahm die Zahl der seltenen Vertreter im Zeitraum zwischen 1989 und 1995 sogar von 24 auf 71 Arten zu. Noch deutlicher als bei den gefährdeten Arten fiel die Zunahme bei den für diesen Naturraum besonders typischen Arten aus. Bei den wasserlebenden Tieren nahm die Zahl dieser Vertreter von 35 auf 81 Arten, bei den landlebenden Gruppen sogar von 127 auf 269.

Auch im Schillingmanngraben stieg die Artenzahl im Projektverlauf auf über das Doppelte, von 67 auf 153. Besonders starke Zunahmen zeigten sich bei den Libellen, den Wasserwanzen und den Wasserkäfern. Vor den Maßnahmen kamen am Schillingmanngraben 67 wasserlebende Arten aus den untersuchten Gruppen vor. Bereits zwei Jahre später stieg die Zahl auf insgesamt 137 Arten. Dieser erfreuliche Trend setzte sich auch in den folgenden Jahren weiter fort. Bei den Landbewohnern fand ebenfalls eine deutliche Zunahme der Artenzahl statt. Sie stieg zwischen 1989 und 1995 um 119. 1995 konnten insgesamt 370 Arten nachgewiesen werden.

Auch die seltenen Arten zeigten einen Aufwärtstrend am Schillingmanngraben. Ihre Zahl stieg bei den Wasserbewohnern von 6 auf 26. Zählt man die landlebenden Tiere hinzu, so ergibt sich eine Zunahme von 31 auf 87 Arten. Die Zahl der für diesen Naturraum besonders typischen wasserlebenden Arten erhöhte sich am Schillingmanngraben von 29 im Jahr vor der Durchführung der Maßnahmen auf 76 im Jahre 1998. Bei den terrestrischen Vertretern zeigte sich eine ähnliche Tendenz. Die Zahl der naturraumtypischen Arten nahm im Zeitraum zwischen 1989 und 1995 von 146 auf 249 zu.

4.3.6 Hecken und Wallhecken

Im Bereich der Hecken und Wallhecken sind keine Bodenprobenahmepunkte ausgewählt worden, da hier keine großen Veränderungen der physikalisch-chemischen Parameter erwartet wurden. Trotzdem sollen hier kurz die Erfolge im Bereich von Flora und Fauna erwähnt werden.

Fast zehn Kilometer neue Wallhecken wurden neu angepflanzt und sollten die einzelnen Bauabschnitte so miteinander verbinden.

Die neu angelegten Hecken sind mindestens zehn Meter breit und haben auf jeder Seite zwei Meter breite Krautsäume. Die Höhe der Wälle liegt bei einem bis eineinhalb Metern. Die Schließung des Heckensystems bzw. die Neuanlage von Hecken und Wallhecken richtete sich nach den im Gebiet vorgefundenen Gehölzstreifen und deren spezifischen Ausbildungen. So wurden für die Renaturierungsbereiche Erlen-Stieleichen-Moorbirken-Wallhecken und Eichen-Moorbirken-Wallhecken je nach Standortbeschaffenheit vorgesehen. Für die geplanten bachbegleitenden Hecken wurden vorzugsweise die Arten der Weidengehölze verwendet.

Hecken bieten vielen Arten Lebensräume und Zufluchtsstätten in einer intensiv genutzten Landschaft. Einige wenige Arten kommen ausschließlich in Hecken vor, für sehr viele sind allerdings Hecken ein wichtiger Teil ihres Lebensraumes. Von dort aus nehmen sie weite Streifzüge in die angrenzenden Äcker und Wiesen: Zum Beispiel um nach Nahrung zu suchen. So sind Hecken auch Elemente für die Vernetzung einer Landschaft.

Wenn Agrarlandschaften weitgehend ausgeräumt sind, sind Hecken oftmals Vernetzungen zwischen isolierten Lebensräumen, die man sich wie Inseln vorstellen muß. Hecken verbinden diese vereinzelt vorhandenen Lebensräume. Für viele Tierarten, zum Beispiel Schnecken oder flugunfähige Insekten, sind Hecken daher die einzige Möglichkeit, in deren Schutz sie große Ackerflächen zu überwinden und neue Lebensräume zu besiedeln vermögen. Das kann allerdings dauern. Bei Spinnen oder Schnecken sind mit dieser Wanderung ganze Generationen beschäftigt.

Die Artenvielfalt im Bereich des Heckensystems hat im Projektverlauf bei allen untersuchten Tiergruppen zugenommen. Starke Anstiege der Artenzahlen waren besonders bei den Laufkäfern, den pflanzenfressenden Käfern und den Pflanzenwespen zu verzeichnen. 1989/90 konnten bereits 542 Tierarten im Bereich des Heckensystems festgestellt werden. 1992/94 nahm die Artenzahl weiter zu und stieg auf insgesamt 665 Arten an. In den folgenden Jahren wurden dann nicht mehr alle Gruppen untersucht, so daß eine Vergleichbarkeit dieser Daten mit denen der vorherigen nicht gegeben ist. Die Anzahl der seltenen Arten im Bereich des Heckensystems stieg im Zeitraum zwischen 1989 und 1992 insgesamt von 104 auf 140. Noch deutlicher als bei den gefährdeten Arten fiel die Zunahme bei den für diesen Naturraum typischen Arten aus: Von 418 auf 518.

4.4 Der Hochwasserschutz

1998, als alle Baumaßnahmen abgeschlossen waren, regnete es so stark, daß große Landstriche des Emslands unter Wasser standen. Auch in einigen Städten, wie z.B. Meppen, konnten die Wassermassen nicht mehr abtransportiert werden, so daß viele Straßen und Keller überflutet wurden. Die Stadt Lingen war von dem Hochwasser nicht betroffen. Sicherlich ein Grund dafür war, daß große Mengen des Wassers, die normalerweise über den Lingener Mühlenbach in die Stadt transportiert worden wären, in den renaturierten Gebieten aufgestaut wurden. In den Abbildungen 121 und 122 ist sehr gut zu erkennen, daß der Große Brögberner Teich, der Kleine Brögberner Teich, der Erlenbruch und auch große Teile des Lingener Mühlenbachs -wie gewollt- völlig überschwemmt wurden, während aber die umliegenden Äcker nicht von dem Hochwasser betroffen sind. Auch dies ist ein sehr großer Erfolg des Projektes.



ABBILDUNG 121: PHOTO DER ÜBERFLUTETEN GROßEN UND KLEINEN BRÖGBERNER TEICHE



ABBILDUNG 122: PHOTO VON TROCKENEN ACKERFLÄCHEN UM DAS ÜBERSCHWEMMTE BACCUMER BRUCH

5.0 Zusammenfassung und Ausblick

Die durchgeführten biotechnologischen Baumaßnahmen stellten zwar einen massiven anthropogenen Eingriff in das bestehende Ökosystem dar, dienten aber der Wiederherstellung und Etablierung ehemaliger Ökosysteme.

Die noch vorhandenen Reste ehemaliger Bruchwaldgesellschaften und Niedermoore konnten durch die Wiedervernässung geschützt werden. Die Zerstörung der mächtigen organischen Gehalte durch die durch oxische Bedingungen ermöglichte Mineralisation wurde so eingestellt. Der Rückgang von Nitrat und die Wiederherstellung natürlich hoher Gehalte an Ammonium konnten festgestellt werden. Durch den Bau eines Verlandungsteiches zwischen den beiden noch erhaltenen Erlenbruchwäldern wurde eine Möglichkeit geschaffen, diese wieder miteinander zu verbinden. Die Ergebnisse der an diesem Ort gemessenen Daten zeigen die schnelle Entwicklung des ehemals trockenen Bodens zu einem Erlenbruchboden. Die vorherrschenden anaeroben Bedingungen sorgen für einen schnellen Aufbau der organischen Biomasse und für die Eliminierung des Nitrates. Die Wegnahme des Oberbodens und der in ihnen festgelegten Mengen an Phosphat ermöglichte es den auf Phosphorarmut spezialisierten und natürlichen Pflanzen der Region, sich schnell zu vermehren. Diese Entwicklung zeigte sich auch an den anderen Orten der Renaturierungsmaßnahmen. Auch am Kleinen und am Großen Brögberner Teich wurde der Oberboden weggenommen, um die großen Nährstoffkonzentrationen zu entfernen. Auch hier siedelten sich schnell die Pflanzen an, deren Samen in den noch vorhandenen Samenbanken gefunden wurden. An beiden Orten wurde eine Auengesellschaft mit feuchten bis nassen Böden angesiedelt. Durch die stark schwankenden Wasserstände finden hier Nitrifikationen neben Denitrifikationen statt. Dadurch wird eine effektive Eliminierung der stickstoffhaltigen Nährstoffe ermöglicht. Die Entwicklung zum Auengley-Boden verläuft aufgrund der permanenten Staunässe im Denitrifikationsbecken wesentlich schneller als im Nitrifikationsbecken oder am Kleinen Brögberner Teich. Anhand eines Ackerbodens als Vergleichsstandort konnte die fortschreitende Degradierung der Böden, die dauerhaft intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftet werden, gezeigt werden. Die organischen Bestandteile werden durch die gute Belüftung des Bodens mineralisiert. Dadurch verlieren die hier vorkommenden reinen Sandböden ihre Wasserhaltekapazitäten und ihre Filter- und Regulationsfunktionen. Aufgrund der Austrocknung und der mangelnden Fähigkeit Nährstoffe langfristig zu binden und wieder bereitzustellen, nehmen auch sämtliche mikrobiellen Aktivitäten ab. Auch werden die Böden immer saurer, da nach den Frühjahrsdüngungen mit Gülle ein großer Anteil des aufgetragenen Ammoniums zu Nitrat oxidiert wird, wobei auch Hydronium-Ionen entstehen.

Im Bereich der Fließgewässer konnte gezeigt werden, daß ein Großteil der Nährstoffe durch die Wiederherstellung der Selbstreinigungskraft der Gewässer entfernt werden kann. Während in den Jahren vor den Renaturierungsmaßnahmen die Konzentrationen an Ammonium und Nitrat im Lingener Mühlenbach beim Durchfließen des Untersuchungsgebietes erheblich zunahmen, konnten gerade die Konzentrationen des Nitrates durch die Maßnahmen verringert werden. Durch die Zuleiter Kaienfehngraben und Schillingmanngraben werden nicht mehr so große Mengen an Nährstoffen in den Lingener Mühlenbach eingeleitet. Wie am Lingener Mühlenbach wurde auch das ehemalige Trapez-Profil aufgeweitet und an beiden Seiten ein Uferrandstreifen angelegt. Durch die abwechselnd

schnell und langsam fließenden Bereiche finden sich hier je nach Sauerstoffgehalt viele verschiedene Arten an Saprobien und Mikroorganismen. Diese sorgen für den Abbau der Nährstoffe aus der Landwirtschaft. So konnte anhand der Ergebnisse gezeigt werden, daß sich die Nährstoffgehalte des Schillingmanngraben vom Süden zum Norden hin verringern, statt sich zu vergrößern. Auch die 1997 erfaßte Gewässergüte anhand des Saprobienindex führte zu dem gleichen Ergebnis: Die Gewässergüte des Schillingmanngraben verbessert sich von Süden nach Norden von der Gewässergütekategorie II-III zu der Gewässergütekategorie II. Da an dem Kaienfehgraben keine Baumaßnahmen durchgeführt wurden, verbessert sich seine Wasserqualität ausschließlich durch das sauberere Wasser des Großen Brögberner Teiches.

Im Grundwasser konnten die Konsequenzen der Baumaßnahmen auch sehr gut verfolgt werden, führten sie doch zu einem erhöhten Sauerstoffgehalt innerhalb der Grundwässer. Als Folge verschwand das Ammonium fast vollständig und die Nitratwerte stiegen an. Langsam aber wurden diese überhöhten Sauerstoffgehalte abgebaut und die alten reduktiven Bedingungen wiederhergestellt. Die Nährstoffsituation hat sich nun im Gegensatz zu der Situation vor den Baumaßnahmen erheblich verbessert. Sowohl Leitfähigkeit, als auch Ammonium- und die Nitratkonzentrationen sind geringer geworden.

Das große biotechnologische Bauwerk Großer Brögberner Teich verrichtet seine Aufgabe zur Eliminierung von stickstoffhaltigen Nährstoffen sehr gut. Ein großer Teil des Ammoniums und Nitrates wird durch Nitrifizierung und Denitrifizierung innerhalb der beiden Teile zu elementarem Stickstoff abgebaut. Dabei finden aber Nitrifikationen nicht nur im Nitrifikationsbecken, bzw. Denitrifikationen nicht nur im Denitrifikationsbecken statt, sondern jeweils an beiden Orten. An den tieferen Stellen zwischen den Inseln des Nitrifikationsbeckens findet aufgrund der teilweise anaeroben Bedingungen auch Denitrifikation statt, während sich im Denitrifikationsbecken große Mengen an organischem Material angesammelt haben, in denen Ammonium entweder adsorbiert oder durch die Mineralisation freigesetzt wird. Daher sind hier die Nitrifikationsraten auch sehr hoch. Die Sedimentation des Phosphates als Eisen(III)Phosphat im Nitrifikationsbecken verläuft hingegen nicht optimal. Aufgrund der anaeroben tieferen Stellen des Nitrifikationsbeckens kann das Eisen (III)Phosphat auch schnell wieder als Eisen(II)Phosphat in Lösung gehen. Diese anaeroben Bedingungen werden durch die Mineralisation der abgestorbenen Algen geschaffen. Deshalb besteht durch die kurzzeitigen hohen Phosphatfrachten im Frühjahr immer die Gefahr eines mächtigen Algenwachstums auf dem Großen Brögberner Teich.

Die Baumaßnahmen wurden mit dem Bau der Auenlandschaft Kleiner Brögberner Teich 1997 abgeschlossen. Da an allen renaturierten Abschnitten fast nur der rohe Sandboden übriggeblieben war, mußte eine völlig neue Bodengenese einsetzen. Für diese ist aber ein Zeitraum von fünf Jahren sehr kurz. Innerhalb dieser kurzen Zeit konnten aber schon viele positive Entwicklungen aufgezeigt werden.

Schon jetzt zeigen die neu vernetzten Biotope ein naturnahes und regionstypisches reiches Arteninventar in den Bereichen Flora und Fauna, eine Nährstoffeliminierung findet statt. In den nächsten Jahren werden sich diese Gebiete weiter entwickeln. Die Gehölze im Großen und Kleinen Brögberner Teich und an den Uferstreifen werden die Gewässer so gut beschatten, daß der Sauerstoffgehalt steigen wird und die Selbstreinigungskraft weiter gestärkt wird. Durch die

Etablierung der Auenlandschaften werden sich natürliche Kläranlagen entwickeln, die den Großteil der Schad- und Nährstoffe aus den Fließgewässern herausfiltern werden. Die Filterfunktionen und Regulationspotentiale der Böden werden durch die Bildung mächtiger organischer Auflagen gestärkt und sorgen auch für die Verbesserung der Grundwasserqualität. Nicht zuletzt werden regionstypische Ökosysteme geschützt und gestärkt, deren Erhalt in wenigen Jahren ohne diese biotechnologischen Maßnahmen nicht mehr möglich gewesen wären.

6.0 Multimediale Präsentation des Projektes auf CD-ROM

Im Rahmen einer multimedialen Präsentation wurde eine Darstellung des Projektes auf CD-ROM entwickelt, um Inhalte, Ziele und Prinzipien des E+E - Vorhabens den Besuchern der Expo 2000 und anderen Zielgruppen in virtueller Form zu vermitteln.

Dabei werden neben den allgemeinen Inhalten auch die wissenschaftliche Begleitung des Projektes dargestellt. Mit Bildern, gesprochenen Texten, Filmen und Animationen auf Cinema 4D-Basis wurde versucht, den Zielgruppen die Ergebnisse dieser Arbeit und denen aus Botanik und Zooökologie näherzubringen. Dabei wurden nur geringe Kenntnisse des Betrachters vorausgesetzt. Aus diesem Grund wurde versucht, den Zuschauer mit zielorientierten Lehrbuchwissen die nötigen Kenntnisse zu vermitteln.

Tabellenanhang:

Im folgenden werden die aufgenommenen Daten der Bodenproben tabellarisch aufgezeigt. Alle aufgenommenen Daten wurden für diese Arbeit verwendet.

TABELLE 2: MEBDATEN DES BODENPROBENAHMESTANDORTES ACKERBODEN

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redox-potential [mV] (gemessen)	Redox-potential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS*48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
96	01.05.1993	20	n.b.	5,0	4,2	n.b.	n.b.	2,4	10,9	89,1	97,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	25	60	<	15,7
101	08.07.1993	23	n.b.	5,2	4,1	n.b.	n.b.	2,1	7,7	92,3	97,9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	229	n.b.	48	n.b.	<	<
104	05.09.1993	18	n.b.	5,9	4,9	n.b.	n.b.	2,9	14,9	85,1	97,1	n.b.	n.b.	0,77	n.b.	420	7	79	n.b.	3,8	105,5
109	09.11.1993	12	n.b.	5,4	4,2	n.b.	n.b.	3,1	13,4	86,6	96,9	n.b.	n.b.	1,20	0,13	191	n.b.	74	60	<	95,1
114	28.02.1994	13	n.b.	5,9	4,7	110	327	2,2	15,5	84,5	97,8	2,70	0,10	0,09	0,09	479	324	36	60	11,3	25,9
121	02.05.1994	20	n.b.	6,3	5,4	471	688	2,2	7,8	92,2	97,8	58,00	5,03	0,72	0,07	156	5	100	24	15,4	<
126	04.07.1994	26	n.b.	4,9	4,6	558	775	2,3	9,8	90,2	97,7	116,40	0,62	0,75	0,09	112	5	86	60	<	<
131	05.09.1994	17	n.b.	5,7	4,6	487	n.b.	2,6	14,4	85,6	97,4	85,50	0,29	0,15	0,10	474	5	50	95	<	27,4
137	07.11.1994	14	n.b.	5,9	4,6	346	563	2,3	12,3	87,7	97,7	86,75	0,30	0,14	0,09	474	75	31	179	0,7	81,8
142	20.03.1995	7	5	6,5	5,1	590	807	2,2	15,3	84,7	97,8	25,89	0,10	0,05	0,10	234	568	29	146	<	35,2
147	10.04.1995	9	8	5,5	4,5	480	697	2,3	11,6	88,4	97,7	25,57	0,14	0,14	0,09	150	275	40	89	1,3	10,4
152	02.05.1995	24	16	5,5	5,4	490	707	2,1	7,8	92,2	97,9	104,80	16,14	2,79	0,10	368	649	81	120	50,3	65,9
157	04.07.1995	17	18	5,4	4,7	466	683	2,5	7,8	92,2	97,5	83,63	1,54	0,75	0,10	n.b.	177	43	98	21,5	<
162	09.09.1995	18	19	5,9	4,9	493	710	3,0	15,1	84,9	97,0	83,75	0,83	0,42	0,11	85	123	59	72	17,7	47,3
174	04.03.1996	2	0	6,1	4,6	319	536	2,4	14,0	86,0	97,6	78,37	0,58	0,17	0,09	314	216	52	102	<	23,4

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl2)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS*48h]	Bodenatmung [µg CO2/gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
179	25.03.1996	7	5	7,1	6,0	294	511	2,4	11,7	88,3	97,6	80,52	0,36	0,34	0,11	438	137	62	134	62,3	170,6
184	15.04.1996	17	5	6,2	5,2	350	567	2,4	8,7	91,3	97,6	60,90	0,22	0,39	0,10	161	77	71	120	5,5	33,0
191	04.06.1996	21	18	5,2	4,5	n.b.	n.b.	2,1	5,5	94,5	97,9	62,12	3,09	0,80	0,06	67	18	59	71	<	42,5
196	29.07.1996	25	22	6,1	5,6	335	552	3,4	9,6	90,4	96,6	75,11	2,30	1,44	0,14	110	160	105	83	11,1	77,7
198	26.08.1996	15	15	4,9	3,8	340	557	1,9	5,7	94,3	98,1	54,29	1,16	0,45	0,05	80	83	31	43	<	<
207	23.09.1996	13	n.b.	5,3	4,3	n.b.	n.b.	1,7	8,5	91,5	98,3	61,75	0,41	0,31	0,06	123	210	18	57	<	<
211	14.10.1996	15	11	5,2	4,3	328	545	1,7	8,2	91,8	98,3	70,97	0,33	0,13	0,07	fn	fn	54	60	n.g.	11,0
218	29.10.1996	13	12	5	3,9	349	566	1,6	11,7	88,3	98,4	54,53	0,32	0,09	0,06	219	122	121	n.b.	<	<
219	18.11.1996	3	3	5,4	4,2	344	561	2,1	11,2	88,8	97,9	59,52	0,42	0,22	0,08	373	219	39	83	<	<
225	05.12.1996	3	3	5,1	4,1	382	599	1,3	10,2	89,8	98,7	54,34	0,51	0,07	0,05	n.g.	n.g.	72	46	<	<
229	30.01.1997	4	2	6,2	5,2	325	542	2,3	12,1	87,9	97,7	52,22	0,46	0,18	0,10	314	216	52	83	<	23,4
235	04.03.1997	11	13	5,4	4,4	346	563	2,5	13,1	86,9	97,5	52,93	0,25	0,24	0,11	131	137	66	64	<	<
239	16.04.1997	12	15	5,3	4,4	n.b.	n.b.	1,8	7,5	92,5	98,2	68,97	11,36	1,51	0,09	112	250	67	135	<	5,4
245	26.05.1997	n.b.	n.b.	5,8	4,6	308	525	2,0	4,7	95,3	98,0	75,03	10,54	2,60	0,08	102	180	68	68	15,7	105,4
248	23.06.1997	18	20	5,2	4,0	290	507	2,0	8,9	91,1	98,0	43,58	8,67	1,45	0,07	563	331	38	<	11,0	49,6
254	24.08.1997	27	25	4,9	4,2	288	505	1,5	4,9	95,7	98,5	47,13	0,95	0,54	0,05	16	96	83	94	7,8	21,0
258	23.09.1997	17	20	5,1	4,1	367	584	1,6	6	94	98,4	60,53	0,89	0,38	0,06	58	73	36	254	5,3	10,7
263	20.10.1997	10	11	5,8	4,5	341	558	1,6	7,4	92,6	98,4	46,98	0,27	0,24	0,05	96	206	39	108	<	5,4
265	30.03.1998	21	17	5,7	4,3	317	534	1,6	8,5	91,5	98,4	50,71	2,98	n.b.	0,05	134	124	48	n.b.	n.b.	n.b.
271	23.05.1998	17	14	4,8	3,8	340	557	1,8	8,7	91,4	98,2	57,88	0,74	0,11	0,07	n.b.	n.b.	48	48	2,7	22,0
277	23.06.1998	17	19	4,6	4	n.b.	n.b.	2,3	7,6	92,4	97,7	50,67	0,82	0,43	0,07	76	75	76	27	<	<
283	21.07.1998	28	26	5,4	4,2	307	524	2,5	8,7	91,3	97,5	61,70	0,72	0,20	0,08	136	7	34	35	32,9	<

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS*48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
287	09.09.1998	19	17	5,4	4,5	134	351	2,1	10	90	97,9	43,22	0,72	0,20	0,08	130	102	45	69	<	<
291	29.09.1998	21	18	5,2	4,4	206	423	2	7,5	92,5	98	42,38	0,17	0,71	0,08	44	59	8	17	2,7	5,4
295	27.10.1998	10	n.b.	5,7	4,7	151	368	1,5	13,3	86,7	98,51	61,36	0,13	0,11		36	64	35	58	<	46,3
300	03.02.1999	4	2,5	5,5	4,3	342	559	1,5	10,2	89,8	98,5	46,33	0,16	0,09	0,07	93	n.b.	31	31	0,0	16,8
305	13.04.1999	8	10	5,3	4,8	274	491	2,1	11,4	88,6	97,9	66,70	0,33	0,21	0,07	63	n.b.	50	63	11,3	0,0
310	18.05.1999	18	16	5,2	4,2	220	437	1,7	8	92	98,3	84,46	8,15	1,78	0,03	69	n.b.	41	42	16,3	38,2
315	23.06.1999	17	19	4,6	4,1	151	368	1,6	5,9	94,1	98,4	77,15	4,09	1,99	0,05	91	n.b.	44	41	8,0	<
320	04.08.1999	27	32	5	4,2	128	345	1,7	1,2	98,8	98,3	106,78	2,90	0,62	0,04	20	n.b.	42	5	<	<
325	07.09.1999	25	18	5,1	4,1	216	433	1,4	3,1	96,9	98,6	57,28	1,39	0,42	0,05	34	n.b.	22	17	<	<
330	09.11.1999	11	9	4,9	4,7	235	452	2	10,3	89,7	98	56,63	0,98	0,29	0,06	167	n.b.	26	<	<	<

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 3: MEBDATEN DES BODENPROBENAHMESTANDORTES BACCUMER BRUCH

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl2)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO2/gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Potentielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
95	01.05.1993	20	n.b.	6,2	5,4	n.b.	n.b.	4,7	17,1	82,9	95,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	53	49	<	82,0
99	08.07.1993	23	n.b.	5,0	4,2	n.b.	n.b.	7,0	20,4	79,6	93,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	546	n.b.	136	n.b.	62,9	132,7
105	05.09.1993	18	n.b.	5,7	4,9	n.b.	n.b.	5,2	19,5	80,5	94,8	n.b.	n.b.	1,44	n.b.	699	20	66	n.b.	4,0	74,6
110	09.11.1993	12	n.b.	6,0	5,2	n.b.	n.b.	4,0	20,4	79,6	96,0	n.b.	n.b.	1,40	0,17	551	n.b.	166	1	17,0	185,4
113	28.02.1994	13	n.b.	5,8	5,2	120	337	3,4	20,2	79,8	96,6	5,50	0,20	0,18	0,13	521	249	114	102	25,8	25,5
120	02.05.1994	19	n.b.	5,9	5,1	371	588	4,0	14,2	85,8	96,0	43,60	0,93	0,14	0,09	388	324	159	539	9,8	563,2
125	04.07.1994	30	n.b.	6,0	5,4	438	655	3,1	18,0	82,0	96,9	67,90	0,34	0,13	0,12	149	72	231	112	4,9	1578,0
130	05.09.1994	17	n.b.	6,3	5,4	425	642	3,7	33,0	77,0	96,3	53,70	1,10	0,17	0,13	488	325	153	133	7,0	41,6
136	07.11.1994	14	n.b.	6,2	4,9	457	674	3,2	19,2	80,8	96,8	62,95	0,54	0,14	0,13	1183	152	65	1054	2,9	57,5
141	20.03.1995	7	5	6,8	5,2	441	658	3,6	20,9	79,1	96,4	23,46	0,52	0,13	0,13	354	164	144	392	<	35,7
146	10.04.1995	9	7	6,7	4,9	407	624	3,6	19,3	80,7	96,4	20,18	0,14	0,13	0,13	252	332	76	229	1,5	23,0
151	02.05.1995	16	15	6,0	5,4	507	724	3,8	20,5	79,5	96,2	47,86	0,25	0,19	0,15	489	395	148	156	55,1	28,0
156	04.07.1995	19	17	5,8	4,8	444	661	3,8	17,3	82,7	96,2	40,41	0,66	0,32	0,14	367	95	76	177	7,9	31,7
161	09.09.1995	18	18	6,1	5,1	463	680	3,4	13,7	86,3	96,6	50,17	0,59	0,21	0,13	61	173	105	116	5,8	<
173	04.03.1996	2	0	6,9	5,9	164	381	2,0	18,8	81,2	98,0	50,99	1,34	0,14	0,08	419	265	80	80	12,3	24,7
178	25.03.1996	5	6	7,0	6,1	83	300	2,3	18,9	81,1	97,7	31,44	1,33	0,23	0,10	741	206	75	93	18,5	12,4
183	15.04.1996	13	10	7,2	6,3	59	276	2,4	18,6	81,4	97,6	30,71	0,91	0,29	0,09	293	107	122	77	18,4	12,3
192	04.06.1996	21	18	7,2	6,6	n.g.	n.b.	2,8	17,7	82,3	97,2	37,06	1,00	0,25	0,10	241	163	179	94	54,7	97,6
197	29.07.1996	26	22	6,5	6,0	-53	164	2,7	17,4	82,6	97,3	33,78	3,50	0,26	0,09	134	335	154	114	18,2	12,2

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
199	26.08.1996	19	18	6,6	6,1	11	228	1,9	15,7	84,3	98,1	25,15	1,05	0,29	0,06	87	208	102	78	17,8	87,2
208	23.09.1996	13	10	6,6	6,0	n.b.	n.b.	2,1	17,0	83,0	97,9	36,51	0,19	0,24	0,07	322	286	69	96	18,1	12,1
212	14.10.1996	15	11	6,3	6,0	73	290	2,3	17,8	82,2	97,7	31,56	0,30	0,13	0,02	n.g.	n.g.	90	91	n.b.	12,2
217	29.10.1996	13	12	6,7	5,8	77	294	2,5	20,4	79,6	97,5	43,53	0,73	0,09	0,04	390	175	93	n.b.	<	12,6
220	18.11.1996	3	5	6,4	5,7	162	379	2,4	19,9	80,1	97,6	48,00	0,16	0,13	0,09	446	385	87	81	6,2	<
226	03.12.1996	3	4	6,3	5,8	30	247	1,9	18,5	81,5	98,1	44,54	0,32	0,10	0,07	n.g.	n.g.	128	76	6,1	<
230	30.01.1997	4	1	6,0	5,2	181	398	2,4	18,8	81,2	97,6	38,05	0,68	0,12	0,08	366	64	184	47	<	0,0
236	04.03.1997	13	9	6,3	5,7	n.b.	n.b.	2,5	18,9	81,1	97,5	31,07	0,47	0,19	0,09	154	160	110	66	24,7	37,1
240	16.04.1997	12	14	6,5	5,7	n.b.	n.b.	3,1	20,7	79,3	96,9	36,57	1,34	0,14	0,08	469	721	201	156	<	19,0
244	16.05.1997	n.b.	n.b.	6,3	5,7	n.b.	n.b.	2,2	21,5	78,5	97,8	24,20	0,55	0,12	0,08	921	768	317	572	12,7	6,4
249	23.06.1997	18	20	6,4	5,1	126	343	2,0	19,1	80,9	98,0	23,49	0,33	0,10	0,06	286	249	49	47	<	<
255	24.08.1997	27	22	5,8	5,1	48	265	2,5	18,9	81,1	97,5	46,12	0,26	0,27	0,09	535	171	147	146	0,0	6,2
259	24.09.1997	17	12	6,5	5,4	73	290	2,6	17,9	82,1	97,4	49,45	0,60	0,12	0,09	211	191	115	125	3,1	<
264	20.10.1997	13	13	6,4	5,6	76	293	2,6	21,2	78,8	97,4	35,28	0,22	0,12	0,09	286	92	158	139	<	<
266	30.03.1998	21	11	6,6	5,4	264	481	2,7	22,3	77,7	97,3	23,81	0,41	n.b.	0,08	452	270	153	n.b.	n.b.	n.b.
272	23.05.1998	17	15	6,5	5,5	180	397	2,2	19,7	80,3	97,8	23,54	0,46	0,08	0,09	n.b.	n.b.	142	62	<	6,3
275	23.06.1998	17	19	5,9	5,5	125	342	2,4	18,8	81,2	97,6	24,63	0,20	0,12	0,08	183	98	67	32	<	<
282	21.07.1998	27	20	6,6	5,3	193	410	2,6	17,9	82,1	97,4	29,60	0,41	0,11	0,08	84	84	107	58	9,1	<
286	09.09.1998	18	17	6,5	5,8	147	364	3,4	20,1	79,9	96,6	12,14	0,08	0,15	0,11	169	116	131	103	<	<
292	29.09.1998	18	17	6,5	5,6	60	277	2,3	18,7	81,3	97,2	10,07	0,20	0,16	0,08	164	605	43	42	<	6,2
296	27.10.1998	10	n.b.	6,7	5,9	105	322	2,6	19,5	80,5	97,4	20,00	0,13	0,10	n.b.	52	56	157	46	<	<
302	03.02.1999	4	3	6,6	5,6	68	285	3,3	21,1	78,9	96,7	7,60	0,31	n.b.	0,11	156	n.b.	89	40	<	<

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
306	13.04.1999	8	10	5,8	5,3	-130	87	3,2	23,3	76,7	96,8	2,20	1,80	0,10	0,10	129	n.b.	89	138	<	6,5
311	18.05.1999	19	15	5,9	5,4	-141	76	6,0	25,0	75,0	94,0	23,07	1,08	0,15	0,27	572	n.b.	123	87	6,7	20,1
316	23.06.1999	17	15	5,8	5,2	53	270	2,6	24,0	76,0	97,4	16,84	1,25	0,38	0,07	1040	n.b.	165	113	<	<
321	04.08.1999	27	18	5,6	5,0	-5	212	3,5	20,8	79,2	96,5	30,81	0,62	0,11	0,07	646	n.b.	96	134	<	<
326	07.09.1999	25	18	5,6	5,1	93	310	2,5	21,1	78,9	97,5	15,97	0,88	n.b.	0,09	584	n.b.	96	51	<	13,4
331	09.11.1999	11	10	6,5	5,9	152	369	2,8	25,6	74,4	97,2	19,76	1,14	n.b.	0,09	849	n.b.	129	147	<	<

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 4: MEBDATEN DES BODENPROBENAHMESTANDORTES KLEINER BRÖGBERNER TEICH

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
111	09.11.1993	12	n.b.	6,1	5,3	n.b.	n.b.	4,6	24,8	75,2	95,4	n.b.	n.b.	0,24	0,14	555	n.b.	149	1	21,3	280,4
115	28.02.1994	13	n.b.	5,9	5,7	190	407	5,5	27,5	72,5	94,5	5,10	1,88	0,15	0,19	1015	62	182	336	337,9	151,6
117	02.05.1994	17	n.b.	7,5	5,6	183	400	4,5	17,0	83,0	95,5	22,70	0,92	0,21	0,17	484	350	95	547	28,3	115,0
122	04.07.1994	31	n.b.	6,5	5,8	403	620	5,7	15,8	84,2	94,3	37,20	0,12	0,49	0,20	231	268	136	84	1,8	1411,6
127	05.09.1994	16	n.b.	6,8	5,7	442	659	4,3	20,1	79,9	95,7	37,00	0,16	0,18	0,16	522	272	83	132	11,7	96,7
134	07.11.1994	14	n.b.	6,9	5,2	491	708	5,3	25,4	74,6	94,7	22,20	0,31	0,12	0,19	461	431	65	324	4,4	93,3
139	20.03.1995	10	4	7,0	5,7	354	571	5,2	31,3	68,7	94,8	17,28	0,16	0,03	0,18	548	319	116	177	<	128,8
144	10.04.1995	8	7	6,9	5,4	331	548	6,1	28,1	71,9	93,9	17,81	0,18	0,09	0,22	727	642	87	325	<	134,8
149	02.05.1995	15	12	6,4	5,9	441	658	4,4	20,4	79,6	95,6	11,61	0,12	0,62	0,17	891	443	123	118	1,7	61,2
154	04.07.1995	17	18	5,6	5,3	373	590	4,6	19,2	80,8	95,4	30,11	0,46	0,61	0,19	76	482	95	192	<	15,9
159	09.09.1995	17	14	6,0	5,3	204	421	4,9	11,0	89,0	95,1	4,20	0,11	0,44	0,18	209	376	107	77	5,6	67,7
176	04.03.1996	2	0	6,3	5,5	322	539	3,9	18,2	81,8	96,1	46,58	0,39	0,19	0,13	392	408	61	154	24,5	73,6
182	25.03.1996	8	6	6,6	5,6	290	507	5,2	18,0	82,0	94,8	32,80	0,32	0,49	0,20	432	299	74	155	30,5	122,4
187	15.04.1996	11	6	6,6	5,8	244	461	6,0	16,4	83,6	94,0	38,67	4,45	0,57	0,22	411	328	150	232	47,9	180,1
188	04.06.1996	16	14	6,5	5,7	n.b.	n.b.	6,1	15,3	84,7	93,9	24,68	0,36	1,02	0,17	237	514	92	92	23,6	83,0
193	27.07.1996	22	16	6,3	5,5	284	501	4,1	9,3	90,7	95,9	42,78	0,46	0,28	0,12	131	178	68	50	44,1	166,0
202	26.08.1996	24	17	6,0	5,3	321	538	4,9	9,1	90,9	95,1	21,34	0,11	0,37	0,16	112	246	36	94	33,0	130,3
205	23.09.1996	13	10	6,2	5,8	n.g.	n.b.	4,8	15,1	84,9	95,2	33,69	0,25	0,51	0,20	281	329	34	140	23,6	71,0
210	14.10.1996	11	n.b.	6,3	5,7	299	516	4,5	14,2	85,8	95,5	46,80	0,67	0,48	0,18	n.b.	n.b.	48	100	n.b.	93,6
215	29.10.1996	13	12	6,3	5,5	346	563	4,5	18,8	81,2	95,5	29,13	0,10	0,86	0,19	393	431	61	n.b.	30,8	123,6

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
222	18.11.1996	3	3	6,4	5,5	334	551	5,4	19,7	80,3	94,6	29,83	0,16	0,25	0,22	1009	578	43	110	24,9	62,5
227	03.12.1996	3	3	6,5	5,6	323	540	6,0	21,2	78,8	94,0	27,60	0,29	0,16	0,20	n.b.	n.b.	32	148	31,7	101,9
231	30.01.1997	3	2	6,1	5,3	331	548	6,0	23,2	76,8	94,0	18,49	0,41	0,23	0,21	629	311	175	28	26,0	78,4
232	04.03.1997	8	8	6,3	5,3	315	532	5,0	18,8	81,2	95,0	23,65	0,33	0,19	0,17	296	373	146	87	12,3	49,5
237	16.04.1997	11	9	6,1	5,3	n.b.	n.b.	4,6	19,5	80,5	95,4	34,85	1,97	1,22	0,14	261	863	76	174	35,1	99,8
246	26.05.1997	n.b.	n.b.	6,2	5,1	n.b.	n.b.	4,5	11,0	89,0	95,5	35,73	0,36	0,31	0,14	480	378	257	114	11,2	112,8
251	23.06.1997	18	18	6,5	5,2	315	532	4,3	15,3	84,7	95,7	49,23	0,33	0,20	0,12	652	501	35	81	17,7	47,4
256	24.08.1997	34	22	6,1	5,5	305	522	4,4	9,3	90,7	95,6	17,64	0,35	0,32	0,14	174	321	66	219	27,6	66,4
269	30.03.1998	23	19	6,2	5,3	n.b.	n.b.	2,4	16,3	83,7	97,8	9,56	0,52	-	0,07	244	164	42	n.b.	n.b.	n.b.
270	23.05.1998	18	15	6,0	5,3	n.b.	n.b.	2,1	14,1	85,9	97,9	9,20	0,19	0,11	0,08	n.b.	n.b.	56	63	<	23,4
278	23.06.1998	19	17	6,1	5,5	252	469	1,8	12,6	87,2	98,2	10,09	0,17	0,10	0,06	186	76	50	35	<	51,8
281	21.07.1998	28	23	5,7	5,0	375	592	1,7	8,1	91,9	98,3	8,60	0,42	0,09	0,04	15	60	105	27	5,4	<
288	09.09.1998	19	18	6,1	5,4	197	414	1,7	14,0	86,0	98,3	3,49	0,52	0,11	0,06	30	92	62	42	<	<
290	29.09.1998	21	18	6,6	5,6	151	368	1,5	12,0	88,0	98,5	5,91	0,09	0,14	0,05	0	217	21	15	<	11,4
294	27.10.1998	10	n.b.	6,2	5,4	128	345	2,8	16,1	83,9	97,2	13,23	0,66	0,08	n.b.	57	70	49	48	11,9	0,0
299	03.02.1999	4	3	6,4	5,3	226	443	1,8	15,9	84,1	98,2	3,33	0,15	0,08	0,08	48	n.b.	62	37	11,9	0,0
304	13.04.1999	9	10	6,2	5,6	190	407	1,8	16,7	83,3	98,2	12,73	0,87	0,06	0,10	88	n.b.	58	63	6,0	12,1
309	18.05.1999	17	16	5,8	4,7	150	367	1,4	12,9	87,6	98,6	4,57	0,17	0,05	0,13	207	n.b.	95	31	0,0	11,5
314	23.06.1999	17	19	6,3	5,5	190	407	1,1	10,1	89,9	98,9	6,12	0,69	0,07	0,09	264	n.b.	56	30	2,8	<
319	04.08.1999	28	28	6,3	5,6	96	313	1,1	14,0	86,0	98,9	7,56	0,27	n.b.	0,03	300	n.b.	44	59	<	<
324	07.09.1999	25	18	5,7	5,0	163	380	2,5	9,9	90,1	97,5	8,44	0,64	n.b.	0,06	178	n.b.	85	46	<	<
329	09.11.1999	12	10	6,2	5,5	191	408	1,5	14,8	85,2	98,5	0,77	0,78	n.b.	0,05	343	n.b.	37	51	<	<

TABELLE 5: MEBDATEN DES BODENPROBENAHMESTANDORTES GROBER BRÖGBERNER TEICH

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
107	09.11.1993	11	n.b.	5,5	4,3	n.b.	n.b.	3,9	22,7	77,3	96,1	n.b.	n.b.	0,60	0,13	373	n.b.	144	0	8,4	33,8
116	28.02.1994	14	n.b.	6,0	5,5	n.b.	n.b.	3,9	20,5	79,5	96,1	7,30	0,70	0,15	0,11	634	176	116	165	15,2	7,8
118	02.05.1994	17	n.b.	6,8	4,8	241	458	3,9	18,2	81,8	96,1	11,95	1,07	0,10	0,13	484	272	135	n.b.	9,9	83,1
123	04.07.1994	33	n.b.	6,3	5,2	441	658	4,3	19,8	80,2	95,7	37,30	0,32	0,15	0,14	276	343	194	105	50,0	151,0
128	05.09.1994	17	n.b.	6,2	5,5	307	524	4,2	18,4	81,6	95,8	33,70	1,69	0,21	0,15	855	456	81	143	<	68,5
177	04.03.1996	2	0	6,5	5,7	106	323	1,0	18,3	81,7	99,0	4,77	0,29	0,07	0,03	116	233	63	81	<	<
181	25.03.1996	6	6	6,8	5,5	122	339	1,1	20,3	79,7	98,9	2,68	0,28	0,10	0,04	282	125	43	125	<	<
186	15.04.1996	14	10	6,7	5,7	154	371	0,8	17,7	82,3	99,2	0,73	0,04	0,12	0,02	414	174	100	89	3,0	<
189	04.06.1996	16	15	7,1	6,2	n.b.	n.b.	0,7	18,6	81,4	99,3	1,97	0,03	0,06	<0,01	162	68	37	42	<	24,7
194	29.07.1996	26	20	6,9	6,2	272	489	0,6	16,1	83,9	99,4	1,67	0,12	0,05	<0,01	172	135	64	30	<	71,8
201	26.08.1996	19	20	6,8	6,1	230	447	0,9	16,6	83,4	99,1	0,14	0,07	0,14	0,01	128	125	59	53	<	<
204	23.09.1996	13	12	6,2	5,7	n.b.	n.b.	2,4	24,5	75,5	97,6	2,72	0,48	0,08	0,07	411	345	93	371	6,0	<
209	14.10.1996	10	10	6,7	5,8	218	435	0,7	18,4	81,6	99,3	0,61	0,16	0,04	0,02	n.b.	n.g	71	86	n.b.	<
214	29.10.1996	13	11	7,2	6,6	197	414	1,3	19,4	80,6	98,7	1,12	0,39	0,05	0,04	246	146	51	n.b.	24,8	<
223	18.11.1996	3	4	6,5	5,9	290	507	1,1	19,9	80,1	98,9	<0,62	0,31	0,05	0,03	476	308	81	102	6,2	<
233	04.03.1997	11	7	6,4	6,0	215	432	0,8	19,3	80,7	99,2	<1,24	0,26	0,23	0,02	223	124	68	50	<	<
238	16.04.1997	13	11	7,1	6,4	n.b.	n.b.	0,8	19,5	80,5	99,2	0,50	0,42	0,04	0,02	475	650	127	195	43,5	6,2
242	26.05.1997	n.b.	n.b.	6,3	5,9	n.b.	n.b.	1,0	20,0	80,0	99,0	0,50	0,51	0,05	0,03	677	652	177	130	103,1	75,3
247	23.06.1997	12	18	7,1	6,1	-318	-101	0,9	20,9	79,1	99,1	2,91	0,57	0,06	0,03	64	466	25	285	6,3	<
252	24.08.1997	24	18	6,0	5,1	147	364	4,2	22,9	77,1	95,8	9,21	1,28	0,23	0,13	858	333	181	261	3,2	<

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS*48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
257	23.09.1997	17	12	6,7	5,6	83	300	2,3	19,9	80,1	97,7	8,24	0,51	0,08	0,06	268	322	114	86	<	<
261	20.10.1997	10	11	6,7	5,6	23	240	3,0	24,2	75,8	97,0	3,30	0,50	0,09	0,08	408	329	116	512	<	<
268	30.03.1998	23	12	7,3	6,6	-9	208	1,0	22,4	77,6	99,0	1,55	0,66	n.b.	0,02	361	200	128	n.b.	n.b.	n.b.
273	23.05.1998	19	15	7,3	6,6	n.b.	n.b.	0,9	20,3	79,7	99,1	4,52	0,45	0,09	0,02	n.b.	n.b.	138	66	15,9	37,8
276	23.06.1998	22	19	6,3	6,0	-193	24	0,7	19,6	80,4	99,3	4,23	0,45	0,08	0,01	114	258	88	38	3,1	<
280	21.07.1998	27	15	6,1	5,3	1	218	4,5	26,2	73,8	95,5	4,88	1,37	0,09	0,13	270	181	143	180	<	6,8
284	09.09.1998	18	18	6,7	6,6	-239	-22	0,8	14,8	85,2	99,2	0,70	0,22	0,28	0,02	39	89	104	35	<	<
289	29.09.1998	16	15	6,9	6,4	51	268	1,0	18,4	81,6	99,0	0,86	0,20	0,17	0,02	9	23	79	19	9,2	36,9
298	03.02.1999	4	3	7,2	6,5	-34	183	1,2	23,9	76,1	98,8	2,10	0,40	0,09	0,03	97	n.b.	82	48	164,3	39,6
303	13.04.1999	8	9	6,3	5,8	-157	60	3,3	27,3	72,7	96,7	10,45	3,02	0,15	0,11	116	n.b.	109	847	27,5	41,4
308	18.05.1999	20	16	6,2	5,9	-296	-79	1,9	20,0	80,0	98,1	2,63	0,89	0,12	0,11	531	n.b.	22	41	18,8	37,7
313	23.06.1999	21	18	6,4	6,0	-266	-49	0,9	17,8	82,2	99,1	1,95	0,80	0,08	0,04	861	n.b.	135	41	24,3	<
318	04.08.1999	23	23	6,8	6,5	66	283	0,8	15,1	84,9	99,2	1,65	0,38	n.b.	0,03	459	n.b.	88	41	<	<
323	07.09.1999	20	18	5,8	5,4	141	358	0,9	18,4	81,6	99,1	2,94	0,80	n.b.	0,05	509	n.b.	108	42	<	<
328	09.11.1999	12	9	6,7	6,1	189	406	1,4	21,8	78,2	98,6	0,24	0,79	n.b.	0,03	687	n.b.	66	49	<	<

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 6: MEBDATEN DES PROBENAHMESTANDORTES NIEDERMOORWIESE

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl ₂)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO ₂ /gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
97	01.05.1993	20	n.b.	5,2	4,1	n.b.	n.g.	19,7	34,4	65,6	80,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	135	<	<	10,7
102	08.07.1993	23	n.b.	6,4	5,1	n.b.	n.g.	14,6	31,9	68,1	85,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1442	n.b.	231	n.b.	<	<
108	09.11.1993	12	n.b.	4,3	3,3	n.b.	n.b.	14,2	38,8	61,2	85,8	n.b.	n.b.	n.b.	0,51	994	n.b.	281	1,01*	0,6	54,1
112	28.02.1994	15	n.b.	5,3	4,3	30	247	14,8	40,6	59,4	85,2	18,20	5,25	n.b.	0,46	2682	1227	285	198	<	5,5
119	02.05.1994	19	n.b.	5,1	4,0	367	584	16,1	35,0	65,0	83,9	37,80	2,82	n.b.	0,69	2398	444	315	681	4,2	547,8
124	04.07.1994	33	n.b.	5,0	4,5	433	650	18,2	39,2	60,8	81,8	29,70	4,90	n.b.	0,62	1616	1051	468	132	<	153,2
129	05.09.1994	17	n.b.	4,9	3,9	396	613	19,2	40,1	59,9	80,8	6,30	2,98	n.b.	0,62	1917	1190	181	187	<	32,1
135	07.11.1994	14	n.b.	5,4	3,5	373	590	14,7	41,1	58,9	85,3	12,35	1,86	n.b.	0,59	928	768	212	611	<	<
140	20.03.1995	12	5	4,9	4,0	447	664	13,4	44,0	56,0	86,6	7,65	2,13	0,25	0,52	1810	1410	185	509	<	22,2
145	10.04.1995	9	7	5,6	4,1	401	618	14,1	42,2	57,8	85,9	10,73	0,35	0,21	0,52	700	790	148	352	<	<
150	02.05.1995	21	11	5,3	4,7	499	716	15,4	41,7	58,3	84,6	9,45	0,36	0,22	0,58	1858	2057	249	302	<	<
155	04.07.1995	20	15	5,0	3,8	370	587	12,6	33,6	66,4	87,4	11,70	2,54	0,42	0,51	1978	7485	192	308	<	<
160	09.09.1995	18	16	4,2	3,6	460	677	12,3	21,5	78,5	87,7	11,97	2,24	0,44	0,47	837	1268	166	109	<	<
175	04.03.1996	4	2	5,0	4,0	305	522	10,6	31,1	68,9	89,4	8,13	1,17	0,22	0,39	1065	884	160	379	n.b.	n.b.
185	15.04.1996	19	5	5,0	4,1	367	584	14,3	32,0	68,0	85,7	1,32	0,87	0,36	0,45	977	749	210	633	n.b.	n.b.
195	29.07.1996	27	14	5,1	4,1	350	567	11,9	26,1	73,9	88,1	11,37	5,68	0,65	0,39	930	852	256	253	13,5	40,8
206	23.09.1996	13	10	5,2	4,1	n.b.	n.b.	16,7	35,4	64,6	83,3	<9,29	6,19	0,57	0,64	1630	950	185	324	<	15,6
216	29.10.1996	13	11	5,2	4,2	286	503	17,5	39,8	60,2	82,5	10,63	4,56	0,46	0,62	2147	767	212	n.b.	<	<
224	03.12.1996	4	5	5,3	4,2	225	442	15,8	37,6	62,4	84,2	7,61	2,66	0,47	0,55	n.b.	n.b.	167	224	16,0	<
234	04.03.1997	16	6	4,8	3,9	243	460	10,4	36,3	63,7	89,6	5,02	2,30	0,85	0,45	963	999	125	148	<	<

243	26.05.1997	13	n.b.	5,4	4,1	253	470	19,2	47,0	53,0	80,8	6,23	4,24	0,42	0,67	2774	1603	150	240	<	<
253	24.08.1997	27	21	4,7	3,7	311	528	20,4	35,3	64,7	79,6	12,21	5,87	0,64	0,70	2402	850	484	528	<	<
262	20.10.1997	12	11	5,3	4,0	174	391	17,3	43,8	56,2	82,7	11,92	6,43	0,56	0,56	769	1219	347	512	<	80,4
274	23.05.1998	16	15	4,9	3,9	243	460	16,8	40,2	59,8	83,2	6,02	2,19	0,39	0,62	n.g.	n.b.	302	365	<	<
286	09.09.1998	18	16	5,1	4,2	155	372	15,2	35,9	64,1	84,8	4,84	3,51	0,58	0,55	948	612	872	176	<	<
297	27.10.1998	10	n.b.	4,9	4,2	100	317	13,5	37,2	62,8	86,5	5,73	2,65	0,59	n.b.	103	589	151	32	<	<
307	13.04.1999	8	10	4,9	4,1	92	309	19,5	42,5	57,5	80,6	11,83	6,40	0,70	0,55	699	n.b.	246	467	<	<
317	23.06.1999	17	13	4,6	3,9	261	478	8,4	25,6	74,4	91,6	3,89	2,67	0,36	0,41	1552	n.b.	131	160	n.b.	n.b.
327	07.09.1999	25	18	4,7	3,9	199	416	10,2	21,7	78,3	89,8	0,13	3,21	n.b.	0,30	1171	n.b.	112	44	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 7: MEBDATEN DES BODENPROBENAHMESTANDORTES ERLENBRUCH

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl2)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO2/gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
138	07.11.1994	14	n.b.	4,8	4,0	369	586	52,3	75,4	24,6	47,7	3,00	5,88	0,53	1,83	4323	264	858	910	1,9	<
143	20.03.1995	7	5	4,9	4,3	334	551	59,6	79,8	20,2	40,4	4,66	4,77	1,15	2,29	4393	585	745	1717	<	<
148	10.04.1995	9	7	4,8	4,0	246	463	56,3	78,0	22,0	43,7	6,72	2,39	1,46	2,02	2924	652	1140	447	<	<
153	02.05.1995	20	11	5,4	5,1	-30	187	53,3	77,4	22,6	46,7	2,96	2,38	1,31	1,98	4044	768	1387	845	25,9	<
158	04.07.1995	15	14	4,7	4,4	250	467	56,0	77,9	22,1	44,0	11,79	6,06	1,42	2,30	<	680	773	418	<	<
163	09.09.1995	17	14	4,8	3,9	479	696	60,1	76,2	23,8	39,9	4,20	6,22	6,23	2,26	2471	1181	653	329	<	<
180	25.03.1996	7	5	4,3	3,6	291	508	57,6	78,5	21,5	42,4	3,26	5,77	1,06	2,18	4890	643	1241	889	n.b.	n.b.
190	04.06.1996	17	17	5,4	4,6	n.g.	n.g.	63,9	80,2	19,8	36,1	8,08	7,68	1,71	1,56	2985	749	1440	2175	101,0	101,4
200	26.08.1996	15	16	5,0	4,0	305	522	73,6	79,2	20,8	26,4	11,06	7,46	6,92	2,86	3050	1708	1186	23	24,0	82,1
213	14.10.1996	12	9	4,1	3,7	321	538	48,4	72,9	27,1	51,6	<1,85	6,26	0,97	1,87	n.b.	n.b.	425	49	n.g.	37,1
221	18.11.1996	1	7	4,2	3,6	286	503	53,3	73,7	26,3	53,3	1,90	4,38	0,73	1,85	1329	2018	397	222	n.A.	76,4
228	30.01.1997	4	0	3,5	3,0	346	563	75,3	75,9	24,1	24,7	12,86	8,15	1,11	2,04	4332	625	640	243	<	<
241	16.04.1997	12	8	4,5	3,9	n.b.	n.b.	63,8	78,8	21,2	36,2	2,36	11,06	1,13	2,23	5759	3514	1442	555	0,0	142,1
250	23.06.1997	18	14	4,6	3,8	325	542	66,6	78,2	21,8	33,4	2,29	4,84	1,71	2,09	8106	5183	1049	<	<	<
260	23.09.1997	15	11	5,1	4,6	48	265	48,9	75,9	24,1	51,1	13,69	9,03	1,16	1,72	3059	1241	707	684	<	41,7
267	30.03.1998	24	15	5,6	5,0	-64	153	68,4	82,5	17,5	31,7	5,71	7,54	n.g.	2,11	4234	1891	2326	n.b.	n.g.	n.g.
279	21.07.1998	27	18	6,5	5,4	82	299	47,7	73,2	26,8	52,3	2,61	10,03	0,75	1,62	1220	680	936	550	<	<
293	29.09.1998	19	14	5,5	5,0	186	403	55,7	78,1	21,9	44,3	5,02	5,11	0,85	1,86	281	688	253	60	274,0	<
301	03.02.1999	5	3	6,4	5,7	-74	143	48,0	76,2	23,8	52,0	2,10	7,10	1,16	1,78	1223	n.b.	573	216	42,0	42,2
312	18.05.1999	19	15	5,2	4,9	-235	-18	35,6	67,8	23,2	64,4	6,90	6,55	n.b.	1,41	5690	n.b.	294	10	<	<

Probennummer	Datum	Lufttemperatur [°C]	Bodentemperatur [°C]	pH (bidest)	pH (CaCl2)	Redoxpotential [mV] (gemessen)	Redoxpotential [mV] (berechnet)	org.TS [%]	WG [%]	TS [%]	GR [%]	ortho-Phosphat [µgP/gTS]	Ammonium (Kand.) [µg/gTS]	Nitrat (Kand.) [µg/gTS]	Gesamt Stickstoff (Kjeld.) [%]	organischer Kohlenstoff (CSB) [µg/gTS]	Biomasse Kohlenstoff (FIM) [µg/gTS *48h]	Bodenatmung [µg CO2/gTS]	Dehydrogenaseaktivität (INT) [µgINTF/gTS*2h]	Aktuelle Nitrifikation [ng/gTS*5h]	Poten-tielle Nitrifikation [ng/gTS*24h]
322	04.08.1999	27	18	4,7	4,5	226	443	56,8	75,8	24,2	56,8	2,36	6,15	1,08	0,78	7153	n.b.	960	n.b.	n.b.	n.b.
332	09.11.1999	10	9	5,4	4,8	-81	136	68,6	85,0	15,0	31,4	2,33	17,97	n.b.	2,05	8500	n.b.	830	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

Im folgenden werden die aufgenommenen Daten der Oberflächenprobenahmestellen der Fließgewässer tabellarisch aufgezeigt. Für diese Arbeit wurden nur die grau hinterlegten Werte für diese Arbeit verwendet. Die Probenahmen von 1990-1996 wurden nach anderen Kriterien durchgeführt als die von 1997-1999. So wurden von 1990-1996 einzelne Standorte deutlich stärker kontrolliert als andere. Um aber ein direkten Vergleich durchzuführen, konnten nur Werte verwendet werden, an denen die Probenahme der zu vergleichenden Standorte an ein und demselben Tag durchgeführt worden sind.

TABELLE 8: MEBDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES L1 AM LINGENER MÜHLENBACH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
19.02.1996	2,0	4,6	6,1	387	311,5	90	0,60	23,9	0,15	29	58	<0,8
26.02.1996	8,0	7,8	6,1	400	322	84	0,46	16,4	0,15	28	39	<0,8
04.03.1996	3,0	5,1	7,0	412	395	n.b.	0,33	25,8	0,06	19	n.b.	<0,8
11.03.1996	2,0	2,3	6,3	397	377	96	n.b.	22,8	0,06	12	25	<0,8
18.03.1996	4,0	3,3	7,4	398	335	93	0,24	18,0	0,10	12	36	<0,8
25.03.1996	6,0	6,7	6,9	388	343	103	0,23	18,0	0,01	12	17	<0,8
02.04.1996	3,0	2,4	7,0	385	347	102	0,19	17,9	0,05	12	35	<0,8
15.04.1996	17,0	7,2	6,8	350	402	112	0,35	17,9	n.b.	17	11	<0,8
22.04.1996	20,0	12,4	7,9	344	390	99	0,23	12,1	n.b.	12	16	<0,8
06.05.1996	18,0	11,0	8,5	334	381	130	0,10	10,3	n.b.	12	13	n.b.
20.05.1996	18,0	11,3	7,8	430	387	137	0,10	11,0	0,03	12	7	<0,8
03.06.1996	15,0	13,5	7,3	353	425	252	0,23	10,0	0,14	16	9	<0,8
17.06.1996	24,0	19,1	7,9	306	408	113	0,13	5,2	0,05	12	20	<0,8
01.07.1996	17,0	15,0	7,1	310	321	102	0,10	4,6	n.b.	12	10	<0,8
15.07.1996	25,0	15,7	7,0	320	330	101	0,10	4,9	0,1	12	15	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
29.07.1996	24,0	17,1	7,3	296	334	179	0,10	4,7	n.b.	12	n.b.	n.b.
12.08.1996	23,0	16,5	6,9	331	318	99	0,10	6,7	0,04	12	12	<0,04
26.08.1996	20,0	15,0	8,2	285	324	110	0,14	8,2	0,1	12	21	<0,8
09.09.1996	16,0	11,2	8,2	324	327	112	0,10	6,4	0,08	12	5	<0,8
23.09.1996	15,0	10,7	6,3	352	341	132	0,14	7,3	0,21	n.b.	8	<0,8
07.10.1996	15,0	9,6	7,1	402	349	93	0,17	12,3	0,03	20	46	<0,8
21.10.1996	12,0	11,7	5,8	367	327	70	0,23	10,4	0,22	21	1	n.b.
11.11.1996	8,0	8,7	6,7	473	351	84	0,29	31,5	0,03	n.b.	23	<0,8
16.02.1997	8,2	6,5	6,2	450	350	n.b.	0,31	23,96	1,09	9	n.b.	<0,83
11.03.1997	8,0	6,6	6,9	499	334	n.b.	0,22	25,1	0,19	<15	65	<0,83
16.04.1997	11,0	10,4	6,4	501	342	n.b.	0,19	18,32	0,22	<15	10	n.b.
26.05.1997	13,0	12,2	6,3	413	302	100	0,08	18,37	0,19	<15	n.b.	<0,83
23.06.1997	15,0	14,8	6,8	345	355	99	0,13	10,61	0,12	<15	n.b.	<0,83
25.08.1997	25,0	20,4	6,7	322	n.b.	n.b.	<0,13	21,2	0,37	n.b.	n.b.	1,5
23.09.1997	16,0	4,7	6,7	340	n.b.	n.b.	<0,13	10,6	0,15	n.b.	n.b.	0,15
20.10.1997	12,0	11,0	6,7	498	364	107	0,18	17,19	<0,05	17	n.b.	<0,83
30.03.1998	17,0	12,6	7,6	520	398	90	0,17	11,63	<0,03	35	n.b.	<0,83
23.05.1998	17,0	12,1	7,4	n.b.	388	125	0,47	13,6	<0,03	15	n.b.	<0,83
23.06.1998	21,0	15,6	7,5	439	n.b.	90	<0,13	12,69	0,07	25	n.b.	0,88
21.07.1998	26,0	19,3	6,5	410	n.b.	79	<0,13	9,7	<0,06	22	n.b.	<0,83
29.08.1998	17,0	14,7	5,9	340	n.b.	115	<0,13	13,4	0,04	<15	n.b.	<0,83

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
29.09.1998	18,0	13,9	5,5	370	n.b.	88	0,23	14,41	<0,03	28	n.b.	1,04
27.10.1998	10,0	9,1	7,8	530	n.b.	78	0,36	51,26	0,24	<15	n.b.	1,52
27.01.1999	5,0	5,5	7,5	436	338	85	0,51	24,4	0,08	23	n.b.	<0,83
13.04.1999	9,0	8,0	7,2	433	298	49	0,3	13,72	<0,03	19	n.b.	1,02
18.05.1999	19,5	12,6	6,9	n.b.	277	110	0,18	8,82	<0,03	15	n.b.	1,28
23.06.1999	16,0	13,9	8,0	165	295	n.b.	0,25	6,88	0,08	26	n.b.	0,67
04.08.1999	25,0	19,7	8,3	n.b.	310	107	0,15	2,62	0,05	25	n.b.	<0,83
07.09.1999	22,0	16,7	6,8	293	272	130	<0,13	6,61	0,15	<15	n.b.	<0,83
09.11.1999	9,5	9,1	7,6	282	332	88	0,23	7,94	0,1	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 9: MEBDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES L3 AM LINGENER MÜHLENBACH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.04.1990	9,0	12,0	7,0	n.b.	n.b.	100	0,33	1,66	0,23	20	25	1,33
24.04.1990	18,0	12,3	6,5	500	n.b.	103	n.b.	n.b.	n.b.	33	n.b.	0,88
09.05.1990	17,0	18,6	7,1	457	n.b.	91	0,39	5,34	0,08	29	n.b.	4,55
22.05.1990	22,0	20,0	8,1	435	n.b.	n.b.	0,37	3,18	0,26	12	25	1,06
20.06.1990	20,0	16,5	6,2	451	n.b.	85	0,58	5,00	0,22	15	53	1,13
11.07.1990	21,0	18,0	6,4	257	n.b.	131	0,16	2,11	0,21	39	37	n.b.
23.08.1990	20,0	17,5	7,7	405	n.b.	123	0,10	1,31	0,44	12	44	n.b.
27.09.1990	12,0	11,5	7,5	473	n.b.	n.b.	0,77	n.b.	0,25	16	n.b.	n.b.
09.10.1990	13,0	10,5	6,1	423	n.b.	85	1,23	3,51	0,20	18	2	n.b.
28.11.1990	4,0	6,0	6,5	207	n.b.	71	1,28	7,50	0,24	24	81	1,56
09.01.1991	6,5	6,0	6,0	478	n.b.	77	1,01	n.b.	0,33	26	n.b.	2,44
17.04.1991	16,0	12,0	7,9	447	n.b.	102	0,40	3,37	0,12	14	45	1,34
16.05.1991	13,0	11,0	7,7	473	n.b.	118	0,83	2,35	0,28	n.b.	28	1,51
12.06.1991	18,0	16,0	7,4	404	n.b.	104	0,39	n.b.	0,50	21	28	n.b.
23.07.1991	30,0	20,5	8,7	331	n.b.	90	0,43	n.b.	0,17	19	1	0,81
04.09.1991	26,1	17,4	8,2	258	n.b.	120	0,36	1,13	n.b.	n.b.	5	n.b.
17.12.1991	5,0	4,3	7,9	475	n.b.	86	1,21	17,50	0,04	n.b.	69	n.b.
21.01.1992	-5,0	0,4	8,0	568	n.b.	49	1,35	35,50	0,07	21	39	4
18.02.1992	2,0	1,3	7,7	552	n.b.	21	1,04	33,00	0,08	22	30	3
17.03.1992	8,6	6,7	6,8	563	n.b.	107	1,33	41,00	1,33	34	21	3

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
14.04.1992	7,5	7,3	7,3	314	n.b.	84	1,30	23,00	0,08	20	16	<2
12.05.1992	15,0	10,3	7,4	513	482	72	1,60	25,00	0,08	27	28	<2
11.06.1992	18,0	13,7	7,2	493	367	76	0,37	9,20	0,08	21	12	2,3
21.07.1992	31,0	26,9	7,8	336	427	n.b.	0,40	0,70	0,08	14	32	<1
18.08.1992	22,5	15,4	8,1	361	367	n.b.	0,21	2,70	0,08	12	61	<1
01.09.1992	14,5	14,6	8,6	418	297	20	0,20	2,90	0,08	12	33	<1
29.09.1992	16,0	14,7	8,2	373	273	38	0,30	3,49	0,79	18	14	2,06
28.10.1992	10,0	7,7	8,0	510	279	18	0,96	4,10	0,69	18	70	n.b.
24.11.1992	12,0	8,5	7,5	610	347	12	1,00	40,00	1,02	24	48	n.b.
12.01.1993	5,0	5,9	6,8	512	367	n.b.	1,59	1,60	0,30	32	46	n.b.
09.02.1993	4,5	6,0	6,4	519	307	n.b.	1,27	38,00	0,10	20	28	n.b.
09.03.1993	6,0	10,9	7,2	533	317	85	0,84	62,00	0,10	18	30	n.b.
25.05.1993	20,0	15,0	7,4	371	317	71	0,70	19,50	0,10	15	42	n.b.
22.06.1993	21,0	15,4	7,4	552	447	69	1,48	10,30	0,10	18	27	n.b.
14.09.1993	18,0	13,5	7,1	678	97	58	1,22	9,60	0,10	12	26	n.b.
23.11.1993	-8,0	1,0	7,2	650	247	61	1,98	24,00	0,05	15	34	n.b.
08.02.1994	6,0	5,5	6,9	486	237	52	0,73	24,00	0,03	24	30	n.b.
27.04.1994	16,8	11,5	6,8	473	280	89	1,22	22,00	n.b.	45	122	n.b.
15.01.1996	1,0	3,8	7,3	426	n.b.	n.b.	0,46	11,9	0,15	12	24	<0,5
22.01.1996	-5,0	0,8	7,4	460	375	89	0,51	15,8	0,15	22	n.b.	<0,5
19.02.1996	2,0	3,3	6,2	346	402	84	1,01	16,8	0,15	33	20	<0,5

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
26.02.1996	8,0	5,8	6,2	424	397	78	0,47	6,0	0,15	26	39	<0,8
04.03.1996	3,0	4,3	7,3	467	385	n.b.	0,44	25,2	0,06	19	45	<0,8
11.03.1996	2,0	1,0	6,5	n.b.	377	91	n.b.	19,4	0,06	17	25	<0,8
18.03.1996	3,0	2,9	6,7	463	318	99	0,31	16,1	0,10	29	28	<0,8
25.03.1996	6,0	6,7	6,6	448	343	107	0,32	17,7	0,01	18	12	<0,8
02.04.1996	3,0	3,4	7,0	445	382	108	0,30	14,7	0,07	16	12	1,0
15.04.1996	17,0	8,5	7,1	410	393	117	0,15	11,0	n.b.	24	19	<0,8
22.04.1996	23,0	16,9	8,2	400	388	137	0,16	8,0	n.b.	21	23	<0,8
06.05.1996	17,0	8,5	7,5	403	388	113	0,10	8,2	n.b.	16	18	n.b.
20.05.1996	18,0	13,1	7,5	414	368	123	0,19	6,1	0,03	19	15	<0,8
03.06.1996	16,0	14,6	7,3	402	406	223	0,25	7,8	0,03	16	15	<0,8
17.06.1996	21,0	19,1	7,7	340	404	139	0,25	4,4	0,03	12	24	<0,8
01.07.1996	16,0	15,5	7,4	349	322	122	0,10	2,0	n.b.	n.b.	16	<0,8
15.07.1996	25,0	18,8	7,9	359	301	146	0,10	4,2	0,06	12	8	n.b.
29.07.1996	22,0	19,0	8,4	304	318	228	0,10	3,7	0,06	12	n.b.	n.b.
12.08.1996	23,0	21,0	7,7	298	286	148	0,10	3,5	0,03	12	12	<0,04
26.08.1996	19,0	17,0	8,6	284	309	135	0,24	1,7	0,07	18	11	<0,8
09.09.1996	17,0	15,5	8,5	372	313	150	0,10	3,3	0,16	12	45	<0,8
23.09.1996	15,0	13,1	7,5	288	334	141	0,14	4,0	0,06	n.b.	23	<0,8
07.10.1996	15,0	10,6	7,9	464	329	130	0,10	11,5	0,03	24	46	<0,8
21.10.1996	12,0	11,2	7,0	442	328	62	0,23	6,9	0,03	20	19	<0,8

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.11.1996	8,0	7,8	6,7	527	375	87	0,27	34,5	0,03	n.b.	27	<0,8
16.02.1997	7,5	5,5	6,7	497	367	87	0,33	20,4	0,07	12	n.b.	<0,83
11.03.1997	8,0	7,4	6,8	507	338	n.b.	0,15	25,3	0,12	12	31	<0,83
16.04.1997	9,5	8,2	8,1	603	354	127	0,13	22,3	0,3	30	18	n.b.
26.05.1997	13,0	15,8	7,5	452	299	127	0,10	1,5	0,38	12	n.b.	<0,83
23.06.1997	15,0	17,0	7,7	378	446	114	0,10	3,1	0,09	12	n.b.	<0,83
25.08.1997	33,0	24,2	7,4	381	n.b.	n.b.	0,10	2,5	0,80	n.b.	n.b.	<0,83
23.09.1997	16,0	13,1	7,3	409	n.b.	n.b.	0,18	7,5	0,10	n.b.	n.b.	<0,83
20.10.1997	11,0	11,7	7,3	566	363	118	<0,13	8,42	<0,05	30	n.b.	<0,83
30.03.1998	18,0	16,5	8,0	531	356	131	<0,13	11,54	<0,03	33	10	<0,83
21.07.1998	28,0	24,4	7,1	456	n.b.	99	<0,13	6,39	<0,06	28	28	n.b.
29.08.1998	18,5	17,0	7,4	390	n.b.	82	<0,13	10,4	<0,03	28	25	<0,83
29.09.1998	19,6	15,3	7,3	420	n.b.	90	0,25	10,9	<0,03	25	30	1
27.10.1998	9,5	8,1	7,0	407	n.b.	70	0,16	22,84	0,42	<15	n.b.	1,34
27.01.1999	6,0	5,2	7,5	399	287	91	0,67	11,44	0,13	29	n.b.	<0,83
13.04.1999	9,0	9,3	7,5	460	267	50	0,57	9,73	0,09	26	n.b.	1,13
18.05.1999	19,0	16,8	7,5	n.b.	250	125	0,15	9,31	<0,03	16	n.b.	1,08
22.06.1999	17,0	16,8	7,3	90	297	n.b.	0,19	4,14	<0,03	25	n.b.	0,83
04.08.1999	28,0	21,0	7,8	n.b.	332	n.b.	0,18	1,67	0,03	34	n.b.	0,52
07.09.1999	24,0	20,5	7,0	335	306	123	<0,13	4,07	0,15	18	n.b.	<0,83
09.11.1999	12,0	8,9	7,8	330	265	89	<0,13	6,23	0,04	16	n.b.	<0,83

TABELLE 10: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES L5 AM LINGENER MÜHLENBACH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.04.1990	11,0	11,5	7,1	n.b.	n.b.	91	0,39	1,8	0,26	12	41	1,51
09.05.1990	21,0	18,5	6,8	419	n.b.	81	0,36	1,5	0,08	12	n.b.	1,42
11.07.1990	23,0	16,5	6,1	409	n.b.	105	0,30	1,2	0,23	33	37	n.b.
23.08.1990	21,0	17,5	7,5	345	n.b.	105	0,10	1,3	0,30	12	31	n.b.
09.10.1990	12,0	11,0	6,7	375	n.b.	80	1,16	5,8	0,34	24	15	n.b.
28.11.1990	4,0	6,5	6,2	n.b.	n.b.	77	1,23	7,5	0,18	21	63	2,18
09.01.1991	7,0	6,5	6,0	440	n.b.	86	0,93	n.b.	0,50	19	n.b.	2,81
17.04.1991	16,0	12,0	8,2	358	n.b.	103	0,40	3,6	0,10	12	35	1,01
16.05.1991	11,0	10,5	7,7	390	n.b.	119	0,58	9,9	0,05	n.b.	35	3,83
12.06.1991	19,0	15,5	7,5	335	n.b.	117	0,48	n.b.	0,10	12	5	1,34
23.07.1991	30,0	20,0	7,0	307	n.b.	74	0,61	n.b.	0,34	19	1	3,25
04.09.1991	25,7	14,5	6,7	259	n.b.	81	0,23	2,1	n.b.	n.b.	1	n.b.
17.12.1991	5,5	5,4	8,1	468	n.b.	93	0,99	17,5	0,06	12	8	n.b.
21.01.1992	-3,0	1,2	7,8	517	n.b.	40	1,15	24,1	0,07	12	40	n.b.
18.02.1992	2,0	3,4	7,7	495	n.b.	26	1,01	28,0	0,08	14	11	<2
17.03.1992	9,2	7,4	6,9	514	n.b.	102	1,25	32,0	0,21	12	16	2
14.04.1992	7,8	7,4	7,3	275	n.b.	77	1,38	20,0	0,08	16	12	<2
12.05.1992	14,8	10,5	7,5	465	552	70	1,10	21,0	0,08	21	44	<2
11.06.1992	19,0	16,0	7,3	380	387	120	0,17	8,2	0,08	16	25	<2
21.07.1992	32,0	24,8	7,1	301	357	n.b.	0,30	3,5	0,08	12	23	<1

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
01.09.1992	18,6	14,0	6,3	335	227	16	0,30	1,5	0,08	12	15	<1
29.09.1992	16,5	14,4	7,9	331	275	33	0,20	5,0	1,18	12	10	<1
28.10.1992	9,0	8,0	8,1	435	267	11	0,94	4,0	0,77	15	17	n.b.
24.11.1992	11,5	9,5	7,5	528	347	16	0,82	29,0	0,97	n.b.	25	n.b.
12.01.1993	6,0	5,5	6,7	486	362	n.b.	1,57	1,7	0,30	24	19	n.b.
09.02.1993	4,5	6,5	7,0	472	287	n.b.	1,53	30,0	0,08	63	29	n.b.
09.03.1993	8,0	4,5	7,2	484	207	86	0,87	53,0	0,08	15	33	n.b.
27.04.1993	22,0	12,5	6,7	387	387	83	0,73	16,0	0,08	23	23	n.b.
25.05.1993	21,0	14,0	7,3	341	312	67	0,83	16,0	0,18	15	21	n.b.
14.09.1993	18,0	15,0	7,1	603	127	57	0,90	9,1	0,08	12	28	n.b.
23.11.1993	-8,0	2,0	7,1	612	237	60	1,43	25,0	0,08	12	26	n.b.
27.04.1994	20,0	13,5	7,2	430	197	104	1,00	23,0	n.b.	24	25	n.b.
28.06.1994	26,0	17,0	7,8	359	274	128	0,83	17,2	n.b.	12	6	1,4
23.08.1994	22,5	17,0	7,4	299	314	213	0,27	8,5	0,28	12	11	<0,7
06.09.1994	18,5	10,5	6,9	345	292	n.b.	0,54	10,7	1,22	12	12	0,4

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 11: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES K1 AM KAIENFEHGRABEN

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.04.1990	11,0	9,0	7,1	n.b.	n.b.	118	0,36	4,4	0,19	25	32	0,33
20.06.1990	21,0	18,5	6,3	640	n.b.	77	0,49	4,8	0,30	33	25	0,41
09.10.1990	13,0	9,5	6,7	579	n.b.	75	1,12	6,9	0,13	36	50	0,42
28.11.1990	4,0	5,2	6,0	n.b.	n.b.	67	1,31	7,5	0,09	42	18	1,36
09.01.1991	6,5	5,5	6,0	518	n.b.	70	2,79	n.b.	1,01	38	n.b.	1
17.04.1991	16,0	9,0	8,3	616	n.b.	100	0,80	6,9	0,11	31	24	1,3
16.05.1991	12,0	9,0	7,6	603	n.b.	83	1,59	4,8	0,37	n.b.	48	1,03
12.06.1991	20,0	15,5	7,7	509	n.b.	94	0,89	n.b.	0,19	33	27	1
23.07.1991	30,0	20,5	6,8	364	n.b.	64	0,58	n.b.	0,23	31	20	1,47
17.12.1991	5,0	0,3	8,0	608	n.b.	63	1,33	25,0	0,08	n.b.	24	n.b.
21.01.1992	-5,0	0,3	7,9	684	n.b.	51	1,28	65,6	0,13	32	50	n.b.
18.02.1992	0,0	0,3	7,6	676	440	19	0,94	73,0	0,10	34	38	<2
17.03.1992	8,3	6,1	6,7	716	390	108	1,23	80,0	0,31	52	21	<2
14.04.1992	7,3	7,2	7,3	389	500	72	1,42	53,0	0,10	34	30	<2
12.05.1992	17,2	10,5	7,4	583	200	71	1,00	44,0	0,10	44	38	<2
11.06.1992	19,5	15,1	7,3	639	160	48	1,15	20,0	0,12	83	47	3,4
01.09.1992	14,5	14,3	7,9	295	95	13	0,30	1,8	0,10	23	11	<1
28.10.1992	9,0	6,6	8,0	667	100	13	0,72	7,3	0,30	28	43	n.b.
24.11.1992	11,0	8,5	7,4	771	200	12	0,93	88,0	0,96	40	13	n.b.
12.01.1993	6,0	4,5	6,6	584	210	n.b.	1,75	1,5	0,30	45	46	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
09.02.1993	4,5	5,0	6,8	600	120	n.b.	1,29	73,0	0,10	36	36	n.b.
09.03.1993	6,0	3,0	7,2	593	220	74	0,79	54,0	0,10	34	63	n.b.
27.04.1993	23,0	13,0	6,5	515	180	40	0,79	35,0	0,18	50	29	n.b.
25.05.1993	20,0	15,5	7,4	459	120	52	1,74	53,0	0,18	35	50	n.b.
14.09.1993	16,0	13,0	6,8	858	215	53	1,56	18,0	0,19	30	73	n.b.
23.11.1993	-8,0	2,0	7,2	900	30	62	1,85	20,0	0,07	28	50	n.b.
27.04.1994	16,7	10,9	7,1	516	89	70	1,68	21,0	n.b.	65	22	n.b.
28.06.1994	23,0	18,5	7,3	508	47	33	1,57	4,8	n.b.	12	52	20,6
23.08.1994	22,5	18,0	7,0	350	137	109	0,73	3,4	0,31	23	22	<0,7
16.01.1995	4,5	5,0	6,4	440	432	79	0,64	41,1	0,15	46	44	1,18
23.01.1995	4,6	5,1	6,8	274	424	73	0,27	26,6	0,24	46	48	0,5
31.01.1995	3,8	2,7	7,0	450	414	66	0,57	36,0	0,18	46	59	1,4
06.02.1995	8,0	8,0	7,0	480	371	72	0,59	40,7	0,09	41	57	1,0
14.02.1995	7,0	6,5	7,0	469	416	70	0,48	41,7	0,16	57	61	1,15
20.02.1995	6,4	6,5	7,0	175	371	70	0,29	20,4	0,18	39	43	<0,5
27.02.1995	5,0	3,4	7,0	470	403	74	0,40	44,6	1,11	49	n.b.	0,9
05.03.1995	5,5	3,4	6,6	390	370	78	0,61	n.b.	0,21	n.b.	n.b.	1,0
13.03.1995	8,0	2,2	7,2	478	388	67	0,32	32,4	0,19	47	37	<1,7
27.03.1995	3,8	4,5	7,1	300	401	71	0,70	17,2	0,15	38	n.b.	0,68
03.04.1995	10,5	8,8	7,0	465	382	n.b.	0,20	31,0	0,15	38	39	1,42
24.04.1995	16,5	12,3	7,5	350	358	82	0,11	20,1	0,10	54	n.b.	0,85

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
08.05.1995	15,0	15,0	7,4	478	447	53	0,13	0,5	0,10	42	35	1,28
22.05.1995	18,0	11,9	6,7	452	459	78	0,08	21,0	0,08	49	33	0,33
12.06.1995	19,0	14,5	6,2	462	429	n.b.	0,08	19,2	0,08	40	24	<0,5
26.06.1995	24,0	17,8	7,6	515	407	38	0,16	12,3	n.b.	56	42	<0,5
12.09.1995	18,0	16,5	7,0	355	381	64	0,10	0,8	0,10	38	43	<0,8
25.09.1995	16,0	13,0	7,1	500	455	n.b.	n.b.	0,7	0,10	30	31	<0,5
09.10.1995	21,0	15,2	7,1	552	346	59	0,19	2,4	0,10	70	30	<0,5
24.10.1995	15,0	12,2	7,5	532	416	n.b.	0,15	3,7	0,10	37	27	<0,5
07.11.1995	6,0	5,8	6,9	614	402	74	0,18	7,0	0,10	26	58	<0,5
20.11.1995	5,0	6,7	7,1	550	324	70	0,33	35,0	0,10	15	28	<0,5
04.12.1995	-1,0	1,8	7,0	777	408,6	n.b.	0,96	11,0	0,10	28	30	<0,5
11.03.1996	2,0	0,3	6,5	n.b.	387	83	n.b.	33,0	0,10	31	44	<0,8
25.03.1996	5,0	6,1	6,4	582	412	115	0,21	25,2	0,10	19	34	<0,8
15.04.1996	15,0	5,2	6,6	576	502	102	0,20	12,2	n.b.	25	29	<0,8
06.05.1996	17,0	6,1	8,1	540	354	101	0,10	8,1	n.b.	29	0	<0,8
03.06.1996	16,0	14,1	7,7	558	422	97	0,16	5,5	0,12	23	25	<0,8
23.09.1996	15,0	9,3	6,5	n.b.	326	98	0,10	10,5	0,25	n.b.	23	<0,8
21.10.1996	12,0	11,6	6,8	562	334	52	0,45	20,3	0,07	26	23	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 12: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES K2 AM KAIENFEHGRABEN

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox- potential [mV]	Sauerstoff- Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
23.01.1995	5,6	4,8	6,9	286	n.b.	n.b.	0,27	25,0	0,06	52	n.b.	0,40
31.01.1995	4,5	2,9	7,0	400	414	76	0,53	30,5	n.b.	46	73	1,18
06.02.1995	8,0	7,1	7,0	440	397	78	0,57	34,4	0,15	38	62	1,15
14.02.1995	9,1	7,1	6,8	430	396	78	0,38	36,8	0,21	61	64	n.b.
20.02.1995	8,0	6,8	7,0	n.b.	383	69	0,22	19,6	0,08	42	34	<0,5
27.02.1995	7,0	3,7	6,9	445	412	71	0,48	27,4	0,23	52	n.b.	0,98
05.03.1995	6,0	3,4	6,7	390	370	83	0,62	n.b.	0,23	n.b.	n.b.	0,92
13.03.1995	9,0	6,9	7,0	417	417	n.b.	0,46	26,0	0,16	44	48	<1,7
27.03.1995	4,0	4,8	7,1	280	415	74	0,89	14,1	0,23	60	44	0,80
03.04.1995	11,0	9,4	7,0	407	390	n.b.	0,27	25,4	0,11	40	44	1,10
24.04.1995	17,8	14,9	7,2	300	386	100	0,08	17,6	0,10	49	n.b.	0,92
08.05.1995	15,0	14,8	7,3	160	380	n.b.	0,08	11,4	0,10	40	49	0,57
22.05.1995	17,5	13,9	6,6	430	453	106	0,08	19,7	0,08	48	n.b.	0,45
12.06.1995	20,0	14,0	7,5	461	421	n.b.	0,16	17,6	0,08	46	31	<0,5
12.09.1995	20	18,4	7,6	308	404	87	0,10	0,9	0,10	28	33	<0,8
25.09.1995	16,0	14,0	7,8	329	414	n.b.	n.b.	2,7	0,10	23	40	<0,5
09.10.1995	22,0	19,3	6,7	409	418	101	0,18	3,3	0,10	27	38	<0,5
24.10.1995	14,5	14,8	8,2	343	392	n.b.	0,15	8,8	0,10	22	1	<0,5
07.11.1995	7,0	5,3	6,4	346	377	94	0,13	12,0	0,10	12	34	<0,5

20.11.1995	6,0	5,6	6,6	358	407	92	0,32	13,8	0,10	12	14	<0,5
04.12.1995	-1,0	1,1	7,3	467	409	100	4,10	15,2	0,10	20	21	<0,5
11.03.1996	2,0	1,1	6,3	n.b.	346	94	n.b.	23,5	0,10	24	37	<0,8
03.06.1996	16,0	16,2	7,4	366	408	240	0,21	<0,5	0,09	18	21	<0,8
17.06.1996	25,0	15,2	7,1	381	405	15	0,80	<0,5	0,06	43	18	1,30
01.07.1996	16,0	13,8	7,5	369	328	59	0,10	<0,8	n.b.	60	42	<0,8
15.07.1996	25,0	20,5	8,8	280	289	164	0,10	<0,9	0,15	12	23	n.b.
12.08.1996	27,0	18,2	7,1	294	335	39	0,13	<0,9	0,17	12	15	<0,04
09.09.1996	17,0	15,5	7,9	337	334	108	0,10	<0,8	0,04	17	26	<0,8
23.09.1996	15,0	10,5	6,6	317	342	131	0,10	1,7	0,03	n.b.	24	0,80
07.10.1996	15,0	10,7	7,7	472	353	105	0,10	14,7	0,03	22	43	<0,8
21.10.1996	12,0	11,5	7,1	447	327	65	0,10	13,0	0,06	22	14	n.b.
11.11.1996	7,4	7,4	6,6	547	343	85	0,18	46,5	0,03	n.b.	22	<0,8
16.02.1997	8	5,2	6,3	432	350	n.b.	<0,13	30,9	0,1	20	n.b.	<0,83
11.03.1997	8	8,4	6,7	470	328	n.b.	<0,13	25,22	<0,04	15	39	<0,83
16.04.1997	8,7	10,6	6,9	527	314	171	<0,13	17,49	0,12	17	14	n.b.
26.05.1997	13	13,9	8,1	431	306	75	<0,13	<4,5	<0,02	15	n.b.	<0,83
23.06.1997	12	16,8	7	340	597	77	0,15	<5,2	0,06	15	n.b.	<0,83
25.08.1997	22	20,5	6,7	348	n.b.	n.b.	<0,13	>5,2	0,25	n.b.	n.b.	1,01
23.09.1997	16	9,1	7	322	n.b.	n.b.	0,15	<0,8	<0,15	n.b.	n.b.	<0,83
20.10.1997	12	11,4	7,4	584	365	78	0,12	11,85	<0,05	36	n.b.	<0,83
30.03.1998	17	10,9	7,7	601	344	94	<0,13	20,96	<0,03	41	n.b.	<0,83
23.05.1998	18	13,9	7,4	n.b.	389	99	<0,13	2,08	0,07	25	n.b.	<0,83
23.06.1998	17	17	5,7	513	n.b.	47	<0,13	5,78	0,03	25	n.b.	1,19

21.07.1998	26	21,8	6,3	486	n.b.	51	<0,13	0,86	<0,061	36	n.b.	<0,83
29.08.1998	18,5	17,1	6	355	n.b.	51	<0,13	7,9	0,06	21	n.b.	<0,83
29.09.1998	14,5	14,9	6	340	n.b.	57	<0,13	19,98	<0,03	42	n.b.	0,97
27.10.1998	10	7,8	7,5	469	n.b.	58	<0,13	27,71	0,82	15	n.b.	1,38
27.01.1999	2	5,4	7,5	411	423	79	33,02	14,02	0,17	15	n.b.	<0,83
13.04.1999	9	8,6	7,1	457	199	44	0,14	9,77	0,08	31	n.b.	1,01
18.05.1999	18	12,4	6,8	n.b.	351	81	0,17	2,77	0,05	16	n.b.	0,95
22.06.1999	16	15,6	6,9	157	297		0,56	1,29	0,07	42	n.b.	1,1
09.11.1999	9	8	7,5	293	307	75	<0,13	1,4	0,3	15	n.b.	<0,83

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 13: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES S1 AM SCHILLINGMANNGRABEN

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.04.1990	10,0	9,8	6,9	n.b.	n.b.	68	0,21	1,7	0,52	12	36	2,02
24.04.1990	19,0	12,9	6,6	594	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	35	n.b.	2,5
09.05.1990	24,0	19,0	7,0	548	n.b.	88	0,38	1,2	0,08	16	n.b.	1,79
22.05.1990	16,0	13,0	7,1	561	n.b.	67	0,33	3,9	0,49	14	25	1,32
20.06.1990	18,0	16,0	5,9	478	n.b.	67	0,65	2,1	0,27	20	25	0,79
11.07.1990	21,0	17,0	7,1	562	n.b.	70	0,21	1,1	0,23	52	n.b.	n.b.
23.08.1990	20,5	16,5	6,5	585	n.b.	78	0,52	1,5	0,68	12	42	n.b.
27.09.1990	12,0	13,0	7,5	535	n.b.	99	1,20	n.b.	0,32	21	105	n.b.
09.10.1990	12,0	11,5	6,7	563	n.b.	78	1,16	3,4	0,20	16	106	n.b.
22.10.1990	5,0	7,5	7,5	558	n.b.	57	1,20	1,9	0,30	n.b.	n.b.	2,34
28.11.1990	3,0	6,5	6,0	558	n.b.	80	1,08	4,6	0,34	17	42	2,75
09.01.1991	7,0	6,0	6,5	494	n.b.	50	0,74	n.b.	1,36	18	n.b.	n.b.
17.04.1991	16,0	11,0	8,4	556	n.b.	6	0,40	2,0	0,14	12	35	0,66
16.05.1991	10,0	9,5	7,6	579	n.b.	96	0,76	6,3	0,12	n.b.	24	0,57
12.06.1991	16,0	13,0	6,8	528	n.b.	80	0,64	n.b.	0,19	12	8	n.b.
23.07.1991	25,0	18,5	7,6	508	n.b.	101	0,86	n.b.	0,45	19	5	1,62
04.09.1991	23,0	13,0	6,8	488	n.b.	54	0,43	0,9	0,13	n.b.	1	n.b.
17.12.1991	3,5	4,8	8,0	521	n.b.	84	0,55	12,5	0,08	17	5	n.b.
21.01.1992	-2,0	1,4	7,9	642	n.b.	36	1,28	23,5	0,06	12	10	<2
18.02.1992	2,5	2,8	7,8	641	n.b.	20	6,04	25,0	0,06	12	14	<2

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
17.03.1992	11,1	9,3	7,4	624	n.b.	109	1,12	56,0	0,23	24	1	<2
14.04.1992	9,7	9,9	7,6	279	n.b.	103	0,98	13,0	0,06	19	12	<2
12.05.1992	13,8	11,5	7,5	565	512	59	1,70	15,0	0,06	21	2	<2
11.06.1992	20,0	13,9	7,5	619	297	60	0,61	9,2	0,06	20	11	<2
21.07.1992	30,0	21,9	7,5	575	427	n.b.	0,70	0,8	0,08	41	17	3,5
18.08.1992	23,0	15,4	7,7	559	287	55	0,94	1,2	0,08	12	16	<2
01.09.1992	19,7	14,3	7,0	230	297	19	0,60	2,9	0,12	24	24	<2
29.09.1992	14,3	14,0	7,1	564	207	36	1,67	2,9	1,26	59	17	3,2
28.10.1992	8,5	9,2	7,9	597	172	12	1,40	3,2	0,75	31	20	n.b.
24.11.1992	12,0	9,8	7,5	541	317	19	0,82	17,3	0,85	19	28	n.b.
12.01.1993	6,0	6,0	6,9	495	347	n.b.	1,43	16,0	0,30	21	41	n.b.
09.02.1993	4,0	6,6	7,3	589	227	n.b.	0,80	25,7	0,23	62	28	n.b.
09.03.1993	8,0	9,0	7,5	646	297	107	0,85	24,0	0,30	15	24	n.b.
27.04.1993	24,0	15,5	6,8	484	377	113	0,68	15,0	0,10	31	26	n.b.
25.05.1993	22,0	16,0	7,2	459	307	66	0,56	11,0	0,10	12	16	n.b.
20.07.1993	18,0	17,0	8,0	233	367	90	0,42	3,5	0,10	48	30	n.b.
18.08.1993	23,0	18,0	7,6	528	317	54	0,54	13,0	0,10	46	29	n.b.
14.09.1993	17,0	14,0	7,1	708	152	49	1,38	4,2	0,10	12	32	n.b.
23.11.1993	-8,0	1,5	7,0	750	267	49	2,36	4,3	0,06	12	12	n.b.
27.04.1994	20,0	15,4	7,1	547	197	120	1,06	24,0	n.b.	36	22	n.b.
31.05.1994	14,5	14,5	7,4	590	214	86	0,67	23,8	0,30	n.b.	30	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
28.06.1994	28,0	20,0	7,6	569	191	115	1,20	11,2	n.b.	36	33	2,7
15.01.1996	1,0	4,6	6,5	556	n.b.	n.b.	0,20	3,5	0,15	12	23	<0,5
22.01.1996	-5,0	1,4	7,5	582	415	66	0,32	6,3	0,15	12	n.b.	<0,5
19.02.1996	3,0	3,4	7,0	213	417	89	n.b.	9,0	0,15	37	29	<0,5
26.02.1996	6,0	8,1	6,3	546	408	69	0,29	4,2	0,15	30	35	<0,8
04.03.1996	3,0	5,6	7,0	568	400	73	0,28	12,7	0,06	25	n.b.	<0,8
18.03.1996	3,0	4,3	7,4	607	320	88	0,18	6,6	0,10	15	83	<0,8
02.04.1996	3,0	5,5	7,2	558	372	107	0,14	7,9	0,10	16	10	<0,8
22.04.1996	26,0	18,9	7,8	536	352	145	0,27	2,0	n.b.	16	19	<0,8
20.05.1996	20,0	15,9	7,3	555	390	80	0,10	2,5	0,03	19	29	<0,8
17.06.1996	25,0	22,7	7,7	556	386	115	0,24	0,5	0,04	15	27	<0,8
15.07.1996	25,0	19,0	7,1	533	353	115	0,10	0,5	0,06	12	8	n.b.
12.08.1996	23,0	20,2	7,2	471	337	100	0,10	0,5	0,03	12	22	<0,04
09.09.1996	17,0	16,0	7,8	538	332	114	0,10	1,2	0,12	12	19	<0,8
07.10.1996	16,0	13,7	7,0	562	340	64	0,13	3,6	0,03	24	59	<0,8
11.11.1996	8,0	9,4	6,8	576	351	38	0,51	6,4	0,61	n.b.	26	<0,8
16.02.1997	8,5	7,4	7,1	620	348	197	0,53	12,1	0,20	17	n.b.	<0,83
11.03.1997	8,5	8,1	6,9	638	374	n.b.	1,09	5,4	0,46	12	52	<0,83
16.04.1997	12,7	14,3	7,1	657	347	142	0,68	11,6	0,47	21	13	n.b.
26.05.1997	13,0	12,1	6,8	617	347	98	1,17	11,6	0,06	12	n.b.	<0,83
23.06.1997	18,0	14,2	6,8	513	295	65	0,47	3,1	0,89	12	n.b.	2,1

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
25.08.1997	30,0	18,9	6,7	607	n.b.	n.b.	0,10	0,5	0,15	n.b.	n.b.	<0,83
23.09.1997	16,0	10,5	7,0	609	n.b.	n.b.	0,10	2,4	0,89	n.b.	n.b.	n.b.
20.10.1997	11	10,8	7,2	712	365	98	0,28	4,56	<0,05	31	n.b.	<0,83
30.03.1998	18,5	16,8	7,8	649	378	116	0,37	7,83	<0,03	21	n.b.	<0,83
23.05.1998	17	13,3	7,6	n.b.	n.b.	120	<0,13	1,54	<0,03	34	n.b.	<0,83
23.06.1998	21	16,8	5,6	654	n.b.	45	1,66	3,69	0,04	30	n.b.	1,89
21.07.1998	27	21,5	6,4	600	n.b.	96	<0,13	3,62	<0,06	31	n.b.	n.b.
29.08.1998	18	15,1	6,4	470	n.b.	70	<0,13	7,7	<0,031	23	n.b.	<0,83
29.09.1998	20,5	14,1	7,1	500	n.b.	63	<0,13	4,36	<0,03	33	n.b.	0,95
27.10.1998	9,5	10,1	8,1	533	n.b.	66	0,28	12,01	0,62	54	n.b.	1,1
27.01.1999	6,5	6,1	7,5	480	261	74	0,46	12,88	0,12	32	n.b.	<0,83
13.04.1999	11	9,4	7,3	533	260	45	0,62	7,03	<0,03	15	n.b.	0,95
18.05.1999	19	16,7	7	n.b.	288	122	1,1	8,66	0,08	17	n.b.	5,15
22.06.1999	19	13,8	7,1	148	373	n.b.	0,15	2,47	0,08	21	n.b.	0,71
04.08.1999	27	18,8	7,3	n.b.	287	n.b.	0,81	2,13	0,08	54	n.b.	<0,83
07.09.1999	25	17,7	7,7	557	323	98	0,88	11,82	0,63	22	n.b.	<0,83
09.11.1999	10	10,1	7,3	459	247	75	0,52	2,2	0,08	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 14: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES S4 AM SCHILLINGMANNGRABEN

Datum	Luft-temperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.04.1990	10,0	12,3	7,2	n.b.	n.b.	92	0,29	1,2	0,22	12	36	1,27
09.05.1990	20,0	18,5	7,3	541	n.b.	81	0,33	3,6	0,08	12	n.b.	0,78
22.05.1990	21,5	18,5	7,4	547	n.b.	144	0,49	3,1	0,33	12	45	0,79
09.10.1990	13,0	10,5	6,7	514	n.b.	81	1,47	2,7	0,10	13	130	0,75
28.11.1990	4,0	7,0	6,5	527	n.b.	70	1,42	5,8	0,17	16	116	1,38
09.01.1991	6,5	6,4	6,5	173	n.b.	75	1,12	n.b.	0,52	26	n.b.	2,98
17.04.1991	16,0	11,0	7,7	542	n.b.	96	0,40	3,2	0,14	12	52	0,93
16.05.1991	12,0	10,5	7,5	564	n.b.	109	0,91	1,9	0,15	n.b.	27	0,75
12.06.1991	20,0	15,5	7,6	496	n.b.	94	0,46	n.b.	0,08	16	11	0,82
23.07.1991	30,0	20,5	7,4	489	n.b.	62	0,69	n.b.	0,40	26	30	3,32
04.09.1991	27,0	14,6	6,8	418	n.b.	100	0,32	11,1	0,42	n.b.	1	n.b.
17.12.1991	5,0	4,5	9,5	567	n.b.	86	1,34	n.b.	0,04	12	9	n.b.
21.01.1992	-5,0	0,4	8,2	606	n.b.	40	1,46	23,4	0,08	12	13	2,74
18.02.1992	2,0	1,3	7,7	611	n.b.	18	1,35	22,0	0,08	18	4	2
17.03.1992	9,4	7,3	6,9	600	n.b.	92	1,68	23,4	0,15	24	7	2
14.02.1992	8,8	7,4	7,3	334	n.b.	113	1,55	17,0	0,08	25	33	2
12.05.1992	14,6	10,4	7,4	561	507	67	1,90	14,0	0,08	23	35	<2
11.06.1992	19,0	15,1	7,7	558	347	67	0,47	8,6	0,08	18	24	<2
21.07.1992	31,0	24,9	7,9	441	377	n.b.	0,30	0,6	0,08	24	34	9,89
18.08.1992	23,0	15,7	8,1	543	327	34	0,20	0,4	0,08	12	9	<1

Datum	Luft-temperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
01.09.1992	14,5	14,0	8,3	541	277	12	0,30	1,7	0,08	12	11	<1
29.09.1992	17,0	15,0	7,2	540	276	41	1,55	2,2	0,93	36	20	2,79
28.10.1992	8,5	7,7	7,9	590	229	12	1,44	4,0	0,85	19	22	n.b.
24.11.1992	11,0	10,0	7,4	600	327	12	1,33	21,0	1,11	20	20	n.b.
12.01.1993	6,0	5,5	6,8	510	357	n.b.	1,85	20,0	0,30	30	33	n.b.
09.02.1993	5,0	6,5	7,1	566	267	n.b.	1,79	27,5	0,10	16	24	n.b.
09.03.1993	8,0	4,5	7,3	567	97	80	1,30	49,0	0,10	15	29	n.b.
25.05.1993	20,0	14,0	7,3	444	332	68	0,93	13,0	0,10	15	34	n.b.
14.09.1993	18,0	14,0	7,0	759	107	48	1,40	5,6	0,10	12	28	n.b.
23.11.1993	-8,0	1,0	7,0	817	247	59	1,90	23,0	0,10	12	23	n.b.
27.04.1994	16,9	12,1	6,8	540	248	86	1,50	19,0	n.b.	42	52	n.b.
28.06.1994	27,0	18,5	7,8	543	264	107	1,43	18,1	n.b.	23	11	1,6

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 15: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES KBT 1 AM KLEINEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Luft- temperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox- potential [mV]	Sauerstoff- Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
23.05.1998	20,0	15,0	7,4	n.b.	n.b.	118	0,33	9,93	0,07	15	n.b.	0,8
23.06.1998	21,0	17,6	6,3	492	n.b.	123	<0,13	11,95	0,08	<15	n.b.	n.b.
21.07.1998	27,0	24,1	6,7	542	n.b.	97	<0,13	6,56	<0,06	28	22	n.b.
29.08.1998	19,0	16,3	7,2	440	n.b.	89	<0,13	8,80	<0,03	23	25	<0,83
29.09.1998	19,0	15,0	5,5	495	n.b.	92	<0,13	8,28	0,29	35	6	1,64
27.10.1998	9,5	8,7	6,7	500	n.b.	66	0,27	15,48	0,83	<15	n.b.	1,2
27.01.1999	6,0	5,0	7,5	403	n.b.	80	1,11	9,46	0,30	22	n.b.	<0,83
13.04.1999	10,0	9,4	7,3	528	247	47	0,95	9,77	0,07	26	n.b.	1,18
18.05.1999	19,5	17,2	7,0	n.b.	215	119	0,24	8,51	0,04	15	n.b.	1,78
22.06.1999	17,0	15,4	7,2	160	262	n.b.	0,18	4,75	<0,03	33	n.b.	0,79
04.08.1999	28,0	20,4	9,2	n.b.	277	n.b.	0,29	0,26	0,08	48	n.b.	<0,83
07.09.1999	25,0	19,9	8,2	527	281	128	<0,13	1,14	0,20	24	n.b.	<0,83
09.11.1999	11,0	9,1	7,7	432	222	78	0,50	4,52	0,05	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 16: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES REF DES REFERENZPROBENAHMESTANDORTES

Datum	Luft-temperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
16.02.1997	8,5	7,3	6,8	508	334	n.b.	1,16	10,60	0,19	12	n.b.	<0,83
11.03.1997	8,5	8,3	7,1	508	337	10	0,55	10,70	0,25	12	40	<0,83
16.04.1997	11,2	12,3	7,3	571	361	181	0,36	6,30	0,37	27	24	n.b.
26.05.1997	13,0	11,2	6,4	489	320	67	0,23	2,20	0,97	16	n.b.	<0,83
23.06.1997	18,0	14,1	6,3	539	263	40	0,32	0,50	1,20	12	n.b.	7,4
25.08.1997	26,0	19,7	6,5	537	n.b.	n.b.	0,96	0,50	14,60	n.b.	n.b.	1,0
23.09.1997	17,0	15,0	6,4	591	n.b.	n.b.	0,73	1,80	1,26	n.b.	n.b.	<0,83
20.10.1997	11,0	11,7	7,3	604	364	63	0,98	4,07	<0,05	26	n.b.	<0,83
30.03.1998	18,0	17,0	7,7	534	367	145	0,43	7,91	0,03	26	n.b.	<0,83
23.05.1998	17,0	14,2	7,1	n.b.	388	120	0,62	5,82	0,04	18	n.b.	<0,83
23.06.1998	22,0	17,1	5,5	559	n.b.	53	<0,13	5,16	0,05	39	n.b.	0,99
21.07.1998	26,5	21,2	6,1	535	n.b.	65	0,74	3,02	<0,06	28	n.b.	n.b.
29.08.1998	18,0	14,9	5,5	430	n.b.	32	0,36	2,90	<0,03	31	n.b.	<0,83
29.09.1998	18,0	14,2	5,1	440	n.b.	47	0,84	7,27	0,03	37	n.b.	1,15
27.10.1998	9,5	9,7	7,8	493	n.b.	55	0,71	15,42	0,37	<15	n.b.	1,89
27.01.1999	6,0	6,1	7,3	458	337	69	0,99	10,94	0,30	20	n.b.	1,03
13.04.1999	8,0	8,8	7,0	478	290	46	0,46	13,79	<0,03	26	n.b.	0,99
18.05.1999	19,0	14,7	6,5		247	91	0,42	4,94	0,03	20	n.b.	1,31
22.06.1999	17,0	14,2	6,9	150	259	n.b.	0,46	2,01	0,04	39	n.b.	0,85
09.11.1999	10,0	9,3	7,1	396	257	66	0,61	2,81	0,02	n.b.	n.b.	n.b.

Im folgenden werden die aufgenommenen Daten der Grundwasserprobenahmestellen von sechs Brunnen tabellarisch aufgezeigt. Für diese Arbeit wurden nur die grau hinterlegten Werte für diese Arbeit verwendet. Die Probenahmen von 1990-1996 wurden nach anderen Kriterien durchgeführt als die von 1997-1999. So wurden von 1990-1996 einzelne Standorte deutlich stärker kontrolliert als andere. Um aber ein direkten Vergleich durchzuführen, konnten nur Werte verwendet werden, an denen die Probenahme der zu vergleichenden Standorte an ein und demselben Tag durchgeführt worden sind.

TABELLE 17: MEBDATEN DES GRUNDWASSERSTANDORTES GW3 AM BACCUMER BRUCH

Datum	Luft- temperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redox- potential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
27.09.1990	11,0	12,0	210	7,0	1693	n.b.	n.b.	0,60	n.b.	n.b.	38,07
16.10.1990	15,0	12,0	120	7,5	2099	n.b.	n.b.	1,02	n.b.	n.b.	25,14
29.05.1991	19,0	11,0	n.b.	5,4	695	25,50	4,1	0,10	1,28	47	n.b.
26.06.1991	16,0	14,5	n.b.	6,9	1119	26,99	n.b.	0,26	2,66	48	33,33
03.12.1991	0,0	8,2	-80	7,2	1576	26,42	3,3	0,10	1,71	n.b.	n.b.
07.01.1992	3,0	8,4	-55	7,3	1461	27,02	2,9	0,10	10,30	49	21,43
04.02.1992	4,0	8,7	180	7,4	1553	26,60	0,7	0,10	4,70	42	22,27
03.03.1992	8,1	9,1	230	7,3	1536	26,65	1,2	0,16	2,10	22	21,36
31.03.1992	11,2	11,5	270	7,2	885	26,87	0,4	n.b.		20	22,94
28.04.1992	11,4	11,5	250	7,7	480	26,81	1,5	0,10	3,72	24	22
12.05.1992	12,0	9,2	320	7,1	676	26,78	1,1	0,10	n.b.	48	13,22
26.05.1992	22,8	13,0	-110	7,4	284	26,57	0,5	0,10	2,10	12	15,57
23.06.1992	20,2	11,4	-150	7,0	1170	26,54	0,6	0,10	n.b.	12	14,98
18.08.1992	23,0	12,5	-110	7,5	1016	26,47	0,6	0,10	1,89	12	n.b.

Datum	Luft-temperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redox-potential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
15.09.1992	20,0	14,0	-140	7,3	734	26,40	0,9	0,10	1,84	12	n.b.
13.10.1992	9,0	11,9	-135	6,5	781	26,74	0,8	0,94	1,51	12	n.b.
10.11.1992	10,0	11,1	-110	7,6	1089	26,81	1,7	1,03	1,97	22	n.b.
08.12.1992	7,0	10,0	10	6,8	171	26,88	1,9	0,10	10,80	95	n.b.
26.01.1993	1,0	8,5	-55	6,9	929	27,02	2,4	0,10	4,61	59	n.b.
23.02.1993	2,0	8,5	-70	7,0	825	26,03	0,8	0,10	n.b.	31	n.b.
14.04.1993	11,0	11,0	-70	6,8	722	26,66	0,1	0,10	n.b.	15	n.b.
11.05.1993	24,0	14,0	-60	7,0	592	26,51	0,5	0,10	1,80	12	n.b.
14.12.1993	2,0	8,0	130	7,2	1191	27,13	0,3	8,00	3,25	123	n.b.
22.03.1994	5,0	8,1	40	6,9	451	27,13	0,4	0,64	0,57	15	n.b.
23.08.1994	26,0	13,0	-90	7,6	528	26,55	0,7	0,35	0,78	48	6,6
06.09.1994	22,0	13,0	-30	7,0	607	26,88	0,2	1,28	2,99	12	1,4
15.01.1996	1,0	9,6	n.b.	6,9	898	26,38	1,0	0,10	0,22	24	2,30
22.01.1996	-5,0	7,4	379	7,6	916	26,29	0,5	0,10	0,33	31	5,6
12.02.1996	4,0	8,8	349	8,1	962	26,41	0,2	0,10	0,42	27	4,70
19.02.1996	3,0	7,9	244	6,6	996	26,72	5,0	0,10	0,56	33	2,2
26.02.1996	6,0	11,0	359	6,5	1026	26,80	5,8	0,10	0,26	33	2,40
04.03.1996	3,0	8,9	399	6,7	1107	26,85	3,7	0,06	0,30	27	1,50
18.03.1996	3,0	8,2	285	6,9	1177	26,54	4,6	0,10	0,18	20	1,50
02.04.1996	3,0	7,6	302	7,2	1204	n.b.	5,8	0,5	0,22	21	2,6
22.04.1996	26,0	11,9	311	6,9	1355	26,35	3,0	n.b.	0,26	60	<0,8

Datum	Luft- temperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redox- potential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
20.05.1996	22,0	10,7	405	6,8	1330	26,24	0,3	0,03	0,43	18	0,9
15.07.1996	25,0	13,8	405	6,8	1073	25,90	0,5	0,03	0,22	12	n.b.
09.09.1996	18,0	12,5	354	7,5	936	n.b.	0,5	0,14	0,15	12	<0,8
07.10.1996	16,0	9,8	360	7,1	942	26,27	1,7	0,03	0,27	12	1,59
11.11.1996	8,0	9,7	372	6,4	1063	n.b.	17,7	0,04	0,37	12	1,8
16.02.1997	9,0	7,3	375	6,8	937	27,03	0,94	0,05	0,39	30	<0,83
11.03.1997	8,0	7,3	344	7	886	27,15	<	0,14	0,38	25	2,44
16.04.1997	9,5	8,0	320	6,7	1176	27,09	<0,5	0,15	0,49	39	n.b.
26.05.1997	13,0	8,6	256	6,6	678	27,06	<0,93	<0,02	0,4	102	4,91
23.06.1997	11,3	11,8	338	6	386	26,78	<0,5	0,12	0,72	67	12,7
25.08.1997	32,0	16,9	n.b.	7,1	761	26,38	<0,9	0,4	n.b.	n.b.	4,15
20.10.1997	10,0	12,2	367	6,4	786	26,63	2,02	<0,05	0,43	109	3,1
30.03.1998	17,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,74	<0,03	0,81	157	5,02
23.05.1998	18,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,05	<0,03	0,77	282	>25
23.06.1998	11,0	11,0	n.b.	6,1	563	26,68	<0,5	0,13	0,31	321	34,9
21.07.1998	23,0	13,0	n.b.	6,4	971	26,68	<0,86	<0,06	<0,03	151	65,39
29.08.1998	19,0	16,0	n.b.	6,3	695	26,48	2,3	0,03	0,58	69	11,3
29.09.1998	19,0	13,0	n.b.	6,2	430	27,03	0,35	0,06	0,49	18	31,97
27.10.1998	9,5	11,1	n.b.	6,6	595	27,18	0,3	0,3	1,01	279	<0,83
27.01.1999	7,0	9,2	380	5,3	488	26,98	0,49	0,06	1,56	19	4,03
13.04.1999	10,0	8,1	129	6,1	496	27,28	1,44	0,48	0,98	336	56,87

Datum	Luft- temperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redox- potential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
18.05.1999	19,0	n.b.	90	6	n.b.	26,98	2,35	0,22	0,36	265	45,56
22.06.1999	18,0	12,2	115	6,3	135	n.b.	1,25	0,38	1,85	342	51,95
04.08.1999	28,0	15,2	197	6,6	n.b.	25,78	1,18	0,18	3	401	42,93
07.09.1999	20,0	18,4	159	7,3	579	26,68	1,14	1,51	3,14	423	57,01
09.11.1999	11,5	12,3	134	6,7	619	26,88	1,4	0,57	2,24	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 18: MESSDATEN DES GRUNDWASSERSTANDORTES GW4 GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
06.09.1990	14,0	12,0	n.b.	7,4	149	n.b.	n.b.	0,99	0,61	n.b.	21,42
16.10.1990	14,5	11,5	460	5,9	151	n.b.	n.b.	1,65	0,21	n.b.	9,46
24.04.1991	12,0	7,5	n.b.	4,3	244	23,41	1,1	0,10	0,10	n.b.	14,18
26.06.1991	17,0	12,0	n.b.	4,6	203	23,50	n.b.	0,10	0,36	12	n.b.
31.07.1991	19,5	13,0	n.b.	4,4	158	23,09	n.b.	n.b.	n.b.	14	0,9
03.12.1991	0,0	8,2	195	4,5	248	23,44	14,3	0,10	0,10	n.b.	n.b.
07.01.1992	3,0	7,5	320	4,6	352	23,92	18,6	0,10	1,00	26	<2
04.02.1992	4,8	7,9	550	4,8	336	23,76	12,8	0,10	0,38	21	<2
03.03.1992	7,9	7,9	530	4,6	339	23,54	16,0	0,10	0,35	24	<2
31.03.1992	10,4	8,1	530	4,3	200	23,84	4,3	0,10	1,20	31	<2
28.04.1992	10,0	8,5	550	4,9	263	23,60	12,0	0,10	0,53	67	<2
14.04.1993	14,0	10,0	320	4,4	204	23,96	2,3	0,10	0,80	22	n.b.
11.05.1993	25,0	10,5	-240	6,1	148	n.b.	12,0	0,10	0,30	15	n.b.
29.06.1993	22,0	14,0	280	5,6	161	n.b.	4,1	0,10	0,42	12	n.b.
20.07.1993	19,0	11,5	290	5,7	253	n.b.	5,3	0,17	0,38	35	n.b.
18.08.1993	20,0	20,0	225	4,9	218	23,64	14,3	0,10	0,50	77	n.b.
31.08.1993	15,0	13,5	-165	5,0	515	23,51	15,0	0,10	0,50	12	n.b.
24.12.1993	1,5	7,8	-140	5,9	720	24,31	15,0	2,30	2,90	99	n.b.
08.02.1994	4,5	8,5	-60	5,3	250	24,11	11,0	n.b.	0,42	25	n.b.
14.06.1994	18,0	11,0	181	4,5	209	23,63	9,8	0,08	1,08	20	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
12.07.1994	29,0	10,5	-340	4,4	155	23,30	5,8	0,35	0,10	12	33
09.08.1994	n.b.	10,5	160	4,8	557	23,08	6,0	n.b.	0,10	n.b.	<0,7
06.09.1994	19,0	13,0	365	5,2	277	23,20	4,1	1,12	0,10	12	n.b.
16.01.1995	6,0	7,9	570	4,6	120	n.b.	n.b.	0,02	1,37	12	0,23
23.01.1995	4,7	8,6	590	4,7	147	n.b.	10,6	0,08	0,10	12	<0,1
31.01.1995	4,0	8,1	585	4,8	160	n.b.	5,7	0,08	0,27	12	<0,5
06.02.1995	8,0	9,1	569	4,7	180	n.b.	5,6	0,08	0,07	12	<0,5
14.02.1995	7,5	9,0	539	4,7	154	n.b.	8,5	0,08	0,07	19	<0,5
20.02.1995	7,9	8,7	557	4,7	107	n.b.	6,6	0,08	0,07	12	<0,5
05.03.1995	6,0	8,6	534	4,7	167	n.b.	9,5	0,08	0,08	12	<0,5
13.03.1995	9,0	8,8	552	4,9	168	n.b.	4,5	0,21	0,08	12	<1,7
27.03.1995	4,0	7,3	543	5,0	180	n.b.	9,8	0,10	n.b.	15	0,85
03.04.1995	10,6	8,8	217	4,9	195	n.b.	6,2	0,08	0,07	12	1,5
24.04.1995	17,8	9,5	382	4,8	145	n.b.	14,6	0,10	0,07	22	2,43
08.05.1995	15,5	9,0	406	5,1	228	n.b.	20,4	0,10	0,09	12	3,88
22.05.1995	17,0	9,8	458	5,2	240	n.b.	n.b.	0,08	0,09	12	n.b.
12.06.1995	15,5	10,8	403	4,4	232	n.b.	24,3	0,08	0,20	12	1,83
26.06.1995	24,0	10,2	411	5,6	245	n.b.	4,5	n.b.	0,15	12	n.b.
10.07.1995	28,0	15,8	551	5,1	305	n.b.	23,8	0,05	0,62	38	4,63
01.08.1995	25,0	15,5	299	5,5	254	n.b.	23,0	0,10	0,17	12	3,63
14.08.1995	20,0	13,8	355	5,4	273	n.b.	28,1	0,10	0,20	12	3,6
28.08.1995	17,0	12,5	353	2,7	301	n.b.	32,2	0,08	0,12	12	2,47

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
12.09.1995	18,0	13,3	337	5,3	277	n.b.	31,5	0,10	0,33	12	4,7
25.09.1995	16,0	10,5	534	5,4	281	n.b.	39,5	0,10	n.b.	12	0,63
09.10.1995	21,0	14,4	449	4,7	225	n.b.	34,1	0,12	0,12	12	<0,5
07.11.1995	7,0	11,5	478	4,6	306	n.b.	20,5	0,10	0,08	12	<0,5
20.11.1995	5,0	10,7	492	5,0	212	n.b.	n.b.	0,96	0,10	12	<0,5
04.12.1995	-1,0	8,8	435	5,3	374	n.b.	14,6	0,10	0,10	12	<0,8
11.03.1996	2,0	7,0	426	5,0	285	n.b.	13,0	0,10	n.b.	12	<0,8
25.03.1996	6,0	8,8	447	5,6	232	n.b.	12,5	0,10	0,10	16	<0,8
15.04.1996	15,0	9,8	687	5,7	259	n.b.	18,0	n.b.	0,10	12	<0,8
06.05.1996	15,0	9,2	456	4,8	304	n.b.	27,0	n.b.	0,10	12	n.b.
03.06.1996	16,0	10,2	542	4,7	299	n.b.	26,9	0,10	0,24	12	<0,8
01.07.1996	17,0	9,5	419	4,7	352	n.b.	29,6	n.b.	0,21	12	<0,8
29.07.1996	25,0	12,8	479	4,3	339	n.b.	6,3	0,03	0,10	12	n.b.
26.08.1996	20,0	13,0	489	4,4	325	n.b.	49,9	0,03	0,14	19	<0,8
23.09.1996	15,0	11,5	502	4,7	343	n.b.	50,9	0,06	0,21	n.b.	<0,8
21.10.1996	12,0	9,6	468	5,3	266	n.b.	26,4	0,03	0,10	12	n.b.
16.02.1997	7,8	7,7	385	4,7	256	23,31	18,7	0,04	0,18	12	<0,83
11.03.1997	8,5	8,0	344	4,6	278	23,37	32,1	0,05	0,10	12	<0,83
16.04.1997	10,5	8,6	488	4,8	309	24,19	35,5	0,26	0,10	25	n.b.
26.05.1997	13,0	9,7	440	4,9	254	23,38	32,3	0,06	0,06	12	<0,83
23.06.1997	15,0	9,7	476	6,1	291	23,24	38,1	0,18	0,15	12	1,4
25.08.1997	27,0	12,8	456	6,5	286	23,11	39,1	0,28	0,10	n.b.	<0,83

Datum	Luft- temperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redox- potential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
23.09.1997	16,0	11,8	441	6,3	311	23,2	47,5	0,22	0,10	n.b.	<0,83
30.03.1998	17,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	34,31	<0,03	<0,13	31	n.b.
23.05.1998	18,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	16,74	<0,03	<0,13	<15	2,71
23.06.1998	23,0	23,0	n.b.	3,7	305	23,16	9,24	<0,13	<0,13	25	3,15
21.07.1998	23,0	12,3	n.b.	6,6	303	23,31	8,35	<0,06	<0,13	24	n.b.
29.08.1998	17,0	12,0	n.b.	3,7	210	23,41	4,7	<0,03	<0,13	16	1,04
29.09.1998	16,0	12,0	n.b.	3	210	23,56	5,73	<0,03	<0,13	38	0,98
27.10.1998	10,0	10,3	n.b.	5,8	286	22,61	19,93	<0,03	<0,13	<15	1,16
27.01.1999	4,0	8,2	333	4,8	309	23,51	25,08	0,11	0,14	18	2
13.04.1999	10,0	8,3	356	6,4	350	23,16	23,27	0,05	0,32	17	1,65
18.05.1999	17,5	n.b.	340	5	n.b.	22,96	14,59	<0,03	<0,10	<15	3,21
22.06.1999	17,0	9,7	192	6,6	125	23,31	2,77	0,22	1,04	46	0,99
04.08.1999	24,0	13,1	226	6,7	n.b.	22,31	1,44	0,04	0,45	41	1,6
09.11.1999	9,0	16,6	404	5,3	214	23,21	5,81	<0,03	<0,13		

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 19: MESSDATEN DES GRUNDWASSERSTANDORTES GW6 AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
06.09.1990	15,5	14,0	n.b.	6,2	708	n.b.	n.b.	18,58	3,86	n.b.	339,8
16.10.1990	15,0	12,0	350	6,5	840	n.b.	n.b.	n.b.	3,21	n.b.	4,65
24.04.1991	15,0	10,0	n.b.	6,0	643	23,06	2,6	0,10	2,30	n.b.	0,92
29.05.1991	19,0	11,0	n.b.	6,2	570	22,82	4,8	0,10	3,34	71	0,36
26.06.1991	22,0	13,2	n.b.	5,6	512	23,72	n.b.	0,73	5,67	99	n.b.
31.07.1991	18,5	14,5	n.b.	6,7	451	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	68	1,6
03.12.1991	0,0	8,3	150	6,6	934	23,03	27,7	0,10	1,63	n.b.	n.b.
07.01.1992	4,5	7,5	250	6,5	1284	23,55	53,0	0,10	5,50	137	<2
04.02.1992	4,9	9,1	460	6,8	1229	23,20	70,0	0,10	8,02	177	<2
03.03.1992	8,3	8,3	n.b.	6,3	1047	23,03	37,0	0,82	13,50	n.b.	<2
31.03.1992	10,0	9,5	n.b.	6,0	1592	23,21	1,8	0,93	5,30	n.b.	<2
28.04.1992	12,1	9,7	500	6,5	921	23,17	6,0	0,94	5,10	194	2,34
23.02.1993	2,0	6,8	20	6,2	913	23,29	26,0	0,38	n.b.	126	n.b.
14.04.1993	14,0	11,0	265	6	1070	23,18	103,0	1,03	4,60	210	n.b.
11.05.1993	13,0	13,0	170	6,4	680	22,93	51,0	0,10	1,90	200	n.b.
29.06.1993	21,0	13,0	110	6,4	594	n.b.	1,7	1,40	2,06	88	n.b.
20.07.1993	18,0	13,0	170	6,8	251	n.b.	35,0	0,22	2,12	94	n.b.
18.08.1993	20,0	16,0	135	6,5	662	22,72	0,8	2,20	5,18	190	n.b.
31.08.1993	15,0	15,0	60	6,3	779	23,06	1,5	3,35	6,38	154	n.b.
09.11.1993	7,0	11,3	-90	6,6	676	23,37	1,0	n.b.	5,30	395	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
18.01.1994	2,0	9,0	-210	6,0	792	23,42	1,7	0,27	2,87	204	n.b.
08.02.1994	4,5	9,5	-195	6,5	998	23,56	0,5	n.b.	7,49	199	n.b.
14.12.1994	1,5	8,0	-160	6,9	731	23,72	0,9	19,00	10,20	379	n.b.
01.03.1994	8,0	9,5	50	8,7	752	n.b.	1,8	0,40	11,00	n.b.	n.b.
14.04.1994	5,5	8,3	-226	6,5	823	23,50	2,0	3,80	17,00	n.b.	n.b.
09.08.1994	6,5	10,5	-85	6,5	845	22,78	1,4	n.b.	16,50	n.b.	5,7
16.01.1995	6,1	9,4	262	6,4	610	n.b.	0,7	1,18	0,90	85	9,70
23.01.1995	4,6	10,1	273	6,3	597	n.b.	1,5	1,11	0,98	95	9,23
31.01.1995	3,8	7,5	286	6,4	690	n.b.	0,9	0,08	1,11	91	9,12
06.02.1995	8,0	9,9	269	6,3	690	n.b.	0,7	0,91	1,38	100	10,1
14.02.1995	7,0	9,8	280	6,3	704	n.b.	0,8	1,01	1,18	100	11,20
20.02.1995	6,4	9,4	398	6,4	440	n.b.	0,7	1,20	1,72	94	9,47
05.03.1995	6,0	8,8	266	6,2	760	n.b.	0,4	1,69	2,34	n.b.	10,60
13.03.1995	8,0	9,3	304	6,4	753	n.b.	0,8	1,61	2,60	106	12,0
27.03.1995	4,0	7,8	282	6,4	780	n.b.	0,7	1,95	n.b.	134	11,2
03.04.1995	10,5	9,5	217	6,3	772	n.b.	0,7	1,44	1,89	105	10,8
24.04.1995	16,5	9,7	238	6,2	500	n.b.	0,6	1,30	n.b.	102	11,8
08.05.1995	14,0	10,3	217	6,4	762	n.b.		3,39	1,36	101	10,03
22.05.1995	15,0	12,0	364	6,3	738	n.b.	1,0	1,50	2,16	134	10,8
12.06.1995		12,9	300	5,7	842	n.b.	1,7	2,20	2,85	143	9,07
26.06.1995	24,0	12,5	284	6,8	761	n.b.	2,2		4,46	202	n.b.
10.07.1995	28,0	18,2	515	5,3	934	n.b.	0,9	3,77	4,00	146	11,4

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
01.08.1995	25,0	16,1	292	6,2	819	n.b.	0,5	2,15	1,97	119	8,23
14.08.1995	20,0	15,5	288	6,3	807	n.b.	1,0	2,84	1,48	109	9,67
28.08.1995	17,0	13,5	482	6,4	797	n.b.	0,7	1,65	1,34	104	10,2
12.09.1995	18,0	15,1	326	6,2	749	n.b.	0,5	1,50	1,23	106	6,8
25.09.1995	16,0	12,3	447	6,6	803	n.b.	2,8	0,25	n.b.	99	8,9
09.10.1995	21,0	16,3	385	6,1	780	n.b.	2,8	1,80	1,51	101	9
07.11.1995	7,0	13,0	357	6,6	751	n.b.	n.b.	1,20	1,11	87	6,8
20.11.1995	5,0	11,7	367	6,3	916	n.b.	2,6	0,36	0,68	60	3,4
04.12.1995	-1,0	10,9	418	6,4	933	n.b.	6,6	0,40	15,30	90	4,4
11.03.1996	2,0	7,4	400	6,4	n.b.	n.b.	23,4	0,08		70	3,8
25.03.1996	6,0	9,6	460	6,5	800	n.b.	28,9	0,01	0,15	70	2,7
15.04.1996	15,0	11,7	278	6,7	760	n.b.	19,4	n.b.	0,25	70	2,5
06.05.1996	14,0	9,5	201	6,3	702	n.b.	2,5	n.b.	0,10	60	<0,8
03.06.1996	16,0	11,7	448	6,4	945	n.b.	50,9	0,15	0,26	50	<0,8
01.07.1996	16,0	11,5	367	6,3	772	n.b.	4,2	n.b.	0,16	72	1,24
29.07.1996	26,0	13,5	357	6,2	675	n.b.	0,5	0,17	0,57	29	n.b.
26.08.1996	20,0	13,2	302	6,3	684	n.b.	0,5	0,38	0,83	92	6,0
23.09.1996	15,0	12,4	379	6,4	695	n.b.	76,1	0,15	0,27	n.b.	<0,8
21.10.1996	12,0	11,5	365	6,2	625	n.b.	44,5	3,82	0,17	91	n.b.
16.02.1997	7,6	7,2	424	6,3	859	23,12	15,1	1,42	0,18	96	1,3
11.03.1997	8,3	8,8	395	6,6	810	23,12	41,0	0,46	0,10	52	1,2
16.04.1997	10,5	9,8	374	10,7	1038	23,05	125,5	1,44	0,10	135	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
26.05.1997	13,0	10,9	284	6,4	559	23,12	n.b.	0,17	0,10	12	<0,83
23.06.1997	15,0	11,6	197	6,3	531	22,98	0,4	5,50	2,04	40	2
25.08.1997	26,0	13,7	n.b.	6,5	463	22,65	2,2	9,15	0,51	n.b.	<0,83
23.09.1997	16,0	12,7	n.b.	6,7	537	22,88	6,3	7,95	0,36	n.b.	<0,83
30.03.1997	17,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	<2,0	1,34	<0,13	74	1,23
23.05.1998	18,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,06	0,87	0,75	64	<1,7
23.06.1998	21,0	11,8	n.b.	4,7	831	22,82	59,94	1,03	1,23	25	1,39
21.07.1998	27,0	13,5	n.b.	6,8	629	23,62	55,39	1,4	<0,13	95	<1,4
29.08.1998	18,0	12,3	n.b.	4,9	290	23,22	3,7	0,92	<0,13	45	1,02
29.09.1998	15,5	13,8	n.b.	4,5	350	23,02	11,11	1,51	<0,13	77	1,49
27.10.1998	10,0	11,1	n.b.	7,7	517	23,62	9,59	0,51	<0,13	86	1,85
27.01.1999	6,0	8,7	333	6,4	428	23,42	2,43	0,35	0,2	158	2,82
13.04.1999	10,0	8,4	269	5,8	453	23,02	2,77	0,46	0,19	188	3,13
18.05.1999	18,0	n.b.	217	6,3	n.b.	22,92	1,44	0,64	0,84	79	3,25
22.06.1999	20,0	11,7	162	6,5	225	22,82	0,68	0,73	1,94	152	4,23
04.08.1999	25,0	14,9	169	6,9	n.b.	22,62	0,42	n.b.	1,19	71	6,44
07.09.1999	20,0	13,5	201	7,9	459	21,72	0,72	3,14	1,57	87	2,93
09.11.1999	9,0	11,5	370	6,6	370	22,82	2,43	0,88	1,05	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 20: MESSDATEN DES GRUNDWASSERSTANDORTES GW7 AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
06.09.1990	14,0	13,0	n.b.	7,0	660	n.b.	n.b.	1,05	4,08	n.b.	27,74
16.10.1990	15,0	13,0	310	7,2	528	n.b.	n.b.	n.b.	3,91	n.b.	27,77
29.05.1991	19,0	11,0	n.b.	6,7	598	22,83	6,3	1,03	3,97	73	21,26
26.06.1991	19,0	13,1	n.b.	5,6	527	22,77	n.b.	0,10	3,31	76	n.b.
31.07.1991	18,0	13,0	n.b.	6,8	475	22,74	n.b.		n.b.	89	16,10
04.02.1992	5,0	8,5	n.b.	7,4	490	23,03	1,0	0,10	3,46	76	6,00
03.03.1992	7,9	7,5	n.b.	6,9	596	23,01	2,1	0,10	5,92	87	19,06
31.03.1992	10,4	8,5	n.b.	6,8	357	23,12	0,4	0,10	6,20	75	14,63
28.04.1992	10,0	7,4	n.b.	7,3	603	23,10	1,7	0,10	4,70	73	21,16
14.04.1993	14,0	9,5	110	6,4	535	23,19	0,5	0,10	4,50	71	n.b.
11.05.1993	25,0	12,5	-35	6,9	348	22,85	1,9	0,10	1,80	65	n.b.
29.06.1993	22,0	14,0	-10	7,0	463	n.b.	2,8	0,33	2,56	68	n.b.
20.07.1993	18,0	15,5	-60	7,4	118	n.b.	1,4	0,16	2,16	345	n.b.
18.08.1993	21,0	17,0	-90	7,1	395	23,23	0,6	0,57	2,48	n.b.	n.b.
31.08.1993	16,0	16,0	130	6,5	417	23,11	0,5	0,61	4,16	68	n.b.
09.11.1993	7,0	10,5	140	6,6	395	23,38	0,6	0,10	3,00	228	n.b.
18.01.1994	2,0	6,6	-205	6,6	377	23,39	0,9	0,10	5,63	138	n.b.
01.03.1994	8,0	9,5	-20	6,9	507	23,33	0,9	0,40	4,00	n.b.	n.b.
14.06.1994	18,5	15,0	-100	6,3	440	23,10	1,9	0,96	7,30	183	n.b.
09.08.1994	10,0	10,0	-20	6,6	571	22,72	0,6	n.b.	2,70	n.b.	>15

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
22.05.1995	15,0	11,9	436	6,8	582	n.b.	0,8	0,30	1,44	59	15,2
26.06.1995	24,0	13,3	413	7,0	543	n.b.	1,8	n.b.	0,90	112	n.b.
10.07.1995	28,0	17,2	516	6,7	651	n.b.	0,5	0,36	2,45	69	11,1
01.08.1995	25,0	18,5	333	6,9	573	n.b.	0,6	0,46	1,49	71	11,0
14.08.1995	20,0	14,9	279	6,9	576	n.b.	0,9	0,82	1,49	73	14,0
28.08.1995	17,0	13,1	461	3,2	515	n.b.	0,8	0,80	1,47	69	16,9
12.09.1995	18,0	14,8	379	6,8	538	n.b.	0,7	0,90	1,51	78	19,2
25.09.1995	16,0	11,7	436	6,9	537	n.b.	0,7	0,10	n.b.	100	17,1
09.10.1995	21,0	15,7	404	6,3	545	n.b.	1,2	0,40	1,20	89	16,5
07.11.1995	7,0	11,7	356	6,2	689	n.b.		1,05	1,41	69	16,3
20.11.1995	5,0	12,1	367	6,5	592	n.b.	1,3	0,95	0,77	73	12,8
04.12.1995	-1,0	8,8	399	6,7	748	n.b.	0,9	0,60	1,93	88	14,3
11.03.1996	2,0	5,9	387	6,5	659	n.b.	0,3	0,10	n.b.	94	17,9
25.03.1996	6,0	7,7	415	6,7	579	n.b.	6,5	0,01	0,93	86	19,3
15.04.1996	15,0	10,0	243	6,6	615	n.b.	0,1	n.b.	1,13	87	18,4
06.05.1996	15,0	8,4	403	6,8	572	n.b.	0,5	n.b.	0,79	36	n.b.
03.06.1996	16,0	11,3	422	6,6	612	n.b.	0,5	0,30	0,88	72	19,1
01.07.1996	16,0	10,5	316	6,8	653	n.b.	0,5	n.b.	1,11	81	12,7
29.07.1996	25,0	12,8	320	6,7	639	n.b.	0,5	0,03	1,40	67	n.b.
26.08.1996	20,0	11,8	311	6,5	671	n.b.	0,5	0,81	1,19	12	5,8
23.09.1996	15,0	10,7	382	6,6	623	n.b.	0,5	0,58	0,94	n.b.	17,8
21.10.1996	12,0	10,3	308	6,0	467	n.b.	1,0	1,07	0,83	146	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
16.02.1997	7,8	5,8	269	5,9	508	23,16	4,4	0,64	0,77	99	14,2
11.03.1997	8,2	7,3	281	6,7	546	23,15	0,3	0,46	0,93	78	16,8
16.04.1997	9,7	7,6	360	7,2	722	23,04	0,3	0,78	0,46	82	n.b.
26.05.1997	13,0	9,1	272	6,5	547	23,18	0,5	0,74	0,82	81	10,2
23.06.1997	15,0	10,2	248	6,9	665	23,01	0,5	1,14	1,34	48	27,4
25.08.1997	25,0	14,0	n.b.	6,4	651	22,78	0,5	1,26	1,34	n.b.	1,91
23.09.1997	16,0	11,5	n.b.	6,9	537	22,93	0,5	0,61	1,29	n.b.	6,25
30.03.1998	17,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,51	0,2	1,24	215	7,72
23.05.1998	18,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,33	0,04	1,02	65	n.b.
23.06.1998	19,0	10,8	n.b.	5	726	22,93	0,78	0,19	1,25	120	7,48
21.07.1998	27,0	12,8	n.b.	6,4	641	23,06	1,77	0,17	1,08	90	12,4
29.08.1998	18,0	13,1	n.b.	6,5	440	23,23	2,1	0,21	1,08	156	14,92
29.09.1998	12,5	12,5	n.b.	5,2	390	23,03	0,39	<0,03	2,89	106	5,03
27.01.1999	4,0	8,0	n.b.	6,9	621	22,98	1,18	0,13	1,36	93	12,56
13.04.1999	10,0	8,2	333	8,5	558	23,18	1,18	0,45	1,1	71	12,16
18.05.1999	19,0	n.b.	176	6,5	n.b.	22,98	1,48	0,31	1,19	165	13,94
22.06.1999	17,0	11,3	124	6,7	260	22,98	0,84	0,43	1,32	71	4,39
04.08.1999	21,0	14,5	138	7	n.b.	22,38	0,38	0,11	1,23	70	2,46
07.09.1999	22,0	14,3	174	8,2	500	21,88	0,42	1,31	1,27	112	2,73
09.11.1999	9,0	11,6	196	6,5	430	22,98	1,63	0,16	2,65	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 21: MESSDATEN DES GRUNDWASSERSTANDORTES GW8 AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
27.09.1990	12,0	13,0	450	6,5	310	n.b.	2,4	0,50	1,20	n.b.	12,90
16.10.1990	14,5	12,5	460	5,4	281	n.b.	10,2	n.b.	1,52	n.b.	6,71
24.04.1991	11,0	8,5	n.b.	5,5	520	23,56	13,0	0,10	0,50	n.b.	n.b.
26.06.1991	17,0	12,5	n.b.	5,3	341	23,72	17,1	0,10	1,39	46	n.b.
31.07.1991	22,0	13,0	n.b.	5,6	363	23,26	28,0	n.b.	n.b.	42	0,22
03.12.1991	0,0	9,8	41	5,2	330	23,69	14,0	0,10	0,82	n.b.	n.b.
07.01.1992	4,0	8,5	105	4,9	n.b.	24,27	31,0	0,10	1,92	60	<2
04.02.1992	4,2	8,5	530	5,2	446	23,86	41,0	0,10	1,10	75	4,65
03.03.1992	7,8	8,4	540	4,8	547	23,69	50,0	0,10	0,63	77	2,00
31.03.1992	9,6	9,1	530	4,6		23,98	58,0	0,10	2,00	66	<2
28.04.1992	10,2	8,5	550	7,1	504	23,75	50,0	0,10	1,33	58	<2
26.05.1992	23,6	12,0	260	4,8	580	23,52	32,0	0,10	1,90	50	<2
11.06.1992	18,3	11,3	170	4,7	n.b.	23,39	2,7	0,10	0,80	27	<2
23.06.1992	20,7	12,9	260	4,9	414	23,26	47,2	0,10	0,25	36	<2
21.07.1992	30,0	14,2	255	4,1	416	23,06	62,8	0,10	0,90	42	n.b.
18.08.1992	23,0	12,9	150	5,0	397	23,03	0,5	0,10	1,36	34	n.b.
01.09.1992	19,0	12,7	138	5,7	n.b.	23,16	15,7	0,10	0,69	33	n.b.
15.09.1992	20,0	13,5	100	4,9	339	23,29	65,0	0,10	1,20	37	<1
29.09.1992	15,0	12,7	n.b.	5,3	n.b.	23,23	65,0	0,71	2,00	10	n.b.
13.10.1992	9,5	12,6	240	5,0	434	23,27	65,0	0,10	0,96	33	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
28.10.1992	8,0	13,2	240	5,4	n.b.	23,35	81,0	0,10	1,15	33	n.b.
10.11.1992	10,0	10,0	200	5,0	458	23,47	75,0	0,10	0,65	37	n.b.
24.11.1992	11,5	10,0	220	4,9	n.b.	24,08	61,0	0,50	0,84	36	n.b.
08.12.1992	4,5	1,1	260	5,9	833	24,09	65,0	0,10	1,56	45	n.b.
12.01.1993	3,0	8,0	290	4,6	n.b.	24,14	49,0	0,10	1,15		n.b.
26.01.1993	2,0	6,5	220	4,6	n.b.	24,24	14,0	0,10	1,06	54	n.b.
09.02.1993	4,5	9,0	320	4,5	660	24,19	22,0	0,10	1,57	49	n.b.
23.02.1993	1,0	8,5	260	4,6	n.b.	24,17	57,0	0,10	1,07	55	n.b.
09.03.1993	4,0	8,7	330	4,9	636	23,91	90,0	0,04	1,10	49	n.b.
14.04.1993	10,0	9,0	260	4,7	1188	23,82	0,1	0,10	1,30	55	n.b.
27.04.1993	20,0	10,0	250	4,5	n.b.	23,84	32,0	0,10	1,54	n.b.	n.b.
11.05.1993	24,0	11,0	300	4,8	959	23,54	22,0	0,10	0,60	51	n.b.
25.05.1993	19,0	12,0	210	5,5	n.b.	23,66	57,0	0,10	2,42	55	n.b.
29.06.1993	22,0	14,0	260	4,9	772	n.b.	90,0	0,10	0,84	88	n.b.
20.07.1993	18,0	13,0	290	5,3	370	n.b.	0,1	0,10	0,85	59	n.b.
18.08.1993	22,0	15,0	45	5,2	684	23,74	32,0	0,10	1,40	26	n.b.
31.08.1993	16,0	16,0	-98	5,2	n.b.	23,62	63,0	0,10	1,48	39	n.b.
14.12.1993	1,5	8,8	-140	6,1	1141	24,04	22,0	1,28	3,60	178	n.b.
18.01.1994	2,0	8,6	-105	5,4	475	24,04	27,0	0,10	2,70	94	n.b.
08.02.1994	4,5	8,5	-150	5,5	1145	24,21	7,9	0,03	2,20	156	n.b.
01.03.1994	8,0	9,5	50	6,5	n.b.	24,02	13,5	0,03	3,80	n.b.	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
22.03.1994	6,0	8,5	-70	7,8	922	24,40	17,1	1,20	1,92	93	n.b.
12.04.1994	6,0	7,8	-210	5,4	804	24,41	9,7	0,05	14,00	n.b.	n.b.
14.06.1994	22,0	13,0	-150	5,2	594	23,72	12,0	0,10	3,48	80	n.b.
23.06.1994	18,0	10,0	76	5,2	n.b.	23,55	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
03.05.1994	15,0	10,5	-64	5,1	747	23,83	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
12.07.1994	30,0	10,0	110	5,0	571	23,46	20,8	4,83	2,32	66	<0,2
19.07.1994	21,0	10,5	20	5,2	465	23,71	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
16.08.1994	18,5	15,0	195	5,3	443	23,22	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
09.08.1994	25,0	10,0	150	5,1	n.b.	23,24	19,8	n.b.	1,30	n.b.	<0,7
23.08.1994	23,0	13,0	192	5,1	n.b.	23,19	30,8	0,19	1,11	12	2,7
06.09.1994	20,0	13,0	200	5,1	561	23,39	68,5	2,04	1,54	46	0,39
14.09.1994	16,5	14,5	280	5,5	648	23,62	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
07.11.1994	10,5	11,5	178	5,2	590	26,49	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
16.01.1995	5,6	9,3	412	5,1	n.b.	n.b.	11,7	0,01	0,23	105	3,78
23.01.1995	4,6	8,5	425	5,2	n.b.	n.b.	13,8	0,05	0,05	81	1,93
31.01.1995	4,0	7,8	417	5,4	n.b.	n.b.	15,2	n.b.	0,10	84	3,17
06.02.1995	8,0	9,0	402	5,3	n.b.	n.b.	21,2	0,05	0,13	85	2,57
14.02.1995	7,0	8,8	413	5,1	n.b.	n.b.	45,7	0,10	0,05	75	2,18
20.02.1995	7,2	8,6	424	5,2	n.b.	n.b.	20,6	0,08	0,08	62	1,85
05.03.1995	6,0	8,5	431	5,2	425	n.b.	21,6	0,08	n.b.	68	n.b.
13.03.1995	8,0	8,3	422	5,1	n.b.	n.b.	12,4	0,08	0,14	40	1,7

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
27.03.1995	4,0	7,1	419	5,4	n.b.	n.b.	9,9	0,14	n.b.	79	1,75
03.04.1995	10,5	8,3	382	5,3	312	n.b.	5,6	0,1	0,90	75	2,48
24.04.1995	16,5	9,8	345	5,2	n.b.	n.b.	3,9	0,1	0,05	80	1,15
08.05.1995	15,5	9,8	427	5,1	292	n.b.	n.b.	0,15	0,12	107	1,4
22.05.1995	17,5	13,2	423	5,3	n.b.	n.b.	3,2	0,08	0,09	81	1,75
12.06.1995	22,0	11,1	445	5,4	310	n.b.	2,7	0,08	0,08	82	<0,5
26.06.1995	24,0	11,7	419	5,7	n.b.	n.b.	3,8	n.b.	0,09	101	n.b.
10.07.1995	28,0	15,9	520	4,9	295	n.b.	1,3	0,04	2,35	117	0,75
01.08.1995	25,0	17,4	391	5,4	n.b.	n.b.	1,7	0,1	0,26	104	<0,5
14.08.1995	20,0	14,2	380	5,3	359	n.b.	6,1	0,1	0,12	79	<0,5
12.09.1995	18,0	16,8	406	5,2	420	n.b.	23,9	0,1	0,05	73	1,59
25.09.1995	16,0	15,2	482	5,9	n.b.	n.b.	11,5	0,1		98	1,3
09.10.1995	21,0	16,0	436	5,4	381	n.b.	8,5	0,1	0,05	99	1,0
07.11.1995	7,0	17,2	366	5,5	327	n.b.	n.b.	0,1	0,17	73	1,7
20.11.1995	5,0	14,0	457	5,5	n.b.	n.b.	35,0	0,1	0,10	12	1,1
04.12.1995	-1,0	11,0	409	5,6	536	n.b.	28,6	0,1	0,19	72	<0,8
15.01.1996	3,0	10,4	n.b.	6,0	n.b.	23,23	18,2	0,1	0,10	55	14,90
22.01.1996	-5,0	7,8	392	5,8	n.b.	23,32	17,3	0,1	0,10	67	0,90
12.02.1996	4,0	9,2	383	6,5	n.b.	23,18	14,0	0,1	0,26	54	1,80
19.02.1996	2,0	9,9	392	5,6	n.b.	23,44	30,0	0,1	0,39	55	<0,8
26.02.1996	8,0	10,9	377	5,4	n.b.	23,45	7,4	0,1	0,18	63	1,10

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
04.03.1996	2,0	7,5	339	5,7	384	23,64	14,8	0,06	0,20	62	1,30
11.03.1996	2,0	8,0	356	5,6	n.b.	n.b.	9,4	0,1	n.b.	55	1,30
18.03.1996	4,0	8,2	343	5,4	n.b.	23,47	13,3	0,1	0,27	51	1,00
25.03.1996	6,0	9,4	347	5,7	n.b.	23,44	0,5	0,1	0,30	47	<0,8
02.04.1996	3,0	6,5	n.b.	6,2	402	n.b.	16,6	0,03	0,27	53	1,8
15.04.1996	15,0	10,2	359	5,9	n.b.	23,32	15,6	n.b.	0,49	53	1,24
22.04.1996	22,0	9,1	397	5,2	n.b.	25,2	16,2	n.b.	0,44	44	1,05
06.05.1996	18,0	9,5	333	5,2	431	23,24	18,6	n.b.	0,34	53	
20.05.1996	18,0	11,2	334	5,3	n.b.	23,24	21,8	0,03	0,28	48	0,94
03.06.1996	16,0	15,5	358	5,6	378	23,29	14,3	0,03	0,42	54	2,33
17.06.1996	22,0	12,0	341	5,3	412	23,16	21,6	0,03	0,19	51	1,4
01.07.1996	16,0	10,0	385	5,2	n.b.	23,14	22,3	n.b.	0,17	48	1,2
15.07.1996	25,0	15,0	402	5,2	536	23,13	43,9	0,03	0,20	12	n.b.
29.07.1996	25,0	13,2	442	4,9	n.b.	23,04	41,6	0,03	0,10	12	n.b.
12.08.1996	21,0	17,7	403	5,3	452	23,01	33,3	0,03	0,10	12	<0,04
26.08.1996	19,0	12,8	450	5,1	n.b.	22,97	60,2	0,03	0,43	39	<0,8
09.09.1996	16,0	18,2	405	5,2	524	n.b.	42,5	0,03	0,10	46	<0,8
23.09.1996	15,0	11,5	445	7,0	n.b.	23,22	27,5	0,09	0,29	50	<0,8
07.10.1996	15,0	8,3	463	5,5	644	23,37	59,3	0,03	0,10	52	<0,8
21.10.1996	12,0	12,2	421	5,5	n.b.	23,34	30,6	0,06	0,19	55	n.b.
11.11.1996	8,0	11,2	453	5,3	317	23,81	10,7	0,03	0,21	n.b.	1,1

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
16.02.1997	8,2	7,1	595	5,2	943	24,64	35,8	0,07	0,10	55	<0,83
11.03.1997	8,0	7,8	431	5,3	376	24,73	15,4	0,04	0,10	19	1,2
16.04.1997	10,9	10,3	466	4,9	996	23,59	16,9	0,12	0,32	64	n.b.
26.05.1997	13,0	11,2	407	5,1	444	23,64	20,0	0,16	0,14	49	0,9
23.06.1997	17,0	13,5	307	5,3	252	23,28	12,5	0,15	0,31	53	2,6
25.08.1997	27,0	12,8	n.b.	5,7	340	23,09	82,6	0,21	0,10	n.b.	1,25
23.09.1997	17,0	12,8	n.b.	5,6	523	23,28	0,5	1,26	1,34	n.b.	1,91
30.03.1998	17,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	33,62	<0,03	0,13	80	1,03
23.05.1998	18,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	30,88	<0,03	<0,13	49	n.b.
23.06.1998	22,0	13,6	n.b.	3,5	667	23,39	24,71	0,19	<0,13	44	1,25
21.07.1998	27,0	13,5	n.b.	6,2	712	23,49	77,68	<0,06	>0,13	56	<1,4
29.08.1998	17,0	12,5	n.b.	3,7	505	23,44	71,1	0,05	<0,13	71	1,04
29.09.1998	18,0	13,3	n.b.	3,4	330	23,74	26,35	1,61	<0,13	70	1,45
27.10.1998	10,0	11,1	n.b.	5,8	431	23,79	38,49	<0,03	0,39	39	1,5
27.01.1999	6,0	8,9	400	5,2	151	24,54	6,95	0,12	0,18	69	1,34
13.04.1999	9,0	8,8	353	4,8	205	24,44	8,25	0,04	0,33	81	1,92
18.05.1999	19,5	n.b.	352	5,4	n.b.	23,44	3,04	0,06	1,02	148	3,06
22.06.1999	17,0	10,5	312	6,6	165	23,49	7,37	0,03	0,34	98	1,66
04.08.1999	27,0	14,1	335	5,7	n.b.	23,34	10,53	<0,03	0,14	69	1,85
07.09.1999	24,0	14,2	376	5,9	398	23,28	20,14	0,12	0,24	80	0,77
09.11.1999	10,0	13,4	416	5,5	325	23,34	42,03	<0,03	<0,13	n.b.	n.b.

TABELLE 22: MESSDATEN DES GRUNDWASSERSTANDORTES GW9 AM BACCUMER BRUCH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
27.09.1990	13,0	12,0	300	7,1	257	n.b.	n.b.	0,46	0,55	n.b.	38,07
16.10.1990	15,0	12,5	240	7,2	270	n.b.	n.b.	1,51	0,35	n.b.	25,14
24.04.1991	8,5	9,0	n.b.	5,8	543	27,71	2,5	0,16	2,20	n.b.	n.n.
29.05.1991	13,5	11,0	n.b.	6,6	487	n.b.	4,1	0,24	6,54	16	33,33
26.06.1991	16,0	10,5	n.b.	6,5	486	27,77	n.b.	0,14	3,71	10	n.b.
31.07.1991	23,5	13,5	n.b.	7,2	248	27,14	n.b.	n.b.	n.b.	11	14,8
03.12.1991	0,0	n.b.	-40	7,0	238	27,48	15,8	0,10	0,93	n.b.	n.b.
07.01.1992	3,3	8,8	-10	7,1	236	28,00	3,2	0,10	5,04	22	14,54
03.03.1992	8,1	8,5	320	7,1	280	27,51	0,9	0,10	0,34	12	11,52
31.03.1992	13,0	10,3	370	6,3	170	27,74	0,1	n.b.	5,40	12	16
28.04.1992	11,1	9,3	320	7,5	277	27,70	0,2	0,10	0,84	17	13,49
26.05.1992	23,0	11,0	-60	7,0	284	27,40	0,7	0,10	2,00	12	16,59
23.06.1992	23,2	12,2	-118	6,4	304	27,23	0,3	0,10	0,25	12	10,83
18.08.1992	23,0	12,0	-60	7,5	271	27,25	0,4	0,10	0,79	n.b.	n.b.
10.11.1992	10,2	10,9	-85	7,5	283	27,50	0,2	0,73	0,53	12	n.b.
08.12.1992	4,5	9,5	-10	7,0	41	26,87	0,6	0,10	1,33	12	n.b.
26.01.1993	1,0	8,7	-45	7,0	281	27,92	0,5	0,10	0,25	12	n.b.
23.02.1993	1,0	7,0	-30	6,9	290	27,85	0,5	0,10	0,66	12	n.b.
14.04.1993	12,0	10,0	-23	6,5	757	26,87	0,5	0,10	n.b.	18	n.b.

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben- temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
11.05.1993	24,0	12,5	60	5,7	588	26,60	0,6	0,10	4,40	12	n.b.
31.08.1993	16,0	17,0	-160	4,7	191	26,86	2,4	0,31	2,06	75	n.b.
14.12.1993	2,0	8,0	180	5,4	1438	27,33	0,8	3,15	9,80	53	n.b.
18.01.1994	2,0	8,3	-120	4,8	524	n.b.	1,2	0,16	5,70	123	n.b.
08.02.1994	6,5	9,0	n.b.	5,5	1012	27,21	0,1	0,03	0,97	29	n.b.
01.03.1994	8,0	7,5	-30	4,0	841	27,16	0,6	0,03	10,40	n.b.	n.b.
14.06.1994	22,0	11,5	-134	5,5	1.029	26,94	1,3	0,08	8,52	23	n.b.
12.07.1994	30,0	10,0	-50	6,1	900	26,82	0,6	1,61	4,90	12	n.b.
09.08.1994	25,0	10,5	-10	6,2	895	26,34	0,5	n.b.	n.b.	n.b.	41
06.09.1994	20,0	13,0	15	6,4	838	26,84	0,2	1,37	7,25	24	66
15.01.1996	1,0	9,5	n.b.	6,9	479	26,80	0,5	0,03	0,28	12	1,40
22.01.1996	-5,0	8,6	334	7,6	430	26,74	0,5	0,03	0,26	12	4,95
12.02.1996	4,0	9,2	293	7,8	402	26,89	0,3	0,03	0,37	12	3,90
19.02.1996	3,0	9,3	199	6,2	377	27,19	0,7	0,03	0,57	12	10,0
26.02.1996	6,0	10,7	250	6,3	367	27,08	0,3	0,03	0,33	21	6,30
04.03.1996	3,0	8,6	311	6,9	375	27,01	0,7	0,06	0,31	12	6,90
18.03.1996	4,0	8,4	178,7	7,0	385	26,93	0,3	0,10	0,19	12	4,00
02.04.1996	3,0	8,5	217	6,8	380	n.b.	1,3	0,03	0,27	12	3,9
22.04.1996	24,0	9,2	217,9	6,6	342	26,89	0,3	n.b.	0,51	12	5,85
20.05.1996	18,0	11,5	422	6,9	372	26,90	0,3	0,03	0,63	12	3,1
17.06.1996	24,0	14,7	260	7,1	384	26,50	0,3	0,03	0,16	12	3,4
15.07.1996	25,0	14,2	385	7,3	385	26,57	0,5	0,03	0,23	12	

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
12.08.1996	23,0	15,5	348	7,1	372	26,54	0,5	0,03	0,1	12	<0,04
09.09.1996	18,0	13,0	353	7,5	369		0,5	0,2	0,1	12	0,9
07.10.1996	16,0	11,6	386	7,4	362	26,19	0,5	0,03	0,18	12	<0,8
11.11.1996	8,0	10,3	252	6,5	296	27,11	0,5	0,08	0,62	n.b.	4,7
11.03.1997	8,0	8,3	342	6,9	340	27,14	0,5	0,28	0,29	12	10,1
16.04.1997	11,0	9,4	337	7,4	394	27,06	0,5	0,47	0,90	16	n.b.
26.05.1997	13,0	10,5	291	6,6	291,0	27,04	0,5	0,42	0,32	12	<0,83
23.06.1997	15,0	11,8	328	6,8	309	26,89	0,5	0,5	0,4	12	7,4
25.08.1997	32,0	11,2	n.b.	7,1	350	26,59	0,5	0,92	0,1	n.b.	<0,83
23.09.1997	17,0	13,5	n.b.	7,0	350	26,76	1,0	0,28	0,15	n.b.	<0,83
20.10.1997	10,0	12,0	375	6,7	391	26,94	<0,85	<0,05	<0,10	10	<0,83
30.03.1998	17,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	<0,13	0,05	0,57	32	n.b.
23.05.1998	18,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,2	<0,03	0,27	<15	n.b.
23.06.1998	20,0	10,9	n.b.	5,4	388	26,79	0,14	<0,03	<0,13	32	<0,83
21.07.1998	22,0	15,4	n.b.	6,7	366	26,69	2,95	<0,06	<0,13	<15	<0,83
29.08.1998	19,0	13,3	n.b.	5,3	270	27,03	2,4	<0,03	0,14	19	<0,83
29.09.1998	19,0	13,1	n.b.	6,8	280	27,03	1,75	0,04	<0,13	363	<0,83
27.10.1998	10,0	11,4	n.b.	6,6	365	26,24	0,72	<0,03	0,3	<15	1,69
27.01.1999	7,0	8,8	198	6,9	737	27,99	2,05	0,18	1,8	532	31,37
13.04.1999	10,0	8,4	233	4,8	660	26,99	0,61	<0,03	0,18	32	55,16
18.05.1999	19,0	n.b.	96	6,5	n.b.	26,59	0,53	0,04	0,29	85	16,76
22.06.1999	17,0	11,4	186	6,9	120	26,89	0,46	<0,03	0,33	32	<0,83

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	Redoxpotential [mV]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Pegel	Nitrat [mg/L]	ortho- Phosphat [mg/L]	Ammonium [mg/L]	CSB [mg/L]	Gesamteisen [mg/L]
04.08.1999	27,0	14,6	272	7,3	n.b.	25,79	0,23	<0,03	0,22	n.b.	n.b.
07.09.1999	24,0	14,3	176	7	308	26,69	0,23	0,3	<0,13	<15	<0,83
09.11.1999	10,5	12,1	217	7,1	302	26,59	0,68	<0,03	0,15	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

Im folgenden werden die aufgenommenen Daten der Oberflächenprobenahmestellen am Großen Brögberner Teich tabellarisch aufgezeigt. Für diese Arbeit wurden nur die grau hinterlegten Werte für diese Arbeit verwendet. Die Probenahmen von 1990-1996 wurden nach anderen Kriterien durchgeführt als die von 1997-1999. So wurden von 1990-1996 einzelne Standorte deutlich stärker kontrolliert als andere. Um aber einen direkten Vergleich durchzuführen, konnten nur Werte verwendet werden, an denen die Probenahme der zu vergleichenden Standorte an ein und demselben Tag durchgeführt worden sind.

TABELLE 23: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES G1 AM GROßEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
16.01.1995	4,5	2,6	6,4	130	435	100	0,54	56,30	0,12	30	36	0,40
23.01.1995	4,8	4,9	6,4	305	449	99	0,46	54,00	0,21	39	60	<0,1
31.01.1995	4,0	3,7	6,5	360	411	95	0,49	85,00	0,45	41	67	0,65
06.02.1995	8,0	6,5	6,4	390	388	95	0,65	91,80	0,58	35	60	<0,5
14.02.1995	7,5	7,0	6,1	325	397	67	0,42	65,90	0,44	61	38	0,48
20.02.1995	8,5	7,2	6,5	172	394	76	0,66	85,60	0,08	37	58	<0,5
27.02.1995	5,5	3,4	5,9	510	398	65	1,03	88,50	0,26	34	n.b.	<0,5
13.03.1995	9,0	6,2	6,6	411	n.b.	87	0,10	77,10	0,11	39	49	<1,7
03.04.1995	10,5	9,8	6,6	494	349	n.b.	0,78	65,00	0,08	30	54	0,77
24.04.1995	17,3	18,8	7,2	388	335	130	0,27	63,40	0,10	47	n.b.	<0,5
08.05.1995	15,2	16,2	7,4	577	359	90	0,34	68,50	0,18	39	43	<0,5
22.05.1995	15,5	17,7	6,7	525	472	116	0,29	73,00	0,08	39	35	0,31
12.06.1995	19,2	17,8	6,4	474	433	n.b.	0,26	60,80	0,08	35	52	<0,5
26.06.1995	24,0	26,5	7,1	521	410	61	0,38	64,00	n.b.	38	47	<0,5
12.09.1995	20,0	17,2	7,7	336	431	113	0,10	14,50	0,10	18	55	<0,8
25.09.1995	16,0	13,0	7,4	334	458	n.b.	n.b.	9,00	0,10	19	16	<0,5

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
09.10.1995	22,0	20,3	8,0	338	375	113	0,10	10,50	0,10	18	18	<0,5
24.10.1995	14,0	14,1	7,7	334	413	n.b.	0,90	12,00	0,10	22	27	<0,5
07.11.1995	7,0	6,9	6,6	364	403	98	0,18	n.b.	0,10	12	75	<0,5
20.11.1995	6,0	6,4	6,5	399	334	95	0,28	16,50	0,10	12	24	<0,5
04.12.1995	-1,0	2,1	7,3	485	411	103	0,35	14,70	0,10	12	15	<0,5
26.02.1996	8,0	7,1	6,0	394	404	86	0,37	9,80	0,30	21	33	<0,8
11.03.1996	2,0	1,5	6,3	354	377	100	n.b.	18,80	0,10	15	29	<0,8
25.03.1996	7,0	8,4	6,5	388	382	119	0,10	21,00	0,10	12	23	<0,8
02.04.1996	5,0	4,3	6,8	375	394	114	0,19	14,50	0,05	n.b.	13	<0,8
15.04.1996	15,0	11,8	6,6	349	418	125	0,10	12,40	n.b.	12	26	<0,8
22.04.1996	20,0	15,5	8,3	352	392	101	0,13	8,63	n.b.	16	28	<0,8
06.05.1996	17,0	11,2	8,7	345	345	124	0,10	10,30	n.b.	12	26	<0,8
03.06.1996	18,0	14,9	6,4	351	414	214	0,16	9,70	0,04	12	18	<0,8
13.06.1996	22,0	23,6	9,4	308	368	161	0,10	1,40	0,03	18	11	<0,8
01.07.1996	16,0	18,3	9,1	297	395	162	0,10	1,40	n.b.	12	18	<0,8
15.07.1996	25,0	19,0	8,7	318	381	145	0,10	2,95	0,09	12	12	n.b.
29.07.1996	25,0	20,0	9,7	280	239	275	0,10	0,70	0,18	12	n.b.	<0,8
12.08.1996	24,0	19,4	7,2	316	284	124	0,10	3,90	0,04	12	8	<0,04
26.08.1996	21,0	17,8	9,4	267	228	121	0,10	0,70	0,04	17	10	<0,8
09.09.1996	17,0	12,7	8,3	325	297	124	0,10	5,04	0,04	12	24	<0,8
23.09.1996	15,0	11,0	5,7	256	314	153	0,10	7,80	0,03	n.b.	7	<0,8

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
07.10.1996	15,0	9,3	7,0	359	332	102	0,10	12,60	0,03	17	39	<0,8
21.10.1996	12,0	11,4	5,8	361	339	74	0,10	8,60	0,03	15	16	n.b.
11.11.1996	8,0	8,4	6,6	470	353	82	0,10	32,70	0,03	n.b.	22	<0,8
16.02.1997	8,5	9,5	5,9	448	351	n.b.	0,24	20,73	0,18	9,00	n.b.	n.b.
11.03.1997	8,0	7,3	6,9	455	342	n.b.	0,17	25,63	0,11	<15	38	<0,83
16.04.1997	8,0	7,1	8,0	544	343	120	0,13	21,38	0,28	20	17	n.b.
26.05.1997	12,0	10,8	7,9	418	337	105	0,12	17,14	0,17	<15	n.b.	<0,83
23.06.1997	15,0	15,2	7,2	345	397	112	0,23	9,56	0,09	<15	n.b.	<0,83
25.08.1997	22,0	21,7	6,9	325	n.b.	n.b.	<0,13	1,16	0,25	n.b.	n.b.	<0,83
23.09.1997	16,0	11,1	7,6	340	n.b.	n.b.	<0,13	3,41	<0,15	n.b.	n.b.	<0,83
20.10.1997	12,0	11,0	7,1	497	364	104	0,12	15,79	<0,05	24	n.b.	<0,83
30.03.1998	16,5	10,0	7,7	548	342	95	<0,13	12,53	<0,03	<15	n.b.	<0,83
23.05.1998	18,0	12,3	6,8	n.b.	367	91	<0,13	17,94	1,14	26	n.b.	<0,83
23.06.1998	17,0	15,5	7,4	456	n.b.	75	<0,13	11,52	<0,03	58	n.b.	<0,83
21.07.1998	28,0	20,2	6,9	410	n.b.	58	<0,13	11,22	<0,06	63	n.b.	<0,83
29.08.1998	18,5	15,5	7,3	340	n.b.	69	<0,13	14,20	<0,03	15	n.b.	<0,83
29.09.1998	16,5	15,3	7,0	390	n.b.	80	<0,13	13,95	<0,03	93	n.b.	1,02
27.10.1998	10,0	8,1	7,8	507	n.b.	80	0,22	34,31	<0,03	<15	n.b.	1,36
27.01.1999	2,0	5,2	7,5	384	351	83	0,67	15,39	0,06	33	n.b.	<0,83
13.04.1999	7,2	8,6	6,4	429	201	48	0,37	18,20	<0,03	<15	n.b.	0,99
18.05.1999	18,0	9,9	7,0	n.b.	297	111	0,24	10,75	<0,03	<15	n.b.	1,41

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
23.06.1999	21,0	12,3	7,2	140	295	n.b.	0,18	7,06	0,06	34	n.b.	<0,83
09.11.1999	9,0	8,4	7,4	275	387	72	0,95	5,85	0,06	<15	n.b.	<0,83

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 24: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES G2 AM GROBEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
13.03.1995	9,0	4,7	7,1	292	412	n.b.	0,46	32,60	0,18	37	57	<1,7
03.04.1995	10,0	10,1	7,1	307	n.b.	n.b.	0,64	39,00	0,14	37	54	0,73
24.04.1995	17,3	15,2	7,2	237	379	96	0,26	32,30	0,10	52	n.b.	0,58
08.05.1995	15,0	17,5	8,1	382	336	110	0,07	39,00	0,12	48	57	<0,5
22.05.1995	15,5	16,6	7,2	375	462	127	0,07	36,10	0,08	47	28	0,43
12.06.1995	19,5	17,5	6,3	368	411	n.b.	0,09	29,20	0,08	41	53	<0,5
26.06.1995	24,0	28,5	7,9	381	427	98	0,44	27,80	n.b.	45	45	<0,5
10.07.1995	28,0	28,8	7,8	444	408	192	3,75	8,40	0,05	100	39	<0,5
01.08.1995	25,0	26,9	8,2	409	626	109	0,07	0,30	0,10	79	47	<0,5
14.08.1995	20,0	21,9	8,8	489	312	130	0,07	0,80	0,10	96	60	<0,5
28.08.1995	17,0	16,5	5,6	547	465	114	0,06	0,50	0,08	94	55	0,60
12.09.1995	20,0	18,6	7,9	323	428	107	0,07	56,40	0,10	<15	26	<0,8
25.09.1995	16,0	13,0	7,9	319	386	n.b.	n.b.	7,40	0,10	15	23	<0,5
09.10.1995	22,0	18,5	8,5	350	372	134	0,10	14,60	0,10	18	36	<0,5
24.10.1995	15,0	13,9	7,2	342	507	n.b.	0,24	11,00	0,10	17	12	<0,5
07.11.1995	7,0	5,3	6,6	350	396	98	0,14	15,80	0,10	12	32	<0,5
20.11.1995	6,0	6,4	6,5	372	377	86	0,42	14,50	0,10	12	26	<0,5
04.12.1995	-1,0	1,2	7,2	369	422	98	0,07	14,90	0,10	12	18	<0,5
26.02.1996	8,0	0,9	6,1	145	408	68	0,31	5,40	0,10	28	44	<0,8
11.03.1996	2,0	2,5	7,0	135	346	105	n.b.	18,50	0,10	16	23	<0,8

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
25.03.1996	7,0	8,7	6,8	387	373	105	0,10	17,00	0,10	12	18	<0,8
15.04.1996	16,0	11,5	6,6	358	402	107	0,27	12,60	n.b.	18	14	<0,8
06.05.1996	18,0	12,4	8,7	349	361	120	0,10	6,00	n.b.	18	18	<0,8
03.06.1996	20,0	18,8	9,4	357	341	103	0,13	8,00	0,17	12	31	<0,8
01.07.1996	16,0	18,1	10,8	328	263	170	0,10	0,50	n.b.	25	13	<0,8
29.07.1996	26,0	23,4	10,3	314	253	358	0,10	0,50	0,10	12	n.b.	n.b.
26.08.1996	21,0	20,6	10,5	314	179	256	0,10	0,50	0,03	16	9	<0,8
23.09.1996	15,0	12,4	9,0	325	290	203	0,14	5,00	0,03	n.b.	14	<0,8
21.10.1996	13,0	10,5	7,0	356	335	90	0,10	6,10	0,03	12	20	n.b.
16.02.1997	8,3	5,6	6,9	441	351	n.b.	<0,13	0,41	1,28	12	n.b.	<0,83
11.03.1997	8,0	7,5	7,2	453	342	n.b.	<0,13	23,54	0,06	15	41	<0,83
16.04.1997	8,0	10,9	8,7	500	327	183	<0,13	14,92	0,08	<15	10	n.b.
26.05.1997	15,5	14,4	8,0	411	275	110	0,05	16,20	0,10	<15	n.b.	<0,83
23.06.1999	15,0	17,3	8,1	291	344	86	0,13	0,01	0,06	<15	n.b.	<0,83
25.08.1997	25,0	21,8	7,2	370	n.b.	n.b.	<0,13	<0,9	0,12	n.b.	n.b.	<0,83
23.09.1997	16,0	13,3	7,4	430	n.b.	n.b.	0,60	<0,9	<0,15	n.b.	n.b.	<0,83
20.10.1997	12,0	11,8	7,0	493	363	108	0,13	15,29	0,08	17	n.b.	<0,83
30.03.1998	17,0	15,0	8,3	503	478	111	0,13	12,20	<0,031	20	n.b.	<0,83
23.05.1998	18,5	14,4	8,9	n.b.	376	133	<0,13	2,78	0,04	18	n.b.	<0,83
23.06.1998	22,0	19,1	6,3	443	n.b.	97	<0,13	7,68	<0,03	73	n.b.	1,06
21.07.1998	26,0	21,9	6,9	427	n.b.	70	<0,13	8,84	<0,06	88	n.b.	<0,83

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
29.08.1998	17,0	16,9	7,3	340	n.b.	73	0,19	11,70	0,04	23	n.b.	<0,83
29.09.1998	14,5	14,5	7,3	390	n.b.	71	0,53	11,67	<0,03	35	n.b.	0,97
27.10.1998	10,0	7,6	7,9	451	n.b.	79	<0,13	22,43	<0,03	<15	n.b.	1,08
27.01.1998	2,0	5,2	7,6	448	449	89	0,42	14,32	0,08	27	n.b.	<0,83
13.04.1999	7,2	8,7	7,3	416	391	51	0,22	11,82	0,10	27	n.b.	<0,83
18.05.1999	17,5	15,0	6,7	n.b.	322	150	0,14	7,94	<0,03	15	n.b.	0,90
22.06.1999	20,0	18,4	8,7	178	244	n.b.	0,25	2,05	<0,03	36	n.b.	0,74
04.08.1999	24,0	22,0	8,8	n.b.	225	133	<0,13	0,38	0,05	41	n.b.	<0,83
07.09.1999	20,0	18,6	7,8	299	227	140	<0,13	0,42	0,12	26	n.b.	<0,83
09.11.1999	9,0	8,5	8,1	250	317	125	<0,13	0,53	0,01	<15	n.b.	<0,83

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 25: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES G5 AM GROBEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
16.01.1995	4,1	2,2	7,1	110	313	96	0,58	5,2	0,08	85	35	0,98
23.01.1995	4,9	5,2	7,1	242	407	n.b.	0,34	19,1	0,08	46	54	0,58
31.01.1995	4,0	3,3	8,0	240	409	94	0,39	14,9	0,06	41	46	0,95
06.02.1995	8,0	7,0	7,4	230	386	99	0,44	16,5	0,24	37	43	1,07
14.02.1995	8,0	6,9	7,2	245	389	95	0,60	17,2	0,10	53	47	<0,5
20.02.1995	8,0	7,3	7,1		386	84	0,40	23,7	0,16	39	20	<0,5
27.02.1995	6,0	4,6	7,5	248	412	94	0,38	13,8	0,08	104	n.b.	2,05
05.03.1995	5,6	3,6	6,9	240	370	100	0,17	n.b.	0,08	n.b.	n.b.	<0,5
13.03.1995	9,0	7,5	8,2	236	413	n.b.	0,22	11,8	0,15	18	32	<1,7
27.03.1995	4,0	5,5	7,1	250	407	86	n.b.	13,6	0,16	46	n.b.	0,60
03.04.1995	10,0	10,1	7,4	239	379	n.b.	0,51	19,1	0,20	39	39	0,63
24.04.1995	17,3	16,6	7,7	120	393	122	0,19	13,1	0,10	66	n.b.	0,45
08.05.1995	14,6	17,9	8,1	114	402	110	0,12	7,9	0,10	64	148	1,17
22.05.1995	15,0	15,4	7,4	116	460	122	0,08	<1	0,15	62	41	1,19
12.06.1995	20,0	19,0	6,5	n.b.	417	n.b.	0,12	7,0	0,08	51	40	<0,5
26.06.1995	25,0	28,3	9,9	128	413	n.b.	0,12	1,3	n.b.	76	36	<0,5
01.08.1995	25,0	28,0	8,2	350	295	109	0,20	0,4	0,10	88	54	<0,5
28.08.1995	17,0	17,4	4,4	277	472	88	0,26	0,9	0,07	58	49	0,4
12.09.1995	20,0	18,2	7,5	305	379	80	0,10	1,2	0,10	31	30	<0,8
25.09.1995	16,0	14,5	7,7	330	434	n.b.	n.b.	3,0	0,10	22	23	<0,5

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
09.10.1995	22,0	18,3	6,9	353	391	96	0,13	6,1	0,10	22	23	<0,5
24.10.1995	14,5	15,5	8,9	334	406	n.b.	0,15	10,4	0,10	22	13	<0,5
07.11.1995	7,0	5,9	6,3	351	386	76	0,10	8,6	0,10	12	35	<0,5
20.11.1995	6,0	5,8	6,8	343	397	90	0,28	13,0	0,10	12	19	<0,5
04.12.1995	-1,0	0,6	7,1	386	413	105	0,15	15,8	0,10	19	17	<0,5
11.03.1996	2,0	0,9	6,8	n.b.	379	121	n.b.	12,7	0,10	34	30	<0,8
18.03.1996	7,0	7,6	6,7	367	392	120	0,10	13,3	0,10	12	27	<0,8
15.04.1996	17,0	11,7	6,5	371	504	130	0,10	0,5	n.b.	33	16	<0,8
06.05.1996	18,0	12,4	7,4	353	372	120	0,10	0,5	n.b.	42	29	<0,8
03.06.1996	16,0	17,8	7,3	319	417	n.b.	0,10	0,5	0,06	25	30	<0,8
23.09.1996	15,0	13,5	6,9	362	355	173	0,10	0,5	0,67	18	19	<0,8
21.10.1996	13,0	12,1	6,6	335	354	87	0,10	4,4	0,21	12	19	n.b.
16.02.1997	8,3	4,7	6,8	403	336	n.b.	<0,13	22,21	0,08	17	n.b.	<0,83
11.03.1997	8,0	7,9	7,2	463	339	n.b.	<0,13	25,73	0,04	<15	57	<0,83
16.04.1997	8,2	11,1	8,4	490	375	158	<0,13	14,97	0,15	21	16	n.b.
26.05.1997	13,0	17,2	7,5	410	331	93	<0,13	<4,4	3,15	96	n.b.	n.b.
23.06.1997	15,0	16,5	7,1	325	447	53	0,15	<0,5	0,09	<15	n.b.	<0,83
24.08.1997	24,0	19,2	6,8	382	n.b.	n.b.	0,27	<0,9	1,8	n.b.	n.b.	2,72
23.09.1997	14,0	10,7	7,1	416	n.b.	n.b.	0,35	3,3	2	n.b.	n.b.	<0,83
20.10.1997	10,0	11,3	6,7	524	368	57	<0,13	6,74	<0,05	19	n.b.	<0,83
30.03.1997	18,5	12,6	7,9	512	470	104	<0,13	12,64	<0,031	24	n.b.	<0,83

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
23.05.1998	19,0	13,9	7,4	n.b.	377	99	<0,13	1,23	0,04	27	n.b.	<0,83
23.06.1998	21,0	18,1	7,2	463	n.b.	56	0,15	5,03	0,13	26	n.b.	1,52
21.07.1998	27,0	22,1	7,0	428	n.b.	65	<0,13	6,83	0,11	26	n.b.	<0,83
29.08.1998	18,0	17,0	7,1	330	n.b.	82	<0,13	7,7	<0,031	<15	n.b.	<0,83
29.09.1998	15,5	15,5	5,8	400	n.b.	97	<0,13	16,93	<0,03	29	n.b.	0,88
27.10.1998	10,0	8,0	7,9	567	n.b.	79	<0,13	20,95	0,15	<15	n.b.	1
27.01.1999	3,0	5,0	7,9	474	343	85	0,24	14,67	0,18	17	n.b.	<0,83
13.04.1999	9,0	8,9	6,0	421	185	47	0,72	9,23	0,04	16	n.b.	<0,83
18.05.1999	18,0	15,2	7,1	n.b.	245	116	0,14	3,5	<0,03	<15	n.b.	0,84
22.06.1999	21,0	16,0	7,1	185	205	n.b.	0,34	0,84	0,15	37	n.b.	1,42
09.11.1999	9,0	8,2	7,9	270	51	94	<0,13	1,6	0,05	n.b.	n.b.	n.b.

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

TABELLE 26: MESSDATEN DES OBERFLÄCHENSTANDORTES G6 AM GROBEN BRÖGBERNER TEICH

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
16.01.1995	4,5	3,2	6,9	102	297	80	0,74	7,0	0,07	12	27	0,63
23.01.1995	4,8	5,2	7,0	265	407	n.b.	0,36	22,8	0,06	46	45	0,3
31.01.1995	4,0	3,3	7,4	240	414	93	0,40	14,7	0,16	42	62	0,8
06.02.1995	8,0	6,7	7,2	230	392	99	0,71	16,7	0,04	37	47	<0,5
14.02.1995	8,0	6,9	7,0	246	389	93	0,30	16,7	0,10	51	47	<0,5
20.02.1995	8,0	7,0	6,8	n.b.	403	73	0,40	23,2	0,10	39	44	<0,5
27.02.1995	6,0	4,4	7,5	250	412	85	0,40	14,5	0,14	80	n.b.	0,9
13.03.1995	9,0	6,5	8,0	1036	420	n.b.	n.b.	22,8	0,10	37	26	<1,7
27.03.1995	4,0	5,5	7,2	300	409	78	0,46	16,5	0,18	79	n.b.	<0,5
03.04.1995	10,0	10,1	7,4	241	413	n.b.	0,50	19,3	0,31	39	33	0,6
24.04.1995	17,3	15,0	7,3	200	406	104	0,26	17,5	0,10	60	n.b.	0,7
08.05.1995	14,5	17,7	7,4	289	432	99	0,19	8,8	0,10	48	55	<0,5
22.05.1995	15,0	14,2	6,8	362	460	117	0,12	7,2	0,08	42	29	0,4
12.06.1995	20,0	19,5	6,6	280	375	n.b.	0,11	7,0	0,08	50	36	<0,5
26.06.1995	24,0	25,8	8,9	271	415	121	0,23	6,3	n.b.	60	48	<0,5
10.07.1995	28,0	25,7	8,6	440	467	103	0,12	0,6	0,05	107	55	<0,5
01.08.1995	25,0	26,9	10,0	307	340	159	0,11	0,4	0,10	57	68	<0,5
12.09.1995	18,0	18,2	7,4	305	398	77	0,10	1,2	0,10	25	29	<0,8
25.09.1995	16,0	14,0	8,7	328	418	n.b.	n.b.	2,8	0,10	20	23	<0,5
09.10.1995	22,0	19,1	6,8	353	397	91	0,10	8,1	0,10	21	29	<0,5

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
24.10.1995	15,0	15,9	8,4	332	407	n.b.	0,23	9,7	0,10	25	13	<0,5
07.11.1995	7,0	6,5	6,1	382	385	88	0,10	13,0	0,10	38	43	<0,5
20.11.1995	6,0	6,4	6,7	353	400	91	0,29	13,3	0,10	12	21	<0,5
04.12.1995	-1,0	2,3	7,1	380	402	100	0,10	15,8	0,10	18	22	<0,5
26.02.1996	8,0	3,4	5,9	354	397	84	0,35	19,4	0,10	72	31	<0,8
11.03.1996	2,0	1,7	6,6	367	376	108	n.b.	21,5	0,10	16	29	<0,8
18.03.1996	7,0	7,6	6,3	376	359	119	0,10	16,5	0,10	12	25	<0,8
15.04.1996	17,0	9,5	6,7	375	635	99	0,10	7,1	n.b.	32	n.b.	<0,8
22.04.1996	23,0	20,0	8,6	354	n.b.	123	0,13	0,5	n.b.	n.b.	39	<0,8
06.05.1996	18,0	11,9	9,3	376	263	150	0,10	0,5	n.b.	30	25	n.b.
03.06.1996	18,0	17,1	7,7	342	401	169	0,16	0,5	0,06	17	20	<0,8
17.06.1996	23,0	25,0	8,8	322	395	142	0,10	0,5	0,03	35	24	<0,8
01.07.1996	16,0	18,6	8,9	292	332	137	0,10	0,5	n.b.	43	40	<0,8
15.07.1996	25,0	22,3	7,8	303	394	132	0,10	0,5	0,03	12	26	n.b.
12.08.1996	27,0	25,5	7,9	262	298	162	0,62	0,5	0,10	12	20	<0,04
26.08.1996	21,0	19,4	8,5	277	350	65	0,17	0,5	0,48	40	19	<0,8
09.09.1996	17,0	16,4	8,2	334	329	100	0,10	0,5	0,04	18	31	<0,8
23.09.1996	15,0	12,7	6,8	345	341	150	0,27	1,5	0,03	n.b.	12	<0,8
07.10.1996	15,0	11,3	7,9	399	336	114	0,10	7,5	0,03	23	36	<0,8
21.10.1996	12,0	12,0	6,3	337	348	85	0,10	5,1	<0,03	19	0	n.b.
11.11.1996	8,0	7,2	6,5	429	339	87	0,10	20,7	<0,03	n.b.	16	<0,8

Datum	Lufttemperatur [°C]	Proben-temperatur [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Redox-potential [mV]	Sauerstoff-Sättigung [%]	Ammonium [mg/L]	Nitrat [mg/L]	ortho-Phosphat [mg/L]	CSB [mg/L]	AOX: [µg/L]	Gesamteisen [mg/L]
23.06.1998	21,0	18,1	5,6	458	n.b.	41	<0,13	4,2	0,11	16	n.b.	0,9
21.07.1998	27,5	21,8	6,7	431	n.b.	58	<0,13	5,62	<0,06	27	n.b.	<0,83
29.08.1998	18,0	17,1	7,1	330	n.b.	72	<0,13	7,1	<0,03	18	n.b.	<0,83
29.09.1998	15,5	15,3	5,5	400	n.b.	73	<0,13	15,05	<0,03	24	n.b.	0,86
27.10.1998	10,0	7,9	7,8	450	n.b.	45	<0,13	11,08	<0,13	<15	n.b.	1,04
27.01.1999	3,0	4,8	7,0	410	n.b.	77	0,19	21,09	0,03	21	n.b.	<0,83
13.04.1999	9,5	8,7	8,2	417	187	43	0,11	8,63	0,03	17	n.b.	<0,83
18.05.1999	19,5	13,0	6,9	n.b.	240	69	0,13	2,05	<0,03	<15	n.b.	0,72
23.06.1999	21,0	15,4	6,9	185	189	n.b.	0,42	0,9	0,09	39	n.b.	1,13
09.11.1999	9,0	8,1	7,1	270	197	88	<0,13	1,56	0,05	17	n.b.	<0,83

n.b.: nicht bestimmt

<: Meßwert ist kleiner der Nachweisgrenze

Im Verlaufe des Projektes wurden viele weitere Probenahmstandorte meist kurzfristig beprobt, um die Auswirkungen der Renaturierungen direkt festzustellen. Weiterhin wurden auch Schwermetalle an den oben genannten Standorten gemessen. Da diese Messungen aber nicht Gegenstand dieser Arbeit waren, werden die Werte hier nicht aufgeführt, können aber bei Interesse von mir erhalten werden.

Die Meßdaten, die für die Kapitel können in der angegebenen Primärliteratur erhalten werden:

Kapitel 3.1.4.7: Weitere Verfahren zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität (Saatkamp, C. & Holtkamp, B. 1996; Literaturhinweise Nr. 79 & 78)

Kapitel 3.2.4: Gewässergüte und Selbstreinigungsvermögen des Schillingmanngraben 1997 (Roose, H. 1998; Literaturhinweis Nr. 91)

Kapitel 3.4.2: Eine genaue Untersuchung des Großen Brögberner Teiches (Ries, T. & Bode, E. 1999; Literaturhinweise Nr. 97 & 96)

Literaturverzeichnis:

- [1] Adams, F.(1984): Soil acidity and liming. Agronomy Series 12, Agron. Soc. Am. Madison (Wisc.)
- [2] Schuller, D.; Brunken-Winkler H.; Busch P. (1992-1996): E+E-Vorhaben „Ökologisch orientierter Rückbau des Naturraumes Schillingmanngraben/Brögberner Teiche“ Zwischenberichte 1992-1993-1996
- [3] Bach, M.; Huber, A.; Frede, H.G. (2001): Input pathways and river load of pesticides in Germany-a national scale modeling assessment. Water Science and Technology, Vol. 43 (5), 261-268
- [4] Bauer, W. H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen
- [5] Foerster, P.; Scheffer, B.; Neuhaus, H. (1985): Drainage water quality and leaching losses from various soil types in northern West Germany on marsh, moor land and sandy upland. Z. Dtsch. Geol. Ges., Vol. 136(2), 497-504.
- [6] Hamm, A. (1995): Limits of nutrient loading in surface waters. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Vol. 152, 14/1-14/18.
- [7] Kersten M., Förstner U., Krause P., Kriews M., Dannecker W., Garbe-Schönberg C.-D., Höck M., Terzenbach U., Grassl H., (1992) Pollution source reconnaissance using stable leadisotope ratios (206/207Pb). In: Impact of heavy Metals on the Environment. pp. 311-325. Edited by Vernet J.-P. Amsterdam: Elsevier.
- [8] Höpner, T. (1994) Variability and inhomogeneity. Guidelines of ecosystems research in the Wadden Sea of Lower Saxonia. Ophelia Supp. 6, 153-162
- [9] Höpner T., Öelschläger B. (1997) From the Warning Signal to the Case of Emergency. History, Course and Explanation of the Black Area Event in Summer 1996. Aktuelle Probleme der Meeresumwelt. Supp.7, 11-20
- [10] Meyer, B. (1982): Nitrate entry into groundwater in light of the nitrogen budget of arable sandy soils having a high water table in northwestern Germany. Mitt. Komm. Wasserforsch., Dtsch. Forschungsgem. (1982), Vol. 3, 28-36.
- [11] Mueller-Wegener, U. (1988): Groundwater pollution by pesticides. DVGW-Schriftenr., Wasser , Vol. 58, 269-284.
- [12] Bundes-Bodenschutzgesetz-BbodSchG (1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten
- [13] Drews, H.; Jacobsen, J.; Trepel, M.; Wolter, K. (2000): Peatlands in Schleswig-Holstein with special consideration of fens - area, situation and importance -. Telma, Vol. 30, 241-278
- [14] Berg, E.; Jeschke, L.; Lenschow, U.; Ratzke, U.; Thiel, W. (2000) The mire protection concept in Mecklenburg-Pomerania. Telma, Vol. 30 173-220.

- [15] Mogge, B.; Kaiser, E. A.; Munch, J. C. (1997): The influence of management and topography on gaseous N-emissions of agricultural soils. *Phys. Chem.*, Vol. 41, 291-296.
- [16] Nakagoshi, N. (1984) Buried viable seed populations in forrest communities on the Hiba Mountains, southwestern Japan. *J. Sci. Hiroshima Univ., ser. B, Div. 2*, 19, 1-56
- [17] Fischer, A. (1987) Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen: Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. *Diss. Bot., Band 110*
- [18] Villiers, T.A. (1973) Ageing and longevity of seeds in field conditions. Heydecker, W. (ed.): *Seeds Ecology*, 265-288
- [19] Isermann, R.; Isermann, K. (2000): Sustainable agriculture in river catchment areas in Germany with respect to nitrogen (N) and phosphorus (P). *VDLUFA-Schriftenr., Vol.55 (Nachhaltige Landwirtschaft, Part 6)*, 55-60.
- [20] Fründ, H.C., Gräbner, G. u.a. (1985) *Rettet den Boden*
- [21] Schachtschnabel, P.; Blume H.-P.; Brümmer, G.; Hartge, G.-H.; Schwertmann, U. (1992) *Lehrbuch der Bodenkunde*
- [22] Reichholt J. (1988): *Feuchtgebiete*
- [23] Conrad, J.; Eisenbart, J.B.(1988); *Erfahrungen mit dem Gülle-Erlaß in Niedersachsen. Wassergefährdung durch die Landwirtschaft*, 87-94
- [24] Bauerfeind, D. (1986): Nitrifikation und Denitrifikation in einer Kläranlage mit Pflanzenteich als zweite biologische Reinigungsstufe. *Zeitschrift für Wasser und Abwasserforschung* 19, 91-97
- [25] Lehninger, A.L.; Nelson, D.L.; Cox, M.M. (1994): *Prinzipien der Biochemie*
- [26] Vinolas, L. C.; Vallejo, V. R.; Jones, D. L. (2001): Control of amino acid mineralization and microbial metabolism by temperature. *Soil Biol. Biochem.*, 33(7-8), 1137-1140.
- [27] Schlegel, Hans G.(1992); *Allgemeine Mikrobiologie*
- [28] Pascik, I. (1987): Stickstoff-Elimination aus Abwässern durch Nitritifikation und Denitrifikation; *GIT Supplement 1/87*, 9-13
- [29] Hayes, R. J. (1986): *Nitrification. Mineral Nitrogen in the Plant-Soil System*. Academic Press, Orlando, pp 127-165
- [30] Bouman, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. *Soils and the Greenhouse Effect*, pp 61-127, Wiley, Chinchester.
- [31] Anderson, I.C.; Levine, J.S. (1986): Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers and nitrate respirers. *Applied and Environmental Microbiologie* 51, 938-945
- [32] Slemr, F.; Seiler, W. (1984) Field measurements of NO and N₂O emissions from fertilized and unfertilized soils. *Journal of Atmospheric Chemistry* 2, 1-24

- [33] Skriba, U.; Smith, K.A.; Fowler, D. (1993): Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 25, No. 11, pp 1527-1536
- [34] De Boer, W.; Kowalchuk, G. A. (2001): Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biol. Biochem.*, 33(7-8), 853-866.
- [35] Underhill, S.E. (1990): Techniques for studying the microbial ecology of nitrification. *Methods in Microbiology* 22, 417-445
- [36] Coulbourn, P. (1992): Denitrification and N₂O production in pasture soil: the influence of nitrogen supply and moisture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. 39, 267-278
- [37] Hasegawa, K.; Hanaki, K. (2001): Nitrous oxide and nitric oxide emissions during sulfur denitrification in soil-water system. *Advances in Water and Wastewater Treatment Technology*, 185-296.
- [38] McCarty G.W.; Bremner J.M. (1993): Factors affecting the availability of organic carbon for denitrification of nitrate in subsoils. *Biol. Fertil Soils* 15: 132-136
- [39] Lescure, C.; Menendez, L.; Lensi, R.; Chalamet, A.; Pidello, A. (1992): Effect of addition of various carbon substrates on denitrification in a vertic Mollisol. *Biol. Fertil Soils* 13:125-129
- [40] Fass, G.; Ganaye, V.; Urbain, V; Manem, J; Block, J.C. (1994): Volatile Fatty-Acids as Organic-Carbon Sources in Denitrification. *Environmental Technologie*, Vol. 15, Iss 5, pp 459-467
- [41] Yeomans J. C.; Bremner J.M. (1985): Denitrification in soil: Effects of insecticides and fungicides. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 17, No. 4, pp. 453-456
- [42] Yeomans J. C.; Bremner J.M. (1985): Denitrification in soil: Effects of herbicides. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 17, No. 4, pp. 447-452
- [43] Usha, S.G.; Alan, D.A. (1982): Denitrification potential of a salt march soil: Effect of temperature, pH and substrate concentration. *Soil Biol. Biochem.* Vol.14, pp.117-125
- [44] Evan, P.J.; Mang, D.T.; Kim, K. S.; Young L.Y. (1991): Anaerobic degradation of Toluene by a Denitrifying Bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 57, No. 4, pp 1139-1145
- [45] Evan, P.J.; Mang, D.T.; Young L.Y. (1991): Degradation of Toluene and m-Xylene and Transformation of o-xylene by Denitrifying Enrichment Cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 57, No. 2, pp 450-454
- [46] Mihilicic, J.R.; Luthy, R.G. (1991) Sorption and microbial-degradation of naphthalene in soil-water suspensions under denitrification conditions. *Environmental Science & Technologie* Vol.25, Iss. 1, pp 169-177
- [47] Al-Bashir, B.; Cseh, T.; Ledue, R.; Samson, R. (1990): Effect of soil/contaminant interactions on the biodegradation of naphthalene in flooded soil under denitrifying conditions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 34, pp 414-419

- [48] Müller, G.; Schmitz, W. (1985): Halogenorganische Verbindungen in aquatischen Sedimenten: anthropogen und biogen. Chemiker Zeitung, Nr. 12, 415-417
- [49] Tett, V.A.; Willitts, A. J.; Lappin-scott, H.M. (1994): Enantioselective degradation of the herbicide Mecoprop (2-(2-Methyl-4-Chlorophenoxy)Propionic Acid) by mixed and pure bacterial cultures. FEMS Microbiology Ecology. Vol. 14, Iss 3, pp 191-199
- [50] Mills, M.S.; Simmons, N.D.(1998): Assessing the groundwater contamination potential of agricultural chemical: a flexible approach to mobility and degradation studies. Pestic. Sci., Vol. 54(4), 418-434.
- [51] Day, S.R.; Schnelle, K.; Mirbach, M.J.; Zietz, E. (1993): The field leaching behavior and soil dissipation of DE-535. Brighton Crop Prot. Conf.--Weeds (1993), (VOL. 2), 803-808.
- [52] Janiesch, P. (1991) Ecophysiological adaptations of higher plants in natural communities to waterlogging. Rozema, J.a. Verkleij, J.A.C. (eds.) Ecological responses to environmental stresses, Kluwer Acad. Publ. Nederl. 50-60
- [53] Janiesch, P. (1981): Ökophysiologische Untersuchungen an Carex Arten aus Erlenbruchwäldern. Habilitationsschr. FB Münster
- [54] Drury, C.F.; Voroney, R.P.; Beauchamp, E.G. (1991): Availability of NH_4^+ -N to microorganisms and the soil internal N cycle. Soil Biol. Biochem. Vol.23, No.2, pp165-169
- [55] Janiesch, P. (1991): Die Stickstoff-Netto-Mineralisation in naturnahen und degenerierten Erlenbruchwäldern als Kenngröße zur Beurteilung des ökologischen Zustandes.-Verh. Ges. Ökol. 20: 353-359
- [56] Rach, J.(1994): Vegetationskundliche Untersuchungen im Lahrer Moor unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff-Netto-Mineralisation. Dipl. Arbeit. FB Biologie
- [57] Akkermann, R. (1986): Biologisch-integrierte Systeme zum Wiederaufbau natürlicher Regulatoren von *Tipola paludosa* sowie vergleichende Überlegungen zur chemischen Schnaken-Bekämpfung in Nordwest-Deutschland. BSH/NVN nat. spec. Report 2: 45-96
- [58] Blab, J. (1984): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere: Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere 205 S., Kilda Greven
- [59] Gareiß, M (1989): Naturnaher Ausbau, Unterhaltung und Pflege. Bibliographie Nr.56. Dokumentation Natur und Landschaft, Sonderheft 12
- [60] Böttger, F. (1986): Zur Frage der Ufergehölze und des Beschattungsgrades bei Bächen des Norddeutschen Tieflandes. Landschaft und Stadt, 18:128-133
- [61] Bohl, M: (1984) Zur Notwendigkeit von Uferrandstreifen. Natur und Landwirtschaft, 61: 134-136
- [62] Jenkenson, D.S.; Powelson, D.S.; Measurement of microbial biomass in intact cores and in sieved soil. Soil. Biol. Biochem. Vol. 12, pp. 579-581

- [63] Kandeler, E.; Schinner, F.; Öhlinger, R.; Margesin, R. (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden
- [64] Ryden, J.C.; Lund, L.J.; Focht, D.D. (1979): Direkt measurement of denitrification loss from soils: I Laboratory evaluation of acetylene inhibition of nitrous oxide reduction. *Soil Sci Soc Am J* 43:104-110
- [65] Ryden, J.C.; Lund, L.J.; Focht, D.D. (1979): Direkt measurement of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methods. *Soil Sci Soc Am J* 43:110-118
- [66] Rolston, D.E.; Sharpley, A.N.; Toy D.W.; Broadbent, F.E. (1982): Field measurement of denitrification: III. Rates during irrigation cycles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 46, 289-296
- [67] Nieder, R.; Schollmayer, G; Richter, J. (1989): Denitrification in the rooting zone of croopped soils with regard to methodology and climate: A review. *Biol Fert Soils* 8:219-226
- [68] Payne, W.J. (1991): A review of methods for field-measurements of denitrification. *Forest Ecology and Management* Vol. 44, Iss. 1, pp 5-14
- [69] Trevors, J.T.; Mayfield, C.I.; Inniss, W.E. (1982): Mesurement of electrontransport system (ETS) in soil. *Microbial. Ecology*, 8, 163-168
- [70] Trevors, J.T. (1984): Dehydrogenase activity in soil. A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16, 673-674
- [71] Jenkensen, D.S.; Powlson, D.S. (1976a): The effect of biocidal treatments on metabolism in soil- I. Fumigation with Chloroform. *Soil Biol. Biochem.* 8, 167-177
- [72] Jenkensen, D.S.; Powlson, D.S. (1976b): The effect of biocidal treatments on metabolism in soil- V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 8, 209-213
- [73] Vance, E.D.; Brookes, P.C.; Jenkinson, D.S. (1987c): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707
- [74] Alef, K.; Kleiner, D. (1987): Applicability of arginine ammonification as indicator of microbial activity in different soils. *Biol. Fertil. Soils* 5, 148-151
- [75] Wardle, D.A.; Ghani, A. (1995): Why is the strength of relationships betweenpairs of methods for estimating soil microbial biomass often so variable? *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 27, No. 6, pp. 821-828
- [76] Alef, K. (1993): Bestimmung mikrobieller Biomasse im Boden: Eine kritische Betrachtung. *Z.Pflanzenernähr. Bodenk.*, Nr. 156, 109-114
- [77] Drury, C.F.; McKenney, D.J.; Findlay, W.I. (1991): Relationship between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 23, No. 8, pp 751-755
- [78] Groffman, P.M.; Tiedje, J.M. (1991): Relationships between denitrification, CO₂ production and air-filled porosity in soils of different texture and drainage. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 23, No. 3, pp. 299-302

- [79] Holtkamp, B.; (1997): Versuche zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität in Böden mit der Dimethylsulfoxidmethode. Examensarbeit, Universität Oldenburg; AG Ökochemie und Umweltanalytik
- [80] Saatkamp, C.; (1997): Versuche zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität in Böden mit der Arginin-Ammoniumfizierung. Examensarbeit, Universität Oldenburg; AG Ökochemie und Umweltanalytik
- [81] Alef, K.; Kleiner, D. (1986): Arginine ammonification in soil samples. Veroeff. Landwirtsch.-Chem. Bundesanst. Linz/Donau (1986), Vol. 18, 163-168.
- [82] Suttner, T.; Alef, K. (1988): Correlation between the arginine ammonification, enzyme activities, microbial biomass, physical and chemical properties of different soils. Zentralbl. Mikrobiol., Vol. 143(8), 569-573.
- [83] Alef, K.; Kleiner, D. (1986): Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soils. Soil Biol. Biochem. (1986), Vol. 18(2), 233-235.
- [84] Alef, K. (1990): Bestimmung mikrobieller Aktivität und Biomasse in Boden und Kompost mit der Dimethylsulfoxid-Reduktion. UWSF-Z Umweltchem. Ökotox. 2 (2) 76-78
- [85] Alef, K. (1991): Mikrobiologische Arbeitsmethoden
- [86] Förster, M. (1995): Bestimmung der aktuellen und potentiellen Denitrifikation mit der Acetyleninhibierungsmethode. Leistungsnachweis, Universität Oldenburg, AG Ökochemie und Umweltanalytik
- [87] Förster, M. (1996): Versuche zur Bestimmung der Aktivität von Denitrifikanten in Böden; Diplomarbeit; Universität Oldenburg, AG Ökochemie und Umweltanalytik
- [88] Pathak, H.; Nedwell, D. B. (2001): Nitrous oxide emission from soil with different fertilizers, water levels and nitrification inhibitors. Water, Air, Soil Pollut., 129(1-4), 217-228.
- [89] Bergstrom, D. W.; Tenuta, M.; Beauchamp, E. G. (2001): Nitrous oxide production and flux from soil under sod following application of different nitrogen fertilizers. Soil Sci. Plant Anal., 32(3 & 4), 553-570.
- [90] Janiesch, P.; Schuller, D.; von Lemm, R.; Niedrighaus, R.; Förster, M.: (2001) Ist Landschaft reparierbar? Angewandte Landschaftsökologie, noch in Arbeit
- [91] Umweltverträglichkeitsstudie (1991): E+E-Vorhaben „Ökologisch orientierter Rückbau des Naturraumes Schillingmanngraben/Brögberner Teiche“ Lingen/Ems.
- [92] Roose, H. (1998): Untersuchung und Beurteilung der Entwicklung der biologischen Gewässergütedaten und des Selbstreinigungsvermögens eines kleinen Flachlandbaches in einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Landschaft. Examensarbeit, Universität Oldenburg, AG Ökochemie und Umweltanalytik
- [93] Brehm, J. (1990): Fließgewässerkunde; Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. 2. überarb. Aufl. –Heidelberg; Wiesbaden: Quelle u. Meyer

- [94] Houben, G.; Bassler, N.; Martiny, A.; Langguth, H.-R.; Plueger, W. L. (2001): Model approaches for long-term development of groundwater quality in Bourtanger Moor (Ems River area). *Grundwasser*, Vol. 6(3), 103-112.
- [95] Niederländische Liste (1988) Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimteijke Ordening en Milieubeheer, Leidraad Bodensanering, Niederlande
- [96] Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (1988), *TrinkwasserwV*, Bundesgesetzblatt, Teil 1, 769-733
- [97] Bode, E. (1999) Nitrifikation im Übergangsbereich Aue-/Fließgewässer; Diplomarbeit, FB Chemie, Universität Oldenburg
- [98] Ries, T. (1999) Denitrifikation im überstauten Niedermoor, Diplomarbeit, FB Chemie, Universität Oldenburg
- [99] Abbasi, M. Kaleem; Shah, Zahir; Adams, W. A. (2001): Mineralization and nitrification potentials of grassland soils at shallow depth during laboratory incubation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164(5), 497-502.
- [100] Xie, Y. M.; Biswas, N.; Bewtra, J. K. (1999): Nitrification and denitrification in water and soil environments. *Int. J. Environ. Stud.*, 56(4), 451-474.
- [101] Lemm, R. von; Janiesch, P. (1997a): Flora und Vegetation einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* 59(4), 17-37
- [102] Niedrighaus, R. (1997): Die Bestandssituation der Fauna einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland – Konzept, Zielrichtung und Ablauf des Untersuchungsprogramms.- *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* 59(4), 75-88
- [103] Riecken, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tierguppen-Grundlagen und Anwendung.- *Schr.-R.f.Landschaftspflege u. Naturschutz*. 36, 1-187.
- [104] Lemm, R. von; Janiesch, P. (1997b): Das Diasporenpotential in Böden ehemaliger Feuchtbiotope im Emsland. *Abh. Westf. Mus. Naturkunde* 59(4), 39-64
- [105] Trautmann, W.; Lohmeyer, W. (1960): Gehölzgesellschaften in der Fluß-Aue der mittleren Ems.-*Mitt. d. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 8, 227-247
- [106] Tüxen, R. (1974): Das Lahrer Moor. -*Mitt. d. Flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 7, 39-68
- [107] Buchwald, K. (1951): Bruchwaldgesellschaften im Großen und Kleinen Moor. *Angew. Pflanzensoz.* 2, 1-46
- [108] Tüxen, R.; Preising, E. (1951): Erfahrungsgrundlagen für die pflanzensoziologische Kartierung des westdeutschen Grünlandes. *Angew. Pflanzensoz.* 4, 1-28
- [109] Herr, W.; Todeskino, D.; Wiegleb, G. (1989): Übersicht über Flora und Vegetation der niedersächsischen Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege. *Natursch. u. Landschaftspf. Nieders.* 18, 145-283

Versicherung:

Hiermit versichere ich,
daß ich diese Arbeit selbständig angefertigt
und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel
verwendet habe.

Oldenburg, den 26.05.2003

Lebenslauf

Name : Marcel Förster

Geburtstag : 30.11.66

Geburtsort : Oldenburg (Oldb.)

Konfession : -

Familienstand : ledig

Vater : Wolfgang Förster, Operator i.R.

Mutter : Ursula Förster, geb. Schöning, Verkäuferin i.R.

Geschwister : Veronika Grabowski, geb. Förster

Schulbildung : 1973-1977 Grundschule Wahnbek
1977-1979 Orientierungsstufe Rastede
1979-1980 Altes Gymnasium Oldenburg
1980-1984 Sekundarstufe I der Kooperativen Gesamtschule Rastede
1984-1987 Sekundarstufe II der Kooperativen Gesamtschule Rastede

Schulabschluß : Abitur

Wehrdienst : 1987-1988 Schiffssicherung, Brandbekämpfung;
Fregatte Köln

Studium : 1988-1996 Chemiestudium an der Carl von Ossietzky
Universität Oldenburg.

Studienabschluß: Dipl. Chemiker

Berufsausbildung: 1996-2000 Wissenschaftlicher Mitarbeiter im E&E – Vorhaben
„Ökologisch orientierter Rückbau des Naturraumes
Schillingmanngraben/Brögberner Teiche“ der
Universität Oldenburg - Ökochemie und
Umweltanalytik; Promotionsvorhaben

1998-2000 Wissenschaftlicher Mitarbeiter bei der Erstellung der
Multimedia CD des EXPO 2000 Projekts „Ist
Landschaft reparierbar“

2000-2001 SAS Sonderabfallservice
Chemiker der F&E-Abtlg. der SAS
Verfahrensentwicklung zur Eliminierung von TBT
im Baggergut

2001-heute ENVICA KAT GmbH
Chemiker der F&E-Abtlg. der ENVICA KAT
Verfahrensentwicklung zur Regeneration von
DENOX-Katalysatoren aus Kohlekraftwerken,
Anlageplanung (USA), Mitarbeit im EU-Projekt
CATDEACT

Oldenburg, den 26.05.03
