

**Gemeinsames Gutachten der Länder Brandenburg und Sachsen-Anhalt zur Flutung der Havelniederung bei Hochwasserereignissen (größer HQ100)**

**Band 4: Ökologische Aspekte der Flutung**

Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg  
Berliner Str. 21-25  
14467 Potsdam

und

Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft  
des Landes Sachsen-Anhalt  
Otto-von-Guericke-Straße 5  
39104 Magdeburg

Auftrag vom 9. / 17.7.2004

Auftragnehmer: Arbeitsgemeinschaft der Firmen

WASY Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und  
Systemforschung mbH  
Waltersdorfer Straße 105, 12526 Berlin

laG Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH  
Schlunkendorfer Straße 2e  
14554 Seddin

in Zusammenarbeit mit

Agro-Öko-Consult Berlin GmbH (Los 4)  
Rhinstr. 137  
10315 Berlin

Berlin/Seddin, 15.08.2006

.....  
Prof. Dr. O. Mietz  
Geschäftsführer laG GmbH

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>0 Vorbemerkungen</b>	<b>1</b>
<b>1. Ökologie der Havelniederung</b>	<b>3</b>
1.1 Allgemeine Charakteristik der Havelniederung	3
1.2 Hydrologie	3
1.3 Gewässergüte	7
1.4 Fauna und Flora	8
1.5 Bedeutung der Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet	9
1.5.1 Fakten zu den landwirtschaftlichen Produktionsprozessen in den Poldern	10
1.5.2 Bedingungen und Struktur der Landwirtschaft	11
<b>2. Folgen des Elbehochwassers 2002</b>	<b>16</b>
2.1 Ausgangslage	16
2.2 Ökologische Auswirkungen des Elbehochwassers 2002	17
2.2.1 Flutung der Havelniederung	17
2.2.2 Stauwasserentwicklung auf Polderflächen	18
2.2.3 Auswirkungen der Polderflutungen im Jahr 2002 auf die Nährstoffversorgung der Flächen	19
2.2.4 Nährstoffbilanzen in der Unteren Havel während des Elbehochwassers 2002	20
2.3 Landwirtschaftliche Betroffenheit während des Elbehochwassers 2002	25
2.3.1 Generelle Betroffenheit	25
2.3.2 Einzelbetriebliche Betroffenheit	27
<b>3. Methodischer Ansatz der Felduntersuchungen</b>	<b>31</b>
3.1 Zeitraum der Beprobung	32
3.2 Festlegung repräsentativer Beprobungspunkte im Untersuchungsgebiet	33
3.3 Freilandbeprobungen	36
3.3.1 Freilandbeprobungen überstauter Flussuferbereiche	36
3.3.2 Freilandbeprobungen überstauter Polderflächen	37
3.4 Kartographische Darstellungen	38
3.4.1 Bodenkarte	38
3.4.2 Flächennutzungskarte	40
3.4.3 Karte zur Abschätzung der Phosphorfreisetzung	41
3.5 Feldmethodik	42
3.5.1 Datenaufnahme im Gelände	42
3.5.2 Beprobungsmaterialien und Vorgehensweise	42
3.5.2.1 Hydrologisches Winterhalbjahr	42
3.5.2.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr	44
3.5.3 Probenbezeichnungen im hydrologischen Sommer	45
3.6 Szenariodauer und Wasserentnahme	46
3.6.1 Hydrologisches Winterhalbjahr	46
3.6.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr	47
3.7 Probenahme für die Mangananalytik	47
3.8 Wasseraufbereitung	48
3.9 Analytik	48
3.9.1 Analytik limnochemischer Parameter	48
3.9.2 Analytik Boden	50
3.10 Datenauswertung	50
3.11 Ermittlung des potentiellen Phosphorausstrags aus Polderflächen	50
3.11.1 Berechnung der theoretischen Phosphorfreisetzungsrates	51
3.12 Methoden und Daten zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Nutzung	52
3.12.1 Auswahl landwirtschaftlicher Überflutungsszenarien	53

<b>4.</b>	<b>Ergebnisse der Untersuchungen im hydrologischen Winterhalbjahr</b>	<b>54</b>
4.1	Witterungsbedingungen im Untersuchungszeitraum	54
4.2	Färbung, Trübung und Geruchsentwicklung	55
4.3	Limnochemie	56
4.3.1	Gesamtphosphorentwicklung	56
4.3.2	Orthophosphatentwicklung	61
4.3.3	Gesamtphosphorfreisetzungsrates	61
4.3.4	Gesamtstickstoffentwicklung	62
4.3.5	Nitritentwicklung	65
4.3.6	Nitratentwicklung	67
4.3.7	Ammoniumentwicklung	69
4.3.8	DOC-Entwicklung	71
4.3.9	TOC-Entwicklung	71
4.4	Limnophysik	74
4.4.1	Sauerstoff	74
4.4.1.1	Sauerstoffkonzentration	74
4.4.1.2	Sauerstoffsättigung	77
4.4.2	Leitfähigkeit	79
4.5	Ergebnisse der Freilanduntersuchungen	80
4.6	Anteil der oberirdischen Spross und Blattmasse	83
4.7	Bodenkundliche Auswertung	82
4.7.1	Bodentyp	83
4.7.2	Bodennutzung	83
<b>5.</b>	<b>Ergebnisse der Untersuchungen im hydrologischen Sommerhalbjahr</b>	<b>84</b>
5.1	Witterungsbedingungen im Untersuchungszeitraum	84
5.2	Färbung, Trübung und Geruchsentwicklung	84
5.3	Limnochemie	85
5.3.1	Phosphor	85
5.3.1.1	Gesamtphosphorentwicklung	85
5.3.1.2	Orthophosphat	91
5.3.1.3	Phosphorfreisetzungsrates	93
5.3.2	Stickstoffentwicklung	95
5.3.3	Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoffentwicklung	101
5.3.4	Manganentwicklung	102
5.3.4.1	Allgemeines	102
5.3.4.2	Ergebnisse	103
5.4	Limnophysik	112
5.4.1	Sauerstoffentwicklung	112
5.4.2	Elektrische Leitfähigkeit	114
5.4.3	pH-Wert	116
5.4.4	Gelöstes Eisen	116
5.5	Boden	117
5.5.1	Bodenart	117
5.5.2	Humusgehalt	117
<b>6.</b>	<b>Auswirkungen verschiedener Flutungsszenarien auf die Landwirtschaft</b>	<b>119</b>
6.1	Generelle Folgen landwirtschaftlicher Überflutungsszenarien unter Berücksichtigung agrotechnischer Termine	119
6.2	Einzelbetriebliche Betrachtung	122
<b>7.</b>	<b>Diskussion</b>	<b>125</b>
7.1	Methodendiskussion der Felduntersuchungen	125
7.1.1	Zeitraum, Zeitdauer	125
7.1.2	Pedonauswahl, Pedonentnahme	125
7.1.3	Beprobungszylinder	126

	Seite
7.1.4	128
<b>7.2</b>	<b>128</b>
<b>7.3</b>	<b>129</b>
7.3.1	129
7.3.1.1	129
7.3.1.2	133
7.3.2	136
7.3.2.1	136
7.3.2.2	140
7.3.2.3	146
7.3.2.4	148
7.3.2.5	155
7.3.3	155
7.3.3.1	156
7.3.3.2	158
7.3.4	163
7.3.5	163
7.3.6	167
<b>7.4</b>	<b>168</b>
<b>7.5</b>	<b>169</b>
7.5.1	169
7.5.2	170
7.5.3	170
7.5.4	171
7.5.5	172
7.5.6	173
<b>8.</b>	<b>191</b>
<b>8.1</b>	<b>191</b>
8.1.1	191
8.1.2	195
<b>8.2</b>	<b>196</b>
<b>8.3</b>	<b>198</b>
<b>9.</b>	<b>201</b>
<b>10.</b>	<b>202</b>
<b>Anhang</b>	<b>216</b>



## **Anlagenverzeichnis**

- Anlage 1-1: Fotodokumentation
- Anlage 1-2: Vergleich ausgewählter Konzentrationen im Spätherbst-Winter- und Frühjahrszenario im hydrologischen Winterhalbjahr
- Anlage 1-3: Vergleich ausgewählter Konzentrationen im Hochsommer- und Spätsommerszenario im hydrologischen Sommerhalbjahr
- Anlage 1-4: Kartendokumentation
- Anlage 1-5: Datentabellen

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Abflussverhalten der Elbe und Havel
Tabelle 1-2:	Gewässerbelastung der Havel
Tabelle 1-3:	Polderbezogene Verteilung der Acker- und Grünlandanteile an der LF
Tabelle 1-4:	Betroffenheit nach Polderflächenanteil für die Brandenburgischen Polder
Tabelle 2-1:	Scheitelwasserstände verschiedener Elbepegel, August 2002
Tabelle 2-2:	Kategorisierung landwirtschaftlicher Schäden
Tabelle 3-1:	Beschreibung der Probenahmestellen
Tabelle 3-2:	Lokalisierung der Freilandbeprobungsstellen an Nuthe, Nieplitz und Königsgraben
Tabelle 3-3:	Bodeneigenschaften der Probepunkte: Parallelisierung der Bodensystematik der BRD und der ehemaligen DDR auf Grundlage von DGB
Tabelle 3-4:	Aggregation der Leitbodenformen der MMK für die Oberbodensubstratkarte
Tabelle 3-5:	Aggregation der Leitbodenformen der MMK 100 für die Bodentypenkarte
Tabelle 3-6:	Aufschlüsselung der Nutzungskategorien der Flächennutzungskarte der für das Untersuchungsgebiet relevanten Biotop- und Nutzungstypen
Tabelle 3-7:	Probenbezeichnung im hydrologischen Sommerhalbjahr in Abhängigkeit des Überstaus
Tabelle 3-7:	Parameterbeschreibung und Analysemethodik
Tabelle 3-8:	Analyseverfahren der Bodenproben
Tabelle 4-1:	Minimal- und Maximaltemperaturen im Untersuchungszyylinder HP0, Messzeitpunkt 10:00 Uhr, Messhöhe in 40 cm über dem Erdboden
Tabelle 4-3:	Gesamtphosphorentwicklung ausgewählter Proben
Tabelle 4-4:	Gesamtphosphorfreisetzungsraten ausgewählter Probenahmestellen
Tabelle 4-5:	Gesamtstickstoffentwicklung ausgewählter Proben
Tabelle 4-6:	Sauerstoffkonzentrationsentwicklung ausgewählter Proben
Tabelle 4-7:	Leitfähigkeit im Frühjahrsszenario ausgewählter Proben
Tabelle 4-8:	Messergebnisse der Freilandexperimente an Nuthe, Nieplitz und Königsgraben zum 15.03.05 und 30.03.05
Tabelle 4-9:	Gewichtsverteilung der Entnahmepedone zwischen Boden und chlorophyllhaltiger Biomasse
Tabelle 4-10:	Polderbezogene Verteilung der Acker- und Grünlandanteile an der landwirtschaftlich genutzten Fläche
Tabelle 5-1:	Phosphorfreisetzungsraten auf Polderflächen
Tabelle 7-2:	Gesättigte Gas/Wasser-Lösung bei Sauerstoff
Tabelle 7-3:	Zusammenhang zwischen Temperatur und TP-Freisetzungsraten im hydrologischen Winter
Tabelle 7-4:	Zusammenhang zwischen Temperatur und TP-Freisetzungsraten im hydrologischen Sommer
Tabelle 7-5:	Abhängigkeit der Phosphorfreisetzung von der Vegetationshöhe, welche positiv mit der Biomasse korreliert
Tabelle 7-6:	Korrelation zwischen Flächennutzung und P-Freisetzung im Hochsommerszenario
Tabelle 7-7:	Vergleich der Phosphorfreisetzungsraten [kg P/ha*d] von Komplet- und Teilpedonen der Grünland- (extensiv) und Maisackerflächen
Tabelle 7-8:	TP-Freisetzungsraten
Tabelle 7-9:	Theoretische TP-Freisetzung ausgewählter Polderflächen im Hoch- bzw. Spätsommer
Tabelle 7-10:	Bindungsformen des Stickstoffs
Tabelle 7-11:	Ausgewählte Polderstandorte mit starkem Anstieg der Eisenkonzentrationen in Juni/Juli 2005
Tabelle 7-12:	Agrotechnische Termine in der Landwirtschaft
Tabelle 7-13:	Auswirkungen unterschiedlicher Überflutungsszenarien auf verschiedene landwirtschaftliche Kulturen
Tabelle 7-14:	Verhältnis von Ackerland zu Grünland in den Poldern
Tabelle 7-15:	Flächenschäden durch Flutung der Polder für die angebauten Hauptfruchtarten
Tabelle 7-16:	Durchschnittsschäden in Euro pro ha Normacker- oder Normgrünland über alle Polder
Tabelle 7-17:	Gesamtschäden pro Polder je nach Überflutungsszenario auf überfluteter Landwirtschaftsfläche (LF)
Tabelle 7-18:	Summen der Flächenschäden in Euro bezogen auf die Landwirtschaftliche Nutzfläche je Polder, unterteilt in die drei Hochwasserzeiträume und Überflutungsszenarien
Tabelle 7-19:	Durchschnittliche Flächenschädigungen je Hektar Polderfläche unter zwei Überflutungsszenarien

Tabelle 7-20: Gesamtschäden auf LF in der Summe aller Polder

## Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1-1: Das Gebiet der Unteren Havelniederung  
Abbildung 1-2: Ufersaum der Havel bei Grütz  
Abbildung 1-3: Einzugsgebiet der Havel ohne obere Spree  
Abbildung 1-4: Schleusen und Wehranlagen der Unteren Havel Wasserstraße  
Abbildung 1-5: Untere Havel mit Flutungspoldern  
Abbildung 1-6: Rohrglanzgras  
Abbildung 1-7: Nutzungsanteile der LF in den Havelpoldern  
Abbildung 2-1: Pegelstände entlang der Elbe  
Abbildung 2-2: Sauerstoffkonzentration in der Havel und einigen Nebenflüssen im August bis Oktober 2002 im Vergleich zu den Jahren 1993 bis 2004  
Abbildung 2-3: Tagestemperaturen während des Hochwassers im Vergleich zum Mittelwert der Jahre 1991 bis 2005, Neuruppin  
Abbildung 2-4: Stauwasser auf überstauten Flächen der Belziger Landschaftswiesen  
Abbildung 2-5: Lage der Messpunkte  
Abbildung 2-6: Phosphatkonzentration im Verhältnis zum Monatsmittel  
Abbildung 2-7: Normierte Orthophosphatkonzentration  
Abbildung 2-8: Konzentrationen verschiedener Stickstoffspezies im Verhältnis zum Monatsmittel  
Abbildung 2-9: Normierte Nitratkonzentration  
Abbildung 2-10: Wasserstände 2002 verschiedener Pegel im Vergleich zum MW  
Abbildung 2-11: Abflüsse 2002 verschiedener Pegel in Relation zum MQ  
Abbildung 3-1: Säulenexperimente auf dem Gelände der IaG GmbH  
Abbildung 3-2: Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheitsentwicklung von einflussnehmenden Komponenten  
Abbildung 3-3: Zeitliche Abfolge der Untersuchungen auf dem Gelände der IaG GmbH  
Abbildung 3-4: Überflutete Uferbereiche entlang der Nuthe  
Abbildung 3-5: Polderfläche „Große Grabenniederung“ mit Stauwasser  
Abbildung 3-6: Markierung der PNS im Gelände  
Abbildung 3-7: Beprobungszyylinder mit Havelwasser  
Abbildung 3-8: Pedonstechspaten nach Huth  
Abbildung 3-9: Empfohlene Vorgehensweise beim Befüllen der Beprobungszyylinder  
Abbildung 3-10: 110 l-Beprobungsgefäß befüllt mit HP 2/5 und 50 l Havelwasser  
Abbildung 3-11: Wasseraufbereitung über Filtrationszyylinder  
Abbildung 4-1: Minimumwerte der Temperatur in 5 cm über dem Erdboden  
Abbildung 4-2: Untersuchungsrohren im November 2004 nach 14 Tagen  
Abbildung 4-3: Getrübtes Wasser im Untersuchungszyylinder  
Abbildung 4-4: Natürlicher Oberflächenfilm nach 14 Tagen  
Abbildung 4-5: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes ausgewählter Proben  
Abbildung 4-6: Entwicklung des Gesamtorthophosphatgehaltes ausgewählter Proben  
Abbildung 4-7: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes ausgewählter Proben  
Abbildung 4-8: Entwicklung des Gesamtnitritgehaltes ausgewählter Proben  
Abbildung 4-9: Entwicklung des Gesamtnitratgehaltes ausgewählter Proben  
Abbildung 4-10: Entwicklung des Ammoniumgehaltes ausgewählter Proben  
Abbildung 4-11: Entwicklung des gesamten gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs ausgewählter Proben  
Abbildung 4-12: Entwicklung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs ausgewählter Proben  
Abbildung 4-13: Entwicklung der Sauerstoffkonzentration ausgewählter Proben  
Abbildung 4-14: Entwicklung der Sauerstoffsättigung ausgewählter Proben  
Abbildung 4-15: Leitfähigkeit ausgewählter Probenahmestellen zum Frühjahrsszenario  
Abbildung 4-16: Überflutungsbereich der Nuthe  
Abbildung 4-17: Überflutungsbereich der Nieplitz  
Abbildung 4-18: Überflutungsbereich am Königsgraben  
Abbildung 4-19: Gesamtphosphorgehalt ausgesuchter Freilandproben zum 15. und 30. März 2005  
Abbildung 5-1: Tageswerte der Temperatur in 2 m über dem Erdboden  
Abbildung 5-2: Färbung am 2. Untersuchungstag  
Abbildung 5-3: Färbung am 7. Untersuchungstag  
Abbildung 5-4: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes von Havel- (HP 0/1) und Elbwasser (HP 0/2)  
Abbildung 5-5: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer von humus- und

- Abbildung 5-6: feinformaterialreichen Pedonen, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen  
Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen
- Abbildung 5-7: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Maisackernutzung unterlagen
- Abbildung 5-8: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Getreideackernutzung unterlagen
- Abbildung 5-9: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauungswässer von HP 7; unterschieden nach Komplettpedon (HP 7/1), Pedon ohne Vegetation (HP 7/3) und nur Vegetation (HP 7/4)
- Abbildung 5-10: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauungswässer von HP 8; unterschieden nach Komplettpedon (HP 8/1), Pedon ohne Vegetation (HP 8/3) und nur Vegetation (HP 8/4)
- Abbildung 5-11: Vergleich der Entwicklung des Gesamtphosphor- und Orthophosphatgehaltes ausgewählter Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen (Klasse 2)
- Abbildung 5-12: Vergleich der Entwicklung des Gesamtphosphor- und Orthophosphatgehaltes ausgewählter Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Maisackernutzung unterlagen (Klasse 3)
- Abbildung 5-13: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes von Havel- (HP 0/1) und Elbwasser (HP 0/2) ohne Pedoneinfluss (Nullproben)
- Abbildung 5-14: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinformaterialreichen Pedonen, die im Feld der Grünlandnutzung unterliegen
- Abbildung 5-15: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen
- Abbildung 5-16: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen
- Abbildung 5-17: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Maisackernutzung unterlagen
- Abbildung 5-18: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinformaterialärmerer Pedone, die im Feld der Getreideackernutzung unterlagen
- Abbildung 5-19: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauungswässer von HP 7; unterschieden nach Komplettpedon (HP 7/1), Pedon ohne Vegetation (HP 7/3) und ausschließlich Vegetation (HP 7/4)
- Abbildung 5-20: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauungswässer von HP 8; unterschieden nach Komplettpedon (HP 8/1), Pedon ohne Vegetation (HP 8/3) und ausschließlich Vegetation (HP 8/4)
- Abbildung 5-21: Stabilität von Eisen und Mangan in einem Standgewässer
- Abbildung 5-22: "Schwarzes" Wasser in den Szenarioröhren
- Abbildung 5-23: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Twerl im Juni/Juli 2005
- Abbildung 5-24: Verfärbung des Wasserkörpers von HP7 am 11. Untersuchungstag
- Abbildung 5-25: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Große Grabenniederung im Juni/Juli 2005
- Abbildung 5-26: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Warnau im Juni/Juli 2005
- Abbildung 5-27: Muschelproben am 30. Untersuchungstag von HP 2 (links) und HP 9 (rechts) im Hochsommerzenario
- Abbildung 5-28: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Twerl im September
- Abbildung 5-29: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Große Grabenniederung im September 2005 (extensives Grünland)
- Abbildung 5-30: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Große Grabenniederung im September 2005 (Niedermoor)
- Abbildung 5-31: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Warnau im September 2005
- Abbildung 5-32: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinformaterialreichen Pedonen, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen
- Abbildung 5-33: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinformaterialärmeren Pedonen, die im Feld der Maisackernutzung unterliegen
- Abbildung 5-34: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes der Überstauungswässer von HP 8;

- unterschieden nach Komplettpedon (HP 8/1), Pedon ohne Vegetation (HP 8/3) und ausschließlich Vegetation (HP 8/4)
- Abbildung 5-35: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit von Havel- (HP 0/1) und Elbewasser (HP 0/2)
- Abbildung 5-36: Elektrische Leitfähigkeit von HP2 und HP9
- Abbildung 5-37: Entwicklung der DFe-Konzentration am Beispiel von humusreichen Grünlandpedonen
- Abbildung 5-38: Korngrößenverteilung der Pedone
- Abbildung 6-1: Auswirkung verschiedener Hochwasserzeitpunkte auf den Getreideanbau
- Abbildung 6-2: Auswirkung verschiedener Hochwasserzeitpunkte auf den Silomaisanbau
- Abbildung 6-3: Auswirkungen verschiedener Hochwasserzeitpunkte auf Dauergrünland
- Abbildung 7-1: Natürlicher Oberflächenfilm nach 14 bzw. 21 Tagen
- Abbildung 7-2: Beprobungszyylinder mit Eisdecke
- Abbildung 7-3: Temperatur und O<sub>2</sub>-Entwicklung am Bsp- von HP8 im Spätherbst- und Frühjahrsszenario
- Abbildung 7-4: Sauerstoffsättigung am Beispiel von HP6 und HP8 im Frühjahrsszenario
- Abbildung 7-5: Abhängigkeit der Sauerstofflöslichkeit von der Temperatur; links: Havelwasser ohne Pedoneinfluss (HP 0/1) während des Hochsommerszenarios, rechts: Havelwasser über Erdniedermoor (HP 9/2) im Spätsommerszenario
- Abbildung 7-6: Durchschnittliche Entwicklung des Sauerstoffgehaltes aller Überstauwässer in Abhängigkeit von der oberirdischen Biomasse
- Abbildung 7-7: Vergleich der Sauerstoffentwicklung über den gesamten Beprobungszeitraum
- Abbildung 7-8: TP-Freisetzungsprozesse aus Seesedimenten
- Abbildung 7-9a-b: TP- und O<sub>2</sub>-Entwicklung über verschiedenen Untersuchungsstandorten zum Frühjahrsszenario
- Abbildung 7-9c-d: TP- und O<sub>2</sub>-Entwicklung über verschiedenen Untersuchungsstandorten im Frühjahrsszenario
- Abbildung 7-10a-c: Gesamtphosphorentwicklung ausgewählter Probenahmestellen bei variierenden Untersuchungsszenarien
- Abbildung 7-11: Durchschnittliche Entwicklung bestimmter Parameter aller Überstauungswässer der Grünland(komplett)pedone im Hochsommerszenario; links: Phosphorgehalt und Temperatur, rechts: Phosphor- und Sauerstoffgehalt
- Abbildung 7-12: Beziehung zwischen Phosphor- und Sauerstoffgehalt am Beispiel des Hochsommerszenarios; links: HP2/1, rechts: HP3/1
- Abbildung 7-13: Einfluss der Biomasse bei ansonsten in etwa gleichen Bedingungen auf die Phosphorfreisetzung am Beispiel des humus- und feinmaterialarmen Grünlandpedons HP1
- Abbildung 7-14: Vergleich der Sauerstoff- und Phosphorentwicklung über HP 2-Pedonen aufgrund unterschiedlicher Grundwasserstände vor der Pedonprobenahme bei konstanter Vegetationshöhe
- Abbildung 7-15: Phosphorfreisetzungsraten im Szenariovergleich
- Abbildung 7-16: Gesamtphosphorausstrag nach 35 Tagen
- Abbildung 7-17: Gesamtphosphorentwicklung auf Polderflächen der Havelniederung
- Abbildung 7-18: Gesamtphosphorausstrag aus Polder Warnau im Hochsommer, optimistische Variante
- Abbildung 7-19: Gesamtphosphorausstrag aus Polder Warnau im Spätsommer, worst-case-Situation
- Abbildung 7-20: Gegenüberstellung des Gesamtphosphorausstrages aus Polder Warnau im Hoch- und Spätsommer
- Abbildung 7-21: Gesamtphosphorausstrag aus Polder Twerl im Hochsommer
- Abbildung 7-22: Möglicher Gesamtphosphorausstrag aus Polder Twerl im Hochsommer, worst-case-Situation
- Abbildung 7-23: Gegenüberstellung des möglichen Gesamtphosphorausstrages aus Polder Twerl im Hoch- und Spätsommer
- Abbildung 7-24: Biochemische Umwandlungsprozesse des Stickstoffes in aeroben und anaeroben Sedimentkompartimenten
- Abbildung 7-25: Sauerstoffentwicklung und Nitratgehalt ausgewählter Proben
- Abbildung 7-26: Stickstoffentwicklung in Havelwasser (HP 0/1, links) und über dem humusarmen Grünlandpedon von HP 18/2 (rechts)
- Abbildung 7-27: positive Korrelation zwischen Ammonium- und Gesamtstickstoffgehalt in Abhängigkeit des Sauerstoffangebots links: HP 7/2, rechts: HP 9/2
- Abbildung 7-28: Abhängigkeit der Stickstofffreisetzung von der oberirdischen Biomasse am Beispiel

- Abbildung 7-29: vom humus- und feinmaterialarmen Grünlandpedon HP 7/2  
Stickstoffumsetzungen über dem Maisackerpedon HP 6/1
- Abbildung 7-30: Stickstoffumsetzungen über Ackerpedonen; links: Maispedon HP 8/1, rechts:  
Getreidepedon HP 22/2
- Abbildung 7-31: Stickstofffreisetzungen aus Teilpedonen von Maisacker in Abhängigkeit vom  
Sauerstoffgehalt während des Hochsommerszenarios, links: HP 8/3 (nur  
Bodenmaterial), rechts: HP 8/4 (nur Maispflanze)
- Abbildung 7-32: Zusammenhang zwischen gelöstem Eisen, gelöstem anorganischem Phosphor  
und chemischen Sauerstoffbedarf, links: HP 2/1 HS, rechts: HP 22/2 SpS
- Abbildung 7-33: Sauerstoffsättigungen in Juni/Juli-Szenario, Grünland: grün, Acker: braun
- Abbildung 7-34: Sauerstoffsättigung im September-Szenario, Grünland: grün, Acker: braun)
- Abbildung 7-35: Schadensübersicht in € / LF auf Acker (AL) und Grünland (GL) für das  
Winterhochwasser bei den Überflutungsszenarien H1: 25,50 m und H2: 26,45 m  
nach Poldern
- Abbildung 7-36: Schadensübersicht in € / LF für Acker (AL) und Grünland (GL) für  
Frühjahrshochwasser bei den Wasserstandsszenarien H1: 25,50m und  
H2: 26,45m
- Abbildung 7-37: Schadensübersicht in € / LF für Acker (AL) und Grünland (GL) für  
Spätsommerhochwasser bei den Wasserstandsszenarien H1: 25,50 m und H2:  
26,45m
- Abbildung 7-38: Gesamtschaden/ LF in Euro pro Polder für die Hochwasserzeiträume Winter (W),  
Frühjahr (F) und Spätsommer (S) unter dem Überflutungsszenario H1: 25,50 m  
und H2: 26,45 m
- Abbildung 7-39: Durchschnittschäden pro ha Gesamtpolderfläche bezogen auf die  
Überflutungsszenarien H1: 25,50 und H2: 26,45 m NHN

## 0 Vorbemerkungen

Veranlassung für das Gutachten ist das Katastrophenhochwasser im August 2002, das in Tschechien und Sachsen als größtes jemals registriertes Hochwasserereignis an der Elbe gilt. In Sachsen-Anhalt, Brandenburg und für die weiteren Unterlieger wurde das Ausmaß des Hochwassers durch die Öffnung des Pretziener Wehrs, die Nutzung der Havelniederung als Retentionsraum sowie mehrere Deichbrüche gemindert.

Die Flutung der Havelniederung während des Hochwassers 2002 hat deren Potential hinsichtlich einer Kappung eines Extremhochwassers für den Unterlauf der Elbe deutlich gemacht. Andererseits zeigten sich ökologische und ökonomische Probleme für die gefluteten Polder.

Die Arbeitsgemeinschaft der Unternehmen WASY Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH und laG Institut für Angewandte Gewässerökologie GmbH wurde beauftragt, ausgehend von einer detaillierten Analyse des Elbehochwassers 2002 und dessen Managements im Bereich der Havelniederung, die Optimierung einer Polderflutung unter besonderer Beachtung der damit verbundenen ökologischen und ökonomischen Aspekte zu untersuchen. Auf dieser Grundlage sollte die „Richtlinie für die Berechnung der Entlastung des Elbehochwasserscheitels in der Havel zur Steuerung der Wehrgruppe Quitzöbel“ überarbeitet werden.

Die Bearbeitung erfolgt in enger Abstimmung mit einem Fachbeirat aus Vertretern der Auftraggeber und des MLUV Brandenburg.

Die Gesamtaufgabe ist in 6 Lose gegliedert:

Los 1: Analyse des Hochwasserverlaufes 2002

Los 2: Analyse der Scheitelkappung durch Flutung der Havelniederung

Los 3: Optimierung der Flutung

Los 4: Ökologische Aspekte der Flutung

Los 5: Prüfung und Überarbeitung der "Richtlinie ... Steuerung der Wehrgruppe Quitzöbel"

Los 6: Computerprogramm zur Steuerung der Wehrgruppe Quitzöbel (Bearbeiter: Institut für Wasserwirtschaft, Siedlungswasserbau und Ökologie GmbH, Weimar); wurde gesondert dokumentiert

Die Dokumentation des Gutachtens erfolgt in einzelnen Bänden entsprechend den o. g. Losen.

Gegenstand des vorliegenden Bandes 4 ist der Bericht zu **Los 4: Ökologische Aspekte der Flutung.**

Es wird in **Kapitel 1** eine einführende **allgemeine Charakteristik des Untersuchungsgebietes** der Unteren Havelniederung mit ihren speziellen hydrologischen Verhältnissen und regionalen Besonderheiten gegeben. Im sich anschließenden **Kapitel 2** erfolgt eine Darstellung der ökologischen Auswirkungen und **Folgen des Elbehochwassers 2002** auf die Gewässergüte der Havel, sowie der betroffenen Anrainer. In **Kapitel 3** wird die **Methodik** des durch die laG GmbH durchgeführten Versuchsaufbaus erläutert. Neben der Darstellung der methodischen Herangehensweise wird die praktische Handhabung (Gerätschaften, Vorgehensweise etc.) der durchgeführten Freilandversuche und Laboranalysen präsentiert. Der Übersicht halber, wird dabei eine Differenzierung in der Herangehensweise zwischen dem hydrologischen Winter- sowie dem hydrologischen



Sommerhalbjahr vorgenommen. Anschließend erfolgt in ebendieser Untergliederung die **Darstellung der gewonnenen Ergebnisse (Kapitel 4 und 5)**. Themenergänzend werden kartographische Darstellungen der ermittelten Stofffreisetzungprozesse sowie Teilraten der in Lösung gegangenen Parameter präsentiert (siehe u. a. im Anhang).

Im Speziellen wird unter **Kapitel 6** auf die **Auswirkung verschiedener Flutungsszenarien auf die Landwirtschaft** eingegangen. Die **Diskussion der Parameteranalysen** im Zuge des Versuchsaufbaus auf dem Gelände der IaG GmbH sowie die Phosphor- und Manganfreisetzungen werden in **Kapitel 7** vertiefend diskutiert. Darüber hinaus wird verstärkt auf die landwirtschaftlichen Aspekte und Konsequenzen der Flutung eingegangen.

Im letzten Teil des vorliegenden Berichtes, dem **Kapitel 8** wird hinsichtlich der gewässerökologischen sowie landwirtschaftlichen Aspekte der Flutung ein **Fazit** gezogen und entsprechende, **ökologisch vertretbare Handlungsempfehlungen**, im Umgang mit Stauwässern bei Polderflutungen, aus den Ergebnissen der Felduntersuchungen erläutert.

## 1. Ökologie

### 1.1 Allgemeine Charakteristik der Havelniederung

Eng verknüpft mit der Morphogenese des norddeutschen Tieflandes ist die Herausbildung des hierarchisch ungegliederten Gewässernetzes des Jungmoränengebietes. Die letzte Inlandvergletscherung des Weichselglazials, vor ca. 17. 000 Jahren, hinterließ im Brandenburger Stadium eine außerordentliche Vielzahl glazigener Oberflächenformen. Im Bereich der Unteren Havelniederung (vgl. Abbildung 1-1), dem Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen, prägt das Wechselspiel zwischen feuchten Auenniederungen und kleinräumigen Platten, sog. Ländchen (inselartige Reste von Grund- und Endmoränen), den heutigen charakteristischen Formenschatz der Landschaft (ITZEROTT & KADEN 2003).



Abbildung 1-1: Das Gebiet der Unteren Havelniederung (Quelle: ITZEROTT & KADEN 2003)

### 1.2 Hydrologie

Von elementarer Wichtigkeit für den Wasserhaushalt der Region ist das hydrologische Regime der Havel (vgl. Abbildung 1-2). Ihren Ursprung hat die über 341 km lange Havel (JUPÉ 1995) in der südmecklenburgischen Seenplatte bei

Pieverstorf in verschiedenen Havelquellseen zwischen Neustrelitz und der Müritz (NAUMANN 1995).

In ihrem charakteristischen, W-förmigen Verlauf ändert die Havel ihre Fließrichtung von Nordost nach Südwest und erreicht ihren südlichsten Punkt dabei am Schwielowsee bei Caputh. Von hier aus fließt sie ab Brandenburg/Stadt erneut in nördlicher Richtung, um in Nordwestbrandenburg bei Strodehne über den verlängerten Arm des Gnevsdorfer Vorfluters in die Elbe zu münden. Ihr Einzugsgebiet beträgt 24.096 km<sup>2</sup> (NAUMANN 1995, vgl. Abbildung 1-3).



Abbildung 1-2: Ufersaum der Havel bei Grütz (Foto: LOTSCH 2005)

Die Havelquelle liegt mit 63 m über NN (NAUMANN 1995) nur 41 m über der Havelmündung am Gnevsdorfer Vorfluter (20 m über NN). Gegenüber der Elbe verfügt die Havel über ein sehr schwaches Flussgefälle von 4 cm/km (vgl. Tabelle 1-1). Das Gefälle der Elbe beträgt dagegen 20 cm/km.

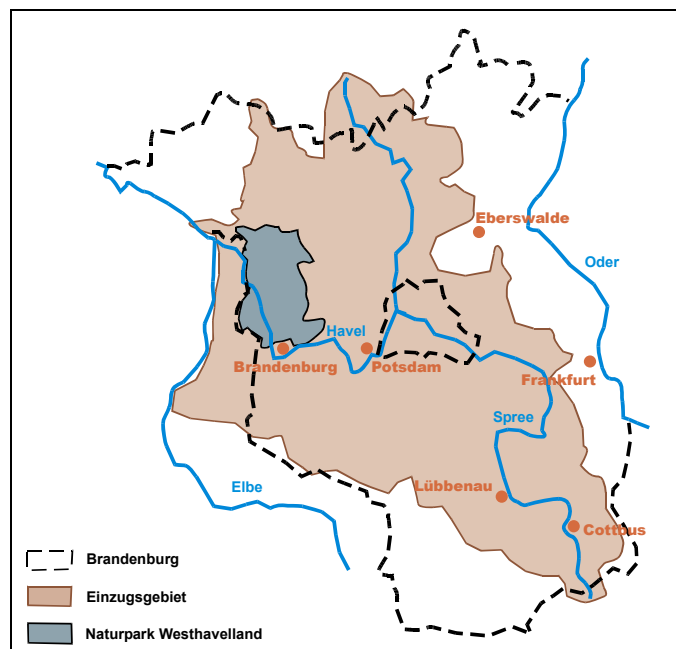


Abbildung 1-3: Einzugsgebiet der Havel ohne obere Spree (Quelle: nach BUCHTA 2003)

Tabelle 1-1: Abflussverhalten der Elbe und Havel (Daten: SENATSWERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG 2005)

	<b>EZG (A<sub>EO</sub>)</b>	<b>Gefälle (cm/km)</b>	<b>MNQ (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>MQ (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>HQ (m<sup>3</sup>/s)</b>
Elbe	148.268	20	277	714	1.880
Havel	24.096	4	3,91	14,4	38,1

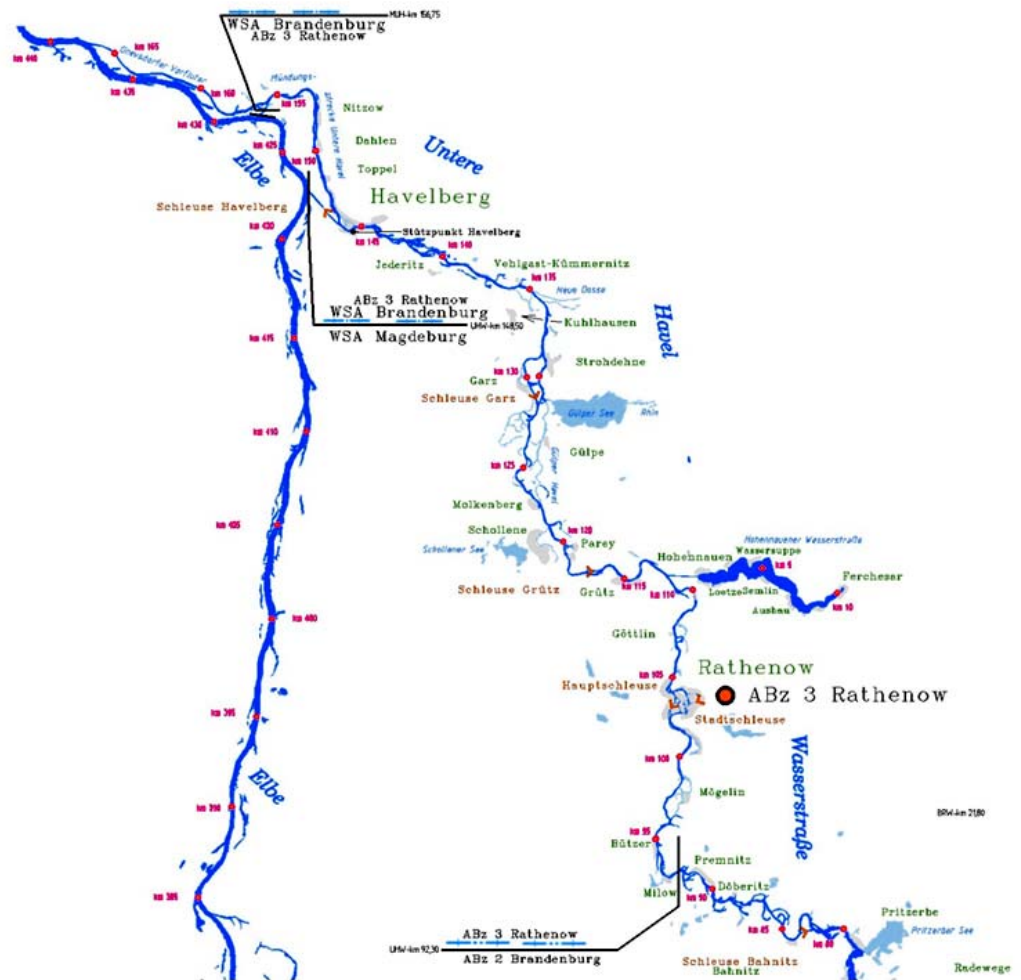
Das ungleiche Abflussverhalten verstärkt, v. a. im Mündungsbereich der Unteren Havel, die zur Hauptabflussspitze im Februar und März auftretenden Frühjahrshochwässer. Bei erhöhter Wasserführung der Elbe wird hier der Einstrom der Vorflut an der Havelmündung gehindert. Im Bereich der Unteren Havel bedingt das schwache Gefälle eine große Reichweite des Rückstaus (ITZEROTT & KADEN 2003). Die Folge sind periodisch auftretende großflächige Überschwemmungen der Uferbereiche.

Zusätzlich zu dem periodisch auftretenden Einstrom von Elbewasser, drängen Stau- und Überflutungswässer von umliegenden Erhebungen und Flussoberläufen in die Niederungen der Unteren Havel (WEIßE 1990). Aus dem Bereich des Fläming linksseitig mündend, handelt es sich dabei um Nuthe, Nieplitz, Plane, Buckau und Stremme. Rechtsseitig münden Rhin, Dosse und Jäglitz.

Die überregionale Bedeutung der Havel wird in ihrer vielfältigen Nutzung ersichtlich. Neben ihrer wirtschaftlichen Bedeutung als Bundeswasserstraße für die Schifffahrt dient sie als Fischereigewässer, Lebensraum, Biotopverbundsystem für Fauna und Flora, Wasserspeicher für landwirtschaftlich genutzte Anbauflächen, sowie als wichtiges Naherholungsgebiet im Brandenburger Raum (MIETZ 2004).

Gemäß § 1 des Wasserstraßengesetzes (WaStrG), Abschnitt Binnenwasserstraßen und Seewasserstraßen, gehört die Havel zum Gewässer I. Ordnung und wird somit als Bundeswasserstraße definiert (BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ 2005). Dem hohen wasserwirtschaftlichen Nutzen der Havel für die Region entsprechend, spiegeln verschiedenste Auflagen bezüglich festgesetzter Tauchtiefen, Flussbreiten und Begradigungen, den starken anthropogenen Eingriff in das natürliche Abflussverhalten wieder. Eine Vielzahl künstlich errichteter Stau- und Regulierungswerke, Kanäle und Speicheranlagen beeinflussen ihren natürlichen Abfluss (vgl. JUPÉ 1995). Abbildung 1-4 zeigt die Wehr und Schließanlagen der Unteren Havelwasserstrasse. Die selbstregulierende Auendynamik mit jahreszeitlich bedingten Hoch- und Niedrigwasserständen wird durch derartige Bauwerke somit weitestgehend unterbunden.





**Abbildung 1-4: Schleusen und Wehranlagen der Unteren Havel Wasserstraße (Quelle: WSA BRANDENBURG 2005)**

Für den Fall einer extrem hohen Wasserführung der Elbe kann durch Schließung der Verbindungswehre Neuwerben und Quitzöbel an ihrer Mündung ein Rückstau der Havel in ihrem Flussbett bewirkt werden (vgl. FLÜGGE 2002). Mit dieser Maßnahme der Zwischenlagerung des Hochwasserscheitels steht ein Speicherraum von bis zu 140 Mio. m<sup>3</sup> Wasser zur Verfügung (LUA 2002). Der kritische Wert entspricht dabei einem gemessenen Wasserstand von 26,40 m ü. NN am Pegel Havelberg/Stadt.

Als Entlastungsmaßnahme hinsichtlich des Überschreitens der kritischen Hochwassermarke von Elbe und Havel wurden bereits 1955 (LUA 2002) beidseitig der Havel eingedeichte Flächen, so genannte Polder, als rechtlich anerkannte Überschwemmungsgebiete ausgewiesen (vgl. Abbildung 1-5). Seit dem 17.01.1990 (BUCHTA 2003) stehen 10.000 ha Deichvorland im so genannten Havel Schlauch, sowie 8 Flutungspolder zur Hochwasserentlastung zur Verfügung. Durch eine gezielte Flutung, d.h. durch die Kappung des Hochwasserscheitels, kann auf diese Weise das Überschwemmungsrisiko für ca. 20.000 Brandenburger Anrainer der Prignitz sowie weiterer stromabwärts gelegener Gebiete in Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Hamburg gemindert werden.



Abbildung 1-5: Untere Havel mit Flutungspoldern (Quelle: nach LUA 2002)

### 1.3 Gewässergüte

Die Havel durchfließt neben einigen quellenahen mesotrophen Gewässern (im Raum Ratzeburg), auch zahlreiche quellferne polytrophe Seen wie z.B. den Schwedtsee oder den Stolpsee (MIETZ 2004). Ihre qualitative Wasserbeschaffenheit ist nach KLOSE (1995) durch ihr geringes Gefälle, zahlreiche Seen und Staustufen sowie seenartigen Erweiterungen gekennzeichnet. Die Wasserbeschaffenheit nimmt von der Quelle zur Mündung und im besonderen Maße durch den Großraum Berlin stetig ab (HÖHNE 1995). Tabelle 1-2 gibt dazu einen Überblick.

Tabelle 1-2: Gewässerbelastung der Havel (Daten nach MLUV 2005)

Flussabschnitt	Güteklasse
Obere Havel bis Berlin	Güteklasse II-III (kritisch belastet)
Potsdam bis Ketzin	Güteklasse III (stark belastet)
Ketzin bis Elbmündung	Güteklasse II-III (kritisch belastet)

Die Nährstoffbelastung der Havel erfolgt durch ungereinigte Kanalisations- und Industrieabwässer sowie infolge der Überdüngung der Unteren Havelseenkette bzw. der angrenzenden agrarisch genutzten Freiflächen. Durch hohe Konzentrationen anorganischer Phosphat- und Stickstoffverbindungen (z. T. durch Sedimentrücklösungen) steht unter meteorologisch-sommerlichen Bedingungen mit hohen Temperatur- und Globalstrahlungswerten ein erhöhtes Nährstoffangebot bereit (vgl. KLOSE 1995). Die starke Eutrophierung mit entsprechend massenhafter Algenproduktion und ein vollständiger Sauerstoffschwund in den tieferen Wasserbereichen der Havel sind die Folge (vgl. MIETZ 2004). Dieser Umstand wirkt sich negativ bezüglich der Gewässerbelastung, vor allem auf das unmittelbar an der Mündung gelegene Untersuchungsgebiet der Havelniederung aus.

## 1.4 Fauna und Flora

Die Untere Havelniederung ist durch ihre zahlreichen Altarme, Seen, Tümpel, und Gräben ganzjährig durch ein hohes Feuchtepotential gekennzeichnet. Lang anhaltend feuchte Niedlungswiesen ermöglichen einer Vielzahl angepasster Vertreter der Flora und Fauna eine artgerechte Lebensgrundlage. Nach TÄUSCHER (2004) sind in und an den Gewässern der Region mehr als 500 Algenarten und 35 Vertreter von Wasserpflanzen beheimatet. Auf den feuchten Niedlungswiesen findet sich eine Vielzahl klein- und großwüchsiger Röhrichte und Seggenrieder. Dazu gehören u. a. das Rohrglanzgras sowie der Flutende Schwaden (KALWEIT 1998, Abbildung 1-6).



**Abbildung 1-6: Rohrglanzgras (Foto: KRAUSCH 1996)**

Von den ehemals großflächigen und artenreichen Auenwäldern sind heute noch in den „Werdern“ einige Restgehölze erhalten. Vertreter der ehemaligen Weichholzaue sind nach TÄUSCHER (2004), Silber- und Bruchweide sowie Pappel. Zur artenreicheren Hartholzaue gehört u.a. Stieleiche, Wildbirne und -apfel, Weißdorn, Schlehe, Pfaffenhütchen, Hartriegel, Kreuzdorn, Esche, Holunder und gemeiner Schneeball.

Die Havelniederung stellt das größte mitteleuropäische Rast- und Brutgebiet für Wat- und Wasservögel dar (ITZEROTT & KADEN 2003). Rund um den Gülper See im Ländchen Rhinow versammeln sich alljährlich im Winterhalbjahr bis zu 120.000 nordische Gänse und 6.000 Kraniche (FREUDE 1995). Neben zahlreichen Schwimm- und Tauchenten sind hier Brutvögel wie Rohrweihe, Rohrdommel, Sumpf- und Drosselrohrsänger, Beutel- und Bartmeise sowie Trauerseeschwalbe hier beheimatet. Zu den Besonderheiten der Region zählen Eisvogel, Seeadler, Weiß- und Schwarzstorch (TÄUSCHER 2004).

KNUTH (1995) gibt an, dass sich die Gesamtfischfauna der Havelgewässer sich aus 44 autochthonen und 9 allochthonen Fischarten zusammensetzt. Heute sind vor allem die weniger anspruchsvollen Weißfischarten wie Blei, Plötze und Güster quantitativ am häufigsten vertreten (KNUTH 1995).

Zusätzlich verstärkt wurde der Rückgang anspruchsvollerer endemischer Arten durch den teilweise lebensfeindlichen Verbau der Gewässer mit Wehren und Schleusen einschließlich deren unzureichende Ausstattung mit Fischtrepfen. Auf diese Weise wurden Wanderungsbewegungen einzelner Fischarten zwischen Laich- und Aufzuchtstätten empfindlich gestört.

## 1.5 Bedeutung der Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in den Landkreisen Havelland, Ostprignitz- Ruppin (Land Brandenburg) und Stendal (Land Sachsen – Anhalt). Diese Region zählt zu den ausgesprochen strukturschwachen ländlichen Räumen mit größten Anpassungsproblemen an derzeitige Veränderungen. Dies gilt insbesondere für den westlichen Teil des Untersuchungsgebietes, welcher zur naturräumlichen Region der „Altmark“ zählt. Sie weist nach einer Indikatoren- Untersuchung des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung aus dem Jahr 2001 im Bereich Wirtschaftsstruktur, Infrastruktur und Einkommen eine weit unterdurchschnittliche und im Bereich Humankapital, Siedlungsstruktur und Wohlfahrtsniveau eine unterdurchschnittliche Ausstattung auf<sup>1</sup>. Die ohnehin geringe Bevölkerungszahl<sup>2</sup> verringerte sich im Landkreis Stendal im Zeitraum 1990 – 2003 nochmals um circa 13%. Die Abwanderung betrifft insbesondere junge Bevölkerungsschichten, sodass der Anteil der über 65jährigen im gleichen Zeitraum von circa 17,3% auf circa 25% anstieg<sup>3</sup>. Im Landkreis Havelland stieg hingegen die Anzahl der Bewohner, da hier ein negatives Bevölkerungssaldo des westlichen, Berlin-fernen Bereiches (Teil des Untersuchungsgebietes) durch einen besonders starken Bevölkerungsanstieg im „Berliner Speckgürtel“ überkompensiert wird. Für das Untersuchungsgebiet und dessen nähere Umgebung kann folglich ein Rückgang der Einwohnerzahlen von über 10% im Zeitraum 1990 – 2003 konstatiert werden.

Sowohl in der Geschichte als auch in der Gegenwart der ländlichen Region spielt die Landwirtschaft eine zentrale Rolle. Eine großflächige Industrialisierung erfolgte nicht. Die vor 1990 in der Altmark fokussiert angesiedelten Industriezweige, wie beispielsweise der Maschinenbau, die Energiewirtschaft sowie die Faser- und Spanplattenproduktion kamen in der Nachwendzeit weitgehend zum Erliegen und setzten zahlreiche Arbeitskräfte frei. Heute sind folgende Branchen in der Region vertreten: Ernährungsgewerbe, Verarbeitung landwirtschaftlicher Produkte, Maschinen-, Fahrzeug- und Schiffbau sowie Metallverarbeitung, Umwelttechnik und Bauwirtschaft im Landkreis Stendal sowie eine gut ausgebaute Chemie-, Optik-, Papier-, Metall- und Logistikindustrie im Landkreis Havelland. In der gesamten Region gewinnt der Tourismus zunehmend an Bedeutung.

Die genannten Wirtschaftszweige vermögen es jedoch nicht, der regionalen Bevölkerung ausreichend Ausbildungs- und Arbeitsplätze zur Verfügung zu stellen. Folglich besteht für die gesamte Region ein deutlich negatives Pendlersaldo von – 397 je 1.000 sozialversicherungspflichtig Beschäftigter im Landkreis Stendal. Pendlerziele sind die Nachbarregion Niedersachsen sowie die Städte Magdeburg, Hamburg und Berlin. Die Arbeitslosenquote liegt bei 23,5 (SDL) bzw. 18,4%<sup>4</sup> (HVL).

Die Landwirtschaft gehört somit auch heute zu den bedeutenden Arbeitgebern der Region. Auf Ebene der Landkreise sind 5,8 (SDL) bzw. 4,2% der Beschäftigten in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft tätig. Dieser Wert liegt deutlich über den Durchschnittswerten der Bundesländer Brandenburg und Sachsen – Anhalt (3,2%) sowie dem Bundesdeutschen Mittel (2,9%). Die Landwirtschaft wird auch in Zukunft die Grundlage der Wertschöpfung der Region darstellen.

---

<sup>1</sup> Vgl.: Regionale Planungsgemeinschaft Altmark (2003): Die Altmark – mittendrin: Integriertes Regionales Entwicklungskonzept der Region Altmark- Kurzfassung. Nach: Ost- West- Unterschiede noch immer dominant. In: Informationen zur Raumentwicklung. Informationen aus der Forschung des BBR, Heft 2/3 2001.

<sup>2</sup> In der Altmark betrug die Bevölkerungsdichte im Jahr 2001 51 EW/qkm<sup>2</sup>; Quelle: Regionale Planungsgemeinschaft Altmark 2003.

<sup>3</sup> auf den Landkreis Stendal bezogene Werte; Quelle: Statistisches Landesamt Sachsen – Anhalt (2005).

<sup>4</sup> Stand: Mai 2005; Quelle: [www.meinestadt.de/kreis-havelland/statistik?Bereich=Arbeiten+%26+Geldverdienen](http://www.meinestadt.de/kreis-havelland/statistik?Bereich=Arbeiten+%26+Geldverdienen).



### 1.5.1 Fakten zu den landwirtschaftliche Produktionsprozessen in den Poldern

Aufgrund der Nutzungs- und Anbaustruktur auf den landwirtschaftlich genutzten Polderflächen werden die Nutzungsvarianten Dauergrünlandnutzung und Ackernutzung unterschieden. Bei der Ackernutzung werden die Hauptanbaukulturen, d.h. Wintergetreide und Silomais gesondert betrachtet.

Das Dauergrünland wird zur Bereitung von Anwelksilage und Heu für die Winterfütterung sowie zur Grünfütterernte bei Stallhaltung und als Weide genutzt.

Die Getreidebestände werden von den interviewten Landwirtschaftsbetrieben mit der gesamten Nutzfläche innerhalb der Polder teilweise für die Konzentratfütterversorgung der eigenen Viehbestände benötigt.

Mais wird innerhalb der Polder als das energiereichste Grundfutter ausschließlich zur Silagebereitung für die ganzjährige Futtermittelversorgung des Milchviehs und der Jungtiere in Stallhaltung verwendet.

Die Qualität und der Ertrag des Futters ist vom Reifegrad der Pflanzen, vom Schmutzgehalt bei der Ernte, der Zusammensetzung des Pflanzenbestandes, der Wasser- und der Nährstoffversorgung sowie anderen Faktoren abhängig.

Die Futterernte vom Dauergrünland erfolgt je nach dem ob intensive oder extensive Grünlandwirtschaft betrieben wird, in der Regel in zwei, teilweise auch in bis zu vier Schnitten. Zur Herstellung einer hochwertigen Anwelksilage müssen die Böden gut befahrbar sein, um den Schmutzgehalt im Futter zu reduzieren, und das gemähte Gras muss mindestens einen Tag bei Sonnenschein auf dem Grünland abtrocknen können. Das Einbringen und Verdichten des Futters in ein Silo muss zügig erfolgen und stellt den „Flaschenhals“ im Produktionsverfahren dar. Die Schlagkraft wird von den Landwirten mit ca. 30 ha/ Tag angegeben. Zur Bereitstellung von Grünfütter für die sommerliche Stallhaltung müssen die Böden befahrbar sein, die Grünfütterernte erfolgt in einem Arbeitsgang. Für die Heuproduktion gelten die gleichen Bedingungen wie zum Produktionszweig Anwelksilage, wobei das Grüngetreide min. 2-3 Tage Sonnenschein zum trocknen und mehrere Arbeitsgänge benötigt.

Die Getreideernte erfolgt in der Regel innerhalb kurzer Zeiträume mit schlagkräftiger Technik. Eine vorzeitige Ernte des Getreidekorns ist begrenzt möglich. Getreide kann auch vor der Kornreife als Ganzpflanze zur Herstellung von Ganzpflanzensilage geerntet werden. In der Regel wird das Getreidestroh von den Landwirten für die Viehbestände als Einstreu für den Winter benötigt und nach der Getreideernte zu Ballen gepresst und abgefahren.

Die Maisernte zur Herstellung von Maissilage erfolgt möglichst spät im September - Oktober, weil der Energiegehalt der Silage durch Umlagerungsprozesse aus der Pflanze in den Maiskolben im Reifeprozess laufend zunimmt. Dadurch steigt der Futterwert des Mais. Der Erntezeitpunkt ist deshalb verschiebbar, da der Landwirt eine Abwägung zwischen Reifepunkt des Korns, Grünanteil der Maispflanze und plötzlichen Kälteeinbrüchen vornehmen muss. Die Maispflanze wird durch Frost geschädigt und anfällig für Pilzbefall. Innerhalb weniger Tage kann der Pilzbefall den Futterwert des Mais stark verschlechtern. Die Silage kann ihre Tauglichkeit als Futter für Hochleistungsmilchkühe, das Lebensmittelqualität aufweisen muss, verlieren. Die Schnelligkeit der Maisernte wird auch hier durch die Kapazität der Silos bestimmt und liegt bei ca. 30 ha/Tag. Mais kann auch vor der optimalen Erntereife als Grünmais geerntet werden. Dadurch treten aber erheblich geringere Futterenergieerträge je Hektar Anbaufläche ein.

Die Darstellung verdeutlicht, dass die Landwirte in den Poldern nicht durch den Verkauf pflanzlicher Produkte ihre Haupteinkünfte am Markt erzielen. Die Einnahmen der Landwirtschaftsbetriebe werden vorrangig durch die Veredelung des Grünlandes und der Getreide- und Maiserträge erzielt. Die Hauptprodukte sind Milch, Jungtiere zur Zucht. Kälber zur Mast und Schlachtvieh.

Wettbewerbsfähige Milchleistungen von 9.000 kg Milch pro Kuh und Jahr können nur mit hochwertiger Maissilage und eingeschränkt Anwelksilage bei Zufütterung erhöhter Mengen an Konzentratfutter aus Getreide, Sojaschrot u.a. zugekauften Futtermitteln erfolgen.

Auch für die Jungrinderproduktion müssen wettbewerbsfähige Zunahmen von 550 Gramm/Tag erreicht werden, um Färsen mit einem Erstkalbealter von ca. 28 Monaten erzeugen zu können.

Eine Besonderheit der extensiven Mutterkuhhaltung ist die stalllose Haltung. Die ganzjährige Weidehaltung erfordert ausreichende mineralische, höher gelegene und trockene Standorte für die Mutterkühe im Winter und in Hochwassersituationen. Der interviewte Mutterkuhhalter stellt Silage in Großballen her, hier stellt die Kapazität der Silierpressen den begrenzenden Faktor bei der Ernte dar. Die maximale Leistung einer Ballenpresse der ansässigen Lohnunternehmerin beträgt bis zu 400 Ballen pro Tag bei optimalen Rahmenbedingungen.

Jede Qualitätsverschlechterung des Grundfutters (Grünfutter, Maissilage, Anwelksilage, Heu) infolge Hochwassereinflüsse führt zu betrieblichen Mehrkosten und Wettbewerbsnachteilen, die zum Existenzverlust infolge Betriebsaufgabe führen können.

Die Landwirtschaftsbetriebe in den näher betrachteten Poldern sind deshalb auch in Hochwassersituationen auf die Nutzung des noch vorhandenen Ackerlandes existenziell angewiesen. Grünland steht in der gesamten Region ausreichend zur Verfügung und kann aufgrund der geringen Viehbestände bei Ausfall der Grünfutterernte in Teilbereichen infolge Hochwasser ausgeglichen werden. Die hochwertige Maisilage, die auf Ackerland produziert wird, kann nicht ohne erheblichen finanziellen Mehraufwand für Ankauf und Transport sowie Einbrüchen in der Viehleistung teilweise aus entfernteren Regionen ersetzt werden.

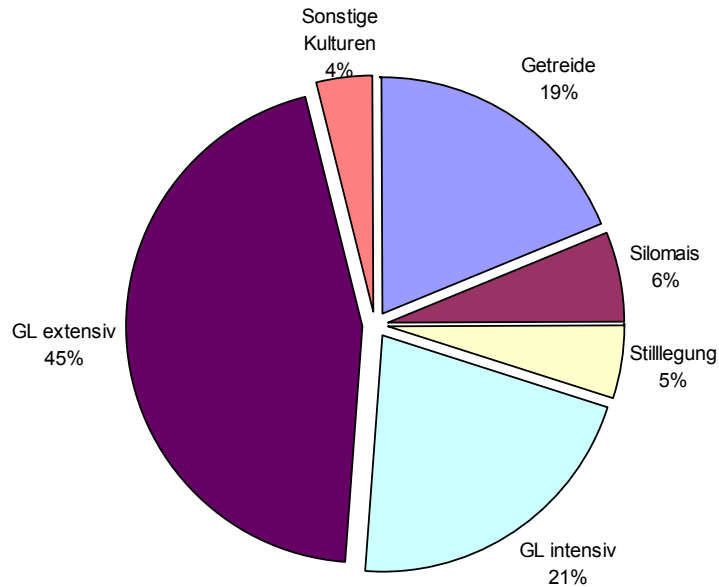
### 1.5.2 Bedingungen und Struktur der Landwirtschaft

Die landwirtschaftlichen Bedingungen im Untersuchungsgebiet unterliegen starken standörtlichen Benachteiligungen. Das ländlich geprägte Gebiet ist auf Grund des geringen Ertragspotenzials der landwirtschaftlich genutzten Flächen (LVZ überwiegend < 35; überwiegend Landbaugebiet III, teilweise Landbaugebiet II) den benachteiligten Agrargebieten zuzuordnen. Ein durch die Elbe- und Havelniederung bedingt hoher Anteil von Flächen im Deichvorland wirkt zusätzlich belastend. Die betriebliche Anpassungsfähigkeit der örtlichen Landwirte gegenüber veränderten Rahmenbedingungen ist auf Grund von Eigenkapitalschwäche und folglich fehlender Investitionsfähigkeit stark eingeschränkt. Dennoch ist die Region durch einen modernen Agrarsektor sowie eine weit zurückreichenden landwirtschaftliche Tradition gekennzeichnet. „Grundlagen für die Herdbuchzucht, die moderne Grünlandwirtschaft und die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit auf Sandstandorten sind hier entstanden.“<sup>5</sup>

Die Landwirtschaftliche Fläche (LF) in den Havelpoldern ist wie folgt unterteilt:

---

<sup>5</sup> Quelle: Regionale Planungsgemeinschaft Altmark (2003), S. 4.



**Abbildung 1-7: Nutzungsanteile der LF in den Havelpoldern (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006, nach BRONSTERT 2004).**

Auf die einzelnen Polder bezogen ergibt sich folgende Verteilung der LF:

**Tabelle 1-3: Polderbezogene Verteilung der Acker- und Grünlandanteile an der LF, (Angaben in %, gerundet) (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006, nach BRONSTERT 2004 und Daten der GIS- Biotopkartierung)**

Polder	LF an der Gesamtpolderfläche		Ackerlandanteil		Grünlandanteil	
	ha	%	ha	%	ha	%
Große Grabenniederung (Brdg, Havelland)	2.354	98	778	33	1.576	67
Schafhorst (Brdg. Havelland)	1.633	90	467	29	1.166	71
Trübengraben/Havelberg (S – A, Stendal)	1.510	98	451	30	1.059	70
Vehlgast (S – A, Stendal)	724	81	325	45	399	55
Flöthgraben (Brdg, Ost- Prignitz-Ruppin)	847	86	259	31	588	69
Kümmernitz (S – A, Stendal)	202	38	46	23	156	77
Twerl (Brdg, Havelland)	908	98	659	73	249	27
Warnau (S – A, Stendal)	688	86	283	41	405	59

Außer im Polder Kümmernitz (60%iger Waldanteil) dominiert die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen. Knapp zwei Drittel der LF werden teils intensiv, teils extensiv mit Grünland bewirtschaftet. Dieser Wert liegt weit über dem Brandenburger Durchschnitt. Zwischen den Poldern schwankt der Grünlandanteil zwischen 52% (Vehlgast) und 79% (Kümmernitz). Diese Dominanz wird sowohl durch die schlechten Standortbedingungen, als auch durch die vornehmliche Bewirtschaftung im Rahmen von Agrar- Umweltprogrammen bedingt.

Über 50% der Ackerfläche wird zum Getreideanbau (meist Wintergetreide) genutzt. Der hohe Anteil von Futterbaubetrieben mit Milchviehhaltung und Silomaisfütterung bedingt einen über dem Landesmittel liegenden Silomaisanbau von circa 15% der Ackerfläche. Dieser ist für die Betriebe von entscheidender Bedeutung, da Silomais

das energiereichste und somit das wichtigste Grundfutter insbesondere bei den überwiegend vertretenden Milch- und Färsenbetrieben darstellt. Für diese stellen die maisbestandenen Ackerflächen die bedeutendsten Flächen innerhalb der Polder dar, da eine wirtschaftliche Milchproduktion ohne Zufütterung von Maissilage nicht möglich ist. Ein Großteil der befragten Landwirte gab an, dass im Falle einer Flutung der Polder, die Maisflächen die vorrangig zu erntende Kulturfrucht darstellt, wenngleich eine nicht vollständige Reifung der Maisbestände zum Erntezeitpunkt eine deutlich geringwertigere Maissilage nach sich zieht.

Insgesamt bauen ca. 2/3 der befragten Landwirte in den Poldern Silomais an. Dies verdeutlicht nochmals die Bedeutung des Silomaises in der Produktionskette der örtlichen Landwirtschaftsbetriebe.

Sonstige Kulturen (meist Ölfrüchte und Eiweißkulturen) und Ackerstilllegungsflächen weisen jeweils einen Ackerflächenanteil von circa 12% auf.

Die betrieblichen Strukturen folgen der Anbaustruktur. Es handelt sich überwiegend um Mischbetriebe. Bedingt durch den hohen Grünlandanteil stellt die Milch- und Mutterkuhhaltung den betrieblichen Schwerpunkt dar. Ein reiner Marktfruchtbetrieb ist im Polder Twerl tätig. Ein ökologisch wirtschaftender Betrieb produziert vornehmlich in der Großen Grabenniederung. Zudem befindet sich mit der Agrargenossenschaft „Havelstrand“ Strodehne eG ein auch überregional bedeutender Betrieb der Färsenaufzucht im Untersuchungsgebiet.

Zwischen den einzelnen Betrieben bestehen oftmals enge (Wirtschafts-) Beziehungen. Dies gilt beispielsweise für den Kauf von Viehfutter und Jungtieren, für den Verkauf der Ernte, die Inanspruchnahme regionaler Lohndienstleister sowie einer gegenseitigen Hilfestellung in Notsituationen, wie dem Elbehochwasser 2002. Der regionale Zusammenhalt und die regionale Identität der Landwirtschaft sind innerhalb des Untersuchungsgebietes besonders deutlich ausgeprägt.

Die Polder des Untersuchungsgebietes befinden sich teilweise oder vollständig in Schutzgebieten verschiedener Kategorie. Die wesentlichen werden kurz vorgestellt.

#### Brandenburg:

Es befindet sich ein Großteil der Polderfläche der Großen Grabenniederung im Naturschutzgebiet „Untere Havel Nord“, ein kleinerer Teil des Polders Schafhorst im NSG „Unteres Rhinluch – Dreetzer See“ sowie der vorherrschende Teil des Flöthgrabens im NSG „Dosseniederung“<sup>6</sup>. Die landwirtschaftliche Nutzung der Polder erfolgt den naturschutzfachlichen Anforderungen folgend unterschiedlich extensiv. Ein Großteil der Fläche der Großen Grabenniederung (78% NSG- Fläche) ist in Besitz des Landes Brandenburg sowie von Naturschutzorganisationen. Hier bestehende Pachtverträge enthalten verstärkte Naturschutzanforderungen und führten zu einer Abnahme der Ackerfläche zugunsten des Grünlandes<sup>7</sup> (derzeitig 30%iger Ackerlandanteil). Sieben Unternehmen mit Flächengrößen zwischen ca. 151 und ca. 3.800 ha wirtschaften in dem größten aller Polder in überwiegend extensiver Weise. In den Poldern Schafhorst und Twerl wird hingegen eine wesentlich intensivere Landwirtschaft betrieben. Lediglich 4,3 % des Polders liegen im Naturschutzgebiet „Unteres Rhinluch – Dreetzer See“. Der Anteil von Ackerland ging auch hier zugunsten des Grünlandes zurück, beträgt jedoch noch ca. 42%. Hier wirtschaften circa 25 Betriebe unterschiedlicher Größe (von ca.5 bis ca. 1.640 ha).

Neben der Lage in den Naturschutzgebieten befinden sich die Brandenburgischen Polder vollständig im SPA- Areal „Niederung der Unteren Havel“ sowie im Naturpark „Westhavelland“.

---

<sup>6</sup> Die Naturschutzgebietsausweisung der Flächen „Unteres Rhinluch – Dreetzer See“ und „Dosseniederung“ befinden sich gegenwärtig im Verfahren.

<sup>7</sup> Auskunft von Herrn Eichstädt, Amt für Landwirtschaft und Flurneuordnung Havelland vom 19.05.05.

### Sachsen-Anhalt:

Für die Polder Kümmernitz, Trübengraben/Havelberg, Vehlgest und Warnau im sachsen-anhaltinischen Teil des Untersuchungsgebietes stehen aus bereits benannten Gründen weniger umfangreiche Informationen zu den Betrieben und deren Struktur zur Verfügung.

Die Polder Trübengraben/Havelberg und Warnau befinden sich vollständig, der Polder Kümmernitz teilweise im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“. Anteile der Polder Kümmernitz, Trübengraben/Havelberg und Warnau befinden sich im FFH- sowie SPA-Gebiet „Untere Havel – Schollener See“. Zudem befindet sich ein Anteil des Polders Kümmernitz im Naturschutzgebiet „Untere Havel“. Das Naturschutzgebiet „Jederitzer Holz“ befindet sich vollständig innerhalb des Polders Trübengraben/Havelberg.

Die aus der Lage in den verschiedenen Schutzgebietstypen resultierenden Anforderungen an die in den sachsen-anhaltinischen Poldern agierenden Landwirte ist mit den Bedingungen in den Brandenburgischen Gebieten vergleichbar. Auf Grund naturschutzfachlicher Anforderungen stieg in dem zurückliegenden Jahrzehnt der Anteil des Grünlandes zulasten des Ackerlandanteils. Die bisherige Umwandlung von Acker- in Grünland ergab sich zumeist aus veränderten Pachtverträgen mit zusätzlichen, naturschutzbezogenen Bewirtschaftungsvorgaben.

Neben den sich aus naturschutzfachlichen Nutzungsbeschränkungen ergebenden Belastungen der landwirtschaftlichen Betriebe des Untersuchungsgebietes, resultieren diese unter dem Aspekt einer Flutung der Havelpolder bei Hochwasserereignissen in der Elbe primär aus dem Anteil der Polderfläche jeden Betriebes an dessen Gesamtwirtschaftsfläche.

Auf Grund fehlender Daten aus dem Landwirtschaftsamt Stendal sowie dem Unterhaltungsverband Trübengraben zur betrieblichen Struktur im Sachsen-Anhaltinischen Teil des Untersuchungsgebietes kann lediglich die Betroffenheit im Landkreis Havelland sowie für Teile des Landkreises Ostprignitz- Ruppin exakt dargestellt werden.

Tabelle 1-4: Betroffenheit nach Polderflächenanteil für die Brandenburgischen Polder (Flöthgraben nur tlw.) (Quelle: ALF Havelland, Stand 2003)

<b>Flächenanteil im Polder</b>	<b>Anzahl der Betriebe [in %] (Gesamt: 32)</b>
0 – 20 %	12,5
21 – 40 %	25
41 – 60 %	15,6
61 – 80 %	12,5
81 – 100 %	34,4

Entsprechend der zur Verfügung gestellten Daten beträgt der mittlere Anteil an Flächen der in den Poldern Große Grabenniederung, Twerl/Schafhorst und teilweise Flöthgraben wirtschaftenden Landwirte circa 36% der gesamten Betriebsfläche. Der jeweilige Anteil schwankt von Betrieb zu Betrieb jedoch sehr stark und reicht von lediglich circa 5% bis zur vollständigen Lage der Betriebsfläche in den Poldern. Circa ein Drittel der Landwirte hat über 80% seiner Flächen in einem oder mehreren Flutungspoldern. Unter Berücksichtigung nur der Haupterwerbslandwirte relativiert sich der Flächenanteil des am stärksten betroffenen Drittel der Landwirte auf 50% der Fläche (BRONSTERT 2004).

Diese, auf den Brandenburgischen Teil des Untersuchungsgebietes bezogenen Polderflächenanteile, werden im Folgenden auf den Sachsen-anhaltinischen Teil

des Untersuchungsgebietes übertragen. Die für den Brandenburgischen Teil bereitgestellten Daten zu den Polderanteilen im Verhältnis zu der bewirtschafteten Gesamtfläche von unter 10% - 100% bestätigten sich innerhalb der Fragebogenaktion sowohl für den Brandenburgischen als auch für den Sachsen-anhaltinischen Teil der Gesamtregion.

Es ist folglich davon auszugehen, dass über 50% der 71 von den Landwirtschaftsämtern Havelland und Stendal benannten Betriebe mit Flächenanteilen in den Poldern, einen jeweiligen Polderanteil von min. 50% besitzen.

Auf der Grundlage der von den Landwirtschaftsämtern zur Verfügung gestellten Betriebsdaten sowie des versandten Fragebogens befinden sich mindestens 15 Haupterwerbsbetriebe innerhalb des Untersuchungsgebietes, die einen Flächenpolderanteil von mindestens 80% aufweisen.

Diese Betriebe müssen gegenüber Flutungen der Havelpolder als besonders gefährdet angesehen werden. Bezüglich der Betroffenheit dieser Betriebe im Jahr 2002 siehe Kapitel 2.3.1 und 2.3.2.

## 2. Folgen des Elbehochwassers 2002

### 2.1 Ausgangslage

In der ersten Augushälfte 2002 strömte feuchtwarme Luft vom Mittelmeer aus in nordöstlicher Richtung, wo sie auf kühle Luftmassen aus westlichen Richtungen traf. Die mit dieser Vb-Wetterlage verbundenen, außergewöhnlichen Starkniederschläge über Österreich, Tschechien sowie Ost- und Mitteldeutschland führten zu dem bedeutendsten bisher registrierten Hochwasserereignis entlang der Elbe (LUA 2002, IKSE 2004). Die außergewöhnlich starke Wasserführung der Elbe wird dazu in der Übersicht in Tabelle 2-1 verdeutlicht. Sie zeigt, dass viele Pegelstände den bisher gemessenen HHW überschritten. Wehröffnungen und Polderflutungen sollten helfen, besonders kritische Situationen zu vermeiden (siehe Scheitelkappung in Wittenberge in Abbildung 2-1).

Tabelle 2-1: Scheitelwasserstände verschiedener Elbepegel, August 2002 (Daten nach WASY 2005 und SIMON 2002)

Pegel	Scheitelwasserstand [cm]	Zeit	HHW bisher [cm]	A IV-Richtwert [cm]
Dresden	940	17.08.02, 07:00 Uhr	877 (31.03.1845)	700
Riesa	945	17.08.02, 19:00 Uhr	755 (31.03.1988)	-
Mühlberg	1011	17.08.02, 21:00 Uhr	1008 (1890)	-
Torgau	945	18.08.02, 02:00 Uhr	943 (06.02.1850)	800
Wittenberg	708	18.08.02, 15:00 Uhr	628 (03.02.1862)	600
Aken	765	19.08.02, 04:00 Uhr	740 (03.04.1845)	700
Barby	700	19.08.02, 11:00 Uhr	733 (03.04.1845)	640
Magdeburg	670	19.08.02, 22:00 Uhr	701 (18.02.1941)	-
Tangermünde	767	20.08.02, 22:00 Uhr	736 (20.01.1920)	700
Wittenberge	734	20.08.02, 21:15 Uhr	744 (14.03.1838)	670

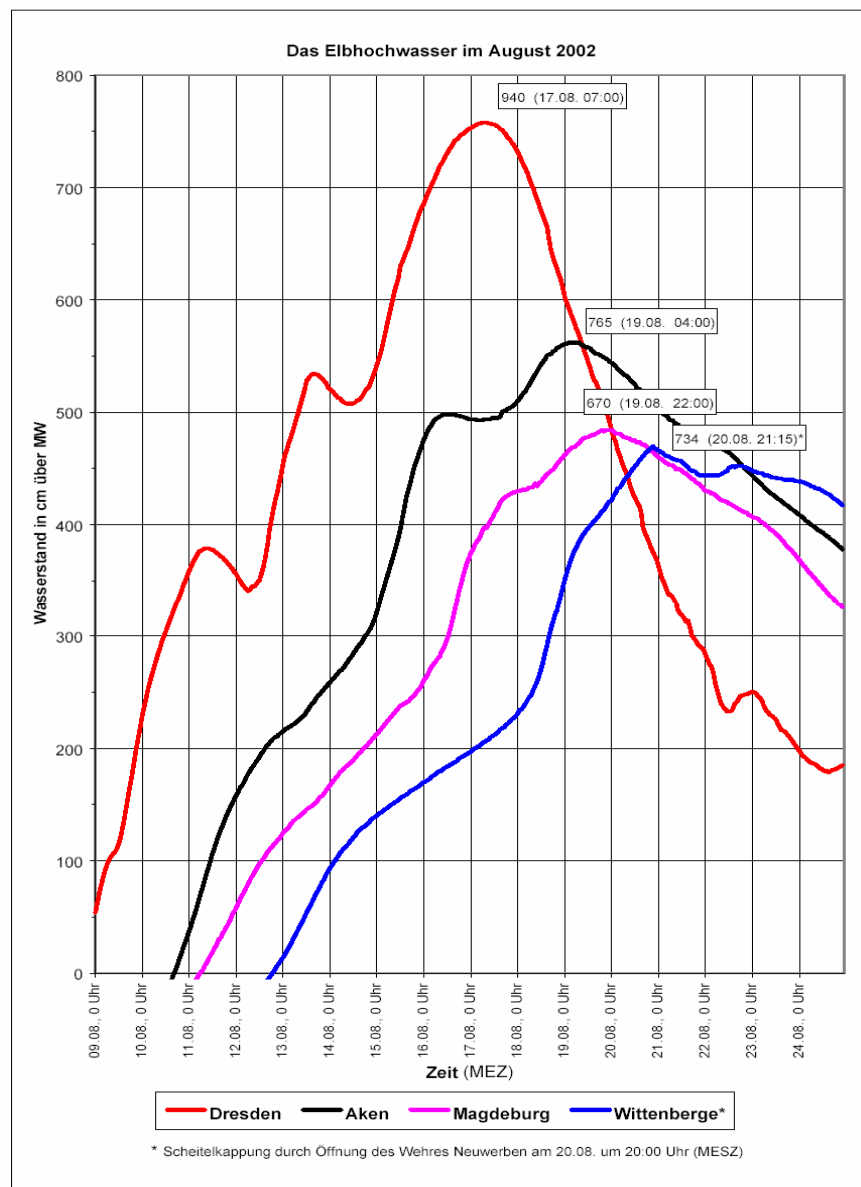


Abbildung 2-1: Pegelstände entlang der Elbe (Quelle: LUA 2002)

## 2.2 Ökologische Auswirkungen des Elbehochwassers 2002

### 2.2.1 Flutung der Havelniederung

Im Rahmen der Maßnahmen zur Entlastung der Elbdeiche sowie zum Schutze der Anrainer im Unterlauf, wurde am 20.08.2002 damit begonnen, das Poldersystem an der Unteren Havel, mit Ausnahme der Großen Grabenniederung, zu fluten. Mit der Öffnung des Durchstichwehres Quitzöbel am 23.08.2002 wurde dieser Retentionsraum wiederum langsam entleert (LUA 2002).

Diese Maßnahme des flächenhaften Überstaus intensiv und extensiv genutzten Grünlandes bzw. ackerbaulich genutzter Flächen hatte aus ökologischer Sicht gravierende Auswirkungen auf das Ökosystem der Unteren Havelniederung. Geringe Wassertiefen bei hochsommerlicher Witterung beschleunigten mikrobielle, sauerstoffzehrende Abbauprozesse organischer Substanz (LUA 2002). Sowohl die mikrobiologischen als auch die physikalischen Faktoren führten zu einer



Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Wasser, wobei die für Fischpopulationen kritische Konzentration unterschritten wurde (KNÖSCHE 2003, siehe auch Abbildung 2-2).

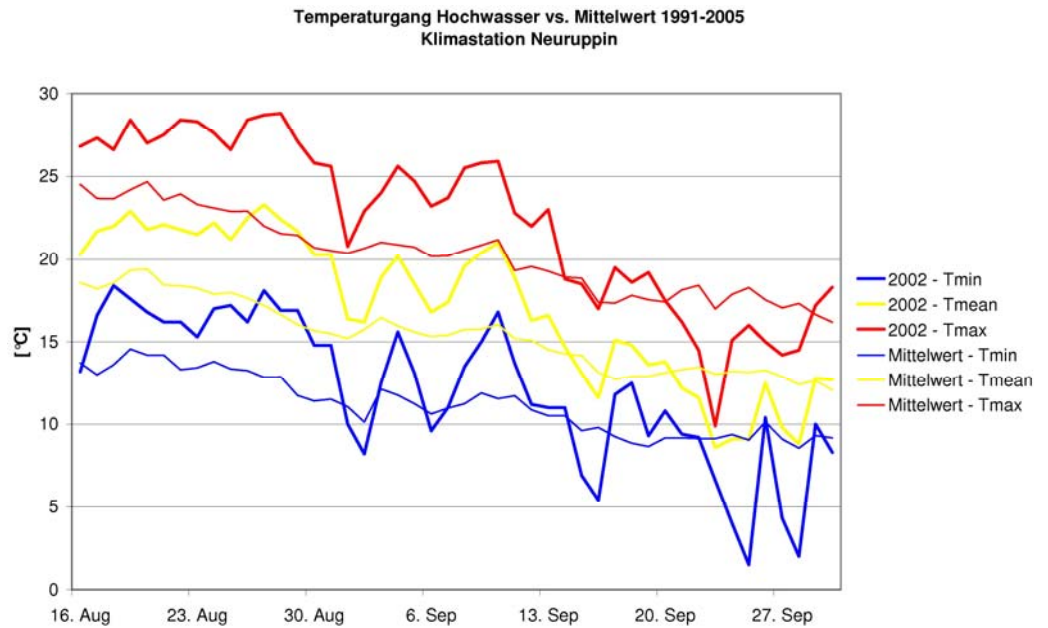
„Es muss davon ausgegangen werden, dass die beinahe einwöchige Sauerstofffreiheit der Unteren Havelniederung zur Vernichtung aller Wassertiere auf etwa 40 km Lauflänge der Havel (Zwischen Gülpe und Gnevsdorf) geführt hat.“ (BUCHTA 2002). Schätzungsweise 15 bis 20 Millionen Fische verendeten. Der geschätzte ökonomische Schaden beläuft sich auf über 5 Millionen € (BUCHTA 2003).



**Abbildung 2-2: Sauerstoffkonzentration in der Havel und einigen Nebenflüssen im August bis Oktober 2002 im Vergleich zu den Jahren 1993 bis 2004 (Daten: LUA 2005a)**

### 2.2.2 Stauwasserentwicklung auf Polderflächen

Während des Überstaus begannen auf den Polderflächen unter den anaeroben Verhältnissen und der temperaturbedingten hohen mikrobiellen Aktivität erhebliche Stoffumsatzprozesse. Die Zersetzung des jahreszeitlich besonders hohen Anteils an Biomasse führte zu einer deutlichen Sauerstoffzehrung im Stauwasser. Das daraus resultierende niedrige Redoxpotenzial bedingte wiederum Nährstoffrücklösungen aus dem Boden und damit eine weitere Belastung des Wasserkörpers (MLUV 2004a, Abbildung 2-2). Huminstoffe, Eisen- und Phosphorverbindungen wurden rückgelöst (LUA 2002). Manganverbindungen führten zu einer typischen Schwarzfärbung des Wassers (Abbildung 2-4) und bedingten die weitere Beschleunigung der Reduktionsprozesse. Dabei verschärften die im Vorfeld geringe Sauerstoffkonzentration des Flutungswassers (LUA 2002, BUCHTA 2003, vgl. auch die unterdurchschnittlichen Werte im Juli und Anfang August in Abbildung 2-2) sowie die überdurchschnittlich hohen Temperaturen im Spätsommer 2002 (Abbildung 2-3) die Situation der Wassergüte. Mit dem Abfluss des Stauwassers über den Polderflächen stieg die Belastung der angeschlossenen Oberflächengewässer an (BUCHTA 2003). Die Sauerstoffversorgung der Fließgewässer erreichte die Monatsmittelwerte der Jahre 1993 bis 2004 erst wieder Mitte bzw. Ende Oktober 2002.



**Abbildung 2-3: Tagestemperaturen während des Hochwassers im Vergleich zum Mittelwert der Jahre 1991 bis 2005, Neuruppin (Daten: DWD 2005)**



**Abbildung 2-4: Stauwasser auf überstauten Flächen der Belziger Landschaftswiesen (Foto: MIETZ 2002)**

### 2.2.3 Auswirkungen der Polderflutungen im Jahr 2002 auf die Nährstoffversorgung der Flächen

Durch ökologische Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass durch die Überstauung des pflanzenbestandenen Polderbodens Nährstoff-Rücklösungsprozesse einsetzen. Es wurden insbesondere Phosphatrücklösungen von  $350 \text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  und Mangankonzentrationen von  $3,3 \text{ mg/l}$  nach 21 Tagen im Überstauwasser festgestellt. Aus landwirtschaftlicher Sicht war damit von Belang, ob die Rücklösung von Nährstoffen eine zusätzliche Nachdüngung erforderte bzw. welcher Aufwand hiermit verbunden war.

Bezüglich des Elbehochwassers 2002 gaben ca.  $\frac{3}{4}$  der befragten Landwirte an, dass keine Nachdüngung der Polderflächen erfolgte. Auf einem Großteil der Flächen wurde eine gewöhnliche Grunddüngung durchgeführt. Teilweise wurde gesondert Kalk ausgebracht. Jedoch muss einschränkend konstatiert werden, dass auf keiner Fläche der befragten Landwirte eine Untersuchung des Bodens auf Nährstoffmangel durchgeführt wurde. Teilweise wurden die Kosten einer Bodenuntersuchung beim zuständigen Landwirtschaftsamt beantragt. Da diese jedoch von entsprechender Stelle nicht übernommen wurden, erfolgte auch keine weitere Bodenuntersuchung.

Auf Grund fehlender Bodenuntersuchungen im Nachgang des Hochwassers 2002 kann derzeit nicht beurteilt werden, ob auf den Böden der Polderflächen nach einer Flutung von Havelpoldern ein genereller oder spezifischer Nährstoffmangel eintritt, beziehungsweise durch die Flutung verstärkt (Nähr-)Stoffe auf die Flächen eingetragen wird.

#### 2.2.4 Nährstoffbilanzen in der Unteren Havel während des Elbehochwassers 2002

Während das sommerliche Hochwasser 2002 auf naturnah bewirtschafteten Feuchtfächen vergleichsweise geringe Probleme verursachte (BUCHTA 2003), sind die im vorhergehenden Abschnitt genannten Stoffumsatzprozesse auf den z. T. als Acker- und Intensivgrünland genutzten Polder genauer zu verfolgen.

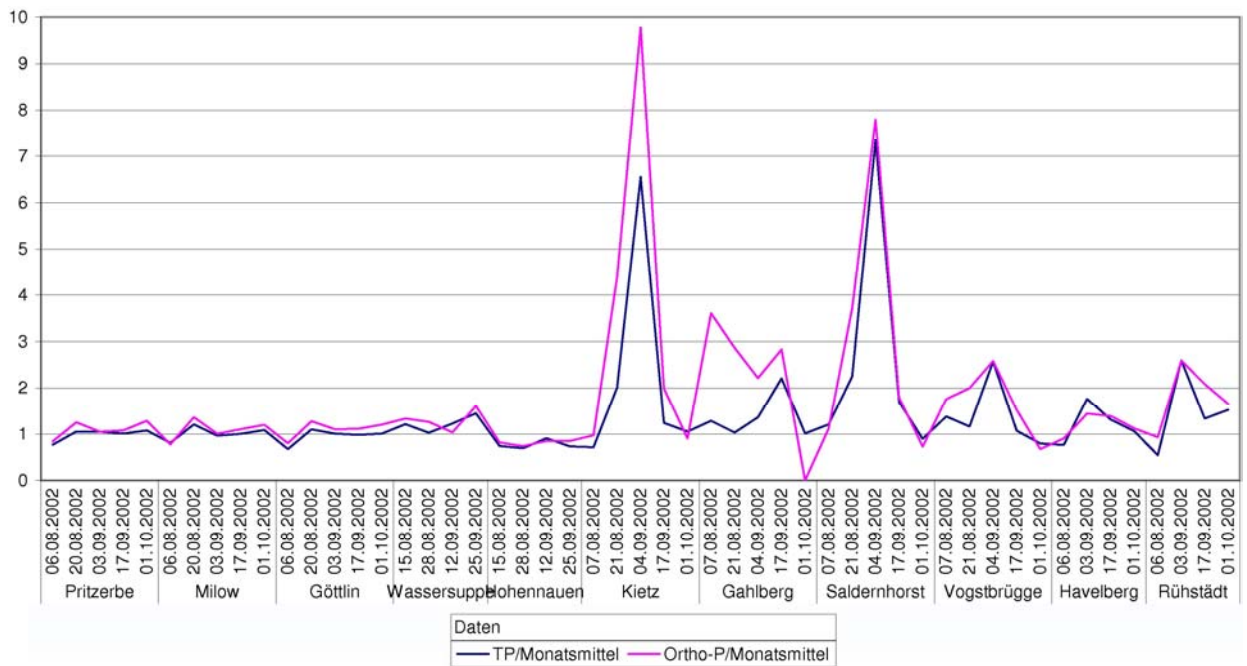
KNÖSCHE (2003) betont die Funktionsfähigkeit nicht degradierter Flüsse und Auen während Hochwasserereignissen am Beispiel der Fischfauna. Die besonderen klimatischen Bedingungen und die Polderleerungen sind demzufolge nicht nur hinsichtlich der Prozessdynamik auf den Flutungsflächen, sondern auch im Zusammenhang mit den gewässer- und bioökologischen Auswirkungen auf die Havel und ihre Nebenflüsse zu betrachten. Die nachfolgende kurze Auswertung ausgewählter Messdaten aus dem Zeitraum 1993 bis 2004 des Landesumweltamtes Brandenburg (LUA 2005a) verdeutlicht diese Aussage. Die Lagebeziehung zwischen den Poldern und den 11 betrachteten Stationen wird in Abbildung 2-5 wiedergegeben.



Abbildung 2-5: Lage der Messpunkte (Quelle: LUA 2005a)

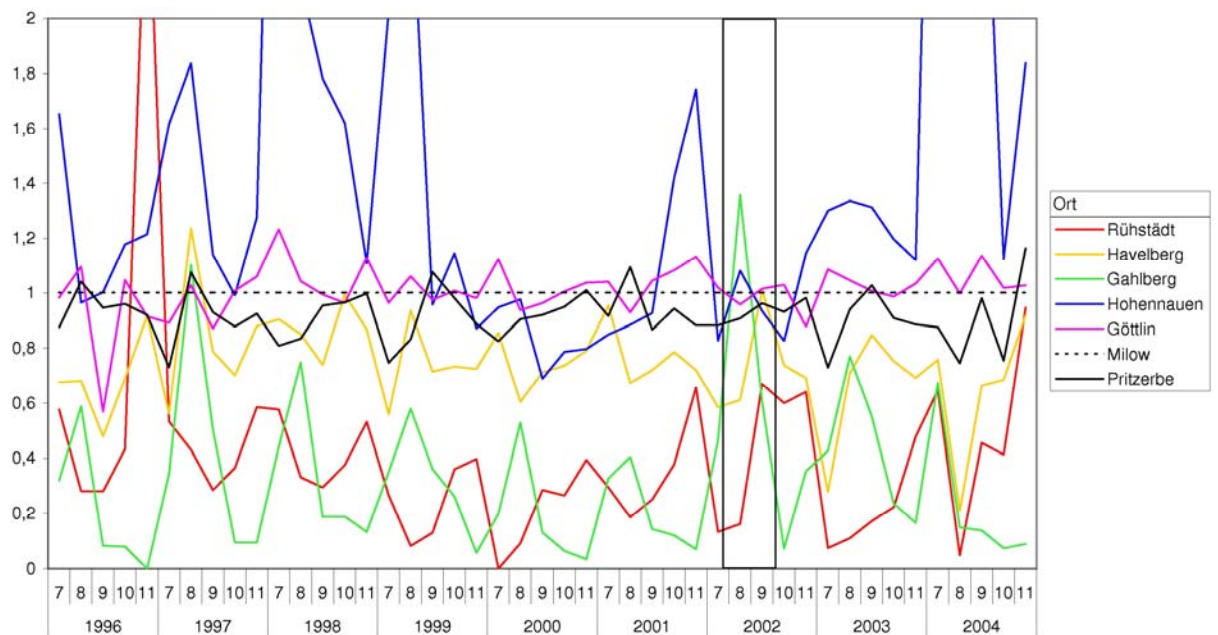
Obwohl die saisonale Phosphorbelastung in sämtlichen Untersuchungsjahren im Sommer und Herbst ihr Maximum erreicht, ist im Spätsommer 2002 eine überproportional hohe Phosphorkonzentration in den Oberflächengewässern nachzuweisen (Abbildungen 2.6 und 2.7). Insbesondere die Nebenflüsse der Havel zeichneten sich mit bis zu sieben- bis zehnfach überhöhten Spitzenwerten Anfang September aus (Rhin bei Kietz, Dosse bei Saldernhorst).

Da, wie oben erwähnt, diese Flüsse der Havel auch gewöhnlich Nährstoffe aus Landwirtschaft und Siedlungen heranzuführen, ist vor allem von einer nutzungsbedingten Zusatzbelastung auszugehen. Weiter flussaufwärts bewegt sich die Havel dagegen bis Hohennauen im statistischen Mittel (erkennbar an den Werten um 1), wobei dieser Ort sehr hohe interannuelle Schwankungsamplituden aufweist (vgl. Abbildung 2-7). Die weniger deutlich ausgeprägten Maxima flussabwärts sind auf die genannten Havelzuflüsse zurückzuführen.



**Abbildung 2-6: Phosphatkonzentration im Verhältnis zum Monatsmittel (Daten: LUA 2005a)**

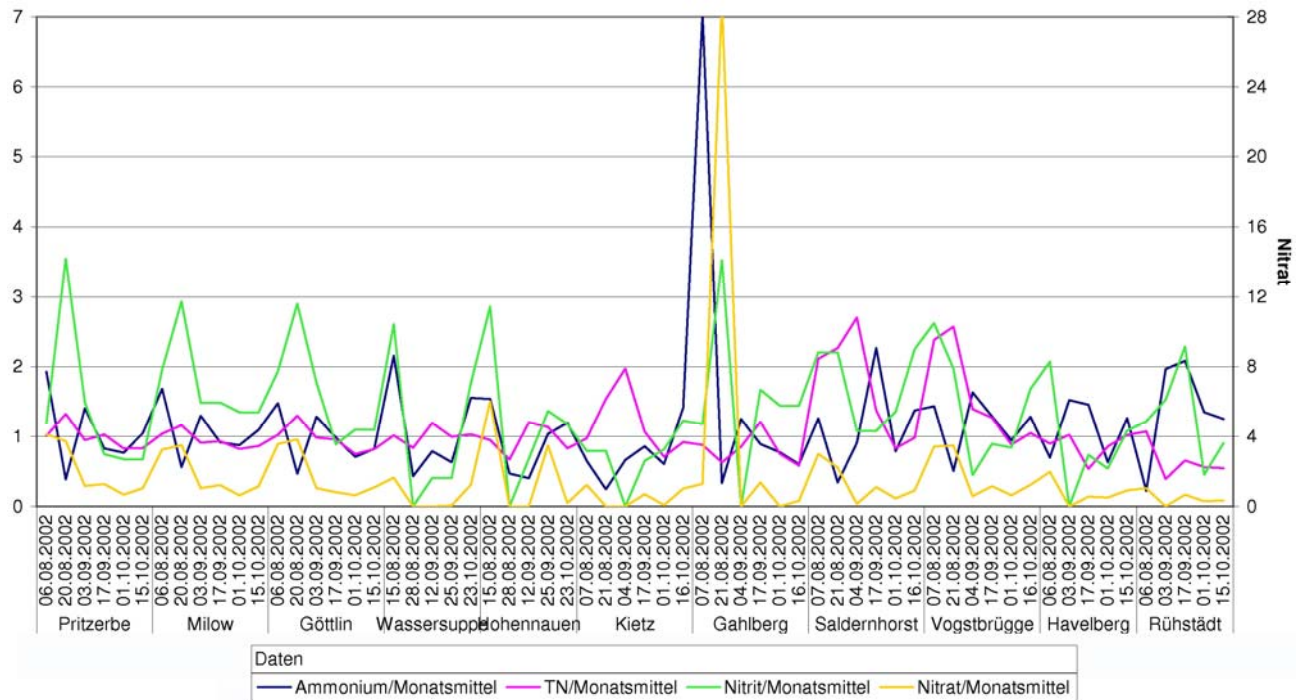




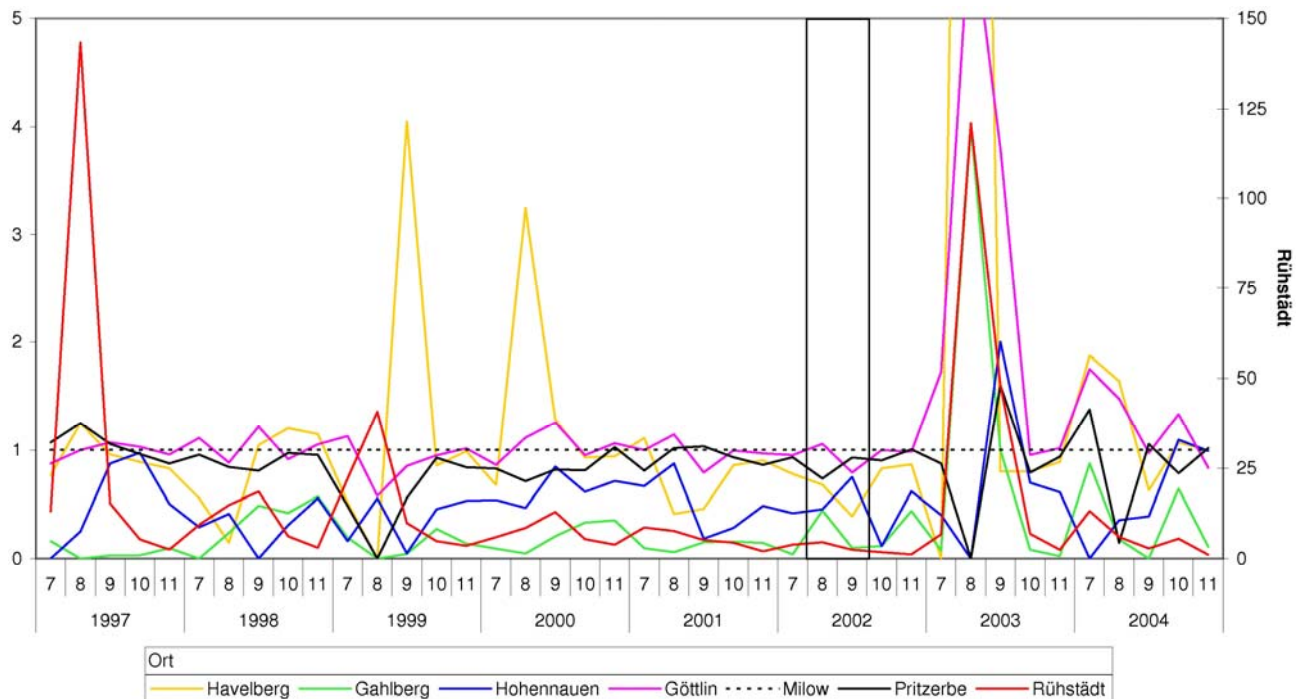
**Abbildung 2-7: Normierte Orthophosphatkonzentration (Milow = 1, Daten: LUA 2005a)**

Die Transformations- und Translokationsvorgänge der Stickstoffverbindungen verhielten sich demgegenüber weniger auffällig. Konsistent mit den geänderten, d. h. niedrigeren Redoxverhältnissen, sanken im Zeitraum Ende August bis Anfang September die Nitrat- und Nitritkonzentrationen in der Havel und ihrer Nebenflüsse, wobei diese erst im Polderbereich ab Hohennauen/Wassersuppe gegen Null tendierten (Abbildung 2-8). Dieser als Denitrifikation bezeichnete Prozess führte zum Austrag von gasförmigem N<sub>2</sub> in die Atmosphäre. In Bezug auf die Gewässer konnte er daher als Stickstoffsénke betrachtet werden.

Im Jahresvergleich zeigten sich die geringfügigen Veränderungen in der Stickstoffbilanz (Abbildung 2-9). Die Konzentrationen von Ammonium und Gesamtstickstoff (TN) stiegen dagegen Anfang bis Mitte September in den Nebenflüssen z. T. deutlich an. Dieser Trend setzte sich, wenn auch in abgeschwächter Art und Weise, in der Havel bzw. Elbe fort. Als Quelle konnte das Fischsterben mit nachfolgendem Abbau der organischen Substanz angesehen werden.



**Abbildung 2-8: Konzentrationen verschiedener Stickstoffspezies im Verhältnis zum Monatsmittel (Daten: LUA 2005a)**



**Abbildung 2-9: Normierte Nitratkonzentration (Milow = 1, Daten: LUA 2005a)**

Unter Vergegenwärtigung der dazu noch deutlich höher ausfallenden Abflussmengen der Havel und Elbe, fallen die Stofffrachtdifferenzen zwischen 2002 und dem betrachteten Vergleichszeitraum wesentlich ausgeprägter aus (vgl. Abbildungen 2.10 und 2.11).

Ausgehend von der hohen Belastung der an die 2002 gefluteten Polderflächen angeschlossenen Oberflächengewässer erschließt sich die Aufgabe der vorliegenden Studie, die Prozesse der Phosphormobilisierung auf den Polderflächen der Unteren Havel im Experiment zu simulieren und in Abhängigkeit standörtlicher Charakteristika (Boden und Landnutzung) zu quantifizieren.

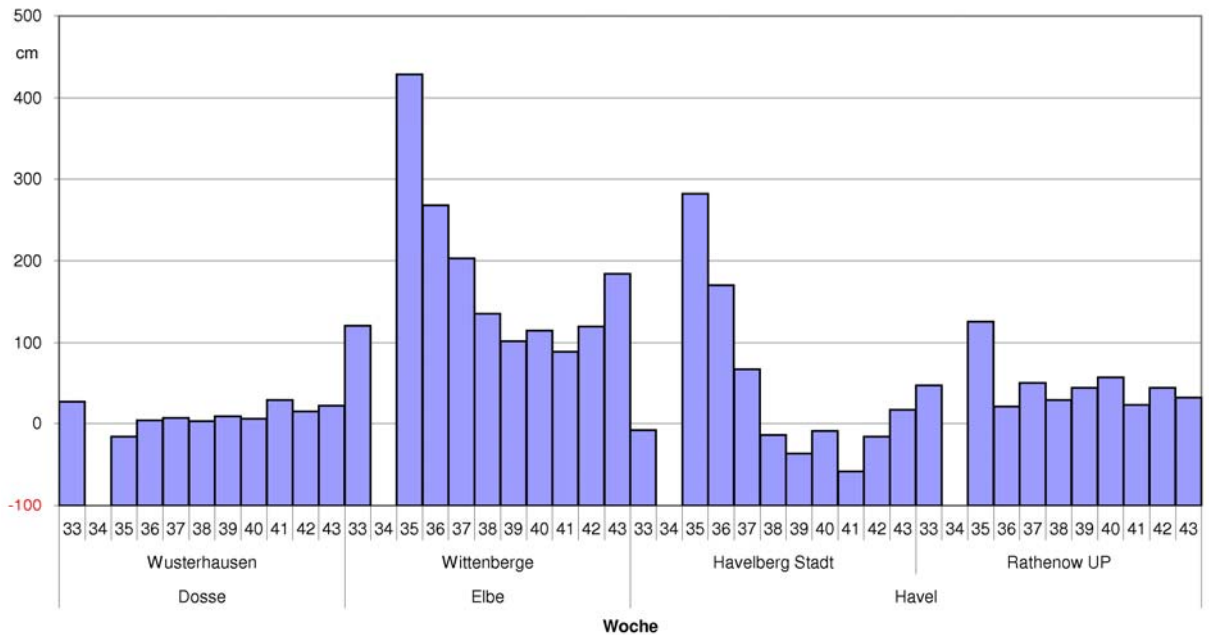


Abbildung 2-10: Wasserstände 2002 verschiedener Pegel im Vergleich zum MW (Daten: LUA 2005b)

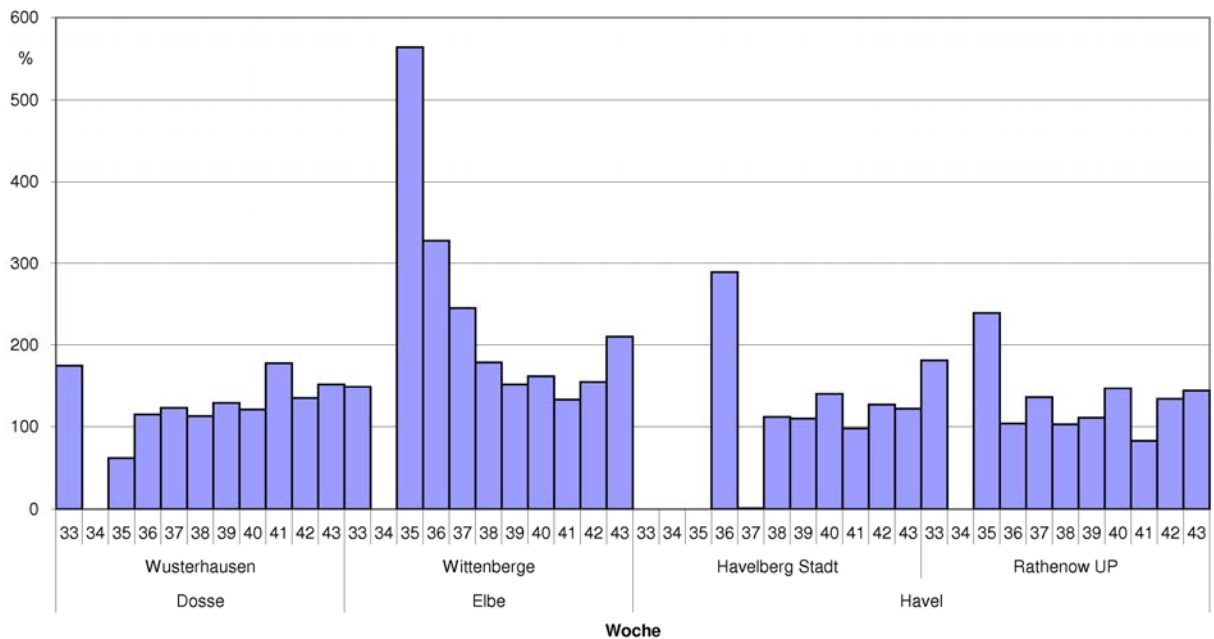


Abbildung 2-11: Abflüsse 2002 verschiedener Pegel in Relation zum MQ (Daten: LUA 2005b)

## 2.3 Landwirtschaftliche Betroffenheit während des Elbehochwassers 2002

### 2.3.1 Generelle Betroffenheit

Die landwirtschaftlichen Schäden des Elbehochwassers 2002 sowie möglicher zukünftiger Flutungen der Polder lassen sich wie folgt kategorisieren:

Tabelle 2-2: Kategorisierung landwirtschaftlicher Schäden (Quelle: **AGRO-ÖKO-CONSULT** 2006, vgl. **BRONSTERT** 2004 nach MLUR 2003)

Schadenkategorie	Untersetzung/ Bewertung	Bemerkung
Flächenschäden	Ertragsverluste/ Erlöseinbußen, Ersatzfutterbeschaffung	direkte Verluste und Verluste für Wiederherstellungsmaßnahmen, Qualmwasser, Deichverteidigung
	Wiederherstellung Flächennutzbarkeit, Kulturzustand, Ertragsfähigkeit, zusätzliche Arbeitsgänge	z.B. Nachsaat/ Neusaat Grünland, Beseitigung von Verschlammungen
Schäden an Vorräten, Betriebsmittel	Kosten der Ersatzbeschaffung	
Schäden an Gebäuden, Anlagen, Maschinen, Wegen	Kosten der Instandsetzung, ggf. Ersatz zum Zeitwert	
Viehverluste, Leistungsdepression	Kosten der Ersatzbeschaffung, Erlöseinbußen	durch Flutung und/oder Evakuierung, Futterwertminderung
Evakuierungskosten	Transport, Unterbringung, Pensionshaltung	Berücksichtigung der Kosten eigener Haltung; teilweise den Flächenschäden zuzuordnen
Sonstiges	Gutachterkosten Schadenermittlung, Koordinierung HW- Maßnahmen	

Die Auswertung der Antrags- und Bewilligungsunterlagen des Bund- Länder-Programms für Soforthilfe zugunsten der von den Hochwasserschäden 2002 betroffenen land- und forstwirtschaftlichen Betrieben ergab nach BRONSTERT (2004), dass circa 80% der entstandenen Schäden direkt und weitere 10% indirekt den Flächenschäden zuzuordnen sind. Folglich wurde in der benannten Untersuchung der landwirtschaftliche Gesamtschaden durch einen 10%igen Aufschlag auf die zuvor ermittelten Flächenschäden berechnet. Diese würde sowohl das Verhältnis „Flächenschäden – sonstige Schäden“ verändern, als auch zu veränderten Anpassungsalternativen führen.

Auf Brandenburger Flächen ergab sich in Folge des Elbehochwassers 2002 folgende Betroffenheit:

Insgesamt wurden in Brandenburg circa 57.000 ha LF, davon 31.100 ha Grünland, 19.800 ha Getreide sowie 1.800 ha Ölfrüchte und 1.100 ha Mais überschwemmt.

Die Landwirte gaben überwiegend an, dass ihre Polderflächen vollständig überschwemmt wurden. Lediglich bei einzelnen Betrieben lag der „Überschwemmungsanteil“ unter 90%. Hierbei handelt es sich um begünstigte „Hochflächen“ innerhalb der Polder.

Es traten an den überschwemmten Anbaukulturen überwiegend Totalverluste auf. Lediglich die mit Getreide bestandenen Flächen waren zum Zeitpunkt der Flutung bereits weitestgehend abgeerntet worden.

An den Maisbeständen traten in den Poldern hingegen ausschließlich Totalschäden auf. Die für alle viehhaltenden Betriebe so wichtige Maissilage musste folglich zugekauft werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass auch Maissilage nicht bzw.



nur unter Nährkraftminderung überregional verbracht werden kann und in Folge des regionalen Maissilagemangels dessen Preis spürbar anstieg.

Beim Grünland fiel der Spätschnitt zur Futtergewinnung aus. Auf Grund der Überstauzeit von meist über 7 Tagen entstanden an der Grasnarbe überwiegend Totalverluste. Folglich wurde auf den Grünlandflächen nach Abfluss des Wassers überwiegend umgebrochen und neu angesät oder zumindest nachgesät. Die Schäden durch den ausgefallenen Spätschnitt wurden von öffentlicher Hand überwiegend ausgeglichen. Nicht ausgeglichen wurden hingegen die Mindererträge auf dem Grünland in den Nachfolgejahren. Befragte landwirtschaftliche Betriebe gaben an, dass der im Folgejahr aufgetretene Grünlandflächenschaden bis zu 100% des Schadens im Jahr der Flutung ausmachte, mindestens jedoch ca. 50% dessen betrug. Eine Neukultivierung des anspruchsvollen Grünlandes stellte sich als ausgesprochen schwierig dar und führte dazu, dass im Jahr 2002 überflutete Grünlandflächen teilweise auch heute noch nicht wieder die Qualität aufweisen, wie sie vor 2002 bestand.

Eine vollständige Noternte der Bestände war aus zeitlichen und technischen Gründen nicht möglich. Der Zeitraum ab Bekanntmachung, dass die Deiche der Polder gesprengt werden, ermöglichte es lediglich, die Viehbestände der Landwirte aus den Flächen zu evakuieren und vereinzelt einen kleinen Teil der Ernte einzufahren. Da jedoch die meisten der örtlichen Landwirte bei der Ernte der Kulturen auf die Hilfe von Lohndienstleistern angewiesen ist und deren Kapazitäten in einer solchen Situation nicht ausreichend sind, war eine vollständige Einbringung der Kulturfrüchte nicht möglich. Da zudem aus betriebswirtschaftlicher Betrachtung der milch-, färsen- und mutterkuhhaltenden Unternehmen der silierte Mais das hochwertigste Futterprodukt darstellt, stellt die Silierung des Maises den „Flaschenhals“ der Silageproduktion dar. Selbst unter der Annahme ausreichender Mähtechnik ist eine ebenso schnelle Silierung des Maises im Silo wie Ernte nicht möglich. Unsiliert verliert der Mais jedoch schnell an Futterwert und beginnt zu verrotten.

Im Rahmen der Bund- Länder- Soforthilfe wurden bereits im September 2002 an 191 vom Hochwasser betroffene Agrarbetriebe mehr als 2,5 Mio. € ausgezahlt. Insgesamt summierten sich die Zahlungen auf 3,65 Mio. €, von denen circa 2,4 Mio. € an Betriebe mit Teilflächen in den Brandenburger Poldern ausgezahlt wurden. Hierdurch wurden circa 73% der diesen Betrieben entstandenen Schäden ausgeglichen.

Die Zuweisung von Bundes- und Landesmitteln unterlag einer grundsätzlichen 50% Regelung. Lediglich für direkt durch die Zwangsflutung entstandene Schäden erfolgte ein Ausgleich von bis zu 100%. Von dieser Regelung profitierten die in den Poldern wirtschaftenden Unternehmen.

Von den befragten Landwirten wurden zur Entschädigung sehr unterschiedliche Angaben gemacht. Während mehrere persönlich befragte Landwirte angeben, dass die Entschädigungen schnell, unbürokratisch und kulant gezahlt wurden, gaben 11% der per Fragebogen befragten Landwirte an, keine Entschädigung erhalten zu haben. Durchschnittlich wurden nach Angaben der Landwirte ca. 56% der landwirtschaftlichen Schäden erstattet, wobei die Spanne 10 – 100 % umfasst.

Ein Rechtsanspruch auf Schadensausgleich besteht nicht, da die Polder als Überschwemmungsgebiete rechtlich festgesetzt wurden. Mithin sind die von der öffentlichen Hand gewährten Ausgleichszahlungen als Fürsorgeentscheidung zu werten. In Folge der Polderflutung wurde es den Landwirten gestattet, Stilllegungsflächen zur Unterbringung von Vieh sowie zur Futtergewinnung zu nutzen, insofern die Futterflächen des Unternehmens zu mindestens 33 Prozent wegen Überflutung oder Vernässung nicht nutzbar waren (Pressemitteilung des MLUV (ehem. MLUR) vom 16.08.2005).

Insgesamt entstanden circa zwei Drittel der landwirtschaftlich entstandenen Schäden in Höhe von knapp über 5 Mio. € in Unternehmen mit Teilflächen in den gefluteten Poldern. Diese bewirtschaften meist weitere Flächen im Deichvorland und sind infolgedessen von Hochwasserereignissen, bei denen die Flutungspolder genutzt werden in doppelter Weise betroffen. Ohne finanzielle Unterstützung wäre

eine Vielzahl der landwirtschaftlichen Betriebe in ihrer Existenz bedroht gewesen. Der überwiegende Teil befragter Unternehmen gaben an, dass sie ohne Unterstützung nach der Flutung hätten Insolvenz anmelden müssen, beziehungsweise einen Großteil der Belegschaft hätten entlassen müssen. Allein in den Fragebögen wurde ein Stellenabbau von ca. 50 Arbeitsplätzen benannt, wäre keine Entschädigung der entstandenen Kosten durch die öffentliche Hand erfolgt.

Diese Angaben zum Arbeitskräfteabbau und zur Insolvenz wurden von den Betrieben sowohl für das Hochwasser 2002 als auch für potenziell zukünftige Hochwasser gemacht. Auch unter Einbeziehung eines finanziellen Ausgleiches entstandener Schäden bewerten ca. 22% der befragten Landwirte eine Flutung ihrer Polderfläche als existenzbedrohend. 72% sehen diese als starke, aber nicht existenzbedrohende Belastung an und lediglich 6% der Unternehmen beurteilen eine Flutung und Entschädigung als ausgleichbare Mehrbelastung. Bei letztgenannter Gruppe handelt es sich ausschließlich um Betriebe mit relativ geringen Polderflächenanteilen an der Gesamtwirtschaftsfläche.

### 2.3.2 Einzelbetriebliche Auswirkungen

Zur Darstellung der einzelbetrieblichen Auswirkungen sollen die konkreten Auswirkungen des Hochwassers 2002 auf drei ausgewählte Landwirtschaftsbetriebe sowie ein regionales Lohndienstleistungsunternehmen dargestellt werden. Diese symbolisieren im Wesentlichen die Bandbreite landwirtschaftlicher Spezialisierungen und Ausrichtungen innerhalb des Untersuchungsgebietes.

#### Buchhorster Milchhof

**Betriebsschwerpunkt:** Milchvieh mit eigener Nachzucht  
**Polderflächenanteil an der Gesamtfläche:** 100%  
**Polder:** Schafhorst und Twerl  
**Bewirtschaftete Fläche:** 450 ha: ca. 225 ha Ackerland (Weizen, Gerste und Silomais); 225 ha Grünland  
**Vieh:** 130 Milchkühe und ca. 350 Stück Jungvieh

Bei dem Buchhorster Milchhof handelt es sich um einen reinen Milchviehbetrieb, wie er in der Region typisch ist.

Während des Hochwassers 2002 wurden die Flächen des Betriebes vollständig überflutet. Der innerhalb des Polders Schafhorst gelegene Hof des Betriebes blieb alleinig auf einer Erhöhung vom Schaden durch die Flutung verschont. Die Getreidebestände des Betriebes waren zum Flutungszeitpunkt bereits eingebracht. Der Mais erlitt hingegen Totalschaden. Folglich konnte in dem Jahr keine Silage angelegt werden. Diese musste aus Beständen benachbarter, nicht geschädigter Landwirte zugekauft werden. Der Preis hierfür lag oberhalb des durchschnittlichen Maissilagepreises.

Der Silageausfall stellt für milchviehhaltende Unternehmen den größten Schaden dar. Zugekaufte Silage ist oftmals minderer Qualität, nicht langfristig lagerfähig und teurer, als die eigene Silageproduktion. Eine hochwertige Silage ist hingegen Voraussetzung einer hohen Milchleistung der Milchkühe.

Des Weiteren mussten von der Buchhorster Milchhof GbR ein Teil des Viehbestandes mit Hilfe des regionalen Lohnunternehmens evakuiert werden. Hierdurch entstanden zusätzliche Kosten sowie Leistungsdepressionen bei den Milchkühen. Rein wirtschaftlich lohnt sich eine Evakuierung der Milchkühe nicht! Die Evakuierungszeit dauert unter Mithilfe benachbarter Betriebe bei optimaler

Planung ca. eine Woche. Eine selbstständige Evakuierung hätte min. zwei Wochen gedauert.

Eine Noternte der Feldfrüchte zusätzlich zur Evakuierung der Tiere war der Buchhorster Milchhof GbR nicht möglich. Die Flächen sind kurz vor der Flutung auf Grund von Dränwasser schon stark vernässt und können nicht mehr befahren werden. Auch aus Gründen der technischen Kapazität war dies nicht möglich. Die Unternehmen erleiden folglich bereits Schaden, bevor die Polder geflutet werden, da bei Hochwasser eindringendes Dränwasser bereits zu landwirtschaftlichen Schäden an den am tiefsten gelegenen Flächen im Polder führt.

Der Grasbestand wurde durch das Hochwasser stark beeinträchtigt. Der letzte Schnitt des Jahres 2002 fiel aus. Es wurde nach Ablassen des Wassers teilweise umgebrochen und neu angesät, teilweise reichte eine Nachsaat aus. Trotz dieser Maßnahmen war es nicht möglich im Folgejahr normale Grünlanderträge zu erwirtschaften. Die Mindereinnahmen betragen ca. 50%, da der Boden teilweise verschlammte war und das angebaute Kulturgras besondere Ansprüche an Nährstoffversorgung und Bodengefüge stellt, die teilweise bis heute nicht wieder hergestellt werden konnten. Auf einzelnen Flächen bestehen folglich auch im Jahr 2006 noch Mindererträge gegenüber dem Grasertrag, der vor der Flutung erwirtschaftet wurde.

Die Buchhorster Milchhof GbR hätte ohne die unbürokratische und schnelle finanzielle Unterstützung die Kosten der Flutung der Flächen in den Poldern Schafhorst und Twerl nicht selbstständig kompensieren können. Die Insolvenz des Betriebes wäre wahrscheinlich gewesen.

#### Agrargenossenschaft „Havelstrand“ Strodehne eG

**Betriebsschwerpunkt:** Jungvieh (Färsen) und teilweise Milchvieh

**Polderflächenanteil an der Gesamtfläche:** 100%

**Polder:** Schafhorst, Vehlgast, Floethgraben und Twerl

**Bewirtschaftete Fläche:** 1640 ha: ca. 700 ha Ackerland (450 ha Gerste und Triticale, 250 ha Silomais); 920 ha Grünland

**Vieh:** 1800 Stück Jungvieh in ganzjähriger Stallhaltung und ca. 250 Milchkühe

Die Agrargenossenschaft „Havelstrand“ Strodehne eG ist eines der größten landwirtschaftlichen Unternehmen des Untersuchungsgebietes.

Ebenso wie bei der Buchhorster Milchhof GbR waren die Flächen der Agrargenossenschaft fast vollständig überflutet. Folglich war es auch der „Havelstrand“ eG nicht möglich eigene Maissilage herzustellen. In Folge des notwendigen Zukaufes von Mais- und Grassilage traten bei den Milchkühen Leistungsdepressionen in der Milchgabe und bei den Färsen verminderte Gewichtszunahmen auf.

Die Evakuierung der Viehbestände war der Agrar eG auf Grund weitreichender Vorausplanung ohne zu Hilfenahme regionaler Dienstleister möglich. Mit Hilfe benachbarter Betriebe dauerte die Evakuierung jedoch trotzdem über eine Woche. Eine zusätzliche Noternte der noch stehenden Feldfrüchte (insbesondere Mais) war der Havelstrand eG wie auch dem Buchhorster Milchhof nicht möglich.

Während auf den Ackerflächen im Folgejahr wieder weitestgehend normal gewirtschaftet werden konnte, betrug der Schaden im Folgejahr auf Grünland trotz Umbruch und Neuansaat bzw. Nachsaat teilweise bis zu 100%. Auch im Jahr 2005 wurden keine Erträge wie zum Zeitpunkt vor der Flutung erwirtschaftet. Diese Folgeschäden insbesondere auf dem Grünland wurden 2002 vom landwirtschaftlichen Gutachter nicht berücksichtigt und somit nicht entschädigt. Sie stellen eine auch heute noch wirksame Zusatzbelastung der Landwirte dar.

#### Landwirtschaftsbetrieb und Pferdehof Menck

**Betriebsschwerpunkt:** Mutterkuhhaltung und Pferdezucht

**Polderflächenanteil an der Gesamtfläche:** 80% + 10% im Deichvorland

**Polder:** Schafhorst und Floethgraben

**Bewirtschaftete Fläche:** 125 ha: ca. 33 ha Ackerland (Hafer, Weizen, Raps und Silomais); 92 ha Grünland (extensiv ohne KULAP)

**Vieh:** ca. 80 Mutterkühe und ca. 80 Pferde

Der Familienbetrieb verfügt über ca. 150 Mutterkühe und Pferde (ca. 1,4 GVE/ha). Auf dem Hof des Betriebes wird zudem eine Pferdepension für überwiegend Berliner Pferdebesitzer angeboten.

Die Polderflächen des Unternehmens waren vollständig überflutet. Jedoch schwankte der Schädigungsgrad der Flächen in Abhängigkeit von der Überflutungszeit stark. Flächen, auf denen das Wasser innerhalb weniger Tage wieder abfloss, machten eine lediglich geringe Nacharbeit notwendig, wohingegen Senkenflächen, auf denen das Wasser sehr lange verblieb vollständig zerstört wurden. Auf diesen war die Grasnarbe abgestorben, es musste teilweise mehrfach gemulcht und in den Folgejahren mehrfach Totalherbizid angewendet werden, um den verfaulten Pflanzenbestand und die zurückbleibende Dreckschicht unter zu pflügen sowie die sich nach dem Hochwasser einstellende Verunkrautung (Quecke) zu bekämpfen.

Auf dem Großteil der Grünlandflächen (teilweise jedoch auch Ackerflächen) stellten sich auf Grund der Schäden des Hochwassers erst im Jahr 2006 wieder normale Boden- und Bestandsverhältnisse ein, sodass eine qualitativ und quantitative Ernte wie vor dem Hochwasser möglich war. In den Jahren 2003-2005 musste folglich ein hoher Anteil des Futters zugekauft werden. Die Futterpreise lagen hierbei um ca. 10-15% oberhalb der örtlichen Preise.

Der Tierbestand wurde größtenteils mit Hilfe benachbarter Unternehmen innerhalb weniger Tage evakuiert. Das Hauptproblem des Familienbetriebes bei der Evakuierung bestand in der Bereitstellung von Ausweichflächen (wie bei allen Betrieben mit hohen Polderflächenanteilen). Nur weil benachbarte Unternehmen Flächen zur Verfügung stellten, konnten die Tiere zügig evakuiert werden.

Eine Besonderheit bei der Firma Menck stellt die Pferdepension dar. In Folge des Hochwassers 2002 holten ca. 20% der Pferdebesitzer ihre Pferde dauerhaft aus der Pension des Betriebes. Diese Überreaktion der Pferdebesitzer konnte in den Folgejahren nur langsam wieder ausgeglichen werden.

Während die Schäden des Flutungsjahres vollständig und unbürokratisch entschädigt wurden, waren die Folgeschäden allein durch den Betrieb Menck zu tragen. Der Betrieb schätzt die Gesamtkosten der Folgejahre aus nicht ausgeglichenen Schäden auf 35.000 – 40.000 €. Da die landwirtschaftlichen Betriebe der Region über kein ausreichendes Finanzpolster verfügen wäre eine vollständige Übernahme der im Jahr 2002 entstandenen Kosten nicht möglich gewesen und hätte zur Insolvenz des Betriebes geführt.

#### Lohndienstleistungsunternehmen Reiser

**Betriebsschwerpunkt:** Landwirtschaftliches Lohndienstleistungsunternehmen  
**Polder:** Wirtschaftet für viele umliegenden Unternehmen in den Poldern Floethgraben, Kümmernitz, Schafhorst, Twerl und Vehlgast  
**Technik:** es werden fast alle landwirtschaftlichen Dienstleistungen von der Aussaat über Düngung und Pflege bis zur Ernte diverser Kulturfrüchte angeboten

Für die regionalen Lohndienstleister ergaben sich mit einer Flutung der Polder ähnliche Probleme, wie für die landwirtschaftlichen Unternehmen selbst.

Da eine Noternte der Feldfrüchte aus bereits genannten Gründen (siehe Buchhorster Milchhof GbR) nicht möglich war, kann auch vom Lohnunternehmen keine Bearbeitung der Polderflächen durchgeführt werden. Folglich erhielt das Unternehmen mit Ausnahme der kurzzeitigen Evakuierung der Viehbestände im Anschluss an die Flutung keine/kaum Aufträge, da die Flächen nicht zu bewirtschaften waren und die Ernte des verdorbenen Silomaises ausfiel.

Von Seiten der öffentlichen Hand war eine Entschädigung des Dienstleistungsunternehmens nicht vorgesehen. Frau Reiser erhielt erst nach Protesten des regionalen Bauernverbandes Unterstützung zum Ausgleich entgangener Aufträge. Ohne diese nachträgliche Entschädigung hätte das Unternehmen einen großen Teil seiner Technik abgeben müssen und wäre dadurch eventuell in Konkurs gegangen.

### 3. Methodischer Ansatz

Die Analyse der Wasserbeschaffenheitsentwicklung, als Resultat einer gezielten ökologischen Flutung von Freiflächen, wurden durch den Einsatz von Säulenexperimenten sowohl für das hydrologischen Winter- als auch das hydrologische Sommerhalbjahr 2004/2005 auf dem Gelände der IaG GmbH simuliert (Abbildung 3-1).



**Abbildung 3-1: Säulenexperimente auf dem Gelände der IaG GmbH (Foto: LOTSCH/ SKRADDE 2005)**

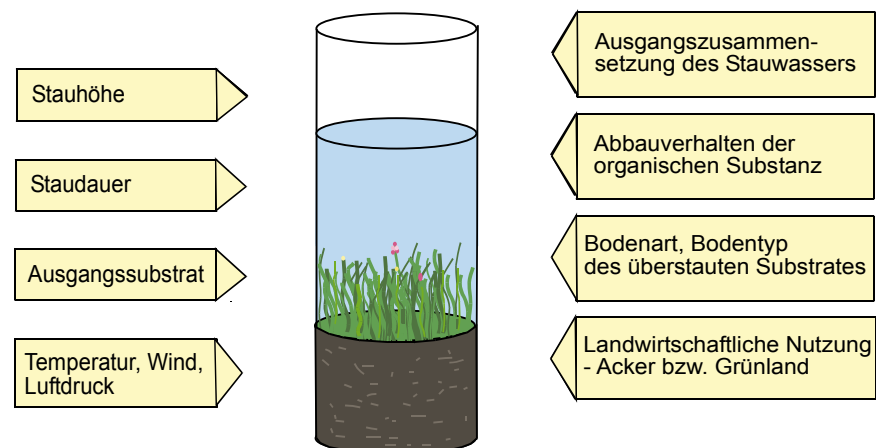
Zur Erkenntnisgewinnung hinsichtlich der qualitativen und quantitativen Entwicklung limnochemischer und limnophysikalischer Stofffreisetzungsprozesse, wurden verschiedene jahreszeitlich variierende Szenarien entwickelt. Es sollten Informationen zur Entwicklungsdynamik spezifischer Summenparameter aus Mineralisierung, Dekomposition und Rücklösung, bzw. ausschließlich aus

Dekomposition und Rücklösung gewonnen werden. Aus dem Untersuchungsgebiet wurden nach ausgewählten Kriterien (vgl. Kapitel 3.1) charakteristische Oberbodenproben samt anstehender Vegetationsdecke gewonnen, temporär überstaut und analysiert. Parallel zu den jeweils durchgeführten Versuchsreihen wurden in verschiedenen Freilandversuchen im Havelgebiet in situ-Beobachtungen an den temporär überstauten Uferbereichen der Nuthe, Nieplitz und des Königsgrabens durchgeführt (vgl. Kapitel 3.2, Tabelle 3-3). Die Parallelanalyse der Freilandexperimente an der IaG GmbH sowie der Vor-Ort-Untersuchungen ermöglichten die Repräsentativitätskontrolle der experimentell gewonnenen Ergebnisse.

Die Untersuchungen gliederten sich in Anlehnung an HÜTTER (1994) in lokale Erhebungen und physikalisch-chemische Untersuchungen. Bei der örtlichen Datenerhebung wurden geologische, geographische und meteorologische Daten zur Ermittlung eines Gesamtüberblicks über den Untersuchungsraum gesammelt.

Bei der physikalischen und chemischen Untersuchung wurden sowohl die limnophysikalischen Eigenschaften (z. B. Temperatur, Lf, O<sub>2</sub>), als auch die limnochemischen Parameter des Stauwassers ermittelt (z. B. Gesamtposphorgehalt, Orthophosphatgehalt, Ammonium, vgl. Kapitel 3.4, Tabelle 3-4).

Abbildung 3-2 verdeutlicht die, für die Entwicklung der Wassergüte auf überstauten Freiflächen Einfluss nehmenden Komponenten. Grundsätzlich wurde dabei eine elementare Wichtigkeit den vorherrschenden klimatischen Faktoren eingeräumt.



**Abbildung 3-2: Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheitsentwicklung von Einflussnehmenden Komponenten**

### 3.1 Zeitraum der Beprobung

Der Zeitrahmen der jeweiligen experimentellen Untersuchung ist Abbildung 3-3 zu entnehmen. In gezielten Testverfahren wurden Beprobungsmethoden und Materialien auf Verwendbarkeit und Handhabung vorab geprüft. Insgesamt wurden 6 Entwicklungsszenarien zwischen Oktober/November 2004 und September 2005 durchgeführt. Dabei entfielen auf das hydrologische Winterhalbjahr 3 und auf das hydrologische Sommerhalbjahr 2 komplette Beobachtungszyklen. Aufgrund besonders milder und atypischer Witterungsbedingungen im Januar 2005 wurde der erste Beprobungszeitraum aus Gründen der Repräsentativität als spätherbstliche Untersuchung gewertet.



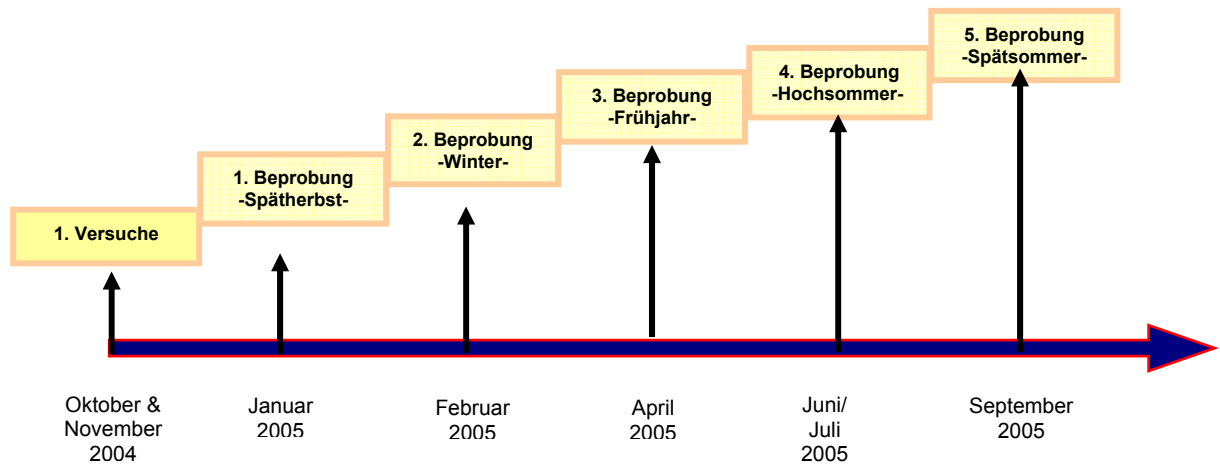


Abbildung 3-3: Zeitliche Abfolge der Untersuchungen auf dem Gelände der IaG GmbH

### 3.2 Festlegung repräsentativer Beprobungspunkte im Untersuchungsgebiet

Das Ziel der Festlegung einzelner Untersuchungsstandorte war, eine allgemeingültige Aussage über die Rücklösungs- und Stofffreisetzungprozesse einer im Falle eines Hochwasserereignisses temporär überstauten Polderfläche, in Abhängigkeit ihrer spezifischen Nutzungseigenschaften, treffen zu können. Dies erforderte unvermeidbar aus repräsentativen Probenahmepunkten die Extrapolation von Einzelwerten auf die real vorhandene Gesamtfläche.

Die genaue Festlegung der jeweiligen Probenahmestellen (PNS) setzte eine Auswahl sowohl bodenkundlich als auch vegetations- bzw. nutzungsspezifisch repräsentativer Standortvertreter voraus. Die jeweiligen Pedone sollten dabei den Ausschnitten aus der Bodendecke entsprechen, welche die bestimmenden und lokal-individuellen Merkmale der vorherrschenden Bodenart auf den Polderflächen, sowie deren jeweilige Nutzungsart repräsentierten. Auf diese Weise konnte eine Interpolation der Messdaten auch für die Bereiche vorgenommen werden, an denen im Rahmen der vorliegenden Studie keine standortbezogenen Untersuchungen durchgeführt werden konnten. Im Mittelpunkt der Betrachtung der zuzuordnenden Flächen stand die Differenzierung zwischen Acker- und Grünlandflächen (GL). Dabei sollte verstärkt die jeweilige quantitative Repräsentation berücksichtigt werden.

Im Rahmen der Vorortbegehungen und Geländeaufnahmen wurde die aktuell sichtbare Nutzung der jeweiligen Polderflächen registriert und in die Auswertung mit einbezogen. Dabei war es vor Ort mitunter problematisch festzustellen, ob es sich um extensiv oder intensiv genutztes Grünland handelte. Kartenwerke bzw. detaillierte Aussagen zur Bewirtschaftung einzelner Polderflächen lagen nicht vor bzw. waren zum Zeitpunkt der Punktfestlegung auf grund der relativ kurzfristig variierenden Landnutzung bereits wieder veraltet. Aufgrund der Besitzverhältnisse (teils sehr kleinräumig) in den Havelpoldern, gestaltete sich eine Recherche bzw. Konsultation der Eigentümer bzw. Nutzer/Pächter der einzelnen Flächen als sehr umfangreich und darüber hinaus im Rahmen des hier vorgestellten Projektes als nicht realisierbar.



Die letztendlich durchgeführte Festlegung der Untersuchungspunkte erfolgte entsprechend der Problemstellung nach der Auswertung und Generalisierung der charakteristischen Parameter: Vegetation, Bodentyp, Substrattyp und Landnutzung. Da die Pedone einen räumlich begrenzten Ausschnitt der Polderfläche repräsentierten, konnten nicht alle Landschaftsmerkmale direkt im Versuchsaufbau berücksichtigt werden.

Entsprechend des im Jahresverlauf auftretenden Klimawandels variierten sowohl der Pflanzenwuchs als auch die daraus resultierende Landnutzung während des einjährigen Untersuchungszeitraumes auffällig. (Die Vegetationshöhen wurden im Zusammenhang mit den aktuellen Nutzungseigenschaften, wie z. B. Mahdzeitpunkt, -häufigkeit, protokolliert.) Diesem Umstand wurde durch eine Gruppierung der Beprobungsergebnisse in hydrologische Winter- bzw. Sommeruntersuchungen Rechnung getragen. Grundsätzlich wurden ausgesuchte Beprobungspunkte der Winterszenarien über das Jahr weiterführend beprobt. Vereinzelt wurden für die Sommeruntersuchungen neue Probenahmepunkte in die Untersuchungen herangezogen. Tabelle 3-1 beinhaltet die Beschreibung der untersuchten Probenahmestellen innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes. Für die Ergebnisfindung im Diskussionsteil (vgl. Kapitel 5) wurde je nach Untersuchungszeitraum und hydrologischem Halbjahr eine differenzierte Auswahl der zur Verfügung stehenden Beprobungspunkte sowie -materialien getroffen (vgl. Kapitel 4).

Zur Absicherung der gewonnenen Daten wurde die im Gelände aufgenommene Landnutzung mit Daten der Fa. Ellmann & Schulze (Ingenieurbüro für Landschaftsplanung und Wasserwirtschaft) verglichen. Weiterhin wurde der Versuch unternommen, zumindest für die Fläche der Probenahmepunkte die Eigentumsverhältnisse zu recherchieren.

Tabelle 3-1: Beschreibung der Probenahmestellen (Daten: IaG 2005, ELLMANN-SCHULZE 2006, LUA Brandenburg 2006)

Bez. HP	Polder	ETRS89 Koordinaten der PNS	Substrattyp/ Bodentyp	Zustand im hydrolog. Winter	Zustand Landnutzung Juni	Zustand Landnutzung Juli	Info Fa. Ellmann-Schulze	Historische Nutzung (Info LUA Brbg.)
HP0	-	X: 3.312.493 Y: 5.850.139	Havelwasser	-	-	-	-	-
HP1	Große Graben-niederung (GG)	X: 3.313.626 Y: 5.841.378	Sand/Gley	GL, Weide extensiv	lang	kurz	extensiv	Bis 1990 intensives genutztes GL mit regelmäßiger Erneuerung
HP2	GG	X: 3.313.535 Y: 5.841.251	Torf über Mudde/ Niedermoor	GL, Weide extensiv	feucht	weniger feucht	extensiv	einschließlich Ackerzwischen-nutzung, ab 1991 Dauer-GL ohne Düngung u. PSM, hohe Wasserhaltg., später Nutzg. mit Umbruch u. Neusaatverbot
HP3	GG	X: 3.312.701 Y: 5.842.977	Auenton/ Staugley	GL extensiv	lang	kurz, nachge-wachsen	nicht klassisch intensiv, Mehrfach-schnitt, dezente Düng.	
HP6	Schafhorst	X: 3.314.572 Y: 5.851.150	Feinsand/ Braungley, gepflügt	Acker gepflügt, im Winter vegetations-los, intensiv	-	-	-	Seit langem Ackernutzung
HP7	Twerl	X: 3.315.999 Y: 5.848.280	Sand/ Braungley	GL, lang, extensiv	lang	kurz, nachge-wachsen	extensiv, ohne Düngung, 2 Schnitte	Acker bis 1989 dann Überfürg. in Dauer-GL, ab 1991 selbe Nutzg. wie HP1-HP3 (s.o.), Nutzung ab 16.06. u. später
HP8	Twerl	X: 3.314.134 Y: 5.849.670	Feinsand/ Braunerde	Acker, sehr trocken intensiv	-	-	-	Seit langem Ackernutzung
HP9	Warnau	X: 3.308.991 Y: 5.846.827	Torf über Auenlehm/ Erdnieder-moor	GL, kurz	kurz	kurz, nachge-wachsen	intensiv extensiv*	-
HP 14	Grütz/ extern	X: 3.315.729 Y: 5.838.486	Uferbereich der Havel	-	-	-	-	-
HP 18	Warnau	X: 3.310.598 Y: 5.846.410	Torf über Auenlehm/ Erdnieder-moor	GL, kurz	kurz	kurz, nachge-wachsen	intensiv extensiv*	-
HP 21	GG	X: 3.317.174 Y: 5.840.756	Torf über Lehm über Sand/ Erdnieder-moor	GL extensiv	kurz	nachge-wachsen	Acker	Siehe HP1- HP3

\* Information des Eigentümers/Nutzers

### 3.3 Freilandbeprobungen

Anhand ausgesuchter Probenahmestellen erfolgte im hydrologischen Winterhalbjahr, parallel zu den Untersuchungen auf dem Gelände der IaG GmbH, die Durchführung von in-situ Beprobungen. Dabei wurden sowohl natürlich überstaute Uferbereiche mit entsprechenden Flussabschnitten, als auch aktuelle Stauwässer auf den Havelpoldern, auf limnochemische sowie limnophysikalische Parameter untersucht. Auf diese Weise konnten aktuelle Gewässergüteparameter erfasst und im Anschluss mit den experimentell ermittelten Ergebnissen verglichen werden. Die Vorgehensweise ermöglichte eine zusätzliche Repräsentativitätskontrolle der experimentell aus den Szenarioanalysen ermittelten Ergebnisse.

#### 3.3.1 Freilandbeprobungen überstauter Flussuferbereiche

Bei den ausgewählten Freilandprobenahmestellen von Flussuferbereichen handelte es sich um überstaute Ufersaumabschnitte entlang der Nuthe (vgl. Abbildung 3-4), der Nieplitz sowie des Königsgrabens. Dabei wurden Wasserproben sowohl unmittelbar aus dem Fließgewässer, als auch aus dem Überstau entlang der Uferbereiche gewonnen. Anhand 6 spezifisch festgelegter Probenahmestellen (vgl. Tabelle 3-2) erfolgte die Durchführung der Freilandbeprobungen zum 15. sowie zum 31. März 2005.



**Abbildung 3-4: Überflutete Uferbereiche entlang der Nuthe (Foto: MIETZ 2005)**

Die Tabelle 3-2 beschreibt die ausgewählten Probenahmestellen der Freilanduntersuchungen in den Flussbereichen bzw. entlang der überstauten Flussufer.

Tabelle 3-2: Lokalisierung der Freilandbeprobungsstellen an Nuthe, Nieplitz und Königsgraben (Daten: TK 3644-2, TK 3744-4, LGB)

Lfd. Nr.	Probenahmestelle	ETRS89 - Koordinaten der Probenahmestellen	
		X	Y
1	Nuthe bei Drewitz	X: 3.372.263	Y: 5.801.730
2	Nuthewiese bei Drewitz	X: 3.372.347	Y: 5.801.766
3	Nieplitz unterhalb Blankensee	X: 3.372.128	Y: 5.789.625
4	Nieplitzwiese unterhalb Blankensee	X: 3.372.104	Y: 5.789.618
5	Königsgraben Brücke	X: 3.370.511	Y: 5.789.686
6	Königsgrabenwiese Brücke	X: 3.370.469	Y: 5.789.760

### 3.3.2 Freilandbeprobungen überstauter Polderflächen

Zusätzlich zu den Freilanduntersuchungen entlang der natürlich überstauten Flussuferbereiche wurden Wasserproben aus den Überstaubereichen unmittelbar auf den Polderflächen der Havelniederung gewonnen (vgl. Abbildung 3-5). Die aktuelle Situation der limnochemischen sowie limnophysikalischen Gewässergüteparameter im Untersuchungsgebiet konnte somit erfasst werden. Es ließen sich vergleichende Rückschlüsse auf die Ergebnisse des zeitgleich durchgeführten Versuchsaufbaus auf dem Gelände der laG GmbH ziehen.

Der Zeitpunkt der Freilandbeprobungen im Untersuchungsgebiet wurde entsprechend des Auftretens frühjahreszeitlicher Hochwässer gewählt. Diese ergeben sich in der Regel in Abhängigkeit des Einsetzens der frühjahreszeitlichen Schneeschmelze mit einer entsprechenden Schmelzwasserzufuhr aus den stromaufwärts gelegenen Mittelgebirgsräumen.



Abbildung 3-5: Polderfläche „Große Grabenniederung“ mit Stauwasser (Foto: GRZEGORZEWski 2005)

### 3.4 Kartographische Darstellungen

Für das Untersuchungsgebiet wurden Boden- und Nutzungskarten erstellt. Diese bildeten neben den Ergebnissen der Überstauungsversuche die Grundlage (thematische Informationen und Raumbezug) für die Erstellung der Karten zur Abschätzung der Phosphorfreisetzung.

#### 3.4.1 Bodenkarte

##### Grundlage der Bodenkarte

Die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung im Maßstab 1:100.000 (MMK 100) lag flächendeckend für den gesamten Untersuchungsraum vor und bildete die bodenkundliche Grundlage zur Erstellung der Oberbodensubstrat- und der Bodentypenkarte. Da die MMK 100 keine eindeutigen Referenzpunkte aufweist, führte der Georeferenzierungsfehler im Vergleich mit anderen Bodenkarten (VBK 50 Sachsen-Anhalt, BÜK 300 Brandenburg) zu räumlichen Abweichungen von bis zu 250 m. Diese wurden um mindestens 100 m reduziert. Auf sachsen-anhaltinischem Territorium dienten dazu die Vorläufige Bodenkarte Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:50.000 (VBK 50 SA) und das digitale Geländemodell (DGM) des Polders Warnau. Da keine entsprechenden thematischen Bodenkarten für den brandenburgischen Raum existierten, wurden für entsprechende Havelpolder ausschließlich die digitalen Geländemodelle genutzt. Hierbei wurde berücksichtigt, dass die Bodeneigenschaften im Untersuchungsgebiet wesentlich vom Wasserstand abhängen und dieser wiederum mit dem Relief der Polderflächen korreliert.

##### Nomenklatur der Bodenkarte

Die Bodensystematik der ehemaligen DDR orientierte sich an den Nutzungsanforderungen der Land- und Forstwirtschaft sowie der flächenhaften Verbreitung von Böden (TGL 24300/08 1986; LIEBEROTH 1991). Die MMK 100 wurde unter diesen Rahmenbedingungen erstellt. VBK 50 Sachsen-Anhalt und BÜK 300 Brandenburg beruhen auf der KA 4 (1996), welche eine von der TGL 24300/08 abweichende Bodensystematik aufweist. Die Übersetzung der Bodensystematik der DDR in jene der BRD gestaltete sich entsprechend schwierig. DGB (1998) bot eine Parallelisierung auf Grundlage von ALTERMANN & KÜHN (1994), LIEBEROTH (1982), LIEBEROTH, KOPP & SCHWANECKE (1991), [dem] Fachbereichsstandard TGL 24300/08 (1986) und [der] Arbeitsrichtlinie Bodengeologie (1979) an. Um entsprechende „Übersetzungsfehler“ bei der Kartenerstellung möglichst gering zu halten, wurde die Nomenklatur der Bohrungsergebnisse, welche mit Hilfe der KA 4 (1996) aufgenommen wurde, in die Nomenklatur der TGL 24300/08 überführt (vgl. Tabelle 3.3).

Tabelle 3-3: Bodeneigenschaften der Probepunkte: Parallelisierung der Bodensystematik der BRD und der ehemaligen DDR auf Grundlage von DGB (1998)

Probepunkt	Polder	Bodensystematik	
		KA 4 (1996)	TGL 24300/08
HP1	Große Grabenniederung	Gley/Sand	Sand-Graugley
HP2	Große Grabenniederung	Niedermoor/Torf	Torf
HP3	Große Grabenniederung	Pseudogley/Auenton	Auenton-Graustaugley
HP6	Schafhorst	Braunerde-Gley/Feinsand	Feinsand-Braungley
HP7	Twerl	Gley-Braunerde/Sand	Sand-Braungley
HP8	Twerl	Braunerde/Feinsand	Feinsand-Braunerde
HP9	Warnau	Erdniedermoor/Torf	Torf
HP18	Warnau	Erdniedermoor/Torf	Torf
HP21	Warnau	Erdniedermoor/Torf	Torf
HP22	Warnau	Ranker/Feinsand	Feinsand-Ranker

#### Aggregierung der Bodenleitformen

Aus den Bodenleitformen der MMK 100 wurden das Oberbodensubstrat und der Bodentyp abgeleitet. Da im Zusammenhang mit den Freisetzungprozessen von Phosphor- und Stickstoff nur Oberbodenpedone aus bis zu 15 cm Tiefe untersucht wurden, erfolgte ausschließlich die Darstellung der Oberbodensubstrate.

Tabelle 3-4: Aggregierung der Leitbodenformen der MMK für die Oberbodensubstratkarte

Leitbodenform der MMK 100 ohne Bodentyp	Oberbodensubstrat
Grundnasser Sand oder Tieflehm	Sand
Grundnasser Sand und Decklehmsand	Sand und Lehmsand
Humoser grundnasser Lehmsand	Lehmsand
Sand mit Tieflehm	Lehmsand
Sand mit Torf über Sand	Sand mit Torf
Sand und Bändersand mit Lehm	Sand mit Lehm
Stau- und Grundnasser Lehm	Lehm
Teilweise grundnasser Sand	Sand
Tieflehm und Lehmsand	Lehmsand
Tieflehm und Sand	Sand
Torf über Sand oder Lehm	Torf
Torf mit Torf über Mudde	Torf
Torf über Mudde und Lehm über Torf und Torf über Lehm	Torf und Lehm
Torf über Sand mit Torf über Mudde oder Lehm	Torf

Bodentypen ähnlicher Wasserhaushaltseigenschaften wurden auch hier aggregiert (siehe Tabelle 3.5). Da die MMK keine näheren Angaben zu den Bodentypen der Torfsubstrate erbrachte, wurden die Oberbodensubstrat- sowie die Bodentypenkarte der entsprechenden Polderflächen als Torf bezeichnet.

Tabelle 3-5: Aggregation der Leitbodenformen der MMK 100 für die Bodentypenkarte

Leitbodenform ohne Substrat (MMK 100)	Bodentyp der Bodenkarte
Braunerde und Fahlerde	Braunerde
Braunerde und Rosterde	Braunerde
Rosterde	Braunerde
Rosterde und Braungley	Braunerde und Braungley
Rostgley mit Gley	Braungley mit Gley
Torf über Sand	Torf
Torf über Lehm	Torf
Torf mit Torf über Mudde	Torf
Torf über Mudde und Lehm über Torf und Torf über Lehm	Torf
Torf über Sand mit Torf über Mudde oder Lehm	Torf

In der MMK 100 wurden Substrat- und Bodentyp gemeinsam als eine Bodenleitform mit einer entsprechenden Farbgebung dargestellt. Die Klassen der Bodenleitformen stimmen aufgrund der Aggregation nicht mit den Oberbodensubstrat- und Bodentypenklassen überein (vgl. Tabelle 3.5 sowie Tabelle 3-4).

### 3.4.2 Flächennutzungskarte

Hauptaugenmerk der Flächennutzungskarte (vgl. Anhang) wurde auf die landwirtschaftlichen Flächen gelegt. Andere Nutzungskategorien wurden ab einer Mindestgesamtfläche von >5 ha ergänzend dargestellt.

Tabelle 3-6: Aufschlüsselung der Nutzungskategorien der Flächennutzungskarte der für das Untersuchungsgebiet relevanten Biotop- und Nutzungstypen

Nutzungskategorie	Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Land Brandenburg (LUA Brandenburg 1993)	Biotoptypen und Nutzungstypenkartierung Land Sachsen-Anhalt (LAU Sachsen-Anhalt 1992)
Grünland	05 Feuchtwiesen, -weiden, Frischwiesen, -weiden, mesophiles Grünland, Ruderalfluren (graslandartig), Staudenfluren und -säume feuchter bis nasser Standorte, Intensivgrasland, Saatgrasland; 10 Gärten und Gartenbrachen, Grabeland	K Mesophiles Grünland, Staudenfluren, Wildgrasflur/Calamagrostis, Magerrasen

Nutzungskategorie	Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Land Brandenburg (LUA Brandenburg 1993)	Biotoptypen und Nutzungstypenkartierung Land Sachsen-Anhalt (LAU Sachsen-Anhalt 1992)
Acker	09 Äcker	A Acker undifferenziert
Wald, Gehölz und Hecken	07 Laubgehölze, Feldgebüsche, Alleen, Baumreihen; 08 Wälder und Forsten	W Wald, H Gehölz
Gewässer	01 Fließ-; 02 Stillgewässer	G Gewässer
Flachmoor	-	K Flachmoor/Sumpf
Siedlung	12 Siedlungen, Verkehrsanlagen	B Bebauter Bereich
sonstige	-	F vegetationsfreie Flächen, A Erwerbsgartenbau, Weinbau
keine Angaben	fehlende Angaben	-

### 3.4.3 Karten zur Abschätzung der Phosphorfreisetzung

Es wurde von den Phosphorfreisetzungsraten der Pedone (repräsentative Punktinformationen) auf entsprechende Phosphorfreisetzungsraten der Polderflächen rückgeschlossen. Diese Extrapolationsmethode wird in der Literatur allgemein gültig als *Upscaling* (z. B. VOLK & STEINHARDT 1999) oder *scaling-up* (z. B. IMESON & CAMMERAAT 2000) bezeichnet. Aufgrund der geringen Punktdichte und der Heterogenität der Landschaftsflächen, wird auf diese Weise die Phosphorfreisetzung auf den Polderflächen stark vereinfacht, bzw. generalisiert widergegeben.

Der Raumbezug konnte in diesem Zusammenhang durch Verschneidung der Nutzungskategorie und der Oberbodenarten hergestellt werden. Das Geoinformationssystem Arc View 3.2 diente diesbezüglich als Software. Den Flächen gleicher Nutzungs- und Bodeneigenschaften wurden die Phosphorfreisetzungsraten der Pedone, in Abhängigkeit der Vegetationshöhen zugeordnet. Dies wurde mit der zu vermutenden Korrelation zwischen Phosphorfreisetzung aus den Pedonen sowie der anstehenden Biomasse begründet. Außerdem bestand die Annahme, dass die Änderung der Vegetationshöhe bei gleich bleibender Vegetationsdichte proportional zur Änderung der Biomasse verläuft.

Die Einteilung der Phosphorfreisetzungsraten [kg P/ha\*d] in fünf Klassen (< 0,5; 0,5 - 1,5; 1,5 - 2,5; > 2,5; keine Angaben) geschah willkürlich. Die Grundlage bildeten die aus den Überstauungsversuchen gewonnenen Daten. Die während der Geländeaufnahmen festgestellten Vegetationshöhen zum Zeitpunkt der Sommerbeprobungen wurden zu drei Vegetationshöhenklassen [cm] (< 30; 30 - 50; > 100) zusammengefasst.



### 3.5 Feldmethodik

#### 3.5.1 Datenaufnahme im Gelände

Sämtliche, im Gelände durchgeführte Arbeitsschritte, wurden im Protokoll schriftlich festgehalten. Dazu gehörten Angaben zu den wesentlichen Arbeitsschritten, Koordinaten, Datum, Uhrzeit, verwendeten Gerätschaften, Witterungsverhältnissen, Geländebeschreibungen und phänologischen Besonderheiten (vgl. HÜTTER 1994). Das wiederholte Aufsuchen der Probenahmestellen zu verschiedenen Jahreszeiten, setzte die genaue Lokalisierung der verwendeten Punkte über einen Zeitraum von Oktober/November 2004 bis September 2005 voraus. Dies beinhaltete die in Abhängigkeit der Vegetationsperiode sich verändernde Phänologie des Untersuchungsgebietes. Festgelegte Probenahmestellen wurden daher im Gelände entsprechend markiert (vgl. Abbildung 3-6). Die Koordinatenbestimmung erfolgte mittels eines GPS-Gerätes, Model 17319 [Trimble Navigation] als ETRS89 Koordinaten. Dabei wurden zusätzlich auch die Höhenwerte über NN registriert.



Abbildung 3-6: Markierung der PNS im Gelände (Foto: LOTSCH 2005)

#### 3.5.2 Beprobungsmaterialien und Vorgehensweise

##### 3.5.2.1 Hydrologisches Winterhalbjahr

Die Novemberuntersuchungen dienten zunächst der Optimierung des Versuchsaufbaus. Dazu wurden geringmächtige Oberbodenproben aus den Beprobungsflächen herausgeschnitten und in Sedimentstechröhren mit einer Höhe von 40 cm und einem Durchmesser von 14 cm sowie einem Füllvolumen von 3,5 l vernässt. Auf diese Weise wurden erste Parameter bei einer Raumtemperatur von 18 – 20 °C bestimmt.

Für die dauerhafte Untersuchung der vorgegebenen Parameter erwies



Abbildung 3-7: Beprobungszylinder mit Havelwasser (Foto: LOTSCH 2005)

sich eine tägliche Wasserentnahme in der Größenordnung von 500 ml als erforderlich. Daraus resultierte sich für die Weiterführung der Untersuchungen die Notwendigkeit des Einsatzes von Beprobungszyklindern mit einem entsprechend vergrößerten Füllvolumen. Die letztendlich für die Szenarioanalyse verwendeten Zylindersäulen sind in Abbildung 3-7 dargestellt. Es handelte sich dabei um eine durch die laG GmbH eigens im Rahmen dieses Projektes entwickelte Versuchsapparatur. Verwendet wurden durchsichtige Plexiglasröhren mit einer Wandstärke von 2 mm und einem Durchmesser von 20 cm. Den Zylinderfuß bildeten Abwassermuffen der DIN 20. Ein zusätzlicher Dichtungsgummi verhinderte das seitliche Austreten der Untersuchungswässer. Für jedes Szenario standen 24 derartige Beprobungszyklinder zur Verfügung.

Die Entnahme der Pedone aus dem Oberboden erfolgte mittels eines speziell für den Probenahmezweck angefertigten Stechspatens nach HUTH (vgl. Abbildung 3-8). Der zylindrisch geformte Fuß mit einem Innendurchmesser von 19,5 cm wurde unter Zuhilfenahme eines Hartgummihammers 10 cm in den Oberboden, samt anstehender Vegetation, geschlagen. Durch seitliches Ankippen bzw. einer Drehbewegung des Spatens erfolgte die vertikale Entnahme des ungestörten Bodenkörpers.

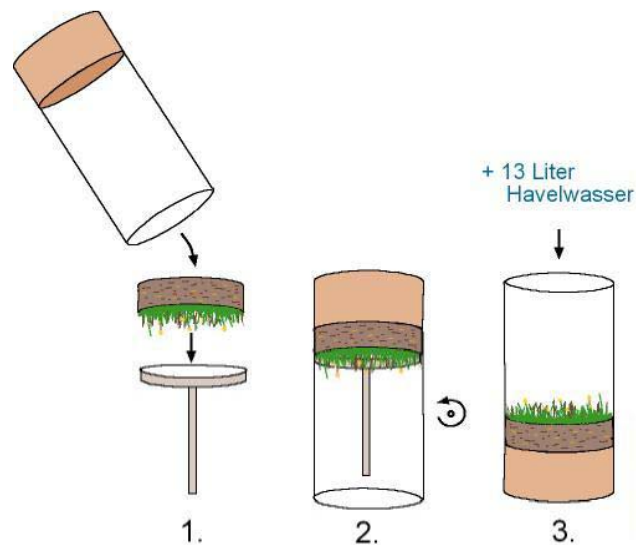


**Abbildung 3-8: Pedomstechspaten nach HUTH (Foto: LOTSCH 2005)**

Zusätzlich zu der Entnahme der Oberbodenpedone wurden für eine genaue Analytik und Definition des Boden- sowie Substrattypes Bohrstockproben genommen. Dies beinhaltete die Erfassung der obersten 50 cm des Beprobungssubstrates an einer vorher definierten Probenahmestelle.

Wie unter Kapitel 3.4.2 beschrieben, wurden die gewonnenen Pedone ( $\varnothing h = 10-12$  cm) zunächst vermessen (Bodenhöhe, Vegetationshöhe jeweils in cm) und gewogen (in kg). Dazu erfolgte zusätzlich die Bestimmung des Gewichtungsanteils der oberirdischen Spross und Blattmasse sowie des Anteils der Bodenmasse unter Verwendung einer genormten 440-45 Waage [Fa. KERN].

Das Befüllen der Beprobungszyklinder mit der kompakten und ungestörten Bodenproben erwies sich auf Grund des annähernd identischen Durchmessers beider Komponenten als problematisch. Der entnommene Bodenkörper wurde daher, um  $180^\circ$  gedreht, auf einer tellerförmigen Holzscheibe (Durchmesser 19,5 cm) zwischengelagert. Im Anschluss konnte der Beprobungszyklinder darüber aufgesetzt und mit dem Substrat zusammen aufgerichtet werden. Abbildung 3-6 verdeutlicht das schrittweise Vorgehen.



**Abbildung 3-9: Empfohlene Vorgehensweise beim Befüllen der Beprobungszyklinder**

Die Vernässung der Pedone in den Beprobungszyklindern erfolgte noch am Entnahmetag. Es handelte sich bei dem überstauten Substrat um Wasser, welches der Havel bei Strodene ebenfalls am Tag der Feldbeprobung entnommen wurde. Das Befüllen der Zylinder erfolgte unter Verwendung eines dünnen Plastikschauches mit einem am oberen Ende befestigten Trichter bzw. durch das seitliche Ankanten des Probenzylinders. Auf diese Weise konnte das Ausspülen bzw. Aufschlämmen der oberen Bodenschicht verhindert werden. Jede Säule enthielt jeweils 13 Liter Havelwasser am ersten Tag der Überstauversuche.

### 3.5.2.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr

Wie bereits im hydrologischen Winterhalbjahr, standen auch für die Szenarioanalysen unter sommerlichen Witterungsbedingungen insgesamt 24 der oben beschriebenen Beprobungszyklinder (Abbildung 3-7) zur Verfügung (vgl. Kapitel 3.4.2). Das anfängliche Überstauvolumen betrug auf Grund der erhöhten Verdunstung unter veränderten klimatischen Bedingungen 15 Liter.

Um eine differenzierte Aussage bezüglich des Einflusses einerseits der Komponente Boden, andererseits des Anteils der oberirdischen Spross und Blattmasse treffen zu können, wurden in den Beprobungszyklindern für die Sommerszenarienanalyse von ausgewählten Probestellen, getrennt voneinander sowohl nur Bodenkörper als auch nur Spross und Blattmasse überstaut. Darüber hinaus wurden zwei Versuchsgefäße zur Bestimmung von Nährstoffein- und -austrägen über die Öffnung der Versuchsgefäße (unbeeinflusst vom Pedon) nur mit Havel- bzw. Elbewasser gefüllt. Insbesondere in Bezug auf die Stickstoffanalyse wurden Stoffaustauschprozesse an der Grenzschicht zwischen Luft und Wasser erwartet.

Neben den Beprobungszyklindern wurden im hydrologischen Sommerhalbjahr zusätzlich vier 110 l-Beprobungsgefäße für weiterführende Untersuchungen in den Versuchsreihen verwendet (vgl. Abbildung 3-10). Es handelte sich dabei im Original um PVC-Sandkastenmuscheln für Kinder. Die Grundfläche der Gefäße betrug 0,55 m<sup>2</sup> und war damit über 18-mal größer als die der Beprobungszyklinder.



Die Flächenvergrößerung ermöglichte eine Versuchsdurchführung unter erhöhten Stoffumsatzprozessen. Der Stoff- und Energieaustausch zwischen Boden, Überstauungswasser sowie der Atmosphäre erfolgte dementsprechend in erhöhten Dimensionen. Die Verwendung der vergrößerten Beprobungsgefäße ermöglichte insbesondere eine quantitative Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit vorangegangenen Untersuchungen bzw. mit den Werten der Stofffreisetzungsprozesse in den Zylinderröhren.

Die Entnahme der für die Beprobungsmuscheln vorgesehenen Bodenkörper erfolgte unter Zuhilfenahme eines Spatens. Es wurde dabei versucht nach Möglichkeit einen kompakt-zusammenhängenden und ungestörten Ausschnitt aus dem Oberboden zu gewinnen.

Auf dem Gelände der IaG GmbH wurden die bereits im Gelände mit den Probenkörpern befüllten 110 l-Beprobungsgefäße mit Havelwasser vernässt. Dabei ergab sich das exakte Füllvolumen in Abhängigkeit von der Wasseraufnahmefähigkeit sowie des aktuellen Vernässungsgrades des Bodenkörpers. Ein exaktes Füllvolumen konnte nicht kategorisch festgelegt werden. Verallgemeinert wurden die Behälter bis zur Gefäßoberkante mit bis zu 50 Litern Wasser aufgefüllt.



**Abbildung 3-10: 110 l-Beprobungsgefäß befüllt mit HP 2/5 und 50 l Havelwasser (Foto: SKRADDE 2005)**

Als erweiterte Komponente im hydrologischen Sommerhalbjahr wurden die Probenkörper sowohl der Zylindersäulen als auch der Muschelproben mit unterschiedlichen Ausgangswässern überstaut. Da die Annahme bestand, dass die Eigenschaften des Überstauungswassers einen Einfluss auf die weitere Entwicklung der Stofffreisetzungsprozesse zwischen Wasser und Boden haben, wurde für das Befüllen der Versuchsgefäße während der Sommerszenarien neben Havel- auch Elbewasser verwendet. Diese Vorgehensweise wurde in Anlehnung an die im Falle eines Hochwassers auftretenden Verhältnisse im Untersuchungsgebiet gewählt. Das verwendete Havelwasser wurde, wie auch bereits im hydrologischen Winterhalbjahr, an der Havelbrücke bei Strodehne entnommen. Die Entnahme des Elbewassers erfolgte an der Elbquerung Werben.

### 3.5.3 Probenbezeichnungen im hydrologischen Sommer

Für die Auswertung der Ergebnisse im hydrologischen Sommerhalbjahr wurde eine differenzierte Analyse der Proben sowohl hinsichtlich des Bodens, als auch bezüglich der Wassergüteeentwicklung über Pedonen mit und/oder ohne Vegetationsbewuchs durchgeführt. Aufgrund der Bodenzusammensetzung wurden HP2 und HP9 in die Bodenklasse der humus- und feinmaterialreichen Pedone (> 30 % Humusanteil, über 50 % Feinmaterial (< 0,02 mm) eingeteilt. Das HP21-Pedon wurde dieser Klasse aufgrund der relativ hohen Humus- (15 %) und Feinmaterialanteile (ca. 40 %) ebenfalls zugeordnet. Die verbleibenden Pedone wiesen < 8 % Humusanteile und < 40 % Feinfraktionen auf und wurden in der Bodenklasse zwei zusammengefasst.

Zur Auswertung der limnophysikalischen und limnochemischen Parameter wurden neben den Boden- auch die Nutzungseigenschaften als Klassenbildungskriterium verwendet. HP2, 9 und 21 entsprachen demnach den grünlandwirtschaftlich genutzten Pedonen mit humus- und feinmaterialreichem Oberboden (Klasse eins). Zu den humus- und feinmaterialarmen Oberböden unter Grünlandnutzung zählten HP1, 3, 7 und 18 (Klasse zwei). HP6, 8 und 22 bildeten die Klasse drei der ackerwirtschaftlich genutzten, humus- und feinmaterialarmen Böden.

Tabelle 3-7: Probenbezeichnung im hydrologischen Sommerhalbjahr in Abhängigkeit des Überstaus

Probenbezeichnung HP.../x)	Bedeutung
„1“	Komlettpedon mit Havelwasser
„2“	Komlettpedon mit Elbewasser
„3“	Pedon ohne Vegetation mit Havelwasser
„4“	Nur Vegetation mit Havelwasser
„5“	Muschelbeprobung

### 3.6 Szenariodauer und Wasserentnahme

Es wurden zur Wasserentnahme aus den zu beprobenden Gefäßen sowohl im hydrologischen Sommer-, als auch im hydrologischen Winterhalbjahr 500 ml Probenahmeflaschen aus dickwandigem PE verwendet. Die Entnahme erfolgte über den gesamten Zeitraum jeweils zu einem konstanten Zeitpunkt zwischen 8:00 Uhr und 10:00 Uhr eines jeweiligen Untersuchungstages.

#### 3.6.1 Hydrologisches Winterhalbjahr

Die Durchführung eines abgeschlossenen Szenarios umfasste im gesamten hydrologischen Winterhalbjahr einen Untersuchungszeitraum von 14 Tagen. Die Wasserentnahme erfolgte als Einzelprobe, da durch die geringe Mächtigkeit des Wasserkörpers bereits eine repräsentative Probenahme sichergestellt werden konnte (HÜTTER 1994).

Es wurden, wie Tabelle 3-4 verdeutlicht, in den ersten 5 Tagen täglich und an den darauf folgenden Tagen jeweils nur noch an jedem zweiten Tag Wasserproben

entnommen. Diese Vorgehensweise ergab sich aus der zu erwartenden Entwicklungsdynamik ausgewählter Stofffreisetzungprozesse. Es wurde davon ausgegangen, dass ein besonders deutlicher Anstieg einzelner Parameter in den Stauwässern innerhalb der ersten Untersuchungstage auftritt und mit Voranschreiten des Untersuchungszeitraumes nachlässt.

### **3.6.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr**

In Anlehnung an die im Falle einer Polderflutung auftretenden realen hydrologischen Verhältnisse, dass in den Senken der Retentionsflächen das Wasser unter bestimmten Umständen über einen längeren Zeitraum verweilt, wurde der Beprobungsrhythmus für die Sommerszenarien um ein bzw. zwei Beprobungstermine erweitert. Dazu wurde im Hochsommerszenario der 21. und 31. Tag sowie im Spätsommerszenario der 21. Tag für die abschließende Wasserentnahme gewählt. Eine mittelfristige Entwicklung der Überstauungswässer konnte auf diese Weise abgeschätzt werden.

Im Juni führten sommerliche Witterungsbedingungen, entsprechend den vorherrschenden Temperaturverhältnissen, zu einer erhöhten Verdunstung. Daraus resultierte vor allem in den Beprobungsmuscheln ein verstärkter Volumenverlust der Stauwässer. Für eine optimale Durchführung der Beprobung bis zum 21. Tag musste während des Hochsommerszenarios ein Volumenausgleich geschaffen werden. Dazu wurden ausgesuchte Muscheln mit Elbe- bzw. Havelwasser aus entsprechenden Rückstellproben der Stauwässer aufgefüllt.

### **3.7 Probenahme für die Mangananalytik**

Im Novemberszenario wurden ausgewählte Untersuchungswässer zur Analyse an das Labor der Analysenservice GmbH, Privates Institut für Umweltanalytik, Zentrallabor Nordost, Penzlin eingeschickt.

Im hydrologischen Sommerhalbjahr erhielt die Problematik der Manganfreisetzung eine erhöhte Relevanz. Daher wurden in Abhängigkeit des Auftretens der typischen Schwarzfärbung der Untersuchungswässer, je 100 ml Wasser zur Manganuntersuchung an die Dr. Fechter GmbH, Umweltlabor und Ingenieurbüro, Berlin eingeschickt.

Im Juni/Juli-Szenario wurde ab dem erstmaligen Auftreten der Schwarzfärbung und anschließend an jedem der darauf folgenden Untersuchungstagen eine Wasserprobe entnommen. Zusätzlich erfolgte die Analyse der Rückstellproben der Nullprobe um die Ausgangskonzentration des Mangans zu ermitteln.

Die Manganbeprobung erfolgte auch im September sowohl am ersten, als auch am letzten Tag der Schwarzfärbung der Wassers. Zusätzlich wurden von ausgesuchten Röhren, Rückstellproben der Nullprobe analysiert. Auf diese Weise konnte auch hier die Ausgangskonzentration des Mangans ermittelt werden.

Die Analyse der Mangankonzentrationen im hydrologischen Sommerhalbjahr übernahm das akkreditierte Labor der Dr. Fechter GmbH.

### 3.8 Wasseraufbereitung

Zur Bestimmung des Gehaltes an anorganisch gelösten Nährstoffen, wie im Falle der Nitrat-, Nitrit-, Ammonium- und Orthophosphatgehalte, wurden die Proben über stickstoffarme Faltenfilter, Grade: 132 ( $80\text{g/m}^3$ ), Dia.: 200mm [Fa. Satrius] filtriert (vgl. Abbildung 3-11). Bis zur Analyse der jeweils zu bestimmenden Parameter wurden die Proben bei  $-18^\circ\text{C}$  eingefroren gelagert. Die DFe-Proben wurden mit 25 %iger Schwefelsäure angesäuert und bei  $10^\circ\text{C}$  gelagert.

Die Parameter Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Temperatur und Leitfähigkeit wurden in den Beprobungszyklindern mit Hilfe der Sonden der WTW-Reihe (OXI 196, T und Lf 196) bestimmt.



Abbildung 3-11: Wasseraufbereitung über Filtrationszylinder (Foto: LOTSCH 2005)

### 3.9 Analytik

#### 3.9.1 Analytik limnochemischer Parameter

Die hydrochemische Analyse der unter jeweils spezifischen Witterungsbedingungen entnommenen Wasserproben erfolgte im akkreditierten Labor der IaG GmbH. Folgende Parameter wurden nach der entsprechenden DIN untersucht:

Tabelle 3-7: Parameterbeschreibung und Analysemethodik (**DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG, 1976-2003**)

Parameter	Chemische Bezeichnung	Einheit	Quelle	Entnahmemenge	Entnahmehäufigkeit
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	mg/l	Küvettestest von Dr. Lange	5 ml	1.– 5. Tag täglich sowie 6. – 14. Tag jeden zweiten Tag --- Im hydrologischen Sommerhalbjahr zusätzlich am 21. Tag (bzw. 31. Tag im Spätsommer-szenario, vgl. Kapitel 3.6.2)
Organisch gebundener Kohlenstoff	DOC	mg/l	DIN EN 1484-H3 (08/1997)	50 ml	
Gesamtkohlenstoff	TOC	mg/l	DIN EN 1484-H3 (08/1997)	50 ml	
Ammonium-N	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	DIN EN ISO 11732-E23 (07/1997)	10 ml	
Nitrat-N	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	DIN EN ISO 13395-D28 (12/1996)	50 ml	
Nitrit-N	NO <sub>2</sub> -N	mg/l	DIN EN ISO 13395-D28 (12/1996)	50 ml	
Orthophosphate	DRP	mg/l	DIN EN ISO 15681-1 (12/2003)	100 ml	
Gesamtphosphor	TP	mg/l	DIN EN ISO 15681-1 (12/2003)	50 ml	
Gesamtstickstoff	TN	mg/l	DIN EN ISO 13395-D28* (*Aufschluss mit Oxisolv) (12/1996)	50 ml	
Sauerstoffsättigung	O <sub>2</sub> -Sätt.	%	DIN 38 404-G23 (11/1987)	-	
Sauerstoffkonzentration	O <sub>2</sub> -Konz.	mg/l	DIN EN 25 814-G22 (11/1992)	-	
Leitfähigkeit	Lf	µS/cm	DIN EN 27 888-C8 (11/1993)	-	
Temperatur	T	°C	DIN 38 404-C4 (12/1976)	-	
PH-Wert	pH	-	DIN 38 404-C5 (11/1984)	-	
Gelöstes Eisen	DFe	mg/l	DIN 38 406-E1 (05/1987)	-	



### 3.9.2 Analytik Boden

Die gewonnenen Bodenproben (vgl. u. a. Kapitel 3.5) wurden in Plastiktüten transportiert, max. eine Woche gekühlt gelagert und anschließend im Zuge der Sommerbeprobungen im bodenkundlichen Labor der Universität Potsdam auf Bodenart und Humusgehalt untersucht. Beiden Bodeneigenschaften wurde ein wesentlicher Einfluss auf die Freisetzungsprozesse von Nährstoffen eingeräumt. Mit zunehmendem Tonanteil sowie dem jeweiligen Anteil an organischer Substanz, steigt nach KRÜGER et al. (2000) die Kationenaustauschkapazität. Dies kann z. B in Bezug auf die Freisetzung des Spurenelementes Eisen und somit auch an Eisen gebundene Phosphate von Bedeutung sein (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Humus enthält verschiedenste Phosphorformen, die unter reduzierenden Bedingungen pflanzenverfügbar werden können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Tabelle 3-8: Analyseverfahren der Bodenproben

Parameter	Analyseverfahren
Körnung	Nasssiebung für die Sandfraktionen nach DIN 19683 Blatt 1, Laserdiffraktometeruntersuchung der Feinkornfraktionen
Humusgehalt	Glühverlust nach DIN 19684 Teil 3

### 3.10 Datenauswertung

Die Analysedaten wurden in Form von separierten Excel-Tabellen [Windows 2000, Fa. Microsoft] nach Parametern und Szenarien untergliedert, in eine Datenbank eingepflegt. Zu jeder Datentabelle (HP0 bis HP22) eines Probennahmepunktes wurden zugehörige Messdaten in graphischer Form verdeutlicht und der Datenbank beigelegt.

Zur Analyse bzw. Diskussion wurden je nach Szenario ausgewählte Parameter herangezogen (vgl. Kapitel 5). In der Auswertung der Wasserbeschaffenheitsentwicklung wurde der Zusammenhang zwischen den standortbedingten, unabhängigen und den phänologischen, abhängigen Parametern der Pedone als ein zusammenhängendes Merkmal definiert. Mit Hilfe der Einheit  $\text{mg}[\text{Parameter}]/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$  konnten sich verschiedene Standortmerkmale zusammenfassen lassen. Die Vorgehensweise ermöglichte eine Aussage bezüglich der Quantität eines gemessenen Parameters über einer Fläche von einem Quadratzentimeter eines bestimmten Substrattyps, nach 14 Tagen (d). Eine allgemeine Vergleichbarkeit der Untersuchungsstandorte (mit jeweils variierendem Substrat und Bodenbedeckung) wurde so ermöglicht.

### 3.11 Ermittlung des potentiellen Phosphoraustrags aus Polderflächen

Als Grundlage für die Berechnung des Nährstoffaustrags aus der Gesamtpolderfläche dienten die Beprobungsdaten der Feldforschung an der IaG GmbH.

Grundsätzlich erwies sich der Übertrag von Punktinformationen auf die Fläche aufgrund der Heterogenität natürlicher Systeme als schwierig. In Kapitel 3.4.3 wurde dazu bereits auf die Vorgehensweise des sog. upscaling eingegangen. Die Böden, sowie die Kleinräumigkeit der Landnutzung mit ihrer spezifischen Düngung,

Bewässerung und weiteren einflussnehmenden Faktoren, konnten im Rahmen der vorliegenden Studie nicht detailliert erfasst werden.

Ebenfalls wurde der Humusgehalt des Oberbodens in der Analyse berücksichtigt. Tabelle 3-5, 3.6 und 3.7 verdeutlichen die Herangehensweise der zusammenfassenden Klassifizierung lokal- terrestrischer Standortmerkmale.

Es wurden dazu hauptsächlich die Mittelmaßstäbliche Bodenkartierung (vgl. Kapitel 3.2) sowie die Biotoptypenkartierungen der Länder Brandenburg und Sachsen-Anhalt für die Aggregation punkthafter Informationen verwendet. Demzufolge konnte nur eine vereinfachte Abschätzung unter der Annahme einer ausreichenden Repräsentanz der Probenstandorte für Klassen von Merkmalskombinationen aus Boden und Landnutzung ermöglicht werden.

### 3.11.1 Berechnung der theoretischen Phosphorfreisetzungsrates

Die Berechnung des theoretischen Phosphorrücklösungspotentials aus den Polderflächen erfolgte durch die Auswertung der spezifischen Rücklösungsrate des beprobten Substrates. Dabei wurde der Bezug zur Grundfläche der Untersuchungsröhren gewahrt. Ebenfalls wurde der Stoffverlust durch die Volumenentnahme berücksichtigt. Da die Wasserentnahme relativ gleichmäßig erfolgte, die Austauschraten aber eine spezifisch-variiierende Dynamik aufwiesen, wurde für jeden Entnahmeterrn die jeweilige Rate neu berechnet. Der aus den Teilraten errechnete Mittelwert ergab den Wert, der die Rücklösungsrate für den gesamten, spezifischen Untersuchungsstandort pro Untersuchungszeitraum beschreibt. Im Anschluss an die Erfassung der Einzelfreisetzungsrates erfolgte die Extrapolation der Teilergebnisse auf die Gesamtoberfläche der zur Untersuchung stehenden Teil- bzw. Gesamtpolderflächen. Die dazu entsprechende graphische Darstellung ist dem Anhang zu entnehmen

Neben der Berücksichtigung der Konzentrationsänderung im Untersuchungswasser die durch den Stoffverlust im Verlauf der Untersuchungen auftrat, wurde die Entnahmefrequenz in die Berechnung miteinbezogen. Entsprechend des vorangegangenen Teilschritts erfolgte die Aufteilung der Werte von  $\Delta CP * V_{\text{aktuell}}$  auf die jeweilige Differenz zwischen den Beprobungstagen  $\Delta CP * V_{\text{aktuell}}/d$ . Das Ergebnis lieferte die Nettobilanz der Gesamtphosphorrücklösungsmenge in mg/d. Auf diese Weise konnte eine theoretische Aussage bezüglich des Rücklösungsverhaltens einer überstauten Fläche zu jedem beliebigen Zeitraum getroffen werden. Daraus ergibt sich für die Berechnung des theoretischen Phosphorrücklösepotentials aus Polderflächen die folgende Gleichung:

$$\frac{(C_i - C_{i-1}) * V_i}{\text{Anzahl der seit } C_{i-1} \text{ vergangenen Tage} * A_v}$$

$C_{i-1}$ : Konzentration [mg/l] des  
letzten Beprobungstermins  
 $C_i$  : aktuelle Konzentration  
 $V_i$  : aktuelles Überstauvolumen [l]  
 $A_v$  : Grundfläche des Versuchsgefäßes (289,53 cm<sup>2</sup>)

### 3.12 Methoden und Daten zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Nutzung

Das methodische Vorgehen orientiert sich im ersten Abschnitt am Vorgehen bisheriger Untersuchungen zur Problematik „Hochwasserschutz und Landwirtschaft“. Deren Ergebnisse wurden bezogen auf das Untersuchungsgebiet ausgewertet und in die Bearbeitung mit einbezogen. Hierzu zählen beispielsweise die Untersuchung des Verbundvorhabens „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“ - Teilprojekt 8<sup>1</sup> sowie der Schlussbericht zum BMBF- Projekt „Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder“ im Rahmen des Vorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“.

Im zweiten Schritt sollen die Ergebnisse bisheriger Untersuchungen und theoretischer Grundlagen der Zielsetzung entsprechend auf das Untersuchungsgebiet bezogen angewandt werden. Hierfür ist es zunächst erforderlich die Situation und Bedeutung der Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet möglichst detailliert zu ermitteln. Dies erfolgt unter Einbeziehung örtlicher Vertreter der Landwirtschaft. Mit den Ämtern für Landwirtschaft und Flurneuordnung (ALF) Havelland (Brandenburg) und Stendal (Sachsen – Anhalt) wurden Interviews geführt und um Informationen der örtlichen landwirtschaftlichen Bedingungen sowie der betrieblichen Struktur gebeten. Während für den Landkreis Havelland detaillierte Informationen zur Verfügung stehen, konnte vom ALFF Stendal nur eine Liste landwirtschaftlicher Betriebe, die im Zusammenhang mit dem Elbehochwasser 2002 Ausgleichszahlungen beantragten zur Verfügung gestellt sowie der Ansprechpartner des zuständigen Unterhaltungsverbandes genannt werden. Eine Bereitstellung weiterer Informationen waren dem ALFF Stendal, dem Unterhaltungsverband Trübengraben<sup>2</sup> und dem Landes<sup>3</sup>- sowie Kreisbauernverband<sup>4</sup> nicht möglich. Folglich bezieht sich der überwiegende Teil der nachstehenden Ausführungen auf den Brandenburgischen Teil des Untersuchungsgebietes.

Anschließend wurde eine Fragebogenaktion unter den vom Hochwasser der Elbe 2002 betroffenen Landwirten des Untersuchungsgebietes durchgeführt. Diese diente insbesondere der Klärung folgender Fragestellungen:

- Wie stark ist das Unternehmen von verschiedenen Flutungsszenarien betroffen?
- Welche Anpassungsmöglichkeiten bestehen bzw. wurden bereits als Reaktion auf das Hochwasser 2002 eingeleitet?
- Welche Akzeptanz besteht gegenüber möglichen Flutungen und welche Erwartungen werden hiermit verbunden?

Mit ausgewählten Landwirten wurde im Anschluss an den Fragebogen ein vertiefendes Interview durchgeführt. Hierbei wurden die zuvor qualitativ beschriebenen Auswirkungen der Flutungsszenarien detailliert besprochen und deren Auswirkungen nach Möglichkeit quantifiziert. Die Interviews dienten ebenfalls der Ermittlung und Veranschaulichung besonderer flutungsbedingter Betroffenheiten sowie der Akzeptanzförderung der Landwirte gegenüber dem Gesamtvorhaben.

---

<sup>1</sup> Teilprojekt „Sozioökonomie“ zum Forschungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldetablierung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelelbe (Brandenburg); Bearbeitung durch die LVL Brandenburg im Auftrag der LAGS Brandenburg.

<sup>2</sup> Auskunft Herr Klemm (Leiter des Unterhaltungsverbandes Trübengraben) vom 21.05.05.

<sup>3</sup> Auskunft Herr Grund vom 05.07.05.

<sup>4</sup> Auskunft Herr Reinicke (Leiter des Kreisbauernverbandes Stendal) vom 10.06.05.

Das Vorgehen gewährleistet eine größtmögliche Genauigkeit und Aktualität der einbezogenen Daten. Die aktive Einbeziehung regionaler Akteure wirkt akzeptanzfördernd und schafft Transparenz. Folgeplanungen und Umsetzung der resultierenden Ergebnisse werden hierdurch erleichtert.

### 3.12.1 Auswahl landwirtschaftlicher Überflutungsszenarien

Bei der wasserwirtschaftlichen Betrachtung verschiedener Hochwasserereignisse sind insbesondere die Höhe und Dauer der Flut entscheidend. Bei der Betrachtung landwirtschaftlicher Auswirkungen auf die Polderflächen des Untersuchungsgebietes ist vielmehr entscheidend, zu welchem Jahreszeitpunkt und für wie lange eine bestimmte Kultur überflutet wird. Die entscheidenden Kriterien bei der Beurteilung aus Hochwasserereignissen entstehender landwirtschaftlicher Flächenschäden sind folglich der innerjährliche Flutungszeitpunkt, die auf der Fläche angebaute Kultur sowie die Dauer der Überflutung.

Da im Gebiet der Havelniederung sowie der hier befindlichen Polder die extensive Grünlandwirtschaft dominiert, sollen die Auswirkungen verschiedener Flutungszeitpunkte unter Berücksichtigung agrotechnischer Termine auf die Grünlandbewirtschaftung dargestellt werden. Bezüglich der Ackerfruchtbestände werden auf Grund der regional dominierenden Milchviehwirtschaft die Auswirkungen auf Silomaiskulturen sowie, als stellvertretende Marktfruchtart, die auf Winterweizen/Winterroggen dargestellt. Mais wird innerhalb der Polder als das energiereichste Grundfutter ausschließlich zur Silagebereitung für die Futtermittelversorgung des Milchviehs und der Jungrinder verwendet.

Bei den Betrachtungen wurden drei verschiedene Flutungszeiträume berücksichtigt. Es handelt sich hierbei um den Winterzeitraum Ende Januar/Anfang Februar, im Frühjahr um den Zeitraum Ende März/Anfang April sowie im Spätsommer um den Zeitraum Ende August/Anfang September. Diese Zeiträume entsprechen den Hochwassersituationen in 2002 und 2006. Entsprechend des Flutungszeitpunktes entstehen aus der Flutung verschiedener Anbaukulturen in Abhängigkeit von bereits durchgeführten Bearbeitungsschritten differenzierte landwirtschaftliche Kosten.

Die Dauer der Überflutung beeinflusst die Höhe der Schäden ebenfalls. Grundsätzlich muss nach einer Überstauungszeit von mehr als zehn Tagen von einem Totalverlust des Bestandes unabhängig der Kulturart ausgegangen werden. Unterhalb dieses Grenzwertes schwankt der Schädigungsgrad in Abhängigkeit von der Kulturfrucht sowie dem innerjährlichen Zeitpunkt stark. So setzt der Zersetzungsprozess der Biomasse im Sommerhalbjahr wesentlich früher ein, als es bei einer winterlichen Flutung der Fall ist. Hier muss bereits nach zehn Tagen mit einem bestandsunabhängigen Totalverlust der Kultur gerechnet werden. Bei der anschließenden Betrachtung wird von einem Totalverlust des Bestandes ausgegangen. Diese Annahme resultiert daraus, dass die Überflutung der Flächen 2002 im Mittel acht bis zehn Tage dauerte, die Flächen im Anschluss an die Entleerung jedoch in Abhängigkeit vom jeweiligen Wetter noch mehrere Tage nicht zu befahren und stark verschlammte sind und das überbleibende Erntegut die an es gestellten Anforderungen (insbesondere Futterqualität) nicht erbringen kann.

## 4. Ergebnisse der Untersuchungen im hydrologischen Winterhalbjahr

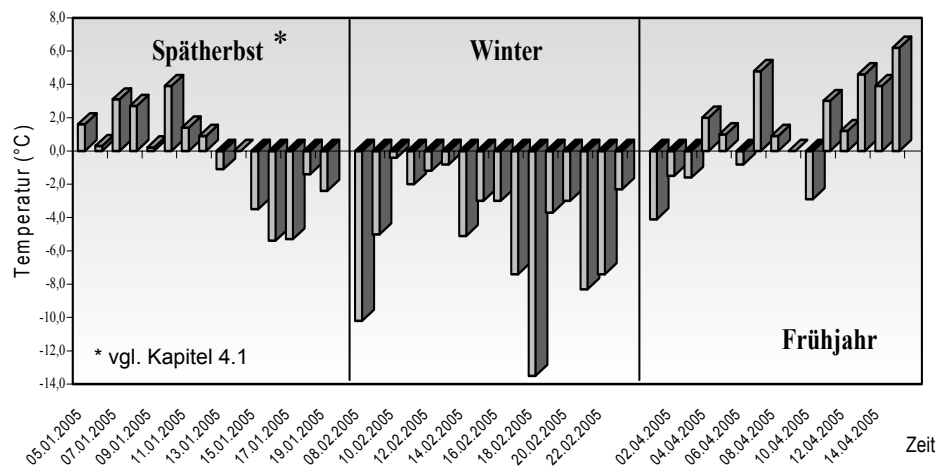
### 4.1 Witterungsbedingungen im Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum begann mit verschiedenen Entwicklungsversuchen im November 2004. Dazu wurden die entnommenen Oberbodenproben bei einer konstanten Raumtemperatur von 20 °C im Labor aufbewahrt.

Die Durchführung des ersten, komplett unter real-repräsentativen Witterungsbedingungen durchgeführten Untersuchungsszenarios, erfolgte im Januar 2005. Das durchschnittliche Temperaturmittel, in einer Höhe von 2 m über dem Erdboden, betrug in diesem Zeitraum 4,8 °C (DWD, 2005). Die Maximalwerte erreichten 9,3 °C, die Minimalwerte –0,5 °C. Da es sich in diesem speziellen Fall um spätherbstliche Witterungsbedingungen handelte, erfolgte ein zeitlicher Versatz der geplanten Winterszenariobeobachtung in den Monat Februar (vgl. Abbildung 4-1). Hier wiesen die Lufttemperaturen in 2 m über dem Erdboden im durchschnittlichen Mittel Temperaturen von 0 °C auf. Es wurden Minimumtemperaturen von –3,3 °C zu Beginn des Untersuchungszeitraums und Maximalwerte von 4,1 °C registriert (DWD für die Station Potsdam 2005).

Die Frühjahrsbeobachtungen erfolgten unmittelbar zum Einsatz der Schneeschmelze in den Mittelgebirgsregionen in der 1. – 2. Aprildekade. Die durchschnittliche Lufttemperatur beträgt dabei 9,9 °C. Gegen Ende des Szenarios wurden am 15.04. Maximaltemperaturwerte von 15,6 °C registriert. Das Temperaturminimum betrug 4,6 °C.

Die Temperaturminima in unmittelbarer Erdbodennähe wichen von den weiter oben angeführten Messwerten in 2 m Höhe empfindlich ab. Für die experimentellen Freilanduntersuchungen wurden jedoch die Bodenwerte aufgrund der Probenlagerung als besonders wichtig erachtet. Die jeweiligen Temperaturverhältnisse in 5 cm über dem Erdboden sind in Abbildung 4-1 für den Beprobungszeitraum der Szenarien im hydrologischen Winterhalbjahr dargestellt.



**Abbildung 4-1: Minimumwerte der Temperatur in 5 cm über dem Erdboden (DWD, Messwerte für die Wetterstation Potsdam 2005)**

Tabelle 4-1: Minimal- und Maximaltemperaturen im Untersuchungszyylinder HP0,  
Messzeitpunkt 10:00 Uhr, Messhöhe in 40 cm über dem Erdboden

Szenario	Zeitraum	Temperatur- minimum	Temperatur- maximum	Durchschnitts- temperatur	Charakteristik
Spätherbst	06.01.- 19.01.	0,3 °C	8,1 °C	5,2 °C	Witterungsbedingungen sehr mild, Herbstbedingungen
Winter	08.02.- 23.02.	0,1 °C	2,1 °C	0,5 °C	Untersuchungswässer teilweise gefroren
Frühjahr	02.04.- 15.04.	5,5 °C	23,1 °C	9,7 °C	Optimale frühjahreszeitliche Witterungsbedingungen

## 4.2 Färbung, Trübung und Geruchsentwicklung

Während der ersten experimentellen Untersuchungen im November konnte in einer Vielzahl der Untersuchungsrohren eine Schwarzfärbung der Wässer bzw. des Sediments bereits nach den ersten 5 Tagen registriert werden (vgl. Abbildung 4-2). Besonders anfällig verhielten sich dabei die Niedermoorproben. Wie bereits erwähnt, handelte es sich bei den Untersuchungsrohren um Sedimentrohren mit einem verkleinerten Füllvolumen, welche bei Zimmertemperatur gelagert wurden.

Auch in den verbleibenden Untersuchungszeiträumen konnte eine Veränderung der Wasserfärbung (visuell) in sämtlichen Zylinderröhren registriert werden. Sie reichte von farblos am ersten Tag bis grünlich-braun am letzten Tag der Beprobung (vgl. Abbildung 4-3). Allerdings erreichte die Schwarzfärbung der Wässer zu keinem Zeitpunkt das Ausmaß der Novemberuntersuchungen. Bereits hier wurde die Bedeutung der Komponente Temperatur für die Manganfreisetzung ersichtlich (vgl. Kapitel 5, Ergebnisse im hydrologischen Sommerhalbjahr). Lediglich in Sedimentnähe traten teilweise dunkelbraune bis schwärzliche Verfärbungen auf.

Die Trübung (visuell) nahm über den Beobachtungszeitraum stetig zu. Ihr Spektrum erstreckte sich von klar (am ersten Tag der Beprobung) bis stark getrübt (nach 14 Tagen). Im Verlauf der Untersuchungen wurde eine modrige Geruchsentwicklung registriert.



Abbildung 4-2: Untersuchungsrohren im November 2004 nach 14 Tagen (Foto: LOTSCH 2004)

Es wurde im Versuchsaufbau, im Rahmen der vorhandenen technischen Mittel, eine größtmögliche Wiedergabe realer Verhältnisse angestrebt. Trotzdem wiesen die Beprobungsröhren einen stark technischen und somit auch relativ starren Charakter auf. So wurde z. B. eine uneingeschränkte windinduzierte Zirkulation der Strömungsverhältnisse im Wasserkörper, mit einhergehenden Umlagerungsprozessen ähnlich der Situation im Gelände, aufgrund der Röhrenform nicht gewährleistet. Verstärkt wurde diese Abweichung durch die Ausprägung eines natürlichen Bakterienfilms, einer sog. Kahmhaut, welche nach VIETTINGHOFF (2000, S. 98) „u. a. aus den Exkretionen von Organismen, Fettsäuren, Eiweißen, oberflächenaktiven

Substanzen, lebender und toter Biomasse (Detritus, Bakterien, Phytoplankton), metallorganischen Verbindungen und Nährstoffen“ bestehend auf sämtlichen Oberflächen der Wässer in den Beprobungssäulen (vgl. Abbildung 4-4). Der physikalische Gasaustausch zwischen anstehender Luftsäule und Wasserkörper wurde durch diese natürliche Oberflächensperrschicht empfindlich eingeschränkt.



**Abbildung 4-3: Getrübtes Wasser im Untersuchungszylinder (Foto: laG 2005)**



**Abbildung 4-4: Natürlicher Oberflächenfilm nach 14 Tagen (Foto: laG 2005)**

## 4.3 Limnochemie

### 4.3.1 Gesamtphosphorentwicklung

Die Gesamtphosphorentwicklung zeigt Tabelle 4-3. Dargestellt sind die Messwerte des 1., 7., und 14. Tages eines jeweiligen Beprobungszeitraumes. Grundsätzlich wurde als Ausgangswert für sämtliche Beprobungssäulen der Wert der Nullprobe (HP0) am Entnahmetag verwendet.

Die TP-Werte (vgl. Abbildung 4-5) der Nullprobe Havelwasser bei Strodehne lagen während des Spätherbstszenarios zwischen einem Maximalwert von  $170 \text{ mg/m}^3$  am Entnahmetag und einem Minimalwert von  $85 \text{ mg/m}^3$  am letzten Tag des Untersuchungszeitraums. Die Abnahme der TP- Konzentration betrug  $85 \text{ mg/m}^3$ . Die Gesamtkonzentration wurde innerhalb von 14 Tagen relativ kontinuierlich halbiert.

Tabelle 4-3: Gesamtphosphorentwicklung ausgewählter Proben (Werte in mg/m<sup>3</sup>)

Name	Spätherbst			Winter			Frühjahr		
	Startwert: 170 mg/m <sup>3</sup>			Startwert: 126 mg/m <sup>3</sup>			Startwert: 63 mg/m <sup>3</sup>		
	1.Tag	7.Tag	14.Tag	1.Tag	7.Tag	14.Tag	1.Tag	7.Tag	14.Tag
HP0	127	113	85	143	129	88	65	49	54
HP1	169	119	124	475	284	225	104	171	890
HP2	152	99	56	174	132	116	132	130	620
HP3	178	197	140	210	174	124	115	127	730
HP6	754	461	236	387	229	209	311	138	165
HP7	207	203	300	335	420	644	91	67	111
HP8	272	319	247	444	941	3300	176	175	848
HP9	430	430	614	244	189	225	95	89	134

Eine ähnliche Dynamik wiesen sowohl HP1 als auch HP2 auf. Hier lag der Endwert unter dem Ausgangswert. HP7, HP8 und HP9 verzeichneten im Trend eine Konzentrationszunahme. Die TP-Endwerte lagen jeweils 173 mg/m<sup>3</sup>, 120 mg/m<sup>3</sup> bzw. 487 mg/m<sup>3</sup> über dem ursprünglichen Ausgangswert von 170 mg/m<sup>3</sup> im Havelwasser. Einen sprunghaften Anstieg der TP- Konzentration von 627 mg/m<sup>3</sup> auf 754 mg/m<sup>3</sup> wurde in der Probe des Ackerbodens ohne Vegetation (HP6) bereits am 1. Tag der Untersuchungen nachgewiesen. Vom 1. bis zum 14. Tag erfolgte daraufhin eine kontinuierliche Konzentrationsabnahme auf einen Endwert von 236 mg/m<sup>3</sup>. Ebenfalls auffällig verhielt sich die Dynamik der Verlaufskurve der Probe des im Winter kurz gemähten Grünlandes (HP9). Hier wurde ein Anstieg um 444 mg/m<sup>3</sup> auf einen Endwert von 614 mg/m<sup>3</sup> verzeichnet.

Im Winterszenario enthielt die Nullprobe am Tag der Wasserentnahme einen Ausgangswert von 126 mg/m<sup>3</sup> Gesamtphosphor und lag damit um 44 mg/m<sup>3</sup> unter dem Ausgangswert des Spätherbstszenarios, aber mit 63 mg/m<sup>3</sup> über dem Ausgangswert des Frühjahrsszenarios. Der Endwert belief sich am 14. Beprobungstag, nach einer kontinuierlichen Konzentrationsabnahme, auf 88 mg/m<sup>3</sup>. HP0 als Nullprobe wies damit den geringsten Konzentrationsgehalt in sämtlichen Untersuchungswässern zum Zeitpunkt der Winterbeprobung auf.

Ähnlich dem Verlauf der TP-Werte von HP0 verhielten sich die Verlaufskurven der Niedermoorprobe (HP2) sowie des extensiven Grünlandes (HP3). Die Endwerte von 116 mg/m<sup>3</sup> bzw. 124 mg/m<sup>3</sup> lagen unter dem Ausgangswert der 0-Probe von 126 mg/m<sup>3</sup> Gesamtphosphor. Die Ackerfläche ohne Vegetation (HP6) verzeichnete einen anfänglichen Konzentrationsanstieg von 261 mg/m<sup>3</sup> nach dem ersten Beprobungstag. Insgesamt stieg der Wert von 83 mg/m<sup>3</sup> auf 209 mg/m<sup>3</sup> an. Einen ähnlichen Trend verzeichnete HP1 (extensives Grünland). Besonders auffällig war der Endwert der winterlich genutzten Ackerfläche (HP8). Hier stieg der Endwert im Verlauf des Untersuchungszeitraums auf 1.300 mg/m<sup>3</sup> an. Auch HP7 verzeichnete diesen Trend. Der Endwert betrug über der Niedermoorfläche 644 mg/m<sup>3</sup>.

Bei der Hauptzahl der Untersuchungswässer ließ sich ein Anstieg der Gesamtkonzentrationswerte innerhalb der ersten 3 Tage nachvollziehen. Nach dem 3. Tag setzte eine Konzentrationsabnahme ein. Mit Ausnahme von HP7 und HP8 erfolgte nach dem 5. Beprobungstag ein Anstieg der Werte.

Im Frühjahrsszenario wies die Nullprobe am Tag der Beprobung einen Ausgangswert von 63 mg/m<sup>3</sup> auf. Er lag damit sowohl zum Spätherbst (107 mg/m<sup>3</sup>



geringer), als auch zum Winterszenario ( $63 \text{ mg/m}^3$  geringer) deutlich unter der gemessenen Gesamtphosphorkonzentration des Havelwassers,). Der Endwert belief sich am 14. Beprobungstag auf  $54 \text{ mg/m}^3$ . Über den gesamten Beobachtungszeitraum konnte eine Konzentrationsabnahme von  $9 \text{ mg/m}^3$  nachvollzogen werden. HP9 verhielt sich ähnlich der 0-Probe. Hier wurde ein Endwert von  $134 \text{ mg/m}^3$  registriert.

Die TP-Werte von HP1, HP2, HP3, HP7 und HP8 verzeichneten jeweils einen Konzentrationsanstieg, wenn auch dieser erst nach dem 11. Beprobungstag sprunghaft einsetzte. Die Endwerte beliefen sich auf  $890 \text{ mg/m}^3$  (HP1),  $620 \text{ mg/m}^3$  (HP2),  $730 \text{ mg/m}^3$  (HP3),  $111 \text{ mg/m}^3$  (HP7) und  $848 \text{ mg/m}^3$  (HP8) Gesamtphosphor und lagen damit jeweils deutlich über dem Endwert der 0-Probe. Die Messwerte von HP6 wiesen im Frühjahrsszenario einen anfänglichen Konzentrationsanstieg auf und nahmen ab dem 2. Tag kontinuierlich ab. Nach dem ersten Tag wurden  $311 \text{ mg/m}^3$  erreicht. Nach 14 Tagen betrug der Endwert  $165 \text{ mg/m}^3$ .

### Gesamtphosphorgehalt (TP) ausgewählter Proben im Spätherbst-, Winter- und Frühjahrsszenario

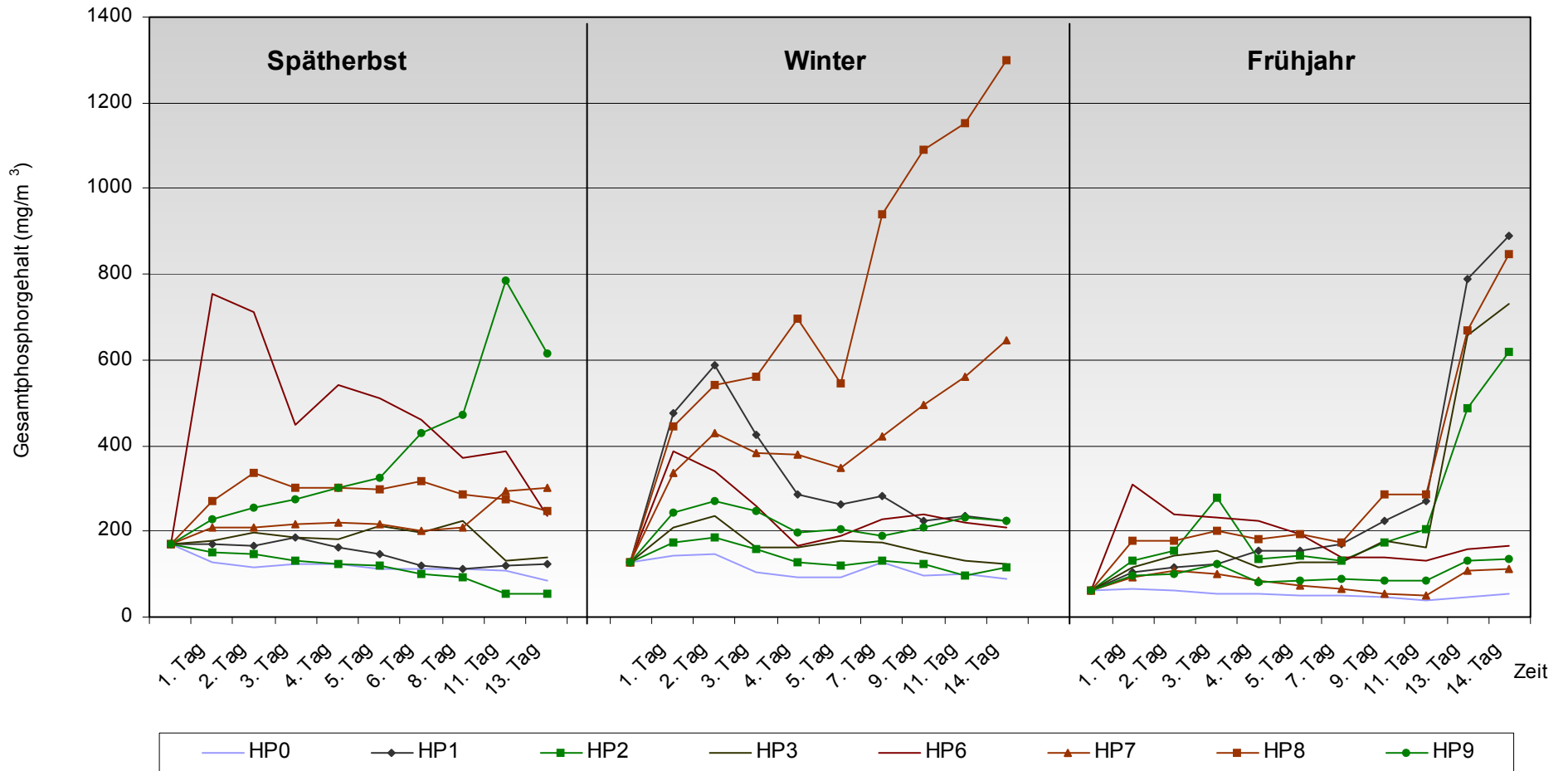


Abbildung 4-5: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes ausgewählter Proben (Werte in mg/m<sup>3</sup>)

### Orthophosphatgehalt (DRP) ausgewählter Probenahmestellen im Spätherbst, Winter und Frühjahrsszenario

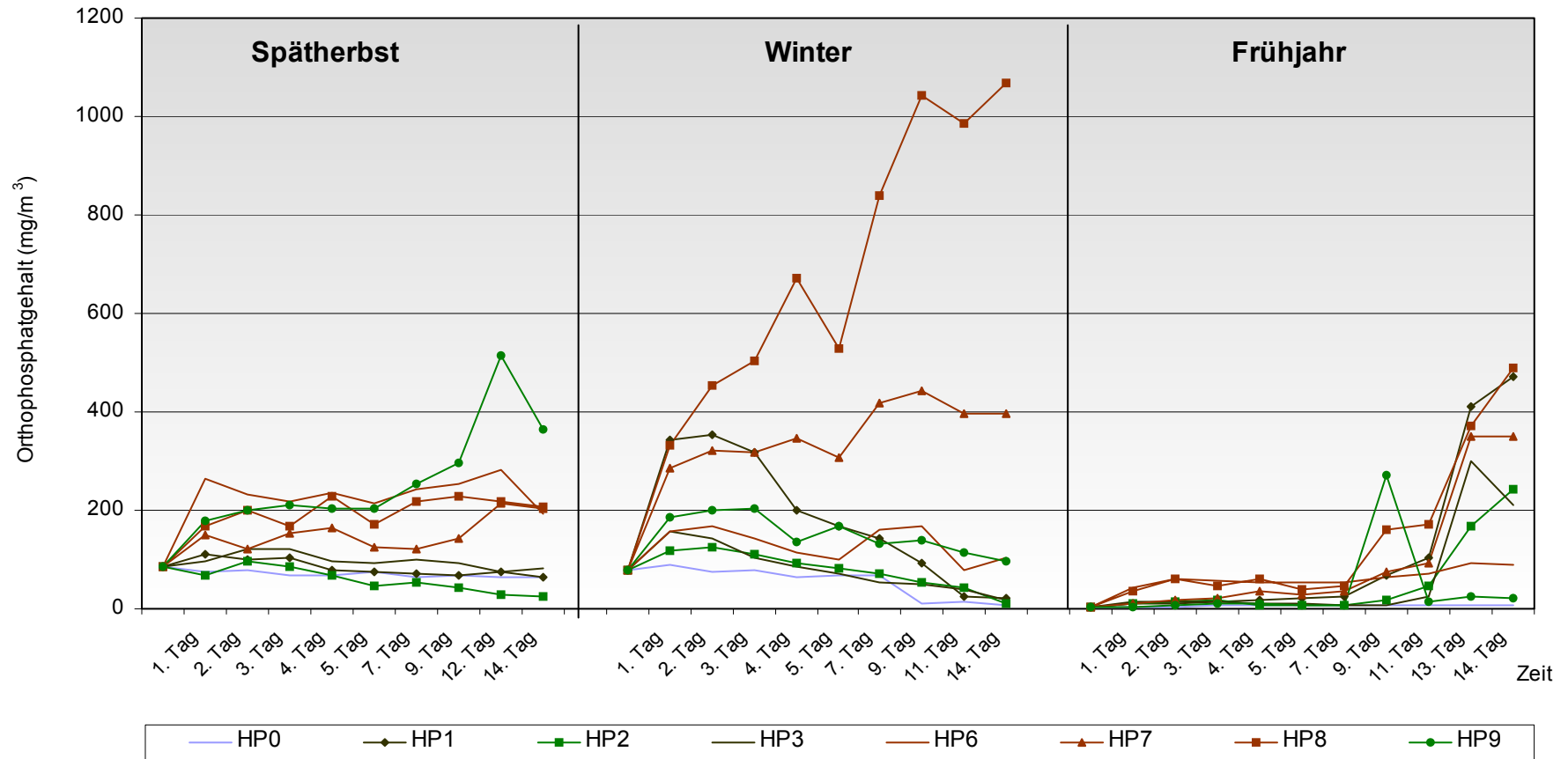


Abbildung 4-6: Entwicklung des Gesamtorthophosphatgehaltes ausgewählter Proben (Werte in mg/m<sup>3</sup>)

#### 4.3.2 Orthophosphatentwicklung

Entsprechend dem charakteristischen Verlauf der Gesamtphosphorwerte verhielten sich die Orthophosphatgehalte in den Untersuchungswässern in ihrer Verlaufsdynamik. Der Wertebereich zeigte sich entsprechend eng an die Gesamtphosphorentwicklung gebunden. Die graphische Darstellung ist Abbildung 4-6 zu entnehmen.

#### 4.3.3 Gesamtphosphorfreisetzungsrates

Als veranschaulichendes Beispiel für die Größenordnung der nährstoffhaushaltlichen Folgewirkung von Stauwässern auf Polderflächen wurde im folgenden, anhand ausgesuchter Beispiele, die theoretische spezifische Gesamtphosphorfreisetzungsrates berechnet. Dabei wurden die jeweiligen Teilrates zwischen zwei aufeinanderfolgenden Beprobungsterminen berücksichtigt (vgl. Kap. 3.11.1). Das Ergebnis gibt die Nettobilanz des Gesamtstoffaustrags wieder.

Tabelle 4-4 stellt die Gesamtphosphorfreisetzungsrates im Szenariovergleich dar. Die Ergebnisse beziehen sich auf die Befunde der 14tägigen Untersuchungen unter Berücksichtigung des Volumenverlusts. Dabei gibt der Endwert die Gesamtphosphorfreisetzungsrates (in kg TP/ha\*d) bezogen auf einen Überstauungstag über einem jeweiligen Bodenkörper wieder. Die Ergebnisse beziehen sich auf eine anfängliche Stauhöhe von 48 cm mit einer während der Beprobung entsprechend der Wasserentnahme abnehmenden Stauhöhe.

Tabelle 4-4: Gesamtphosphorfreisetzungsrates ausgewählter Probenahmestellen (Werte in kg TP/ha\*d)

Polder	Fläche in ha	Pedon	Phosphorfreisetzungsrates		
			Spätherbst	Winter	Frühjahr
			MW 14	MW 14	MW 14
GG	2463,3	HP1	-0,02	0,08	0,17
		HP2	-0,03	< -0,01	0,13
		HP3	0,01	0,02	0,13
		HP21	k. A.	k. A.	k. A.
Schafhorst	1729,6	HP6	0,13	0,01	0,06
Twerl	907,3	HP7	0,03	0,16	0,08
		HP8	0,06	0,35	0,19
Warnau	798,5	HP9	0,11	0,05	0,02
		HP18	k. A.	k. A.	k. A.
		HP22	k. A.	k. A.	k. A.
<i>Mittelwert</i>			<i>0,04</i>	<i>0,09</i>	<i>0,11</i>

#### 4.3.4 Gesamtstickstoffentwicklung

Die Gesamtstickstoffentwicklung ist in Tabelle 4-5 wie in den vorangegangenen Beispielen nach Anfangs- und Endwert, sowie nach dem Messwert zur Hälfte des jeweiligen Beprobungszeitraumes (nach 7 Tagen) untergliedert dargestellt.

Tabelle 4-5: Gesamtstickstoffentwicklung ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

Name	Spätherbst			Winter			Frühjahr		
	Startwert: 2,54 mg/l			Startwert: 2,51 mg/l			Startwert: 1,32 mg/l		
	1.Tag	7.Tag	14.Tag	1.Tag	7.Tag	14.Tag	1.Tag	7.Tag	14.Tag
HP0	2,43	2,31	1,78	2,62	2,39	2,64	1,43	1,33	1,55
HP1	2,70	1,92	1,45	4,01	3,13	2,33	1,81	2,37	3,87
HP2	2,72	2,04	1,33	2,77	2,10	2,10	1,82	1,75	4,42
HP3	2,61	2,21	1,37	3,15	3,05	2,58	2,03	1,68	3,91
HP6	3,17	2,90	2,10	2,79	2,72	3,38	1,60	1,01	1,07
HP7	2,47	1,40	1,02	2,98	2,25	1,70	1,36	1,00	1,12
HP8	2,72	2,29	1,50	3,07	2,61	1,78	1,75	1,29	2,86
HP9	2,41	1,67	1,51	2,73	1,59	1,20	1,49	1,25	1,64

Die TN- Werte der 0-Probe Havelwasser bei Strodehne bewegten sich während des Spätherbstszenarios in einem Wertebereich zwischen 2,54 mg/l am Entnahmetag und 1,45 mg/l am letzten Tag der Untersuchungen (vgl. Abbildung 4-7). Die Abnahme der TN-Konzentration betrug damit 1,09 mg/l und erfolgte bis zum 12. Tag kontinuierlich. In den letzten beiden Tagen wurde eine beschleunigte Konzentrationsabnahme um 0,56 mg/l von 2,34 mg/l auf 1,78 mg/l verzeichnet.

In den Beprobungswässern von HP7 und HP9 wurde eine rasche Abnahme der TN-Konzentration auf 1,02 mg/l bzw. 1,51 mg/l registriert. Dabei erreichte HP7 den niedrigsten Endwert in der gesamten Spätherbstbeprobung. Der größte Konzentrationsanstieg am ersten Untersuchungstag wurde bei HP6 registriert. Der Spitzenwert lag hier bei 3,17 mg/l. Auch der Endwert bewegte sich mit 2,10 mg/l deutlich über den Endkonzentrationen der verbleibenden Untersuchungswässer. Die TN- Werte von HP1, HP3, HP8 und HP9 streuten in einem Wertebereich von 1,37 mg/l bis 1,51 mg/l Gesamtstickstoffgehalt.

Zum Zeitpunkt der Winterbeprobung lag der Ausgangsgehalt der TN-Konzentration von HP0 bei 2,51 mg/l. Er unterschied sich damit kaum von dem Ausgangswert der spätherbstlichen Untersuchung. Zum 2. Untersuchungstag wurde in sämtliche Untersuchungswässer einen Konzentrationsanstieg verzeichnet. Besonders offensichtlich konnte diese Entwicklung bei der Probe der extensiv genutzten Grünlandfläche von HP1, mit 4,01 mg/l verfolgt werden. Die TN-Konzentrationskurve beschrieb im Verlauf einen wellenförmigen Bogen mit 2 Maximalwerten am 2. und 7. Tag und einem dazwischen befindlichen Minimalwert am 4. Tag der Beprobung und verlief bei sämtlichen Untersuchungswässern relativ einheitlich. Die Endwerte streuten in einem Spektrum von 1,2 mg/l bis 3,38 mg/l.

Im Frühjahrsszenario betrug der TN-Wert von HP0 (Havelwasser) 1,32 mg/l am Entnahmetag und 1,55 mg/l am 14. Tag der Beprobung. In den ersten 7. Tagen verhielten sich die Werte relativ konstant. Sie bewegten sich in einem Bereich zwischen 1,33 mg/l und 1,46 mg/l. Zum 11. Tag nahm die Stickstoffkonzentration

verstärkt zu. Sie erreichte ihr Maximum bei 2,27 mg/l. Der Ausgangswert der Nullprobe lag mit 1,32 mg/l Gesamtstickstoff deutlich unter den Ausgangswerten der beiden verbleibenden Szenarien.

Sowohl über den extensiv genutzten Grünlandflächen (HP1 und HP3), als auch über der Niedermoorfläche (HP2), wurde ein rapider Konzentrationsanstieg in den letzten 3 Untersuchungstagen verzeichnet. Der Maximalwert wurde dabei in der HP1- Probe mit einem Konzentrationsmaximum von 5,93 mg/l am 13. Tag gemessen. Insgesamt wiesen die jeweiligen Endwerte nach 14 Tagen ein breites Ergebnisspektrum auf und lagen zwischen 1,07 mg/l (HP6) und 4,42 mg/l (HP2).

**Gesamtstickstoffgehalt (TN) ausgewählter Proben im Spätherbst-, Winter- und Frühjahrszenario**

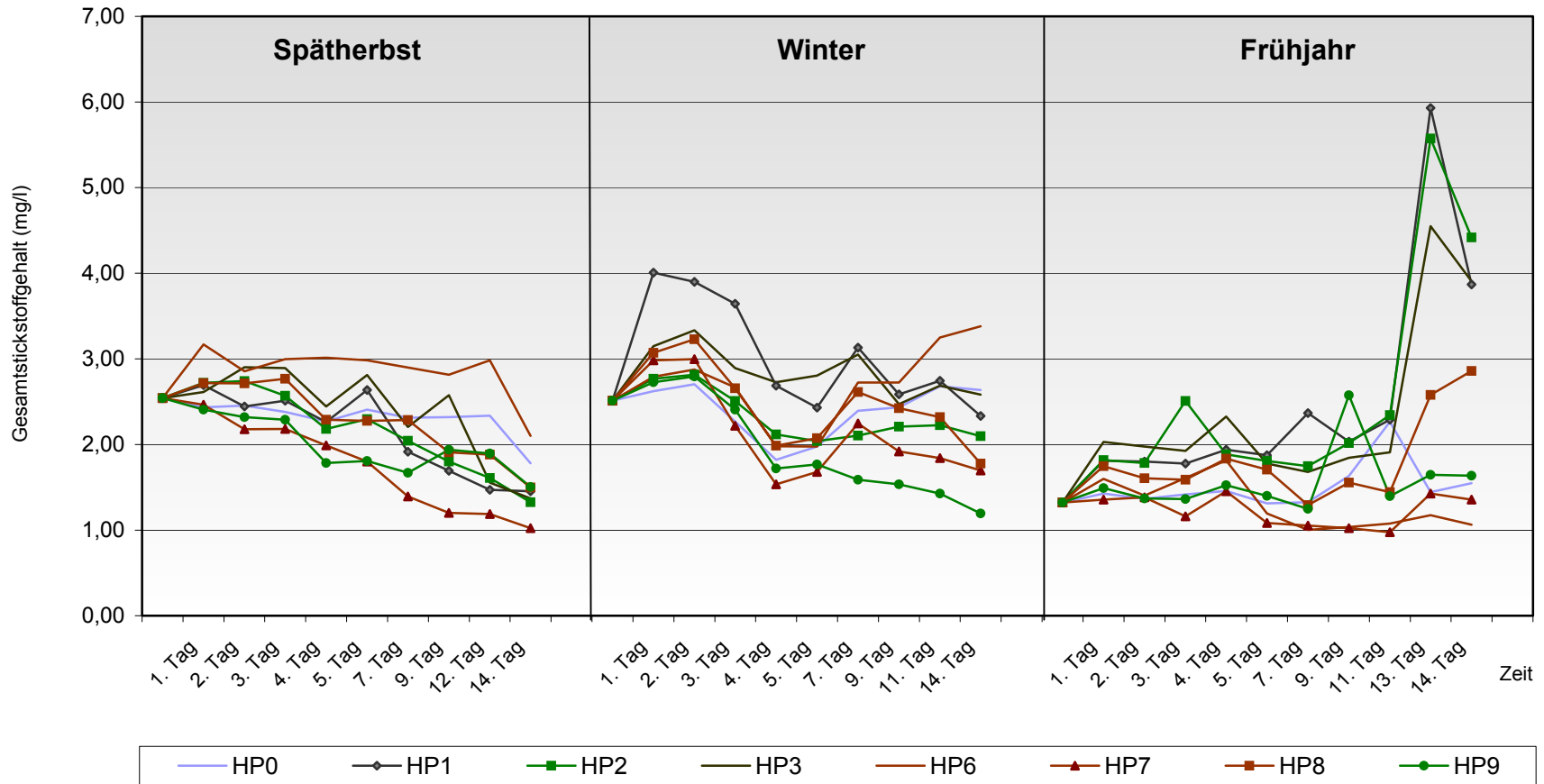


Abbildung 4-7: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

#### 4.3.5 Nitritentwicklung

Der Nitritgehalt der Nullprobe (HP0) betrug im Spätherbstszenario am Entnahmetag 0,032 mg/l (vgl. Abbildung 4-8). Im Szenarienvergleich lag dieser Wert geringfügig höher als zum Zeitpunkt der Winter- (0,016 mg/l) bzw. Frühjahrsuntersuchungen (0,011 mg/l).

Besonders markant verhielt sich die Verlaufskurve des Untersuchungswassers der Grünlandfläche von HP9. Ab dem 3. Untersuchungstag kam es hier zu einem sprunghaften Anstieg der Konzentrationswerte auf ein Maximum von 0,295 mg/l am 5. Tag. Darauf folgend setzte eine deutliche Konzentrationsabnahme auf einen Minimumwert von 0,006 mg/l ein. In diesem Fall wurden Konzentrationsmaximum- und Minimumwerte der Spätherbstbeprobung jeweils von der HP9- Probe erreicht. Sämtliche verbleibenden Verlaufskurven bewegten sich in einem relativ engen Wertespektrum zwischen 0,051 mg/l (HP8) und 0,006 mg/l (HP9).

Zum Zeitpunkt der Winterbeprobung verhielten sich sämtliche Messwerte bis zum 5. Tag eng geschart zwischen einem Wertebereich von 0,042 mg/l (HP1) und 0,014 mg/l (HP6). Ab dem 6. Tag wurde ein deutlichen Konzentrationsanstieg verzeichnet. Dabei betrug das Maximum der Probe HP7 (Niedermoor) 0,474 mg/l. Auch HP8 wies einen deutlich erhöhten Endwert mit 0,461 mg/l auf. Die Streuung der Endwerte am 14. Tag erstreckte sich von 0,461 mg/l (HP8) bis 0,004 mg/l (HP9).

Gegensätzlich zu den breit gestreuten Ergebnissen der Winterbeprobung verhielten sich die Verlaufskurven der Frühjahrswerte. Hier wurde kaum ein Anstieg in den jeweiligen Amplituden registriert. Eine minimaler Konzentrationserhöhung der Werte auf 0,042 mg/l erfolgte am 3. Tag über der Probe der intensiv genutzten Ackerfläche von HP8. Sämtliche Endwerte bewegten sich zwischen 0,01 mg/l (HP3) und 0,003 mg/l (HP6, HP7). Die Nitritkonzentrationsentwicklung im Frühjahr ging damit allgemein schnell gegen 0 mg/l.



### Nitritgehalt (NO<sub>2</sub>-N) ausgewählter Proben im Spätherbst, Winter und Frühjahrsszenario

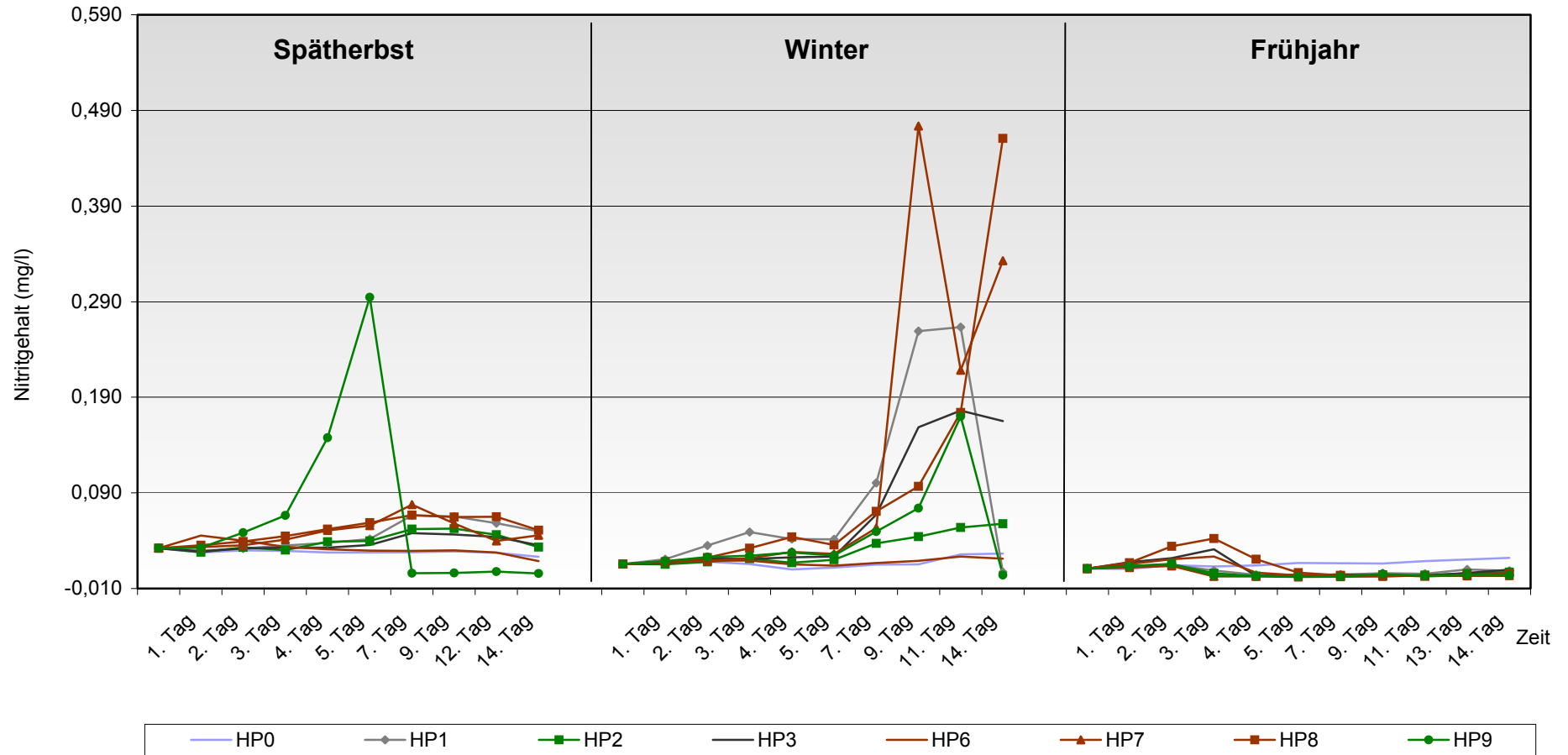


Abbildung 4-8: Entwicklung des Gesamtnitritgehaltes ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

#### 4.3.6 Nitratentwicklung

Der Nitratgehalt der Nullprobe (HP0) betrug im Spätherbstszenario am Entnahmetag 1,77 mg/l. Im Szenariovergleich lag der Wert mit 1,72 mg/l auf einem ähnlich hohen Ausgangsniveau wie HP0 zum Zeitpunkt der Winterbeprobung. Der Ausgangswert der Nullprobe im Frühjahrsszenario unterschied sich davon deutlich mit einem Gehalt von 0,43 mg/l. Die Werte der Nullprobe verliefen auf relativ konstantem Niveau und sanken erst am 14. Tag auf 1,35 mg/l ab (vgl. Abbildung 4-9).

Grundsätzlich konnte bei allen Untersuchungswässern im Spätherbst eine relativ kontinuierliche Abnahme der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Werte beobachtet werden. Über der Grünlandprobe von HP9 setzte diese Absinkbewegung als erstes ein. Hier konnte bereits nach 7 Tagen keine Nitrat mehr nachgewiesen werden. Besonders markant verlief die Konzentration des Untersuchungswassers über der vegetationslosen Ackerbodenprobe von HP6. Hier kam es zu einem Anstieg auf 2,21 mg/l am 13. Untersuchungstag. Es handelte sich dabei um den einzigen Konzentrationsanstieg während des Spätherbstszenarios. Grundsätzlich kam es zu einer breiten Auffächerung der Endwerte mit stark differenzierten Endwerten.

Zum Zeitpunkt der Winterbeprobung sanken die Konzentrationen einheitlich bis zum 4. Tag relativ kontinuierlich ab. Ab dem 5. Tag setzte eine deutliche Zweiteilung der Verlaufskurven ein. Die Werte über der Ackerbodenfläche von HP6 und in der Nullprobe Havelwasser (HP0) stiegen auf 2,08 mg/l bzw. 1,728 mg/l an, während sie über der Niedermoorfläche von HP2 relativ konstant verliefen. In den verbleibenden Untersuchungswässern konnte Nitrat entweder nicht mehr nachgewiesen werden (HP1, HP9), oder fiel wie am Beispiel von HP8 mit 0,32 mg/l ersichtlich, nur geringfügig aus. Im Winterszenario waren sämtliche Endwerte damit sehr heterogen.

Im Frühjahr fielen die Amplituden der Verlaufskurven vergleichsweise flach aus. Der Ausgangswert betrug 0,433 mg/l. Nur am 1. Tag der Beprobung kam es zu einem geringfügigen Konzentrationsanstieg. Das Maximum wurde dabei über der bestellten Ackerfläche (HP8) mit 0,657 mg/l erreicht. Bereits nach dem 1. Untersuchungstag sanken sämtliche Werte ab und konnten ab dem 4. Tag nicht mehr nachgewiesen werden. Einzige Ausnahme bildete die Nullprobe Havelwasser (HP0). Hier blieben die Werte konstant auf dem Ausgangsniveau. Der Endwert betrug nach 14 Tagen 0,384 mg/l.

### Nitratgehalt (NO<sub>3</sub>-N) ausgewählter Probenahmestellen im Spätherbst, Winter und Frühjahrszenario

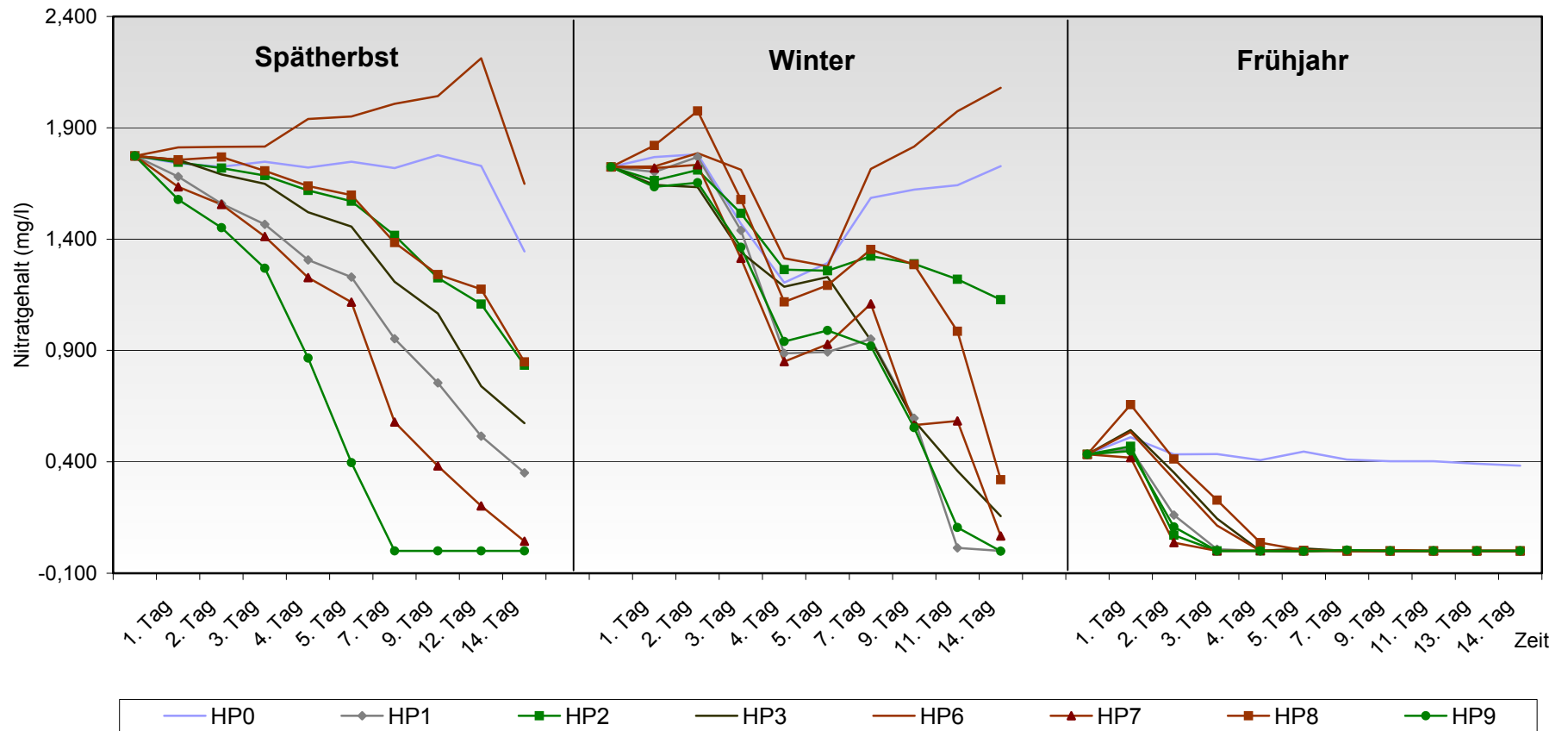


Abbildung 4-9: Entwicklung des Gesamtnitratgehaltes ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

#### 4.3.7 Ammoniumentwicklung

Der Ammoniumgehalt der Nullprobe (HP0) im Spätherbstszenario betrug am Entnahmetag 0,341 mg/l (Abbildung 4-10). Damit lag der Wert sowohl höher als zum Zeitpunkt der Winterbeprobung (0,21 mg/l), als auch der Frühjahrsbeprobung (0,054 mg/l). In sämtlichen Wässern wurde eine Konzentrationsabnahme verzeichnet. Auffällig war der sprunghafte und kurzweilige Anstieg der Messwerte über der Grünlandprobe von HP9 sowie über der Probe des Niedermoores von HP7 am 12. Tag der Beprobung. Bereits am 14. Tag wurden erneut geringe Konzentrationen verzeichnet. Die Endwerte bewegten sich in einem Spektrum von 0,205 mg/l (HP0) bis 0,020 mg/l (HP9).

Ein besonders heterogener Verlauf in den jeweiligen Konzentrationskurven wurde im Winterszenario nachgewiesen. Hier kam es in den ersten 4 Untersuchungstagen zu einer Auf- und Abwärtsbewegung der meisten Konzentrationskurven. Im Falle der extensiv genutzten Grünlandfläche von HP1 erreichten die Werte am 2. Tag 0,464 mg/l und 0,006 mg/l am 3. Tag der Untersuchungen. Ab dem 5. Beprobungstag ließ sich verstärkt eine Konzentrationszunahme in den Wässern von HP3 und HP1 registrieren. Bei beiden Proben handelte es sich um Vertreter extensiv genutzter Grünlandflächen. Die Endwerte betragen 0,615 mg/l bzw. 0,607 mg/l und lagen damit deutlich über der Konzentration des Startwertes. Grundsätzlich konnte eine Konzentrationsabnahme bei sämtlichen weiteren Proben verzeichnet werden.

Ein relativ einheitlicher Verlauf wurde in den Entwicklungskurven im Frühjahrsszenario in den ersten 7 Tagen verfolgt. Ausgehend von einem Startwert von 0,054 mg/l (HP0) kam es bereits am 1. Untersuchungstag zu einem Anstieg sämtlicher Konzentrationswerte. Das Maximum wurde dabei erneut über der extensiv genutzten Grünlandfläche (HP3) mit 0,291 mg/l erreicht. Bereits am 2. Tag konnten die Werte nicht mehr nachgewiesen werden. Besonders auffällig fiel der Wert für HP9, als Vertreter des intensiv genutzten Grünlandes ab dem 7. Tag aus. Hier kam es zu einem sprunghaften Konzentrationsanstieg. Der Endwert betrug 0,66 mg/l. Ein ähnliches Verhalten wies der Niedermoorstandort von HP2 ab dem 11. Untersuchungstag auf. Hier betrug der Endwert 0,465 mg/l. Grundsätzlich streuten die Endwerte in der 2. Hälfte des frühjährlichen Beprobungszeitraumes stark.

### Ammoniumgehalt (NH<sub>4</sub>-N) ausgewählter Proben im Spätherbst, Winter und Frühjahrsszenario

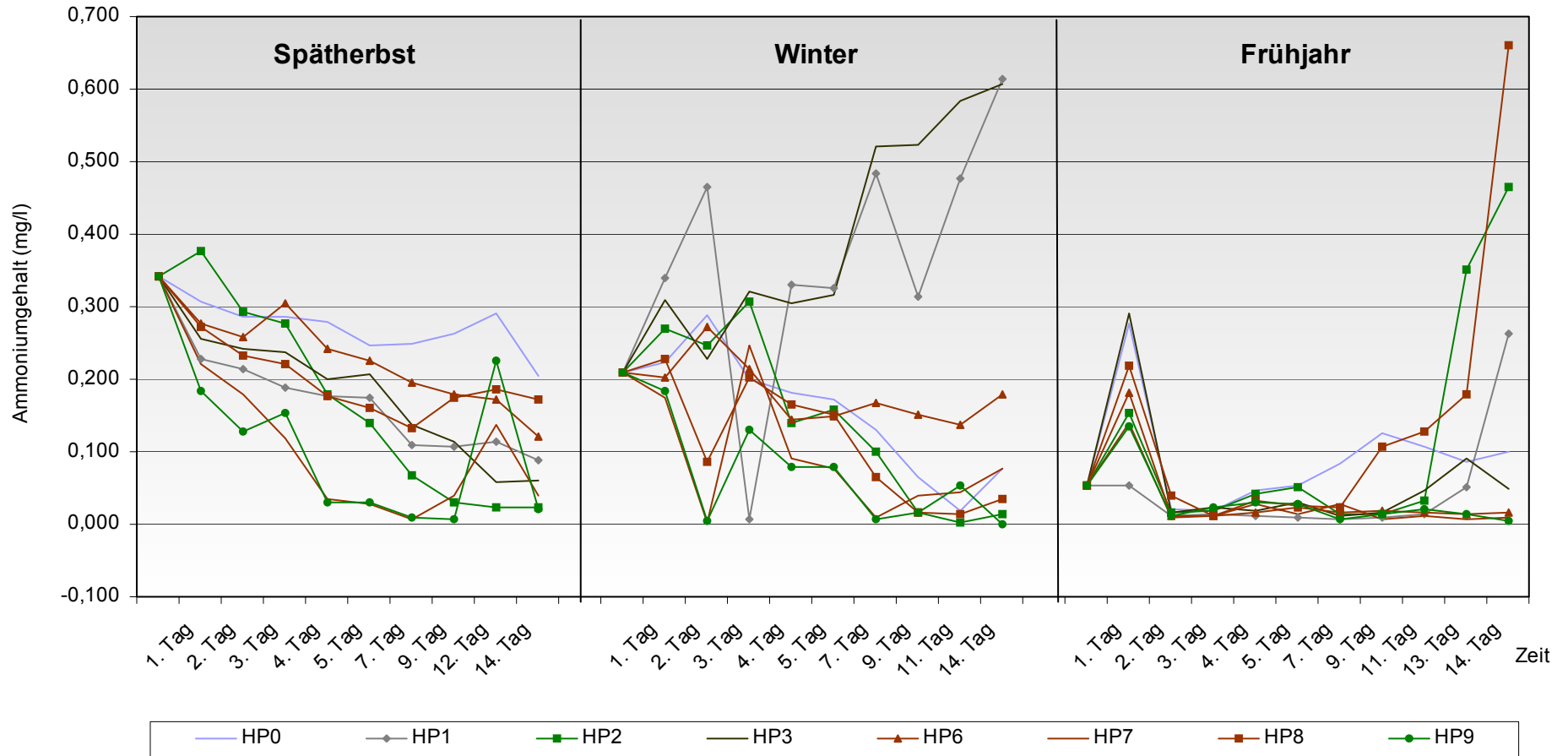


Abbildung 4-10: Entwicklung des Ammoniumgehaltes ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

#### 4.3.8 DOC-Entwicklung

Der DOC-Gehalt der Nullprobe (HP0) betrug im Spätherbstszenario am Entnahmetag 5,9 mg/l (vgl. Abbildung 4-11). Die Verlaufskurve fiel wie in allen weiteren Untersuchungswässern über den gesamten Beobachtungszeitraum relativ konstant aus. Einen markanten Anstieg der DOC-Konzentration wurde nur bei HP9, der extensiv genutzten Grünlandfläche, verzeichnet. Der Maximalwert betrug dabei 53,9 mg/l am 12. Untersuchungstag. Alle weiteren Messwerte streuten in einem Bereich zwischen 12,2 mg/l (HP7) und 5,2 mg/l (HP0).

Zum Zeitpunkt der Winterbeprobung erreichte die extensiv genutzte Grünlandfläche von HP1 einen markanten Konzentrationswert von 25 mg/l am 2. Tag der Untersuchungen. Grundsätzlich war die Verlaufskurve sämtlicher Beprobungswässer durch einen wellenförmigen Anstieg am 2. sowie zum 14. Tag gekennzeichnet. Die Endwerte beliefen sich auf Werte zwischen 26 mg/l (HP1) und 10 mg/l (HP0).

Während der Frühjahrsbeprobung wies die Nullprobe einen Anfangswert von 10,0 mg/l auf. Im Szenariovergleich lag der Wert somit höher als zum entsprechenden Zeitpunkt der Winter- bzw. Spätherbstuntersuchungen. Ein rapider und stetiger Aufwärtstrend wurde über der extensiv genutzten Grünlandfläche von HP1 und HP3 sowie über dem Niedermoorstandort (HP2) bemerkt. In den Proben von HP7 und HP9 wurde am 9. Tag eine kurzweilige Konzentrationsspitze erreicht. Sämtliche Endwerte streuten in einem relativ breiten Wertebereich zwischen 41 mg/l (HP2) und 12 mg/l (HP0).

#### 4.3.9 TOC-Entwicklung

Entsprechend den charakteristischen Verlaufskurven der gesamten gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffkonzentration, verhielten sich die Messergebnisse des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs in den Untersuchungswässern. Geringfügige Unterschiede wurden registriert, änderten jedoch nichts an dem grundsätzlichen Verhalten. Die entsprechende graphische Darstellung ist Abbildung 4-12 zu entnehmen.

**Gesamter gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC) ausgewählter Proben im Spätherbst, Winter und Frühjahrsszenario**

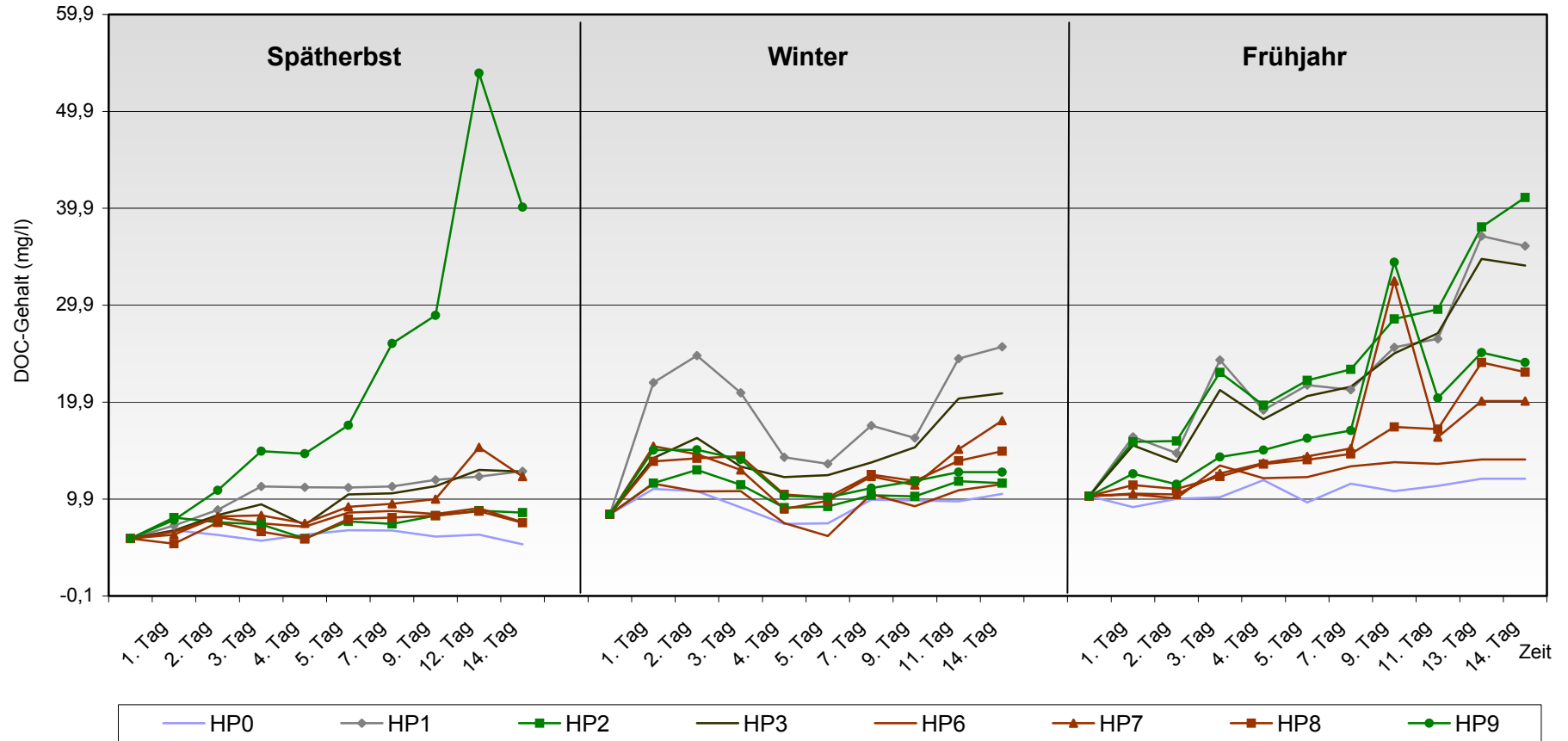


Abbildung 4-11: Entwicklung des gesamten gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

### Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC) ausgewählter Proben im Spätherbst, Winter und Frühjahrszenario

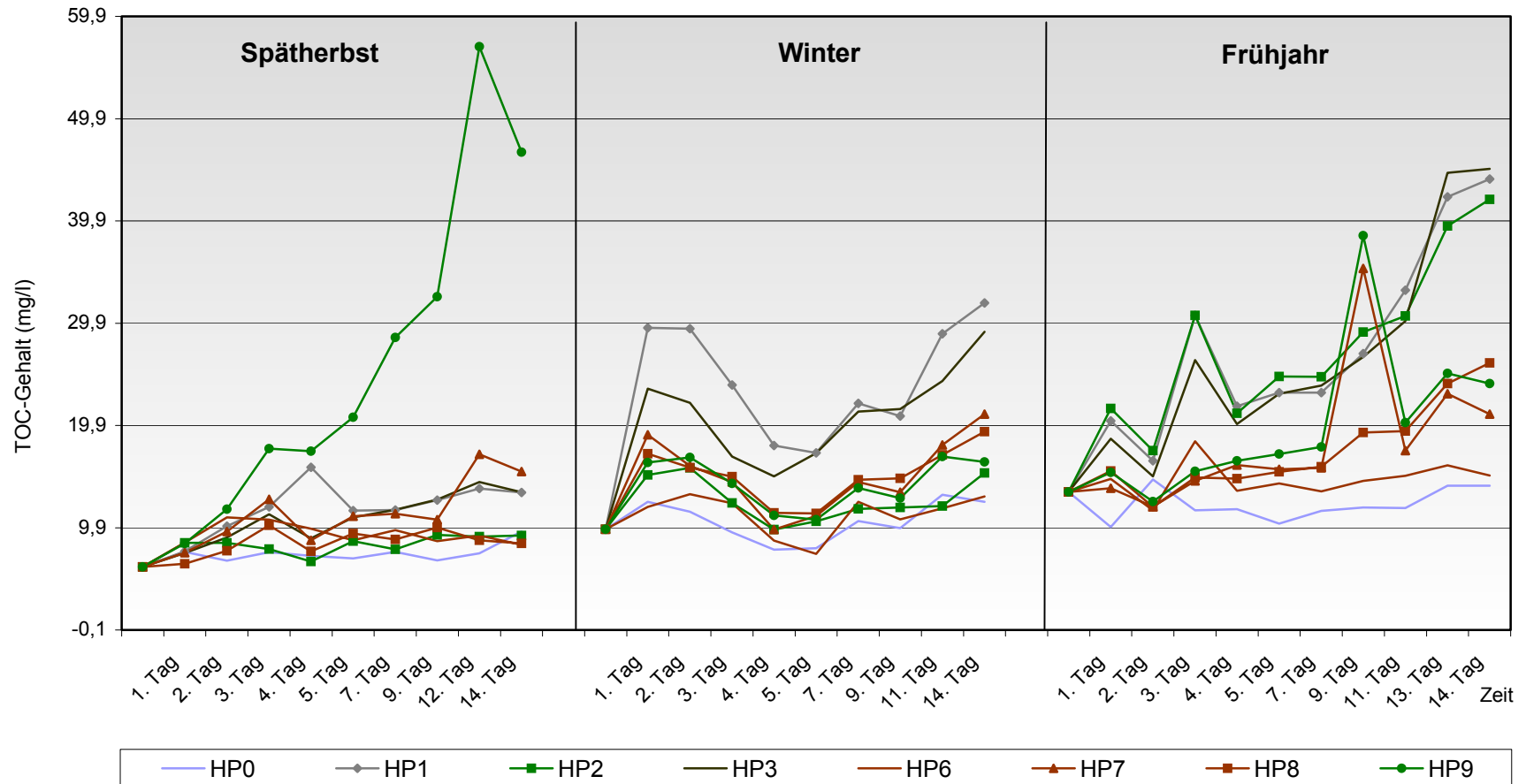


Abbildung 4-12: Entwicklung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs ausgewählter Proben (Werte in mg/l)



## 4.4 Limnophysik

### 4.4.1 Sauerstoff

#### 4.4.1.1 Sauerstoffkonzentration

Die Sauerstoffentwicklung ist in Tabelle 4-6 nach Anfangs- und Endwerten sowie nach dem Messwert zur Hälfte des jeweiligen Beprobungszeitraumes (nach 7 Tagen) untergliedert dargestellt.

Tabelle 4-6: Sauerstoffkonzentrationsentwicklung ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

Name	Spätherbst			Winter			Frühjahr		
	Startwert: 10,9 mg/l			Startwert: 14,5 mg/l			Startwert: 14,2 mg/l		
	1.Tag	7.Tag	14.Tag	1.Tag	7.Tag	14.Tag	1.Tag	7.Tag	14.Tag
HP0	8,4	11,2	12	14	7,9	13,9	14,8	10,2	9,2
HP1	8,4	3,3	4,9	14,9	2,4	1	10,3	0,6	0,2
HP2	8,4	6,6	9,1	12,1	6,5	6,3	9,9	1,2	0,7
HP3	11,0	5,8	5,8	12,1	1,3	1,1	10,1	3,7	0,6
HP6	12,1	10,0	10,3	15,0	14,0	14,9	13,9	12,2	9,3
HP7	9,9	3,5	3,1	15,0	3,5	1,2	12,7	6,0	4,0
HP8	11,4	6,7	7,8	15,0	3,7	0,8	11,6	5,9	2,0
HP9	7,6	2,0	2,4	13,2	2,9	1,1	9,7	1,4	1,4

Die Sauerstoffkonzentrationswerte (vgl. Abbildung 4-13) der Nullprobe lagen während des Spätherbstszenarios zwischen einem Anfangswert von 10,9 mg/l am Entnahmetag und 12,0 mg/l am 14. Tag der Beprobung. Der Gesamtzuwachs der Sauerstoffkonzentration betrug nach einem anfänglichen Rückgang und einer anschließenden wellenförmigen Zunahme über den gesamten Untersuchungszeitraum 1,1 mg/l.

Die Sauerstoffkonzentrationskurve der Ackerfläche ohne Vegetation (HP6) wies im Spätherbstszenario in ihrer Dynamik und Amplitude Ähnlichkeit mit der Verlaufskurve der Nullprobe auf. Nach einem anfänglichen Wertezuwachs bis zum 3. Tag erfolgte eine erneute Abnahme bis zum 7. Tag. Eine Spitze wurde daraufhin am 9. Tag der Untersuchungen mit 12,1 mg/l erreicht. Der Endwert belief sich nach 14 Tagen auf 10,3 mg/l. HP1, HP2, HP3, HP7, HP8 und HP9 zeigten große Ähnlichkeit in ihrer Konzentrationsentwicklung. In den ersten 7 Beprobungstagen kam es zu einer kontinuierlichen Abnahme der Messwerte. Lediglich HP1 und HP2 wichen durch einen kurzfristigen Anstieg der Werte in den ersten beiden Tagen von diesem Trend ab. Bei allen 6 Untersuchungswässern setzte zum 9. Tag der Beprobung ein erneuter, wenn auch kurzzeitiger Konzentrationsanstieg ein. Die Werte erreichten im Durchschnitt das Niveau der jeweiligen Beprobungsergebnisse des 3. Tages. Die geringsten Werte lagen mit 4,9 mg/l bei der Probe der extensiv genutzten Grünlandfläche (HP1). Die Endwerte sämtlicher Beprobungswässer wiesen in diesem Szenario eine breite Streuung auf. Sie bewegten sich in einem Spektrum von 12,0 mg/l (HP0) bis 2,4 mg/l (HP9).

Im Winterszenario bewegte sich die Nullprobe Havelwasser am Tag der Entnahme auf einem Ausgangsniveau von 14,5 mg/l Sauerstoff. Dieser Wert lag um 3,6 mg/l über der Ausgangskonzentration der Nullprobe im Spätherbst. Der Endwert belief sich am 14. Tag auf 13,9 mg/l. Auch in diesem Szenario wies die Sauerstoffkonzentrationskurve der Ackerflächenprobe von HP6 in ihrem Verlauf ein ähnliches Verhalten wie die Nullprobe auf. Auch hier kam es zu einem Auf- und Absteigen der Messwerte. Der Endwert der Konzentration belief sich nach 14 Tagen auf 14,9 mg/l. Das Verhalten der Konzentrationskurve sämtlicher weiterer Untersuchungswässer wies ein relativ einheitliches Erscheinungsbild in der Sauerstoffkonzentrationsentwicklung auf. Bereits ab dem 2. Beprobungstag kam es zu einer Abnahme der Messwerte. Ab dem 9. Beprobungstag blieben die Konzentrationen relativ konstant zwischen Endwerten von 0,8 mg/l und 1,1 mg/l. HP2 (Niedermoor) verzeichnete einen im Vergleich erhöhten Endwert von 6,3 mg/l. Allgemein wurde eine konstante Abnahme der Konzentration um durchschnittlich 13,5 mg/l registriert.

Im Frühjahrsszenario wies die Nullprobe am Tag der Entnahme eine Ausgangskonzentration von 14,2 mg/l Sauerstoff auf und lag damit auf gleichem Ausgangsniveau wie der Startwert der Untersuchungen im vorangegangenen Winterszenario. Nach einem anfänglich kurzfristigen Anstieg des Wertes auf 14,8 mg/l sank die Konzentrationskurve zum 3. Tag erneut ab, um sich anschließend auf einem Niveau von 10,0 mg/l einzupegeln. Der Endwert belief sich am 14. Beprobungstag auf 9,3 mg/l Gesamtsauerstoffkonzentration. Auch im dritten Szenario korrelierte die Werte von HP6 mit denen der Nullprobe (HP0). Hier wurde ebenfalls ein Endwert von 9,3 mg/l erreicht. HP6 wies damit die höchste Sauerstoffkonzentration der Untersuchungswässer während der Frühjahrsbeprobung auf. In den verbleibenden Wässern konnte ein Konzentrationsabfall vom ersten bis zum 7. Beprobungstag verzeichnet werden. Nach einem kurzfristigen Anstieg sanken die Werte ab dem 10. Tag erneut. Die Endwerte lagen zwischen 2,0 mg/l und 0,2 mg/l Sauerstoff und damit in einem Bereich zwischen 9,0 mg/l und 7,2 mg/l über dem Endwert der Nullprobe.

### Sauerstoffkonzentration (O<sub>2</sub>/Konz.) ausgewählter Proben im Spätherbst-, Winter- und Frühjahrszenario

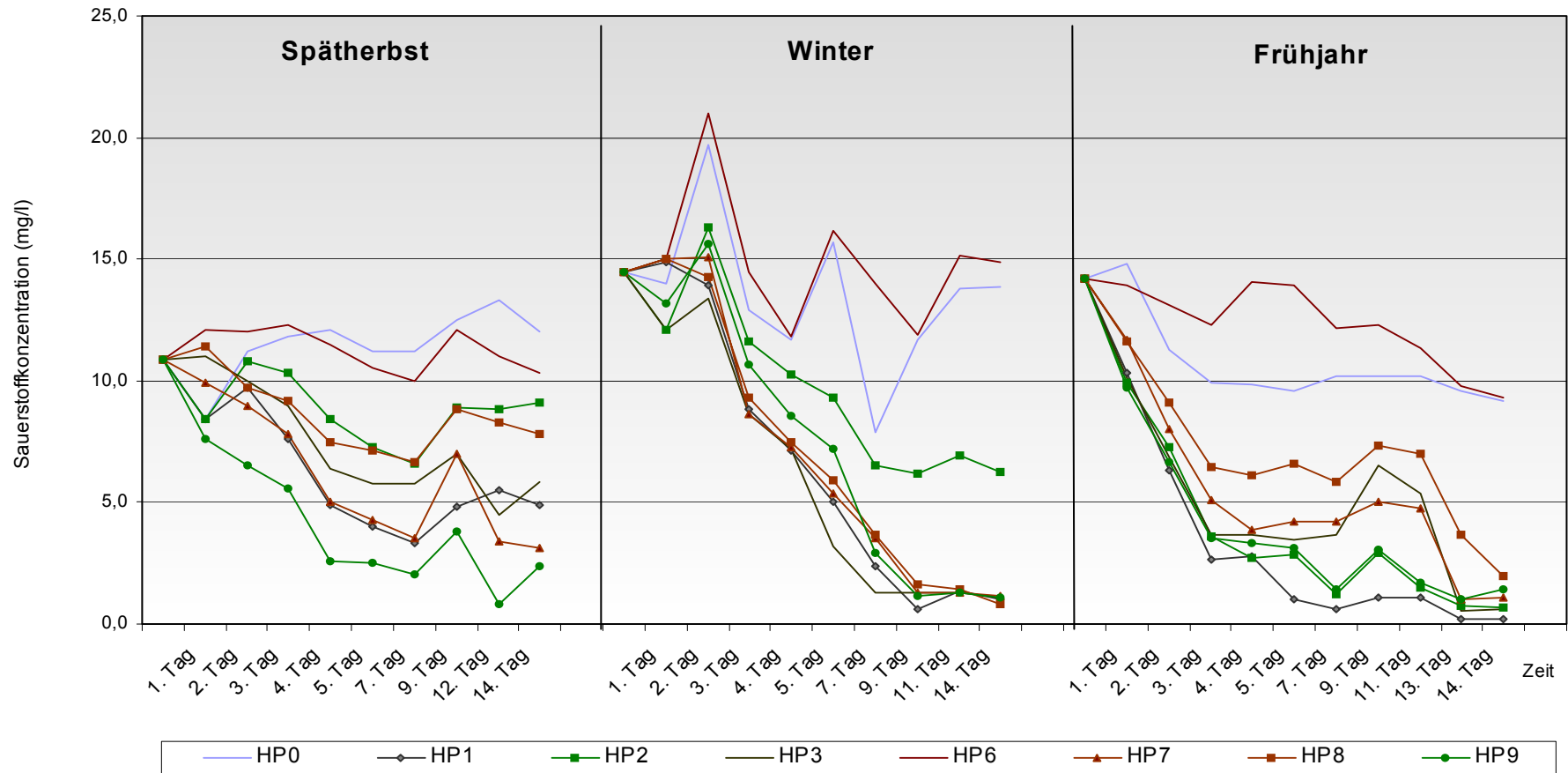


Abbildung 4-13: Entwicklung der Sauerstoffkonzentration ausgewählter Proben (Werte in mg/l)

#### 4.4.1.2 Sauerstoffsättigung

Die Sauerstoffsättigung zeigte in Anlehnung an die Sauerstoffkonzentrationsdynamik die gleichen Entwicklungskurven. Sie wird daher nicht vertiefend erläutert. Abbildung 4-14 verdeutlicht die Ergebnisse in graphischer Form.

Die Sauerstoffsättigung der Nullprobe betrug am Entnahmetag zum Spätherbstszenario 90 %. Die Endwerte bewegten sich in breiter Streuung zwischen 93 % (Nullprobe) und 18 % (intensiv genutztes Grünland). Im Winterszenario wurde eine deutlich schnellere Abnahme der Sättigung verzeichnet. Während der Ausgangswert bei 99 % lag, betrug der Endwert nach 14 Tagen bei den meisten Untersuchungswässern 6 – 8 %. Eine Ausnahme bildete neben der Nullprobe nur die Probe der freien Ackerbodenfläche von HP6 mit einem Endwert von 101 %.

Im Frühjahrsszenario ließ sich eine rapide Abnahme der Sauerstoffsättigung in den ersten 4 Tagen verfolgen. Hier betrug der Startwert 118 %. Die Endergebnisse beliefen sich auf Werte zwischen 19 % und 5 %. Die Ausnahme bildeten erneut HP0 und HP6. Die Endwerte betragen jeweils 89 % und lagen damit im Vergleich deutlich höher, als in sämtlichen verbleibenden Untersuchungswässern.

### Sauerstoffsättigung (O<sub>2</sub>/Sätt.) ausgewählter Proben im Spätherbst, Winter und Frühjahrsszenario

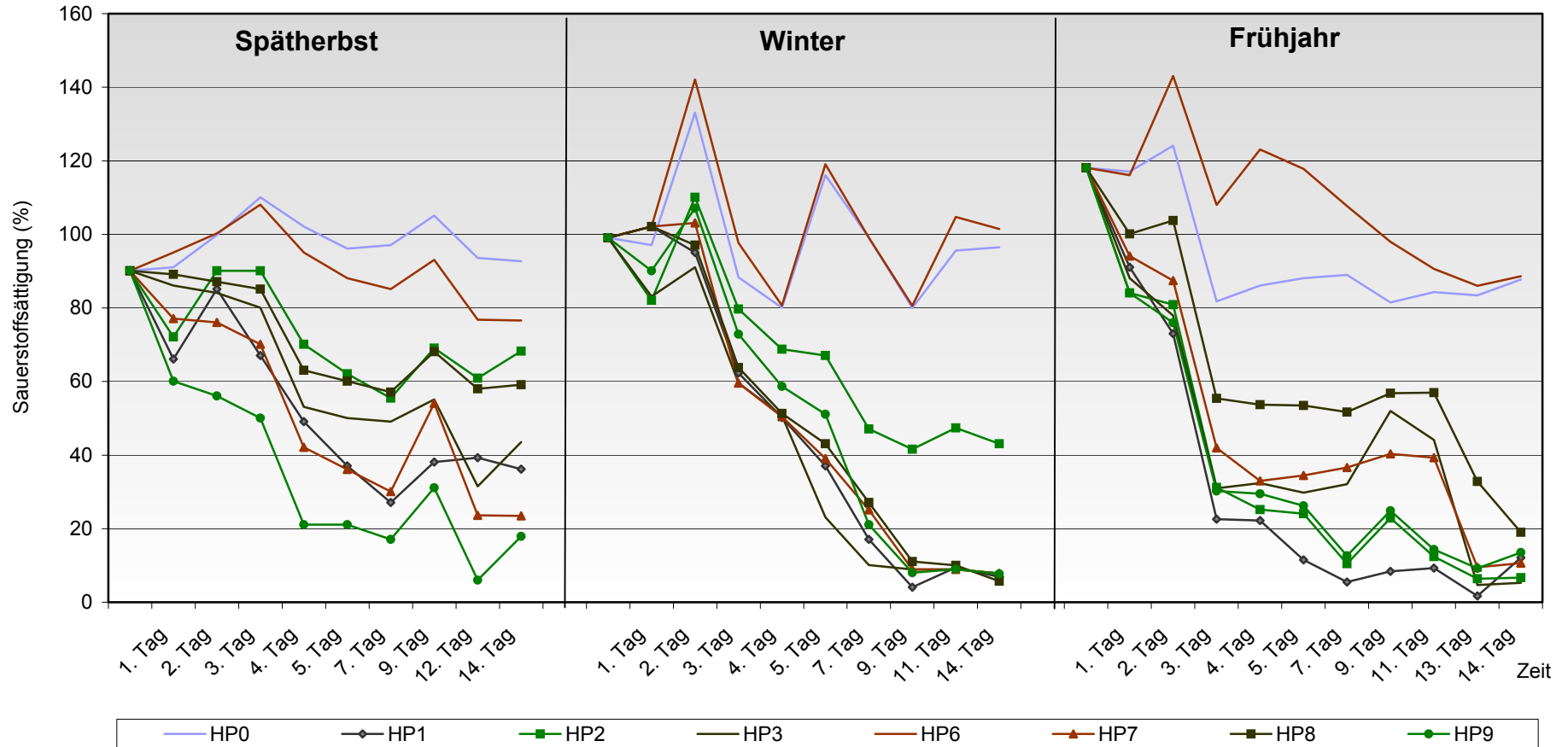


Abbildung 4-14: Entwicklung der Sauerstoffsättigung ausgewählter Proben (Werte in %)

#### 4.4.2 Leitfähigkeit

Für die elektrische Leitfähigkeit liegen Daten auf grund der erhöhten jahreszeitlichen Dynamik biochemischer Prozesse für das Frühjahrsszenario vor. Sie sind in Tabelle 4-7 dargestellt.

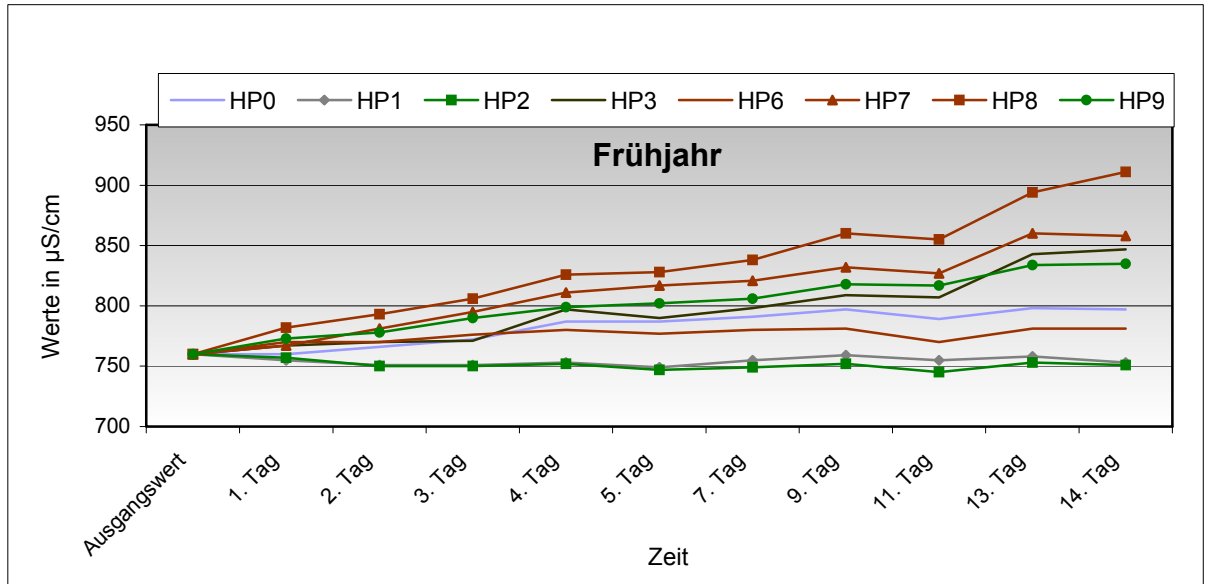


Abbildung 4-15: Leitfähigkeit ausgewählter Probenahmestellen zum Frühjahrsszenario (Werte in µS/cm)

Tabelle 4-7: Leitfähigkeit im Frühjahrsszenario ausgewählter Proben (Werte in µS/cm)

Probe	Frühjahrsszenario		
	1. Tag	7. Tag	14. Tag
HP0	760	791	797
HP1	755	755	753
HP2	757	749	751
HP3	767	798	847
HP6	770	780	781
HP7	768	821	854
HP8	782	838	911
HP9	773	806	835

Die Leitfähigkeit in Frühjahrsszenario ließ einen kontinuierlichen Wertezuwachs über den gesamten Beobachtungszeitraum erkennen (vgl. Abbildung 4-15). Der Ausgangswert der 0-Probe lag bei 760 µS/cm. Insgesamt beliefen sich die Endergebnisse auf Werte zwischen 911 µS/cm (HP8) und 751 µS/cm (HP2).

#### 4.5 Ergebnisse der Freilanduntersuchungen

Die in situ-Beprobung der Ufersäume entlang der Nuthe, der Nieplitz, sowie des Königsgrabens (vgl. Abbildung 4-16 – 4.18) erfolgten am 15.03. und 30.03.2005.

Der Zeitpunkt wurde entsprechend der einsetzenden Schneeschmelze bzw. des Einsetzens der Schmelzwasserzufuhr aus dem Mittelgebirgsraum gewählt. Die durchschnittliche Temperatur an den jeweiligen Beprobungstagen in 2 m über NN wurde laut DWD (2005) für die nächstgelegene Wetterstation Neuruppin mit 4,6 °C am 15. März und 6,5 °C am 30. März angegeben.

**Abbildung 4-16:**  
Überflutungsbe-  
reich der Nuthe  
(Foto: MIETZ 2005)



**Abbildung 4-17:**  
Überflutungsbe-  
reich der Nieplitz  
(Foto: MIETZ 2005)



**Abbildung 4-18:**  
Überflutungs-  
bereich am  
Königsgraben  
(Foto: MIETZ 2005)



Die Paralleluntersuchungen lieferten folgende Messergebnisse (Tabelle 4-8).

Tabelle 4-8: Messergebnisse der Freilandexperimente an Nuthe, Nieplitz und Königsgraben zum 15.03.05 und 30.03.05

Gewässername	Datum	TP	Temperatur	O <sub>2</sub> -Konz.	O <sub>2</sub> -Sätt.	Leitfähigkeit
		mg/m <sup>3</sup>	°C	mg/l	%	µS/cm
Nuthe Drewitz	15.03.05	121	4,3	14,9	114	788
Nuthewiesen Drewitz	15.03.05	109	5,0	15,0	121	843
Nieplitz unterhalb Blankensee	15.03.05	57	4,7	18,1	141	712
Nieplitzwiesen unterhalb Blankensee	15.03.05	69	10,7	16,6	140	869
Königsgraben Brücke	15.03.05	107	6,0	9,4	75	600
Wiesen Königsgraben Brücke	15.03.05	40	7,1	18,9	154	499

Gewässername	Datum	TP	Temperatur	O <sub>2</sub> -Konz.	O <sub>2</sub> -Sätt.	Leitfähigkeit
		mg/m <sup>3</sup>	°C	mg/l	%	µS/cm
Nuthe Drewitz	30.03.05	88	8,8	6,2	110	778
Nuthewiesen Drewitz	30.03.05	56	9,6	5,4	90	829
Nieplitz unterhalb Blankensee	30.03.05	72	9,1	16,8	146	699
Nieplitzwiesen unterhalb Blankensee	30.03.05	199	7,0	6,3	52	1255
Königsgraben Brücke	30.03.05	196	7,9	11,9	100	587
Wiesen Königsgraben Brücke	30.03.05	112	6,2	10,7	86	789

Der Phosphorgehalt der jeweils vorgestellten Polder-externen Freilandprobenahmestellen lagen im März in einem Wertebereich zwischen 200 mg/m<sup>3</sup> und 40 mg/m<sup>3</sup>. Dabei wiesen die Wertedifferenzen zwischen den jeweiligen Beprobungsterminen einen konträren Verlauf auf. Während in der Nuthe bzw. über den Nuthewiesen innerhalb der 14 Tage eine Konzentrationsabnahme erfolgte (Abnahme -53 mg/m<sup>3</sup>), stiegen die Werte in der Nieplitz bzw. über den Nieplitzwiesen um 130 mg/m<sup>3</sup> TP an (vgl. Abbildung 4-19). Die Wertedifferenz fiel auch im Königsgraben und auf den entsprechenden Königsgrabenwiesen positiv aus. Hier erfolgte ein Konzentrationsanstieg um 89 mg/m<sup>3</sup> bzw. 72 mg/m<sup>3</sup>.



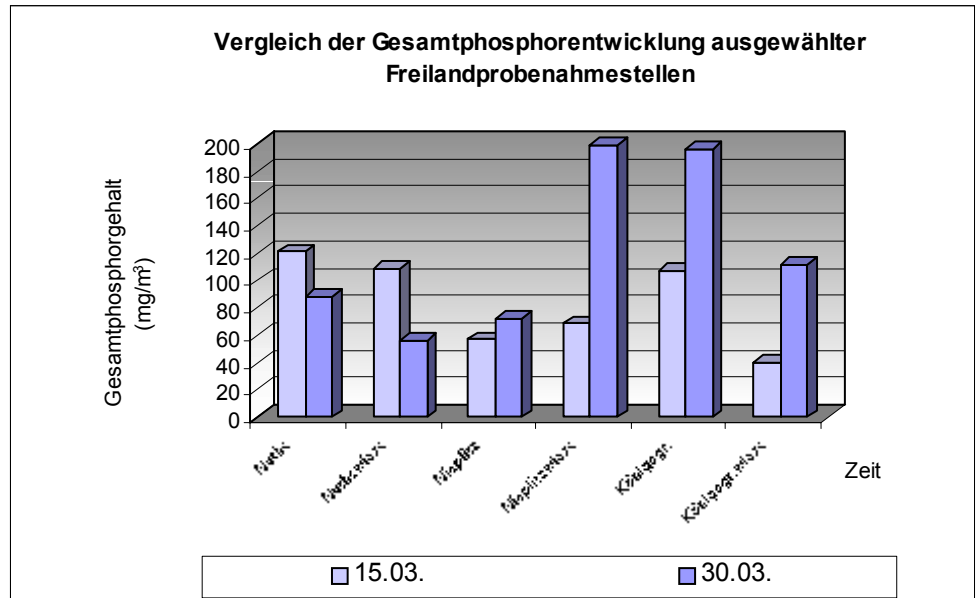


Abbildung 4-19: Gesamtphosphorgehalt ausgesuchter Freilandproben zum 15. und 30. März 2005 (Werte in mg/m<sup>3</sup>)

Für die Beprobung der ufernahen Bereiche der Überflutungsprobenahmestellen wurde die landwirtschaftliche Nutzung weitestgehend unberücksichtigt gelassen.

#### 4.6 Anteil der oberirdischen Spross und Blattmasse

Tabelle 4-9 ist der Gewichtsanteil der oberirdischen Spross und Blattmasse an der Gesamtmasse der Beprobungspedone zu entnehmen. Es wird die entsprechende Massenveränderung deutlich, die der vorherrschenden Vegetationsperiode unterlag.

Tabelle 4-9: Gewichtsverteilung der Entnahmepedone zwischen Boden und chlorophyllhaltiger Biomasse (Werte in g bzw. kg)

Name	Spätherbst		Winter		Frühjahr	
	Pedon gesamt [kg]	Anteil der Biomasse [g]	Pedon gesamt [kg]	Anteil der Biomasse [g]	Pedon gesamt [kg]	Anteil der Biomasse [g]
HP0	-	-	-	-	-	-
HP1	3,8	44,2	3,8	26,2	3,6	25,4
HP2	3,2	57,8	3,5	31,9	3,4	14,7
HP3	3,5	59,6	3,6	37,1	3,3	33,7
HP6	5,2	nur Erde	5,3	nur Erde	4,6	nur Erde
HP7	4,3	37,8	4,2	26	3,7	29
HP8	4,2	18,3	4,2	22,9	3,8	11
HP9	3,9	44,6	2,9	18	2,8	31,3

## 4.7 Bodenkundliche Auswertung

### 4.7.1 Bodentyp

Für die ausgesuchten und näher erläuterten Probenahmestellen wurde der flächenmäßige Anteil des Substrat- bzw. Bodentypes ermittelt, der mit der jeweils entnommenen Entnahmeprobe übereinstimmte. Auf diese Weise ließ sich eine Quantifizierung der potentiellen Gesamttrücklösungsprozesse eines Substrates in Bezug auf die vorhandene Gesamtfläche des jeweiligen Polders ermitteln (vgl. Tabelle 4-9). Das Ergebnis gibt einen theoretischen Wert wieder, der zur Veranschaulichung der Größenordnung möglicher Mobilisierungs- bzw. Remobilisierungsprozesse ausgesuchter Parameter auf Polderflächen dient.

### 4.7.2 Bodennutzung

Auf den Havelpoldern dominierte im Zeitraum der Beprobungen der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche an der Gesamtpolderfläche. Eine Ausnahme bildete der territorial eher geringmächtige Polder Kümmernitz, der zu 60% von Wald bedeckt war (vgl. LEHMANN & REIMANN 2005). Der Grünlandanteil fiel mit knapp zwei Dritteln an der landwirtschaftlich genutzten Fläche am größten aus (vgl. Tabelle 4-10).

Die Verteilung der landwirtschaftliche Nutzungsform bzw. die Untergliederung in die vorherrschenden Anbauprodukte im Untersuchungsgebiet der Havelpolder zeigt Abbildung 4-9. Nach LEHMANN & REIMANN (2005, S. 6) wurden über 50% der Ackerfläche durch Getreideanbau (meist Wintergetreide) genutzt. Weitere Anbauprodukte waren, bedingt durch den erhöhten Anteil der Milchviehhaltung im Untersuchungsgebiet, Silomais, Ölfrüchte und Eiweißkulturen. 5% der Fläche entfielen auf Ackerstilllegungen. Kapitel 7.5 (Seite 169) diskutiert die landwirtschaftlichen Aspekt der Flutungsszenarien.

Tabelle 4-10: Polderbezogene Verteilung der Acker- und Grünlandanteile an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Werte gerundet und in %, Daten: nach WASY 2005)

Polder	Fläche gesamt [m <sup>2</sup> ]	Fläche gesamt [ha]	Acker			Grünland [ha]
			gesamt [ha]	Mais [ha]	Getreide [ha]	
GG	24633355,2	2463,336	838,211	201	637	1507,783
Schaffhorst	17296914,2	1729,691	467,508	112	355	1173,638
Twerl	9076990,4	907,699	641,362	154	487	248,521
Warnau	7984928,5	798,493	281,820	68	214	399,240
Flöthgraben	9973244,8	997,324	223,527	54	170	671,817
Trübengraben	15199550,0	1519,955	267,544	64	203	935,234
Kümmernitz	4988641,4	498,864	41,046	10	31	143,766
Vehlgast	9931828,1	993,183	397,136	95	302	409,409

## 5. Ergebnisse der Untersuchungen im hydrologischen Sommerhalbjahr

### 5.1 Witterungsbedingungen im Untersuchungszeitraum

Im Sommerhalbjahr wurden zwei Untersuchungsszenarien realisiert. Das erste Szenario (Hochsommer) fand im Zeitraum vom 29.06.05 bis 29.07.05 statt. Das zweite Szenario (Spätsommer) wurde vom 01.09.05 bis 21.09.05 durchgeführt.

Während des Hochsommer-Szenarios betrug das Mittel der Temperatur in 2 m über dem Erdboden 18,6° C (DWD 2005). Die Minimalwerte in 2 m über dem Erdboden beliefen sich auf 11,1°C, die Maximalwerte auf 30,7 °C (DWD 2005).

Das Spätsommer-Szenario wies dagegen ein Temperaturmittel von 15,9 °C auf. Der Minimalwert in 2 m über dem Erdboden betrug 4,7 °C, der Maximalwert lag bei 29,5 °C (in 2 m über dem Erdboden).

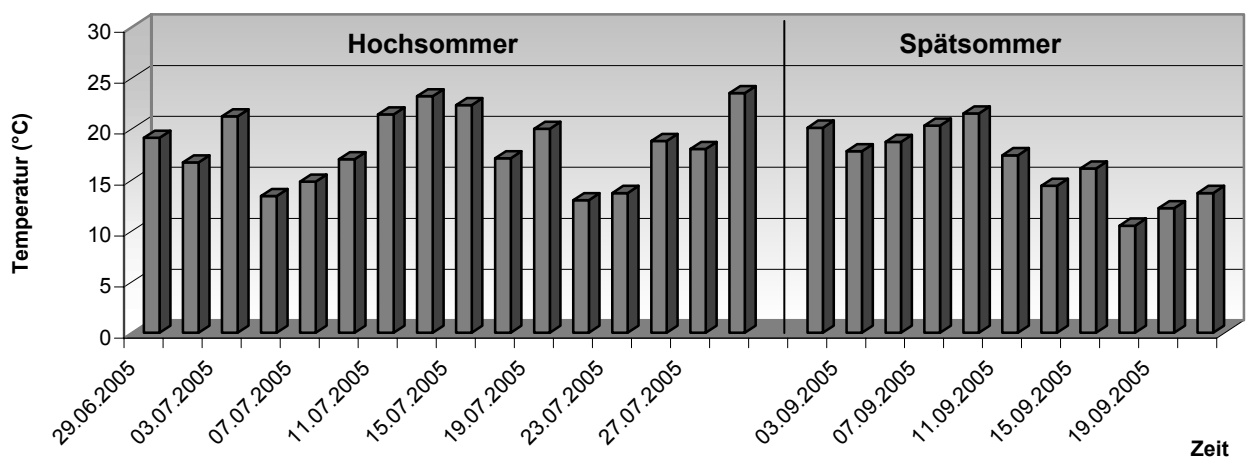


Abbildung 5-1: Tageswerte der Temperatur in 2 m über dem Erdboden (Messwerte für die Wetterstation Potsdam, DWD 2006)

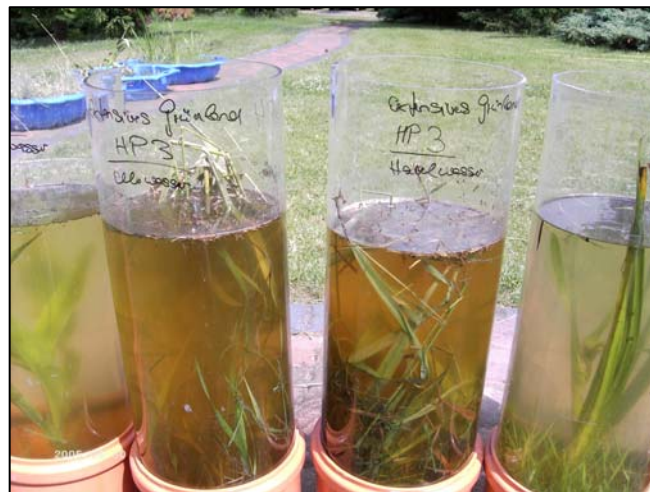
### 5.2 Färbung, Trübung und Geruchsentwicklung

Während des Hochsommerszenarios konnte bereits ab dem 2. Untersuchungstag eine leicht bräunliche Verfärbung des Überstauungswassers beobachtet werden. Spätestens ab dem 7. Untersuchungstag wurde eine graue bis schwarze Färbung sichtbar, die u.a. auf die beginnende Manganrücklösung in den Zylindern hindeutete. Von der Schwarzfärbung waren nur die Grünlandproben betroffen. Es wurde eine zunehmende Trübung und Geruchsentwicklung beobachtet, die sowohl durch sich aus dem Pedon gelöste Partikel, als auch durch Zersetzungsprozesse hervorgerufen wurden. Wie bereits während der Winterbeprobungen bildete sich auf der Wasseroberfläche eine Kahlhaut aus.

Eine ähnliche Situation wurde auch während des Spätsommerszenarios angetroffen.



**Abbildung 5-2: Färbung  
am 2. Untersuchungstag  
(Foto: IaG 2005 )**



**Abbildung 5-3: Färbung  
am 7. Untersuchungstag  
(Foto: IaG 2005)**

## 5.3 Limnochemie

### 5.3.1 Phosphor

#### 5.3.1.1 Gesamtphosphorentwicklung

Die Entwicklung der Phosphorgehalte der Nullproben verlief während beider Sommerszenarien ähnlich. Das Havelwasser wies dabei zumeist höhere Phosphorwerte als das Elbewasser auf. Der maximale Phosphorgehalt betrug  $258 \text{ mg/m}^3$  und wurde in den ersten fünf Tagen des Versuches gemessen. Das Konzentrationsminimum lag bei  $48 \text{ mg/m}^3$ . Im September lagen die Werte durchschnittlich um  $40 \text{ mg/m}^3$  im Havelwasser sowie um  $20 \text{ mg/m}^3$  im Elbewasser höher als im Juni zum Zeitpunkt des Hochsommerszenarios.

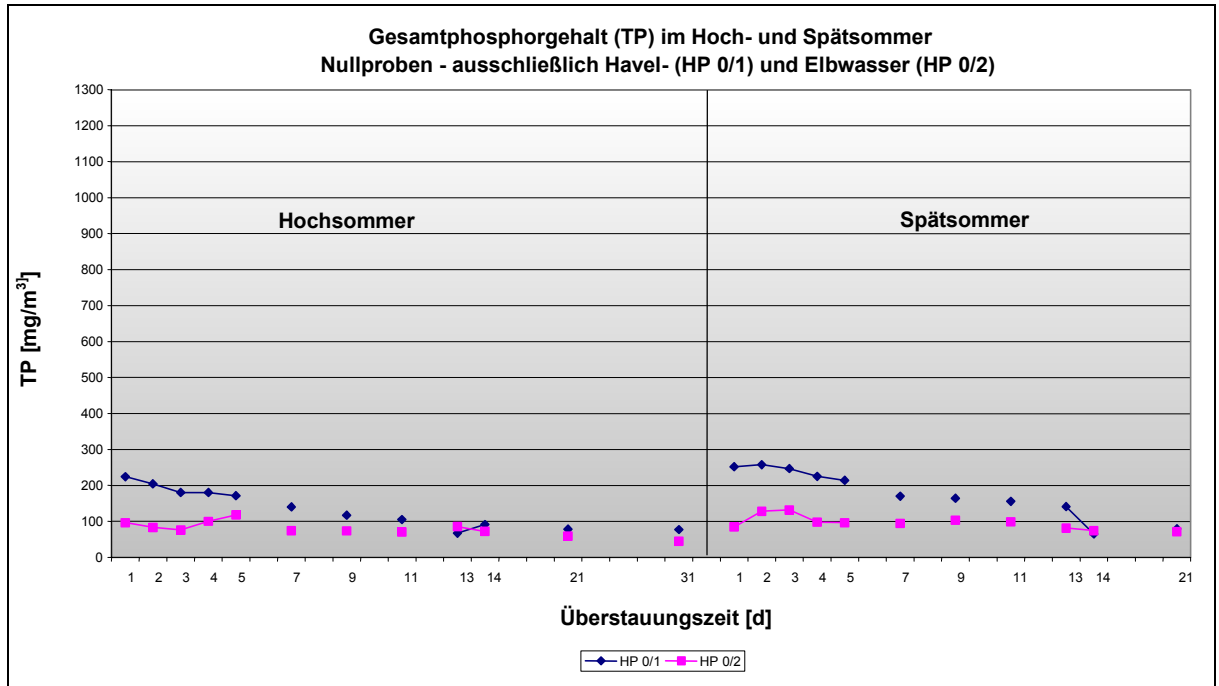
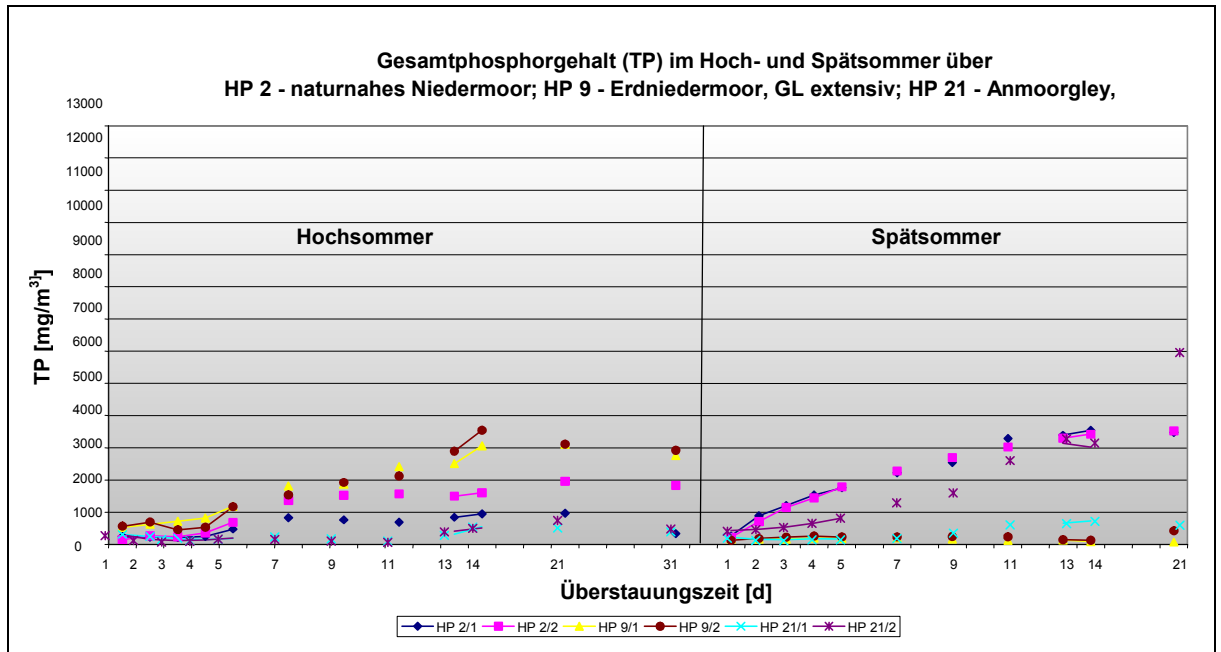


Abbildung 5-4: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes von Havel- (HP 0/1) und Elbwasser (HP 0/2)

#### **Klasse 1: Humus- und feinmaterialreiche Pedone unter Grünlandnutzung**

Die TP-Konzentrationen betragen im Hochsommer nach einem Tag Überstaudauer 150 - 570 mg/m<sup>3</sup> und lagen damit über den Werten der entsprechenden Nullproben. Die TP-Werte der HP 9-Überstauwässer stiegen in dieser Klasse am schnellsten und erreichten die Maximalkonzentration nach 14 Tagen mit 3.060 mg/m<sup>3</sup> (HP 9/1) bzw. 3.540 mg/m<sup>3</sup> (HP 9/2). Deutliche P-Konzentrationsunterschiede zwischen Havel- und Elbewasser wurden (bis auf jene am 13. und 14. Tag über der HP 9-Probe) nur über dem HP 2-Pedon registriert. Sie nahmen mit voranschreitender Überstauungszeit zu und betragen maximal 1.414 mg/m<sup>3</sup> (31. Tag).

Im Spätsommer betragen die Phosphorkonzentrationen nach dem ersten Überstauungstag zwischen 129 und 428 mg/m<sup>3</sup> und fielen teilweise niedriger aus als die der entsprechenden Nullproben. Die TP-Gehalte stiegen im Verlauf des Szenarios relativ kontinuierlich an und erreichten Maximalwerte von 420 bis 5.690 mg TP/m<sup>3</sup>. Wesentliche TP-Konzentrationsunterschiede zwischen Havel- und Elbwasser wurden nur in Bezug auf die HP 21 Probe registriert. Hier betragen sie nach dem ersten Überstauungstag 210 mg TP/m<sup>3</sup> und stiegen im Laufe des Spätsommerszenarios bis auf 2.860 mg TP/m<sup>3</sup> an.



**Abbildung 5-5: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinmaterialreichen Pedonen, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen**

**Klasse 2: Humus- und feinmaterialärmere Pedone unter Grünlandnutzung**

In dieser Klasse wurden im Hochsommer die höchsten Phosphorkonzentrationen und die rasantesten Phosphorzunahmen festgestellt. Letztere verliefen linear. Bereits am ersten Tag des Überstaus wurden Phosphorgehalte von 1.100 mg/m<sup>3</sup> bis 3.130 mg/m<sup>3</sup> registriert. Nach einer Woche stiegen die Konzentrationen auf 2.980 mg/m<sup>3</sup> bis 6.640 mg/m<sup>3</sup> an. Der Maximalwert von 12.820 mg/m<sup>3</sup> (HP 3/1) wurde nach einer Überstauungszeit von drei bis vier Wochen registriert (vgl. Abbildung 5-11).

Während die TP-Verlaufskurven der Untersuchungswässer von HP 7/1 und HP 7/2 relativ gleich verliefen, wies das Wasser über HP 3/1 (Havelwasser) zu jeder Beprobung um mindestens 2.000 mg P/m<sup>3</sup> höhere Werte, als das Wasser über HP 3/2 (Elbwasser) auf. In Bezug auf HP 18 wurden einzig während der zweiten Woche starke TP-Konzentrationsunterschiede (über 1.200 mg/m<sup>3</sup>) zwischen Elb- und Havelwasser deutlich.

Die Phosphorgehalte der Überstauungswässer fielen im Spätsommer deutlich geringer aus. Beispielsweise betrug der maximale TP-Wert von HP 3/1 im Spätsommer 2.480 mg/m<sup>3</sup>, im Hochsommer hingegen 12.820 mg/m<sup>3</sup>. HP 18-Überstauungswässer nahmen erneut eine Sonderstellung ein, da sie im Gegensatz zu anderen Überstauungswässern im September eine schnellere Konzentrationszunahme als im Juli aufwiesen.

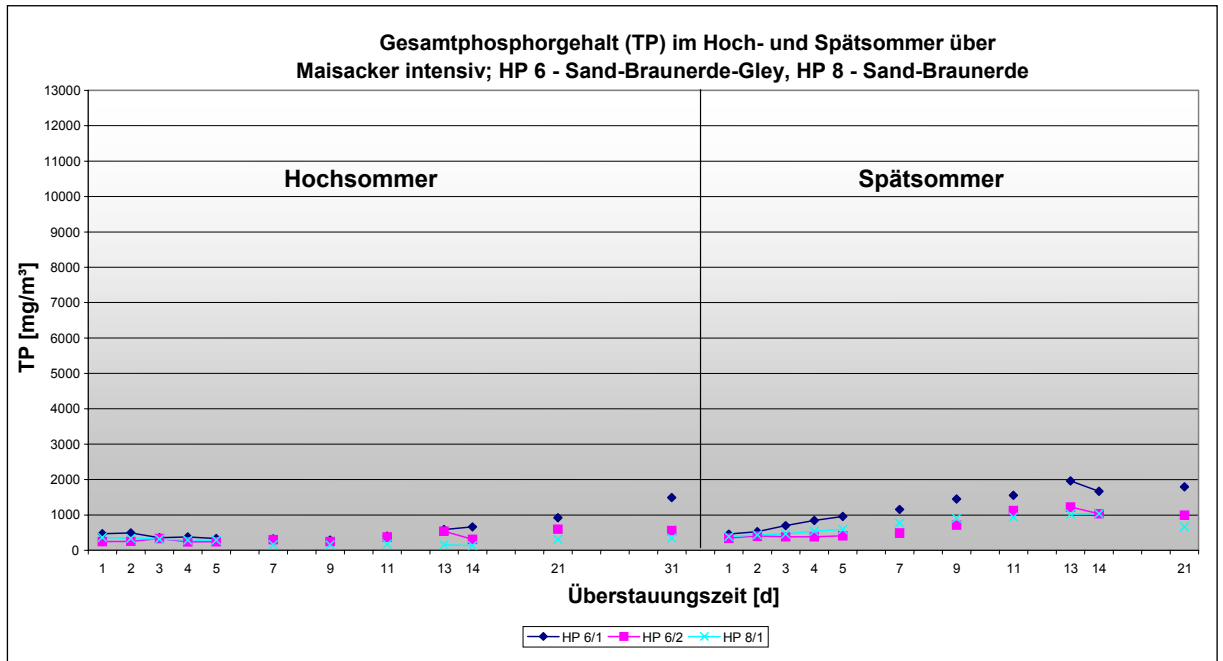
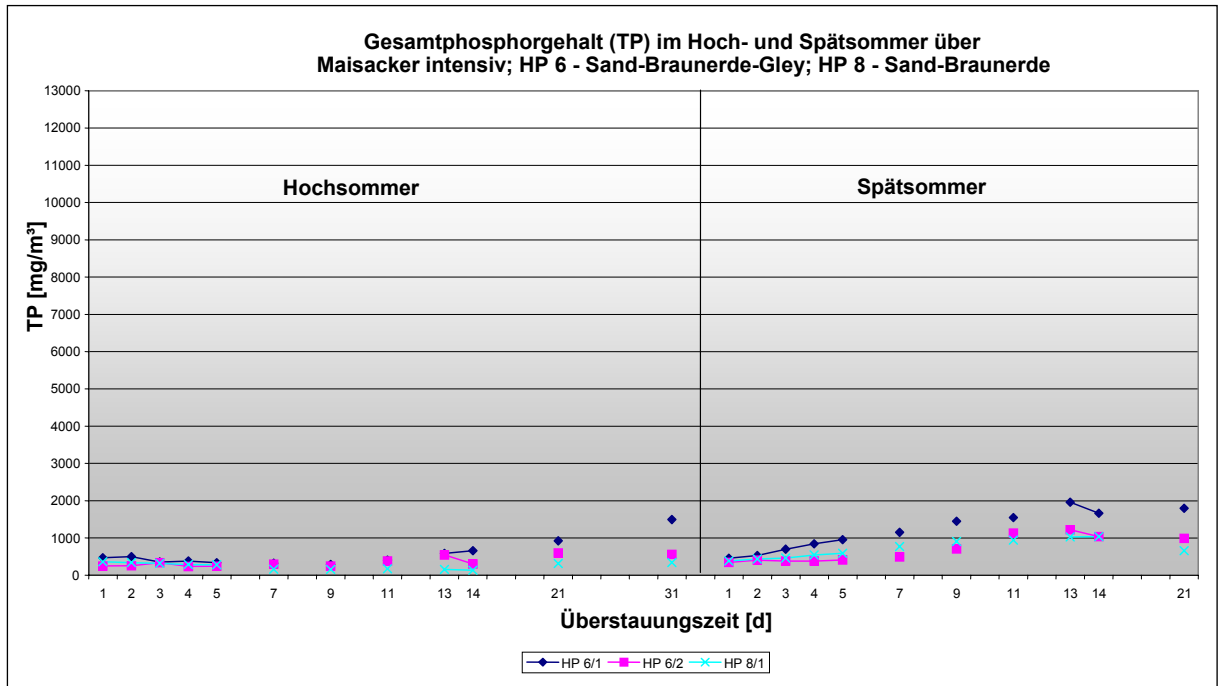


Abbildung 5-6: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen

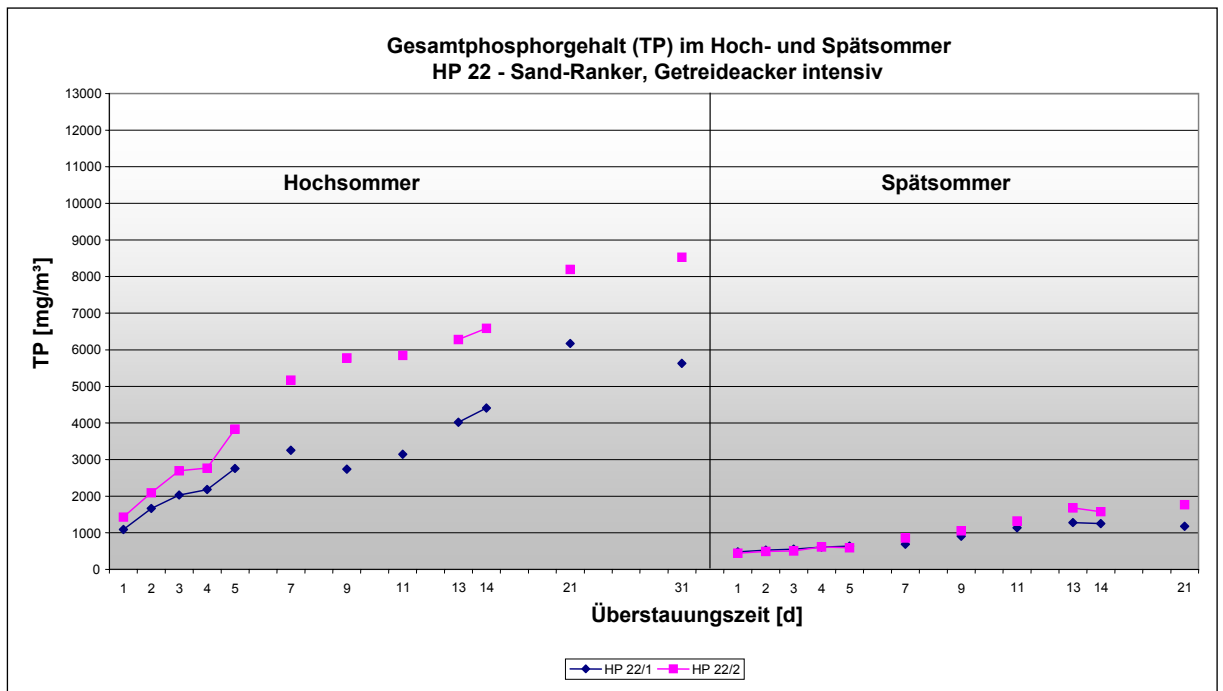
### **Klasse 3: Humus- und feinmaterialärmere Pedone unter Ackernutzung**

Während des Hochsommerszenarios wurden deutliche Unterschiede zwischen den TP-Konzentrationen der Untersuchungswässer über Mais- (HP 6/1, HP 6/2, HP 8/1) und Getreideackerpedonen (HP 22/1, HP 22/2) sichtbar. Während sich aus dem Maisackerpedon geringe Mengen an Phosphor lösten (maximal 1.490 mg/m<sup>3</sup>, in den ersten 11 Tagen bis 500 mg/m<sup>3</sup>), stieg im Überstauungswasser des Getreideackerpedons die Konzentration bis auf über 8.000 mg/m<sup>3</sup> (HP 22/2) (vgl. Abbildung 5-7 und Abbildung 5-8). Dieser Anstieg erfolgte relativ schnell, so dass bereits nach drei Tagen Werte über 2.000 mg P/m<sup>3</sup> im Wasser festgestellt werden konnten.

Bei Überstauung von Getreideackerpedonen mit Elbewasser fiel die Phosphorfreisetzung mit zunehmender Überstauungszeit größer als bei der Überstauung mit Havelwasser aus. Über Maisackerpedonen verhielt sich dieser Sachverhalt umgekehrt.



**Abbildung 5-7:** Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Maisackernutzung unterlagen



**Abbildung 5-8:** Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Getreideackernutzung unterlagen

Im Spätsommer ähnelten sich die TP-Konzentrationsentwicklungen über Mais- und Getreideacker. Die TP-Werte blieben in den ersten fünf Tagen konstant unter 600 mg/m<sup>3</sup> und verzeichneten bis zum Ende der zweiten Überstauungswoche eine relativ geringe Zunahme. Die maximalen TP-Gehalte betragen 1.030 mg/m<sup>3</sup> bzw.

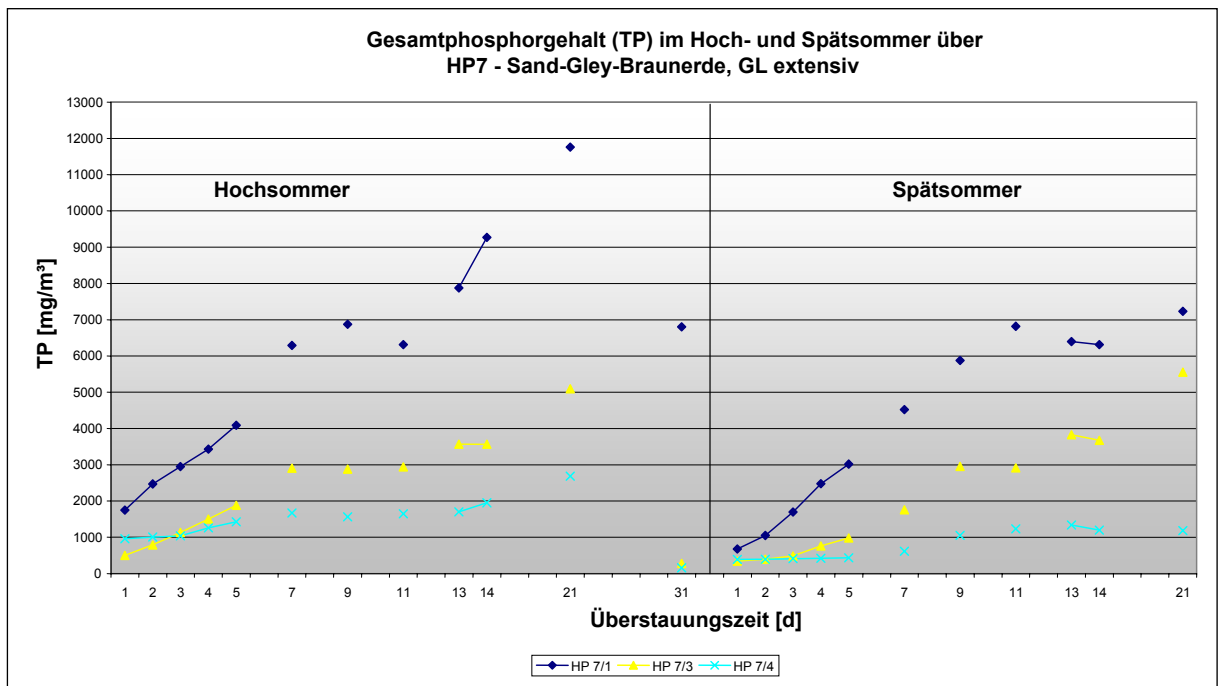


1.960 mg/m<sup>3</sup> am 13. Tag der Untersuchungen. Eine Ausnahme bildete HP 6/1, deren TP-Gehalt während der ersten 13 Tage fast kontinuierlich zunahm. Mit Voranschreiten der Überstauungszeit divergierten die P-Konzentrationen von Elbe- und Havelwasser (über gleichen Ackerpedonen) zunehmend.

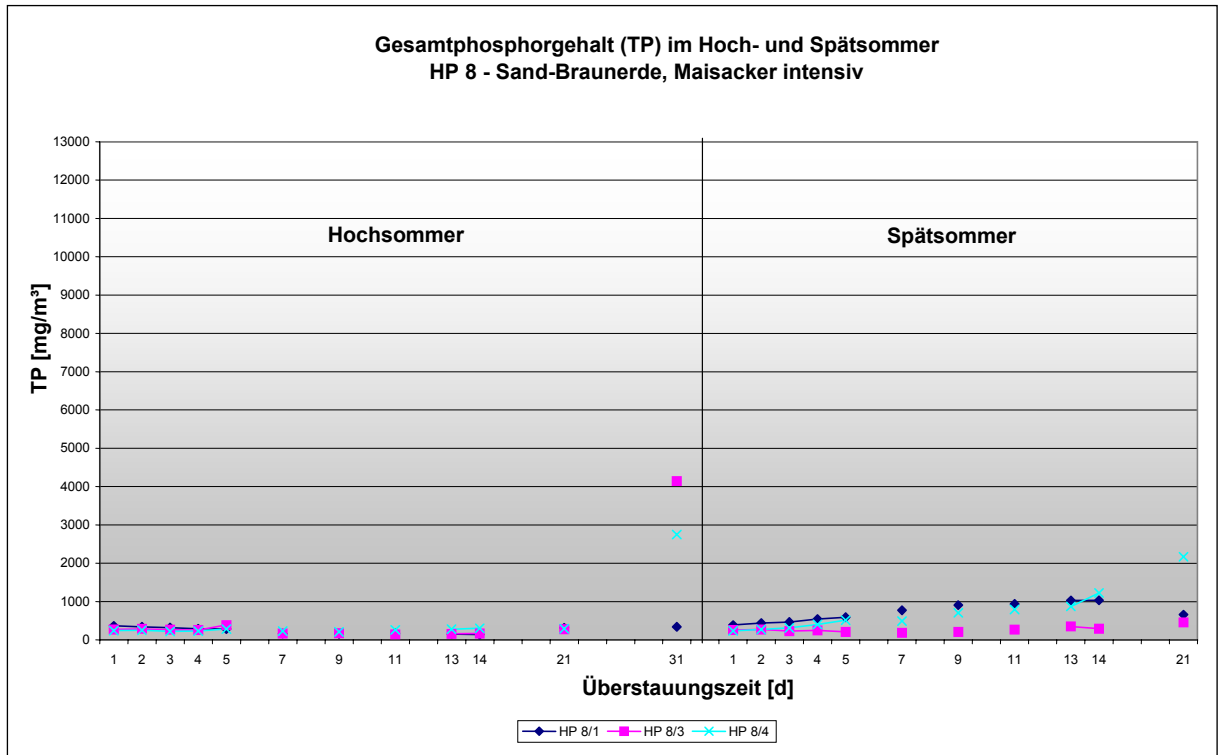
**Vergleich der P-Rücklösung aus (Komplett-) Pedon, Pedon ohne Vegetation und nur Vegetation**

Der Kurvenverlauf der Phosphorentwicklung von HP 7/3 (nur Boden) glich in seiner Dynamik dem von HP 7/4 (nur Vegetation überstaut) und HP 7/1 (Komplettpedon). Der TP-Gehalt nahm in allen Wässern innerhalb der ersten drei Wochen stetig zu. Die maximalen Werte wurden nach 21 Überstauungstagen gemessen und betragen 11.760 mg/m<sup>3</sup> (HP 7/1), 5.100 mg/m<sup>3</sup> (HP 7/3) und 2.690 mg/m<sup>3</sup> (HP 7/4). Aus der Vegetation (HP 7/4) löst sich halb so wenig Phosphor, wie aus dem Pedon ohne aufgewachsene Vegetation (HP 7/3) (vgl. Abbildung 5-9). Bis zum letzten Beprobungstermin sanken die Werte von HP 7/3 und HP 7/4 unter 300 mg TP/m<sup>3</sup> und von HP 7/1 auf 6.810 mg TP/m<sup>3</sup>. Die Summe der TP-Beträge von HP 7/3 und HP 7/4 fiel zu jedem Beprobungstermin deutlich geringer aus (bis zu 3.970 mg/m<sup>3</sup>), als die TP-Konzentration Überstauungswassers über dem Komplettpedon von HP 7/1 zum entsprechenden Zeitpunkt.

Im Spätsommer verlief die Phosphorkonzentrationsentwicklung ähnlich. Auffällig war jedoch, dass sich sowohl aus dem Komplettpedon (HP 7/1), als auch aus der Vegetation (HP 7/4) deutlich weniger Phosphor als während des Hochsommers löste. Im Falle von HP 7/1 betrug der Wert > 4.500 mg/m<sup>3</sup> bzw. bei HP 7/4 1.350 mg/m<sup>3</sup>. Ausschließlich HP 7/3 wies dem Hochsommerszenario ähnliche Werte auf. Das Maximum wurden am 21. Beprobungstag mit 1.340 mg/m<sup>3</sup> bei HP 7/4, mit 5.560 mg/l bei HP 7/3 sowie mit 7.230 mg/m<sup>3</sup> bei (HP 7/1 erreicht.



**Abbildung 5-9:** Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes der Überstauungswässer von HP 7: unterschieden nach Komplettpedon (HP 7/1), Pedon ohne Vegetation (HP 7/3) und nur Vegetation (HP 7/4)



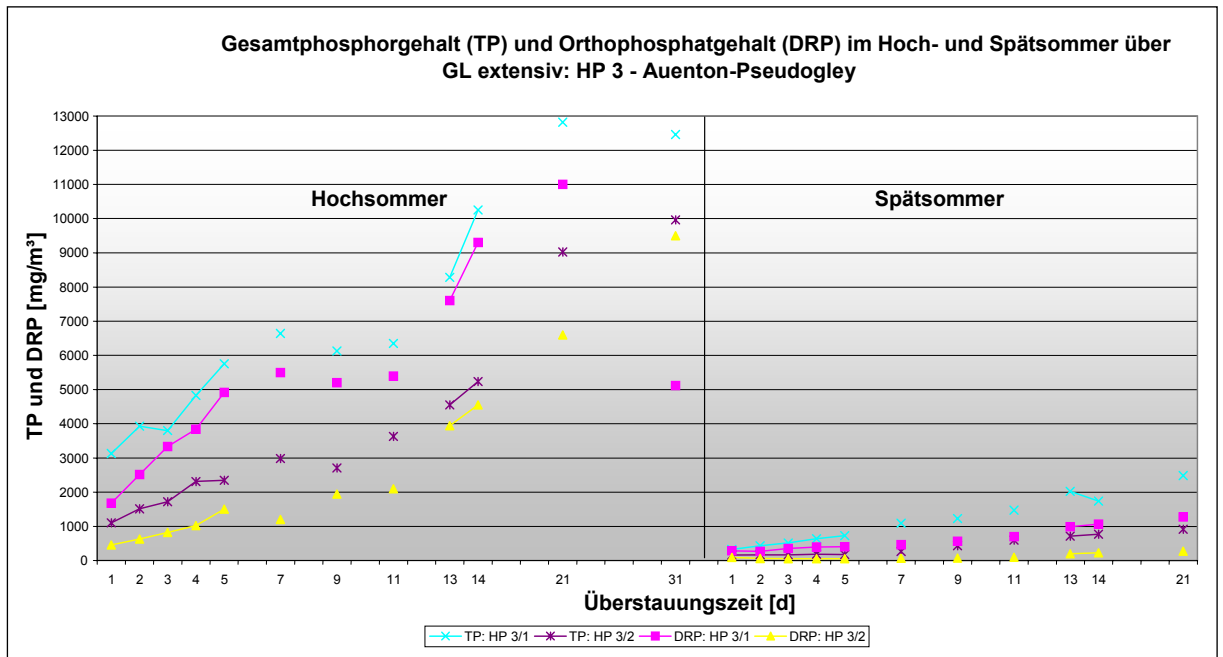
**Abbildung 5-10: Entwicklung des Gesamtposphorgehaltes der Überstauungswässer von HP 8; unterschieden nach Komplettpedon (HP 8/1), Pedon ohne Vegetation (HP 8/3) und nur Vegetation (HP 8/4)**

Während des Hochsommerszenarios variierten die Werte der HP 8-Komplett- und Teilpedone zwischen 132 und 400 mg TP/m<sup>3</sup>. Einzig am 31. Überstauungstag wurden bei HP 8/3 bzw. HP 8/4 höhere TP-Gehalte (von 2.750 mg/m<sup>3</sup> bzw. 4.150 mg/m<sup>3</sup>) gemessen. Am Ende des Monats Juli wurden über dem Komplettpedon von HP 8/1 lediglich 340 mg/m<sup>3</sup> TP registriert. Dabei handelte es sich um eine leicht rückläufige Entwicklung des Phosphorgehaltes.

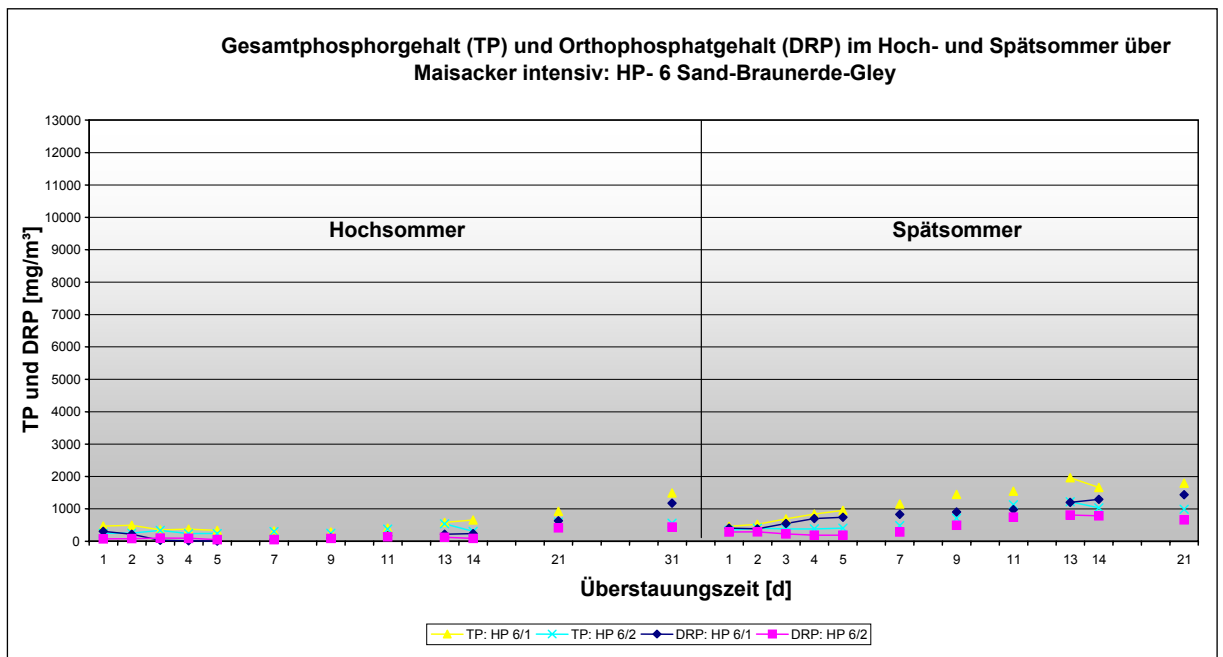
Die Entwicklung der Phosphorkonzentration über HP 8/3 (nur Boden) glich im Spätsommer jener des Hochsommerszenarios. Die Werte verliefen relativ konstant und betragen weniger als 500 mg/m<sup>3</sup>. Der Phosphorgehalt von HP 8/4 stieg jedoch im Gegensatz zum Juli über drei Wochen von 23 mg/m<sup>3</sup> auf 2.170 mg/m<sup>3</sup>. Über dem Komplettpedon HP 8/1 konnte die gleiche Entwicklung festgestellt werden. Das Phosphormaximum von ca. 1.000 mg/m<sup>3</sup> wurde nach zwei Wochen erreicht. Während der dritten Woche erfolgte eine Abnahme um 370 mg/m<sup>3</sup>.

### 5.3.1.2 Orthophosphat

Der Orthophosphatgehalt, synonym auch als SRP, DRP (gelöstes reaktives Phosphat) oder Phosphat-P-Gehalt bezeichnet, enthält hauptsächlich das freie Anion der Phosphorsäure und andere labile Phosphorverbindungen (HÜTTER 1994, KIECKBUSCH 2003). Da die Entwicklung der Orthophosphatgehalte in der Regel jener der Gesamtposphorgehalte entspricht, sind an dieser Stelle keine weiteren Ausführungen nötig.



**Abbildung 5-11:** Vergleich der Entwicklung des Gesamtphosphor- und Orthophosphatgehaltes ausgewählter Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen (Klasse 2)



**Abbildung 5-12:** Vergleich der Entwicklung des Gesamtphosphor- und Orthophosphatgehaltes ausgewählter Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Maisackernutzung unterlagen (Klasse 3)

### 5.3.1.3 Phosphorfreisetzungsrates

Während der Sommerszenarien wurde eine TP-Freisetzungsrates sowohl aus dem Überstau mit Havelwasser als auch mit Elbewasser berechnet. Da die Qualität des Überstauwassers während der Sommerszenarien keinen erkennbaren Einfluss auf die Phosphorfreisetzung hatte (vgl. Kapitel 5.3.1), wurde der Mittelwert aus den Freisetzungsrates von Havel- und Elbewasser bestimmt. Das Ergebnis wurde anschließend mit den Freisetzungsrates des hydrologischen Winters verglichen. Während von November bis April eine durchschnittliche Phosphorfreisetzungsrates von 0,08 kg TP/ha\*d berechnet wurde, betrug diese im Sommer durchschnittlich 0,92 kg TP/ha\*d.

Die TP-Freisetzungsrates des Hochsommerszenarios fiel dabei durchschnittlich um 0,47 kg TP/ha\*d höher als im Spätsommer aus. Entsprechend der Phosphorkonzentrationsentwicklung der Überstauwässer, erreichten beispielsweise die Freisetzungsrates der humusarmen Grünlandpedone mit bis zu 2,73 kg TP/ha\*d (HP 7, MW 31) die höchsten Beträge. Der Messpunkt HP 7 lag im Feld ca. 24,0 m bis 24,4 m ü. NN (DGM Polder Twerl, Universität Potsdam 2004). Dieser Standort könnte während des Elbhochwassers im August 2002 für einen Zeitraum von etwa drei Wochen (19 d) überstaut gewesen sein, da der Wasserstand an der Deichbresche Twerl (Deichöffnung durch Sprengung, Verortung siehe Karte im Anhang) vom 22.08. bis zum 09.09. über 24,4 m ü. NN betrug. Dies würde bei gleichbleibender Biomasse wie zum Spätsommerszenario und damit einer Freisetzungsrates von 1,85 kg TP/ha\*d, einer Rücklösung von 35,15 kg TP/ha entsprechen. Während eines Winterhochwassers würden auf den HP 7-Flächen hingegen nur 3,04 kg TP/ha, also weniger als 10 % der Menge des Sommerszenarios freigesetzt werden.

Die TP-Freisetzungsrates des Maisackers fielen im Vergleich mit anderen Flächen am geringsten aus. Die Werte lagen zwischen 0,01 kg P/ha\*d (HP 8) und 0,1 kg P/ha\*d (HP 6) im Hoch- bzw. zwischen 0,22 kg P/ha\*d (HP 8) und 0,32 kg P/ha\*d (HP 6) im Spätsommer. Die Höhenwerte der Ackerstandorte auf dem Polder Schafhorst (HP 6) und Twerl (HP 8) lagen zwischen 25,7 und 26,3 m ü. NN (DGM Polder Schafhorst, Universität Potsdam 2004). Während der Flutung im Jahr 2002 stieg der Wasserpegel an der Deichbresche Schafhorst für fünf Tage und an der Deichbresche Twerl für sieben Tage über 25,7 m ü. NN. Es ist also davon auszugehen, dass sich während dieser kurzen Überflutungszeit maximal 2,24 kg TP/ha (0,32 kg TP/ha\*d x 7d) aus den mit hohen Maispflanzen bewachsenen Ackerflächen lösten. Zu diskutieren bleibt, warum die Freisetzungsrates der Maisackerflächen und der HP 9-Bodenproben während der Szenarien des hydrologischen Winterhalbjahres zum Teil höher ausfielen (maximal um 0,34 kg TP/ha\*d) als während der Sommerszenarien.

Tabelle 5-1: Phosphorfreisetzungsrates auf Polderflächen

Polder	Fläche in ha	Pedon (HP) = Standort	Phosphorfreisetzungsrates in kg TP/ha*d			
			Hochsommer		Spätsommer	
			MW 14	MW 31	MW 14	MW 21
GG	2463,3	1	2,39	2,16	0,95	1,01
		2	0,30	0,36	1,04	1,14
		3	2,54	2,88	0,27	0,28
		21	0,09	0,11	0,45	0,43
Schafhorst	1729,6	6	0,10	0,09	0,32	0,35
Twerl	907,3	7	2,73	3,29	1,71	1,85
		8	0,01	< 0,01	0,22	0,26
Warnau	798,5	9	0,83	1,02	< 0,01	-0,01
		18	0,77	0,85	1,45	1,54
		22	1,77	2,04	0,34	0,37
<i>Mittelwert (MW)</i>			<i>1,15</i>	<i>1,28</i>	<i>0,68</i>	<i>0,72</i>

### 5.3.2 Stickstoffentwicklung

Der Stickstoffgehalt der Nullproben zeigte während der Sommerszenarien eine leicht abnehmende Tendenz. Das Elbewasser (HP 0/2) wies in der Regel höhere TN-Werte als das Havelwasser (HP 0/1) auf. Die Ausgangskonzentration von HP 0/1 betrug sowohl im Hochsommer- als auch im Spätsommerszenario 1,34 mg N/l. HP 0/2 wies im Hochsommer maximal 2,38 mg N/l und im Spätsommer maximal 3,32 mg N/l auf. Die Stickstoffkonzentration von HP 0/2 nahm mit voranschreitender Überstauungszeit schneller ab, als bei HP 0/1. Der Stickstoffendwert von HP 0/2 betrug 0,78 mg/l im Juli und 2,07 mg/l im September. Die Stickstoffkonzentrationen des Havelwassers lagen im Hochsommer bei 1,20 mg/l und im Spätsommer bei 1,04 mg/l. Vom 13. zum 14. Tag wurde in HP 0/2 (während beider Szenarien) und in HP 0/1 (während des Spätsommers) eine Konzentrationszunahme von maximal 0,48 mg/l festgestellt.

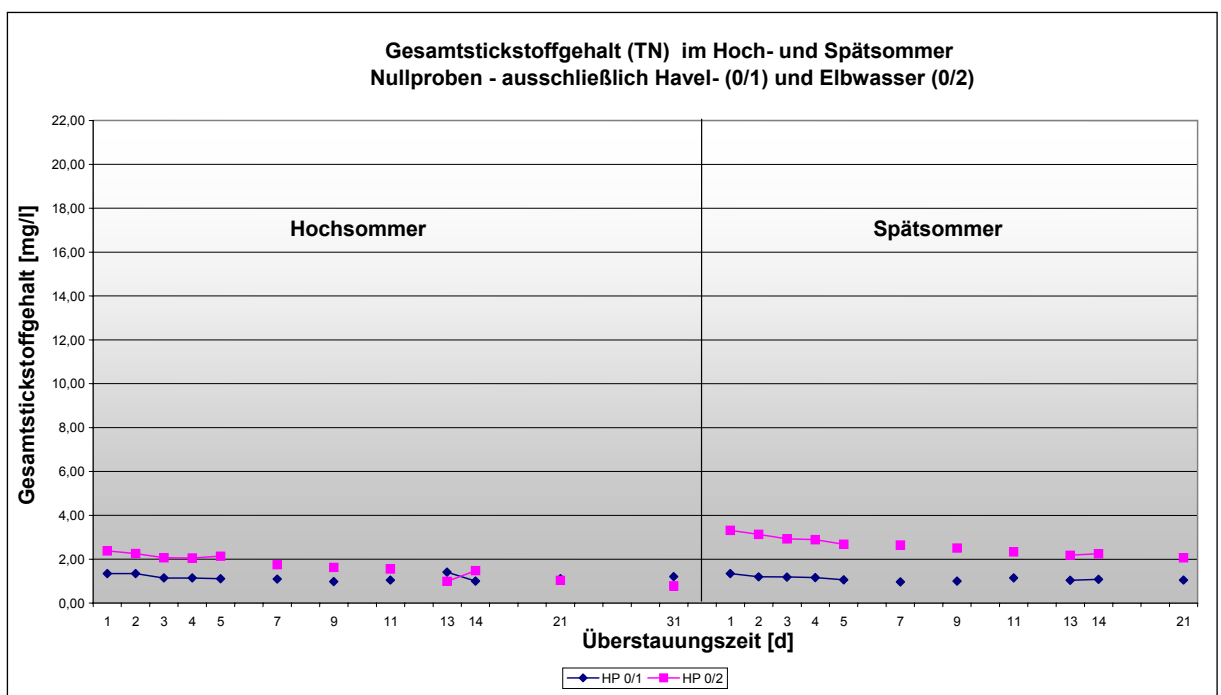
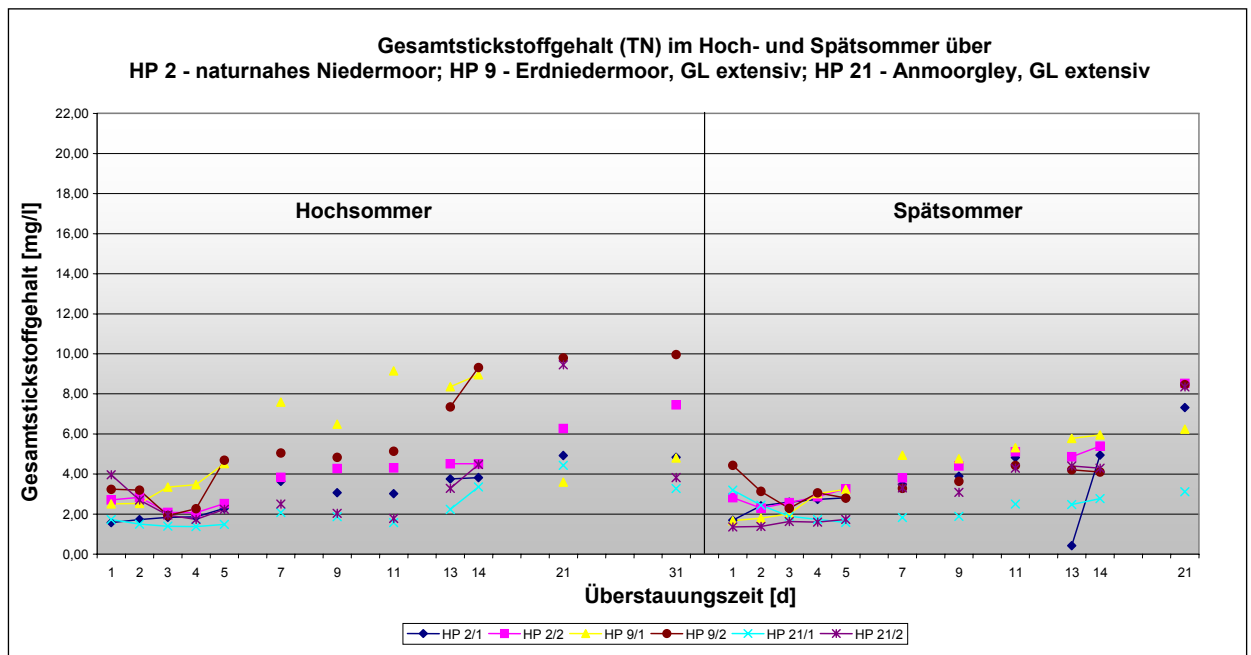


Abbildung 5-13: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes von Havel- (HP 0/1) und Elbwasser (HP 0/2) ohne Pedoneinfluss (Nullproben)

#### **Klasse 1: Humus- und feinmaterialreiche Pedone unter Grünlandnutzung**

Der Stickstoffgehalt nahm im Hochsommer über den meisten Pedonen dieser Klasse mit voranschreitender Überstauungszeit zu. In den Havelwässern wurden (über gleichen Pedonen) geringere N-Konzentrationen als in Elbewässern registriert. Die Konzentrationen der HP 9-Wässer bildeten die Ausnahme (siehe Abbildung 5-14). Insgesamt reichten die N-Werte von 1,57 mg/l (HP 2/1) bis 9,97 mg/l (HP 9/2). Die HP .../2-Wässer verzeichneten in den ersten drei bis vier Tagen einen Stickstoffverlust, die HP .../1-Wässer hingegen einen N-Konzentrationszuwachs. Mit Ausnahme der HP 9-Wässer glichen sich die Konzentrationskurven der Überstauungswässer gleicher Probenahmestellen.

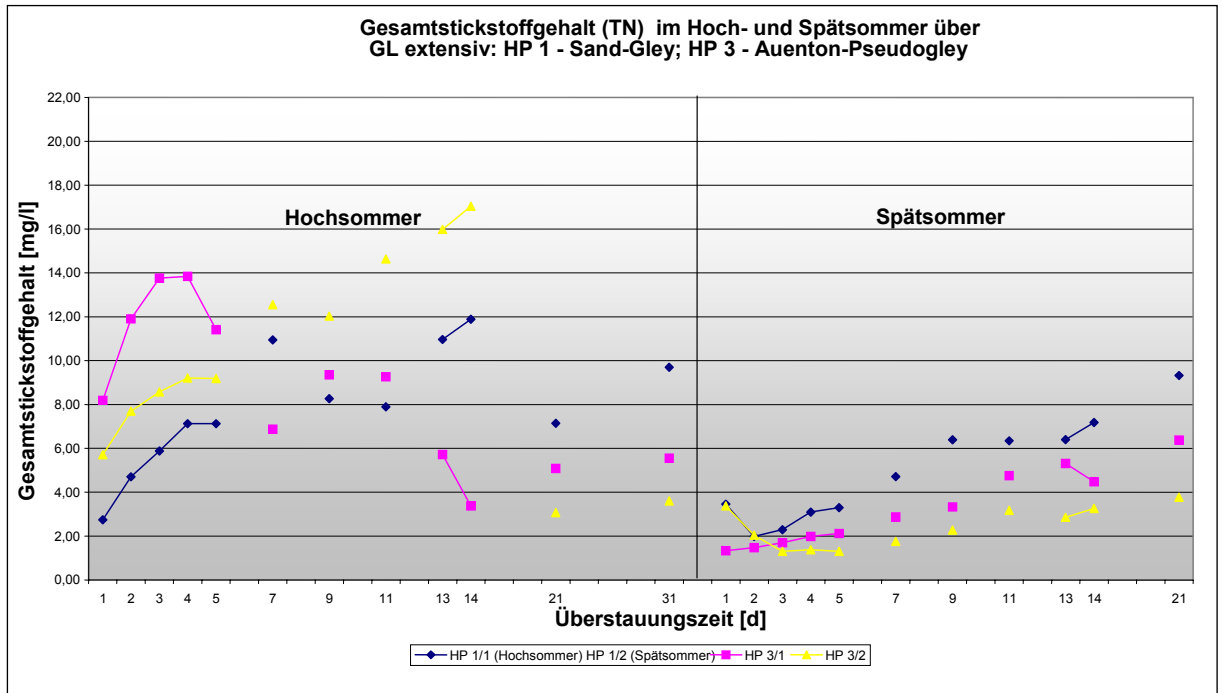


**Abbildung 5-14:** Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinmaterialreichen Pedonen, die im Feld der Grünlandnutzung unterliegen

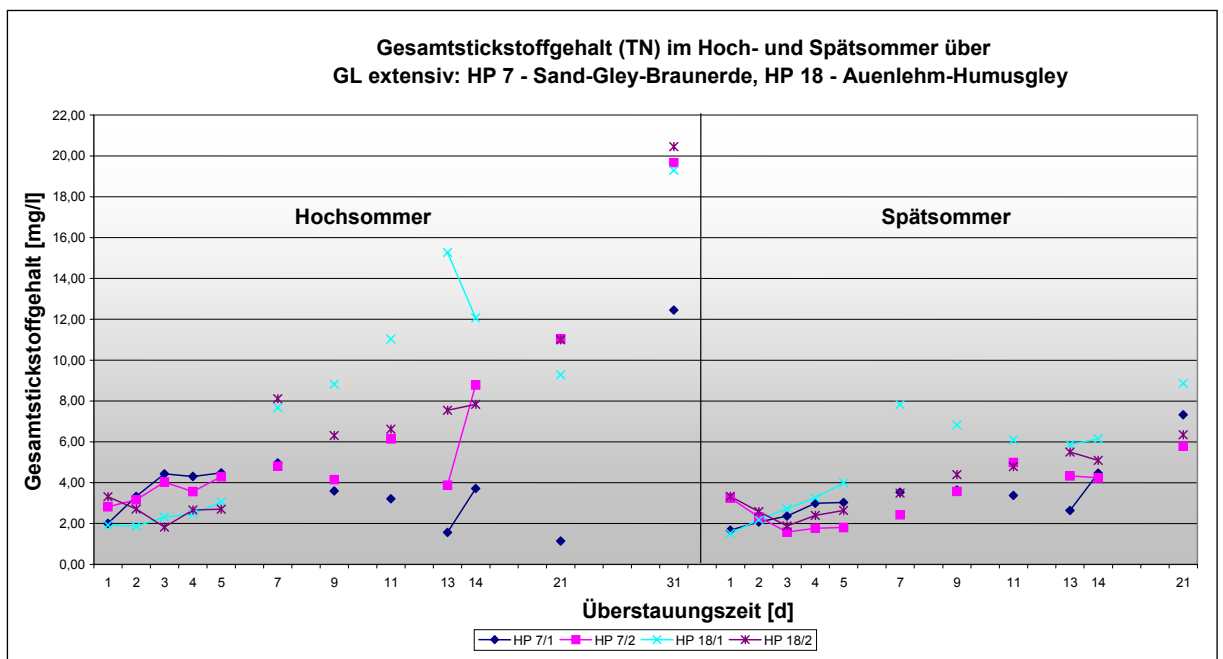
Im Gegensatz zum Hochsommer traten während des Spätsommerszenarios geringere Konzentrationsunterschiede zwischen den Stauwässern auf. Die N-Zunahme verlief nahezu linear. Die Konzentrationswerte reichten von 1,36 mg/l (HP 21/2, erster Tag) bis 8,52 mg/l (HP 2/2, letzter Tag). Nur über HP 2/2-, 9/2- und 21/1-Pedonen wurden zum Teil rückläufige N-Konzentrationen registriert.

**Klasse 2: Humus- und feinmaterialärmere Pedone unter Grünlandnutzung**

Im Hochsommer waren die humusarmen Grünlandpedone durch weitaus größeren N-Schwankungen geprägt. Bereits nach einem Untersuchungstag wurden N-Konzentrationen von bis zu 8,19 mg/l über HP 3/1 festgestellt (vgl. Abbildung 5-15). Die Werte stiegen bis maximal 13,84 mg/l (fünfter Tag) an und sanken anschließend innerhalb von zwei Tagen unter 7 mg/l. Am Ende des Szenarios wurden ca. 6 mg N/l festgestellt. HP 3/2 wies eine relativ lineare Stickstoffzunahme von 5,71 mg/l am ersten Tag auf 17,04 mg/l am 14. Tag auf. Am Ende des Szenarios wurden jedoch weniger als 4 mg N/l im Wasser registriert. Die verbleibenden Überstauungswässer wiesen Startwerte zwischen 1,92 und 3,32 mg N/l auf (siehe auch Abbildung 5-15 und 5.16). Die Maximalkonzentrationen reichten von 12,45 mg/l (HP 7/1) bis 20,45 mg/l (HP 18/2).



**Abbildung 5-15:** Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen



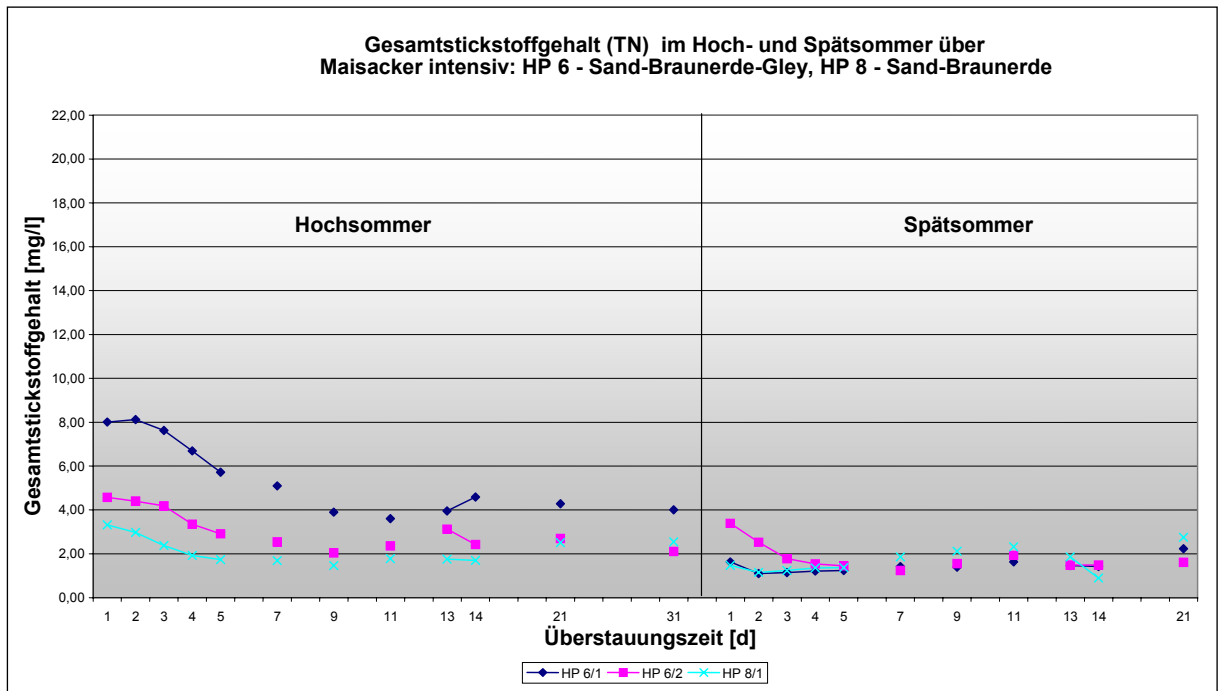
**Abbildung 5-16:** Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen

Im Spätsommer betragen die N-Werte von 1,33 mg/l (HP 3/1) bis 9,32 mg/l (HP1/2). In den ersten drei Untersuchungstagen kam es, ähnlich wie über humusreichen Grünlandpedonen, zu einer N-Konzentrationsabnahme in den Elbewässern. Bei HP 3/2 wurden hier die größten Stickstoffverluste von 2,08 mg/l registriert.



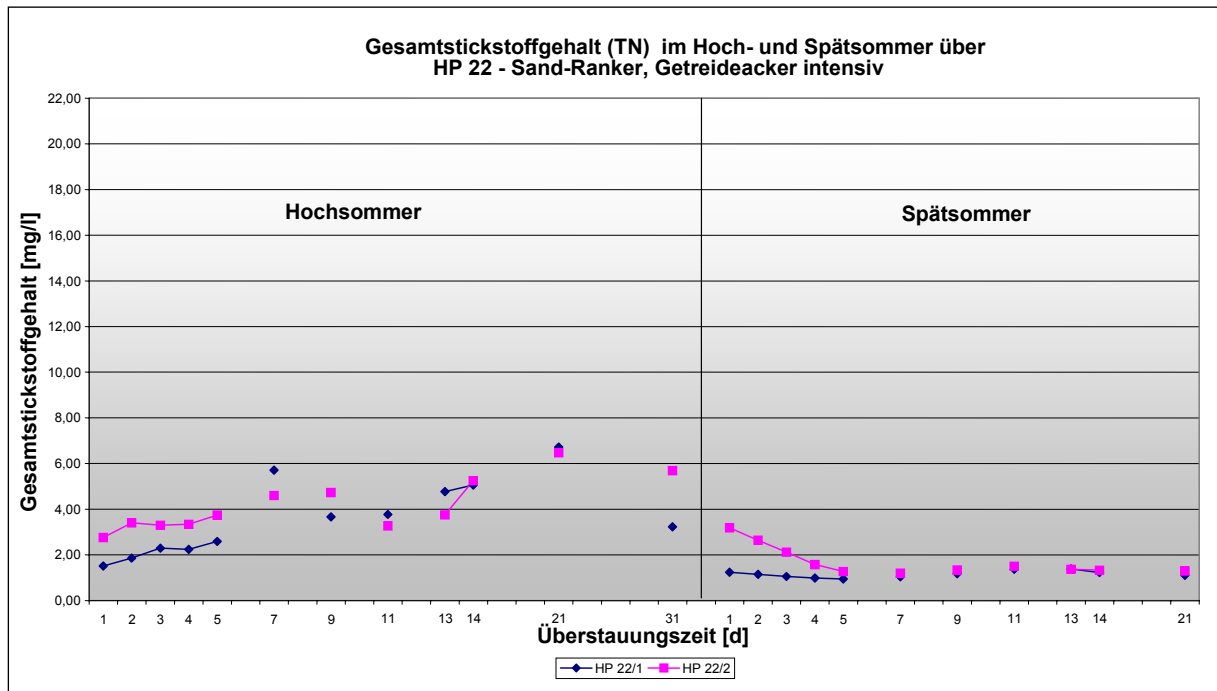
**Klasse 3: Humus- und feinmaterialärmere Pedone unter Ackernutzung**

Während die Überstauungswässer über Maisacker zum Hochsommer N-Verluste verzeichneten, wurden über Getreidepedonen steigende Stickstoffkonzentrationen registriert. Auffällig waren mit 3,32 mg N/l bei HP 8/1 und 8,01 mg N/l bei HP 6/1 die hohen N-Beträge der Maisackerüberstauungswässer nach dem ersten Tag. Ab der zweiten Woche blieben die Werte nahezu konstant (vgl. Abbildung 5-18). Die Wässer über den Getreidepedonen erreichten ihr Maximum (ca. 6,6 mg N/l) nach einer Überstauungszeit von drei Wochen und wiesen am Ende des Hochsommerszenarios 5,69 mg N/l (HP 22/2) bzw. 3,23 mg N/l (HP 22/1) auf (siehe Abbildung 5-18).



**Abbildung 5-17: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Maisackernutzung unterlagen**

Im Spätsommer wurde innerhalb der ersten drei bzw. fünf Überstauungstage in den Elbewässern (HP .../2) eine Abnahme der N-Konzentration verzeichnet. Die Maximalwerte von 3,39 mg N/l (HP 6/2) und 3,19 mg N/l (HP 22/2) wurden dem entsprechend am ersten Beprobungstag gemessen (Abbildung 4.37). In der anschließenden Überstauungszeit bleiben die N-Werte der Elbewässer konstant zwischen 1,2 mg/l und 1,9 mg/l. Das Havelwasser über dem Getreidepedon wies einen gleichbleibenden N-Gehalt von ca. 1 mg/l auf. Die N-Konzentrationen der Havelwässer über den Maisackerpedonen betragen zwischen 0,89 mg/l und 2,75 mg/l.



**Abbildung 5-18:** Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstauwässer humus- und feinmaterialärmerer Pedone, die im Feld der Getreideackernutzung unterlagen

**Vergleich der Stickstoffkonzentrationen über Komplettpedon, Pedon ohne aufgewachsene Vegetation und ausschließlich Vegetation**

Ab der zweiten Woche entwickelten sich die N-Konzentrationen im Hochsommer von Komplett- und Teilpedonen gegenläufig. So wurden beispielsweise über HP 7/1 am 21. Tag ca. 7,6 mg/l weniger Stickstoff über dem Komplettpedon als über den Teilpedonen von HP 7/3 und HP 7/4 gemessen (vgl. Abbildung 5-19).

Im Spätsommerszenario ähnelte sich die N-Verlaufskurve der einzelnen HP 7-Überstauungswässer. Dabei wurde eine fast stetige N-Zunahme deutlich. Die Werte reichten von 1,14 mg N/l (HP 7/3, zweiter Tag) bis 7,32 mg N/l (HP 7/1, letzter Tag). In der Regel galt für das Spätsommerszenario:  $C_N, HP 7/1 > C_N, HP 7/3 > C_N, HP 7/4$  und  $C_N, HP 7/3 + C_N, HP 7/4 > C_N, HP 7/1$ .

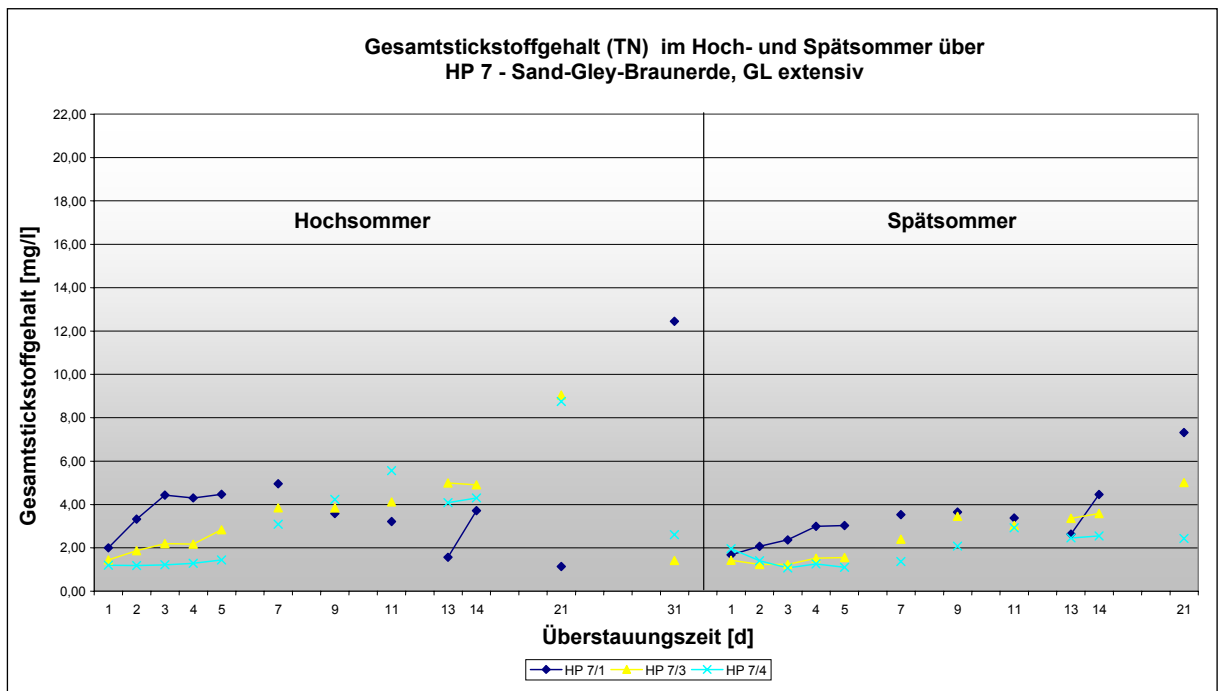


Abbildung 5-19: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstaunungswässer von HP 7; unterschieden nach Komplettpedon (HP 7/1), Pedon ohne Vegetation (HP 7/3) und ausschließlich Vegetation (HP 7/4)

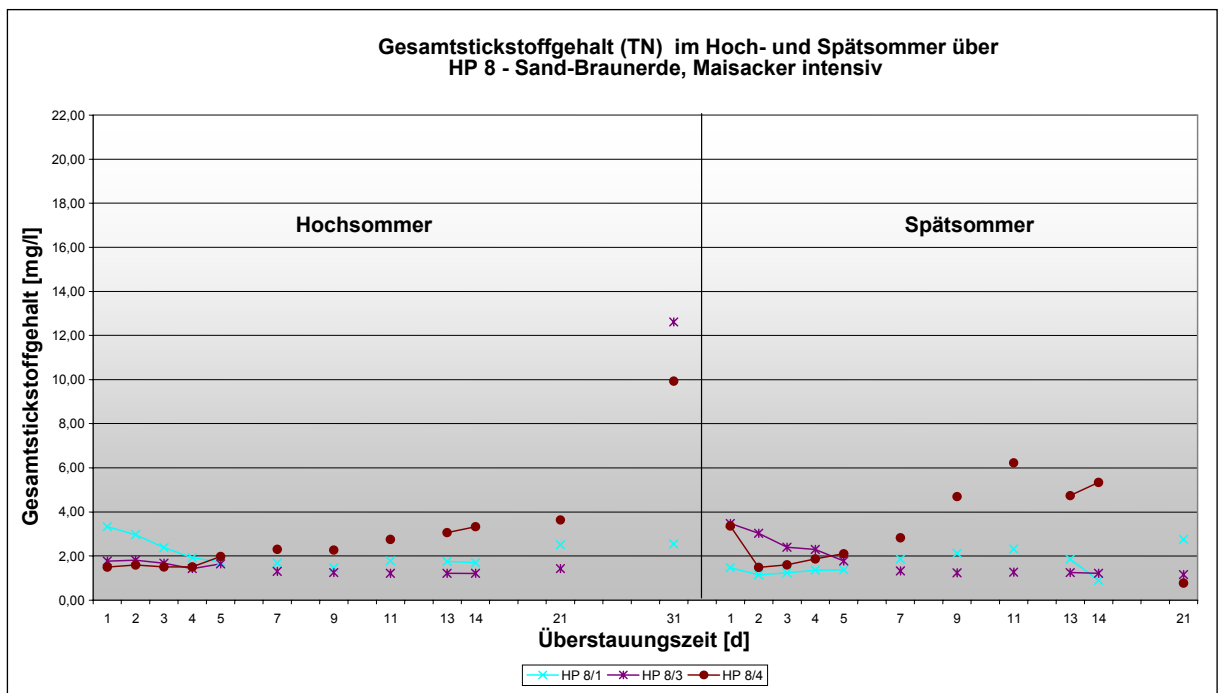


Abbildung 5-20: Entwicklung des Gesamtstickstoffgehaltes der Überstaunungswässer von HP 8; unterschieden nach Komplettpedon (HP 8/1), Pedon ohne Vegetation (HP 8/3) und ausschließlich Vegetation (HP 8/4)

Während die Stickstoffkonzentration über HP 8/3 (Pedon ohne Vegetation) wie auch über HP 8/1 (Komplettpedon) relativ konstant blieb, nahm sie über HP 8/4 (nur Vegetation) nahezu linear von 1,49 mg/l bis 10 mg/l zu (vgl. Abbildung 5-20).

Einzige Ausnahme bildete HP 8/3 nach der vierten Überstauungswoche. Hier wurde ein Stickstoffzuwachs von 1,43 mg/l auf 12,61 mg/l verzeichnet.

Auch während des Spätsommerszenarios waren bei überstauten Maispflanzen (HP 8/4) steigende Stickstoffgehalte charakteristisch. Der Anstieg erfolgte dabei schneller. Das N-Maximum wurde mit 6,23 mg/l (HP 8/4) am 11. Tag registriert. Die N-Konzentrationen der verbleibenden beiden Überstauwässer ähnelten den Werten des Hochsommerszenarios.

### 5.3.3 Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoffentwicklung

Die Nitratstickstoffkonzentrationen der Überstauungswässer nahmen grundsätzlich ab. Zumeist konnte schon nach der ersten Überstauungswoche kein  $\text{NO}_3\text{-N}$  mehr festgestellt werden. Höchstwerte von bis zu 2,48 mg/l (HP 9/2, Spätsommer) traten dementsprechend bereits am ersten Überstauungstag auf. Im Gegensatz zum Spätsommer verzeichneten die Überstauungswässer der humusarmen Grünlandpedone HP 1, HP 3 und HP 7, sowie der Getreidepedone während des Hochsommers bereits zur ersten Beprobung kein Nitratstickstoff. Die Entwicklung der Nitratstickstoffkonzentrationen entsprach jener der Nullproben, wobei die Abnahme über den Pedonen deutlich schneller vonstatten ging. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in den Überstauungswässern fielen in der Regel kleiner aus, als in den Nullproben. Im Hochsommer lagen die Werte am ersten Tag in HP 0/1 bei 0,37 mg/l und in HP 0/2 bei 1,48 mg/l. Im Spätsommer betrug sie 0,22 mg/l im und 2,44 mg/l. Demzufolge fielen die N-Konzentrationen der Elbewässer (über gleichen Pedonen) immer größer aus, als über den Havelwässern. Sofern vorhanden, wiesen Nitratstickstoffkonzentrationen über Pedonen ohne Vegetation (HP .../3) immer höhere Werte, als in Proben mit ausschließlicher Vegetation (HP .../4) auf.

Die durchschnittliche Nitritstickstoffkonzentration betrug in beiden Sommer-szenarios 0,03 mg/l. Die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Gehalte der Nullproben waren kleiner als 0,04 mg/l. Oftmals wurde kein  $\text{NO}_2\text{-N}$  gemessen. Über den humusreichen Grünlandpedonen betrug die Maximalwerte bis zu 0,1 mg/l am ersten Tag. Über humusarmen Grünlandpedonen hingegen wurde oft eine zunehmende Tendenz festgestellt. Während der Nitrit-N-Gehalt über Getreidepedonen mit Werten von  $< 0,03$  mg/l in beiden Szenarios nahezu konstant blieb, reichten die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Werte in den Überstauungswässern der Maispedone im Hochsommer bis 0,23 mg/l. Im Spätsommer betrug die Höchstwerte 0,08 mg/l. Auch wurden im Spätsommer die höheren  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Werte zu 88 % in Elbewässern registriert. Für den Hochsommer waren in dieser Hinsicht keine eindeutigen Aussagen möglich. Die Teilpedone (nur Boden oder nur Vegetation) wiesen im Vergleich zu den Komplettpedonen in der Regel geringere Nitritstickstoffkonzentrationen auf.

In Bezug auf die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Überstauwässer wurde während des Hochsommers meist eine zunehmende Tendenz festgestellt. Über wenigen Grünlandpedonen (HP 7/2, 18/1, 18/2, 1/1) nahmen die Ammoniumstickstoffgehalte insbesondere nach der dritten Überstauungswoche stark zu. So stiegen die Werte im Untersuchungswasser von HP 7/2 von 0,84 mg/l am 21. Überstauungstag auf  $> 10$  mg/l am 31. Beprobungstag. Die Konzentrationen über den Ackerpedonen unterschieden sich deutlich. So wurde über Getreide ein Höchstwert von 0,27 mg/l erreicht, wogegen über dem Maisackerpedon von HP 8/1 konstant Werte  $< 0,01$  mg/l sowie über HP 6/1 Konzentrationen von bis zu 4 mg/l registriert wurden.

Im Gegensatz zu allen anderen Überstauungswässern sank über HP 6-Pedonen der Ammoniumstickstoffgehalt. Die Analyse der Überstauwässer von Teilpedonen ergab die geringsten Ammoniumstickstoffgehalte. Es wurden in der Regel Werte  $< 0,01$  mg/l festgestellt. Während des Spätsommerszenarios fielen die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte im Durchschnitt deutlich geringer als im Hochsommer aus. Der Maximalwert betrug hier 1,57 mg/l bei HP 18/1 am 7. Tag des Überstaus.

### 5.3.4 Manganentwicklung

#### 5.3.4.1 Allgemeines

Mangan ist neben Eisen das häufigste Schwermetall der Erdkruste. Es kann in Böden, die durch Staunässe geprägt sind (z.B. der Niederungsflächen in den Havelpoldern), ähnlich wie Eisen („Rasen- oder Brauneisenerz“ bzw. vgl. Kapitel 5.4.4) akkumuliert werden. Dies erfolgt vorrangig als  $Mn_3O_4$  und  $Mn(OH)_2$ , zum Teil aber auch als  $MnCO_3$  (VIETINGHOFF 2002).

Im Vergleich zu Eisen wird Mangan bei sinkenden Redoxpotentialen eher reduziert, geht damit früher in Lösung und ist insgesamt mobiler. Höhere Konzentrationen können Schwarzfärbungen des Wassers und einen metallischen Geschmack verursachen. Mangan kann ähnlich dem Eisen auch metall-organische Komplexe bilden (VIETINGHOFF 2002).

Ebenso wie beim Eisen spielen bei der Auflösung von Mangan auch Mikroorganismen sowie das durch Ihre Stoffwechsellätigkeit gebildete Carbondioxid eine ausschlaggebende Rolle. Als Reduktionsmittel wirken neben Abwasserinhalstoffen auch die weit verbreiteten Huminstoffe (UHLMANN 1988).

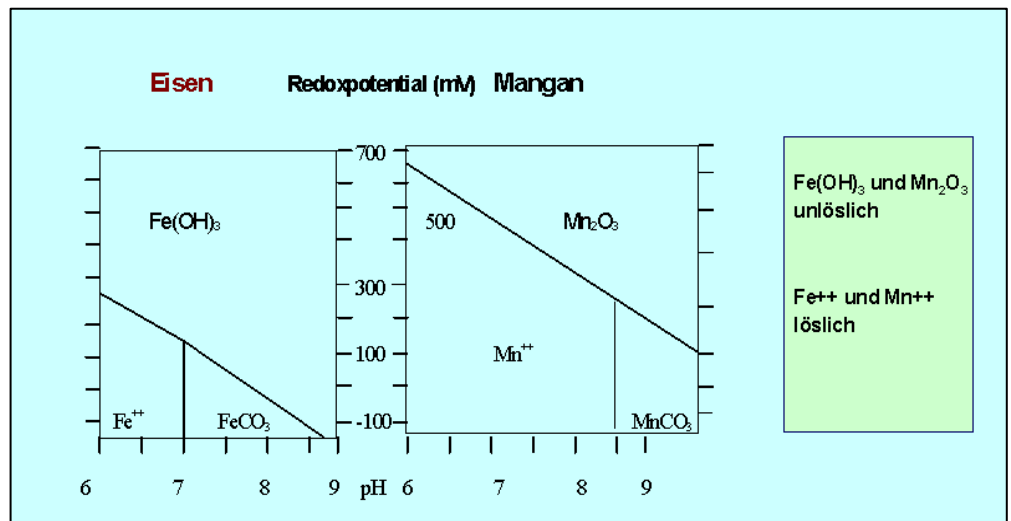
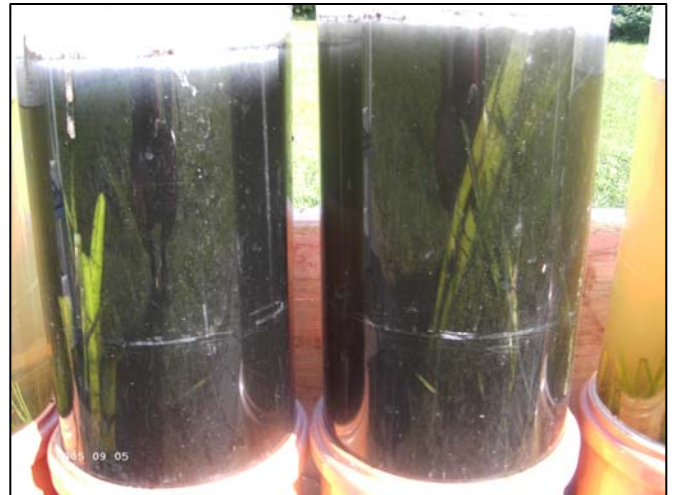


Abbildung 5-21: Stabilität von Eisen und Mangan in einem Standgewässer (Quelle: [www.waterquality.de](http://www.waterquality.de))

Mangan gehört neben Eisen, Kupfer, Molybdän und Zink zu den für Organismen lebensnotwendigen Spurenelementen, die jedoch in höheren Konzentrationen toxisch wirken können. Laut der Trinkwasserverordnung von 1990 beträgt der zulässige Grenzwert von Mangan im Trinkwasser 0,05 mg/l.

Im Rahmen des Elbehochwassers 2002 und der dadurch notwendig gewordenen Flutung der Havelniederung, kam es bei hochsommerlicher Witterung sowie aufgrund der geringen Überstaumächtigkeit, zu einem durch starke Zehrungsprozesse ausgelösten Sauerstoffmangel im Wasserkörper der überstauten Polderflächen, der Havel und aller mit ihr in Verbund stehenden Seen (vgl. Kapitel 2.). In der Folge zeigte sich eine markante Schwarzfärbung in den flachen Wasserkörpern. Ursache hierfür war unter anderem die durch mikrobielle Aktivitäten und den ungünstigen Chemismus des Wassers ausgelöste Manganrücklösung aus den überfluteten Böden.

Im Rahmen der am laG durchgeführten Szenarioversuche (vgl. Kapitel 3), zeigte sich unter Einwirkung von direkter Sonneneinstrahlung unter anderem eine verstärkte Erwärmung von schwarz gefärbten Wässern. Die registrierten Temperaturen wurden in den Morgenstunden ermittelt und konnten daher diesen Effekt nur geringfügig widerspiegeln.



**Abbildung 5-22: "Schwarzes" Wasser in den Szenario - röhren (Foto: laG 2005)**

Begründet wurde dieser Umstand mit weiteren Einfluss-

faktoren, welche die Temperatur und damit synonym die mittlere kinetische Energie der Moleküle des jeweiligen Untersuchungswassers beeinflussten. Bei direkter Sonneneinstrahlung wurden die Wasserproben mit der Energie  $E = h \cdot \nu$  bestrahlt. Infolge der Absorption dieser Energie erfolgte eine Erwärmung des Wassers.

Die Farbe des Wassers zeigte an, welche Wellenlängen und damit auch welche Energien das Wasser aufnehmen konnte. In Abhängigkeit der Wasserinhaltsstoffe natürlicher Gewässer wurden einige Wellenlängen reflektiert bzw. sogar absorbiert. Wies das Wasser eine Schwarzfärbung auf, bedeutete dies eine Absorption sämtlicher Energien der Sonne bzw. dass keinerlei Lichtreflektion auftrat. Im Gegensatz zu natürlich gefärbten Wässern nahm das Untersuchungswasser bedeutend mehr Energie des Sonnenlichtes auf, was folglich zu einer erhöhten Temperatur des Wasserkörpers führte. Die erhöhten Temperaturen wirkten sich im Anschluss direkt auf die chemisch-biologischen Stoffumwandlungsprozesse aus bzw. beschleunigten sie in Anlehnung an die van't Hoff'sche Regel (vgl. Kapitel 6.3.2.3).

Im Rahmen der Wasserbeschaffenheitsanalyse in den Szenarioröhren wurde daher neben der Analytik und Auswertung der essentiellen Pflanzennährstoffe wie z. B. Phosphor und Stickstoff (vgl. Kapitel 5.3.1 und 5.3.2), auch die Entwicklung der Mangankonzentrationen in den überstauten Proben detailliert untersucht und ausgewertet. Erkenntnisse bezüglich der Entwicklungsdynamiken von Manganrücklösungen ermöglichten eine Verbesserung der Herangehensweise zur Vermeidung von Negativentwicklungen in Stauwässern im Falle zukünftiger Hochwassersituationen.

#### 5.3.4.2 Ergebnisse

Vor der Analyse der entnommenen Wasserproben konnten zunächst folgende grundsätzliche Beobachtungen gemacht werden.

1. Eine Schwarzfärbung des Wassers in den Versuchsgefäßen erfolgte nur während des Hochsommerszenarios im Juni/Juli- und des Septemberszenarios, also im hydrologischen Sommerhalbjahr, bei entsprechenden klimatischen Witterungsbedingungen (vgl. Kapitel 4.2).

2. Im Regelfall zeigten nur die Wasserkörper der überstauten Grünländer eine Schwarzfärbung. Die überstauten Ackerproben zeigten nur in einem vereinzelt Fall der Szenarioanalysen eine Schwarzfärbung.

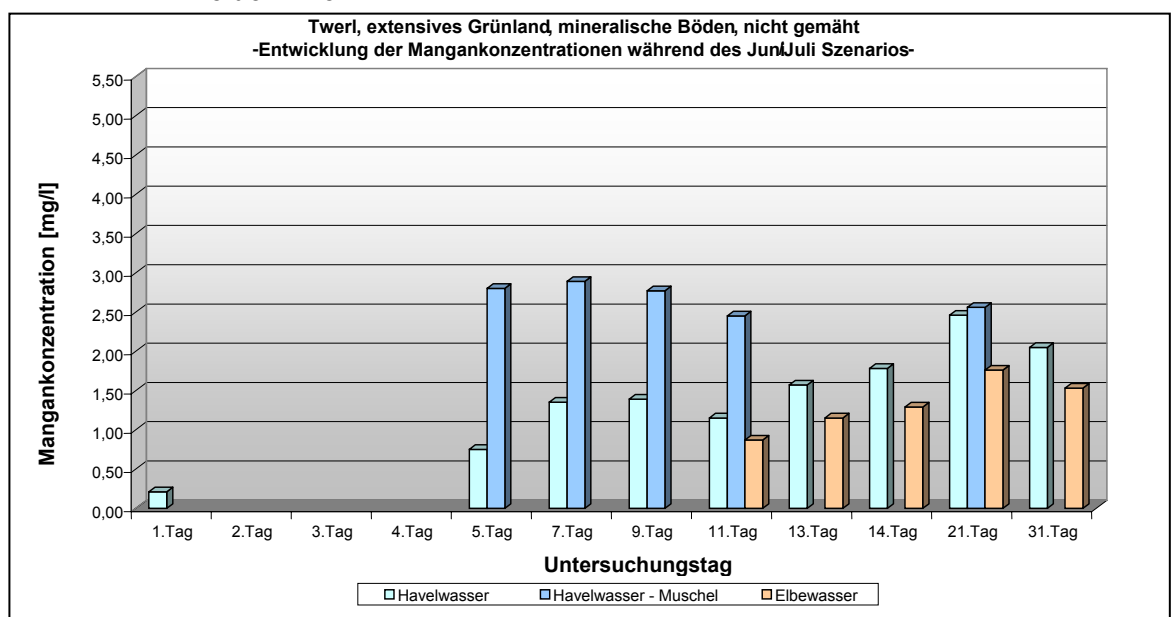
3. Die Verfärbung des Wassers setzte frühestens am 5. und spätestens am 13. Untersuchungstag ein, in der Regel aber zwischen dem 9. und 11. Untersuchungstag.

4. In den vergrößerten Untersuchungsgefäßen der Beprobungsmuscheln traten hauptsächlich schneller und deutlich höhere Konzentrationen wie in den Zylinderröhren auf. Hierbei waren die Art sowie der quantitative Anteil vor allem der Grünlandvegetation entscheidend für die Manganrücklösung.

### Hochsommerszenario (Juni/Juli)

Die Ergebnisse der Mangananalytik sind in nachfolgenden Diagrammen anhand einiger repräsentativer Standorte in den verschiedenen Poldern dargestellt und werden nachfolgend beschrieben.

#### *Polder Twerl*



**Abbildung 5-23: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Twerl im Juni/Juli 2005**

In der mit Havelwasser überstauten Grünlandprobe des Polders Twerl setzte während des Hochsommerszenarios die Schwarzfärbung des Wasserkörpers am 5. Untersuchungstag ein. Die Mangankonzentration stieg vom 1. Untersuchungstag mit 0,2 mg/l auf 0,8 mg/l an. Bis zum 21. Untersuchungstag wurde ein weiterer Anstieg der Mangankonzentration auf 2,5 mg/l nachgewiesen. Am 31. Tag fiel die Konzentration mit 2,1 mg/l etwas geringer aus.



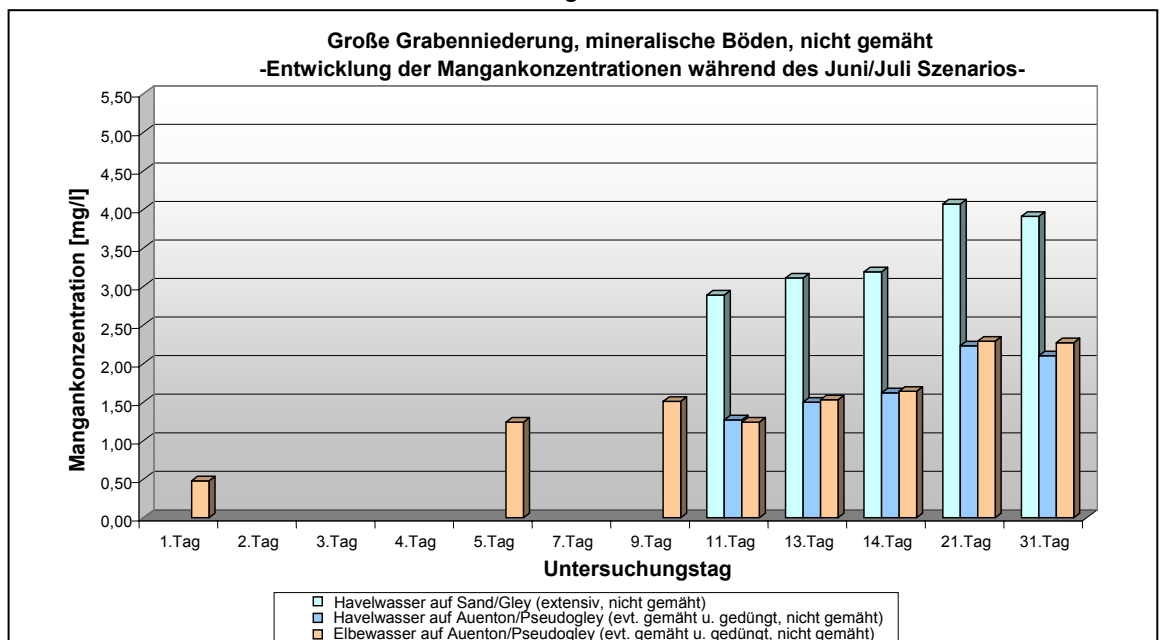
**Abbildung 5-24: Verfärbung des Wasserkörpers von HP7 am 11. Untersuchungstag (Foto: IaG 2005)**



Ähnliche Verhältnisse wurden auch in größeren Versuchsgefäßen der Muscheluntersuchungen beobachtet. Hier wurde ebenfalls am 5. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung des überstaute Wassers sichtbar. Die Mangananalyse ergab mit 2,8 mg/l eine deutlich höhere Konzentration als in der vergleichbaren Versuchsrohre. An den nachfolgenden Untersuchungstagen blieben die Mangangehalte mit Werten zwischen 2,5 und 2,9 mg/l auf einem ähnlich hohen Niveau wie am Tag der Schwarzfärbung des Wassers.

Die mit Elbewasser überstaute Grünlandprobe des Polders Twerl wies erst am 11. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung des Wasserkörpers auf. An diesem Tag wurde eine Mangankonzentration von 0,9 mg/l analysiert. Bis zum 21. Untersuchungstag wurde ein Anstieg bis auf 1,8 mg/l registriert. Danach sank die Konzentration des Mangans auf 1,5 mg/l ab. Die Werte in der mit Elbewasser überstaute Probe waren insgesamt geringer als in der vergleichbaren Probe mit Havelwasser.

### *Polder Große Grabenniederung*



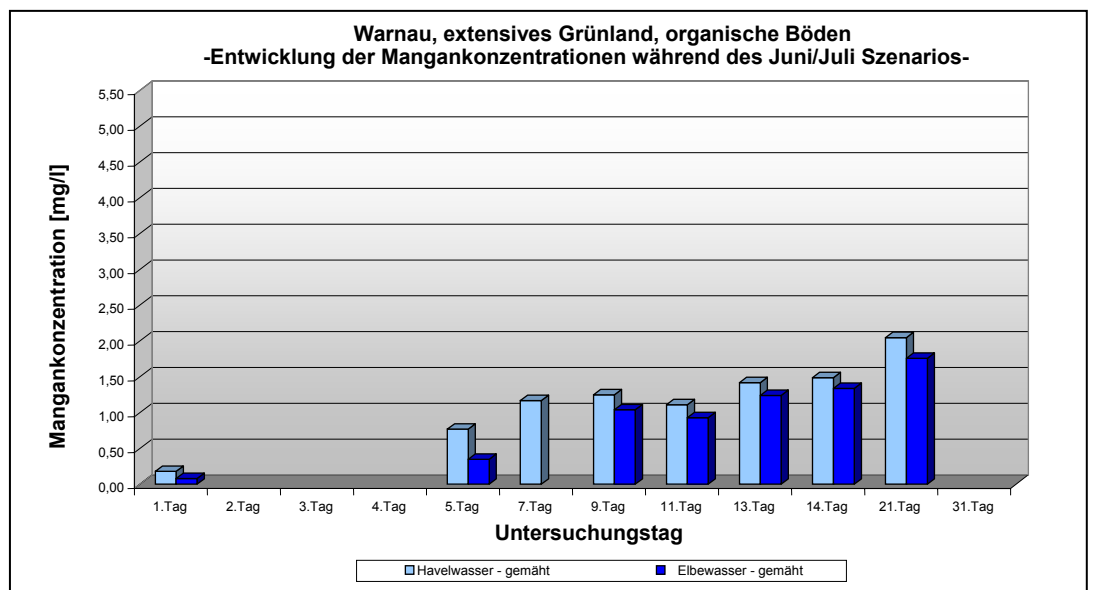
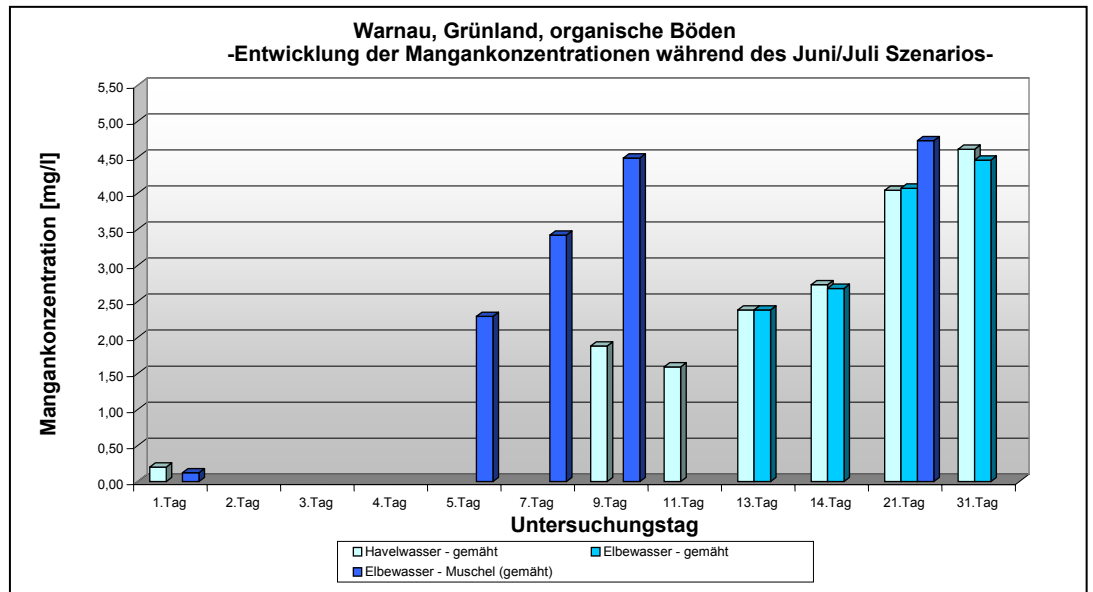
**Abbildung 5-25: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Große Grabenniederung im Juni/Juli 2005**

Die mit Elbewasser überstaute Grünlandprobe des Polders Große Grabenniederung zeigte am 5. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung des Wasserkörpers. Die Mangankonzentration stieg vom Ausgangswert am 1. Untersuchungstag mit 0,5 mg/l auf 1,2 mg/l an. Bis zum 31. Untersuchungstag wurde ein weiterer Anstieg der Mangankonzentration auf 2,3 mg/l registriert.

In den mit Havelwasser überstaute Grünlandproben des Polders Große Grabenniederung setzte die Schwarzfärbung des Wasserkörpers erst am 11. Untersuchungstag ein. Da sich hier die Havelwasserproben zuerst schwarz färbten, ergab sich im Vergleich zum Polder Twerl ein umgekehrter Trend. Auffallend hohe Mangankonzentrationen stellten sich dabei auf dem Sand/Gley-Boden ein. Hier wurde am 11. Tag ein Mangangehalt von 2,9 mg/l nachgewiesen, der bis zum 21. Untersuchungstag bis auf 4,0 mg/l weiter anstieg. Auf dem Auenton/Pseudogley-Boden entwickelten sich demgegenüber ähnliche Mangankonzentrationen wie auf der vergleichbaren, mit Elbewasser überstaute Probe.



*Polder Warnau*



**Abbildung 5-26: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Warnau im Juni/Juli 2005**

Im Polder Warnau wurden zwei vergleichbare Probenahmestellen mit Grünlandnutzung untersucht. Der Standort 1 entsprach einer trockenen Wiese, die zum Zeitpunkt der Probenahme im Juli gemäht war. Die Grünlanddecke fiel dementsprechend kurz aus. Die vor Ort ansässigen Torfe (über Auenlehm) des Erdniedermoorstandortes am Probenahmepunkt wiesen einen geringeren Zersetzungsgrad als auf dem 2. Standort auf. Hier war das Artenspektrum charakteristisch für eine naturnahe sog. Fettwiese.

In den Diagrammen wird deutlich, dass in den Wässern der Proben des ersten Standortes mit Endkonzentrationen von 4,5 bis 4,7 mg/l höhere Mangankonzentrationen nachgewiesen wurden, als in denen des Standortes 2 mit Endkonzentrationen zwischen 1,8 und 2,1 mg/l. Die Ursachen für die unterschiedliche Intensität der Manganrücklösung an den beiden Standorten konnte

jedoch nur vermutet werden. Es erwies sich als denkbar, dass aufgrund der stärkeren Zersetzung der Torfe an Standort 2 bereits ein Großteil der Manganverbindungen in tiefere Bodenschichten verlagert wurde und somit im Falle einer Überstauung weniger Mangan zur Rücklösung zur Verfügung stand. Eine weitere Ursache könnte in einer unterschiedlichen Intensität der Flächendüngung gelegen haben. Eventuell wurde die Fläche des Standortes 1 aus verschiedenen Gründen intensiver bzw. quantitativ hochwertiger gedüngt.

Zwischen den Proben eines Standortes ergaben sich trotz des unterschiedlichen Überstauungswassers mit Elbe- bzw. Havelwasser nur geringe Konzentrationsunterschiede. Die Werte der überstauten Proben des Standortes 1 stiegen kontinuierlich bis auf 4,5 mg/l im Elbewasser bzw. auf 4,6 mg/l im Havelwasser an. Am Standort 2 beliefen sich die Mangankonzentration am letzten Untersuchungstag in der mit Havelwasser überstauten Probe auf 2,1 mg/l, in der mit Elbewasser überstauten Röhre 1,8 mg/l.

Des Weiteren wird in der Abbildung 5-6 ersichtlich, dass in dem vergrößerten Versuchsgefäß der Muschel schon in den ersten Tagen nach der Schwarzfärbung des Wassers deutlich höhere Mangankonzentrationen erreicht wurden als in den vergleichbaren Röhren. Die Flächen waren zum Zeitpunkt der Probenahme im Juni 2005 gemäht. Im vorliegenden Fall hatte die Mahd jedoch kaum Einfluss auf die Intensität der Manganrücklösung.

#### *Phänologie der Muschelvegetation*

Phänologisch auffällig war im Hochsommerszenario das unterschiedliche Verhalten der Vegetation während eines längerfristigen Überstaus in den Untersuchungsmuscheln. Dabei wurde ersichtlich, dass im Vergleich z. B. zwischen HP2 und HP9, zum gleichen Zeitpunkt der Untersuchungen, eine deutlich höhere Toleranz des floralen Aufwuchses gegenüber dem Einstau der eher an langanhaltende Staunässe angepassten Vegetation des Niedermoorstandortes von HP2, als gegenüber der hauptsächlich trockenen Grünlandfläche von HP9 gegeben war (vgl. Abbildung 5-27). Dieser Umstand trat ungebunden an die Höhe der Manganendkonzentration auf.

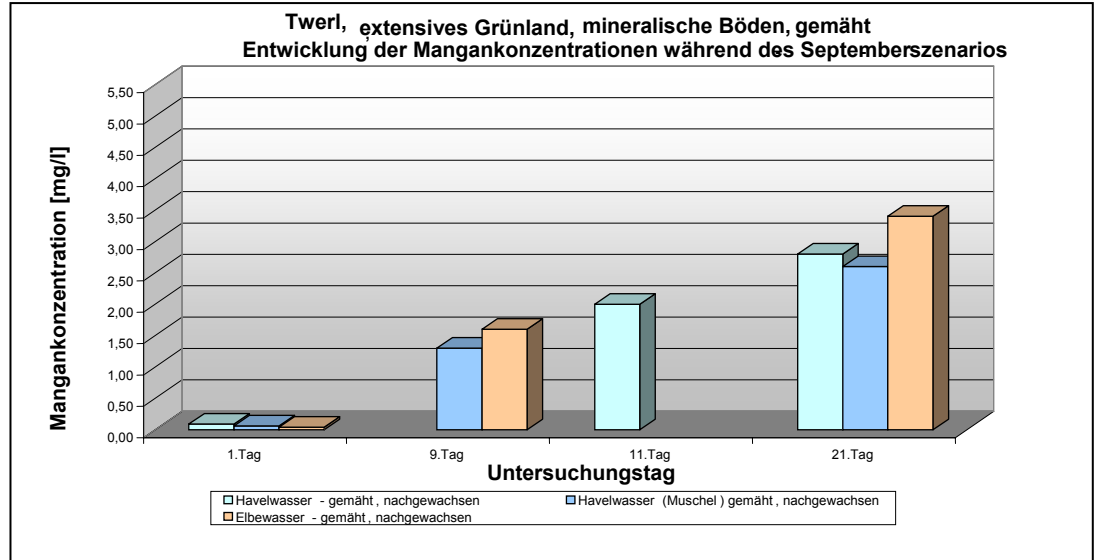


**Abbildung 5-27: Muschelproben am 30. Untersuchungstag von HP 2 (links) und HP 9 (rechts) im Hochsommerszenario (Foto: SKRADDE 2005)**

### Spätsommerszenario (September)

Die Ergebnisse der Mangananalytik sind in nachfolgenden Diagrammen anhand einiger repräsentativer Standorte in den Poldern dargestellt.

#### *Polder Twerl*



**Abbildung 5-28: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Twerl im September**

Anhand des Diagramms lässt sich eine relative gleichförmige Entwicklung der Mangankonzentrationen in allen drei Proben erkennen.

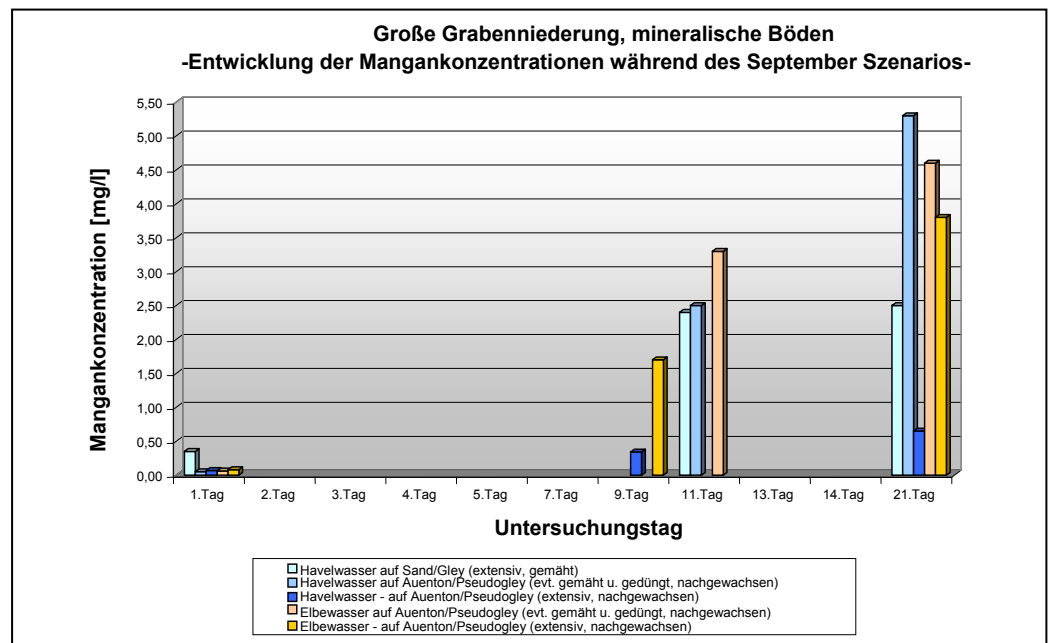
Die mit Elbewasser überstaute Grünlandprobe aus dem Polder Twerl (Zylinderröhre) zeigte am 9. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung, ebenso wie die mit Havelwasser überstaute Probe im größeren Versuchsgefäß (Muschel, siehe Abb. 8). Zu diesem Zeitpunkt wurden Mangankonzentrationen von 1,3 mg/l (Havel) und 1,6 mg/l (Elbe) in den Röhren gemessen.

Am 11. Untersuchungstag setzte dann auch in der mit Havelwasser gefüllten Röhre die Schwarzfärbung ein. Es wurde ein Mangangehalt von 2,0 mg/l gemessen. Bis zum 21. Untersuchungstag erfolgte ein weiterer Anstieg der Mangankonzentrationen auf Werte zwischen 2,8 mg/l und 3,4 mg/l. Die beprobte Polderfläche wurde kurz nach der Probenahme in Juni 2005 gemäht, war aber zur Juli-Probenahme bereits nachgewachsen.

### *Polder Große Grabenniederung*

Während des Spätherbstszenarios trat in den Untersuchungswässern der Proben des Polders Große Grabenniederung zuerst in den eigestauten Wasserkörpern der Versuchsmuscheln eine Schwarzfärbung auf. Es handelte sich dabei um den 9. Untersuchungstag. Die Mangankonzentration in der mit Elbewasser überstauten Probe fiel mit 1,7 mg/l deutlich höher, als in der mit Havelwasser überstauten Probe mit 0,3 mg/l aus.

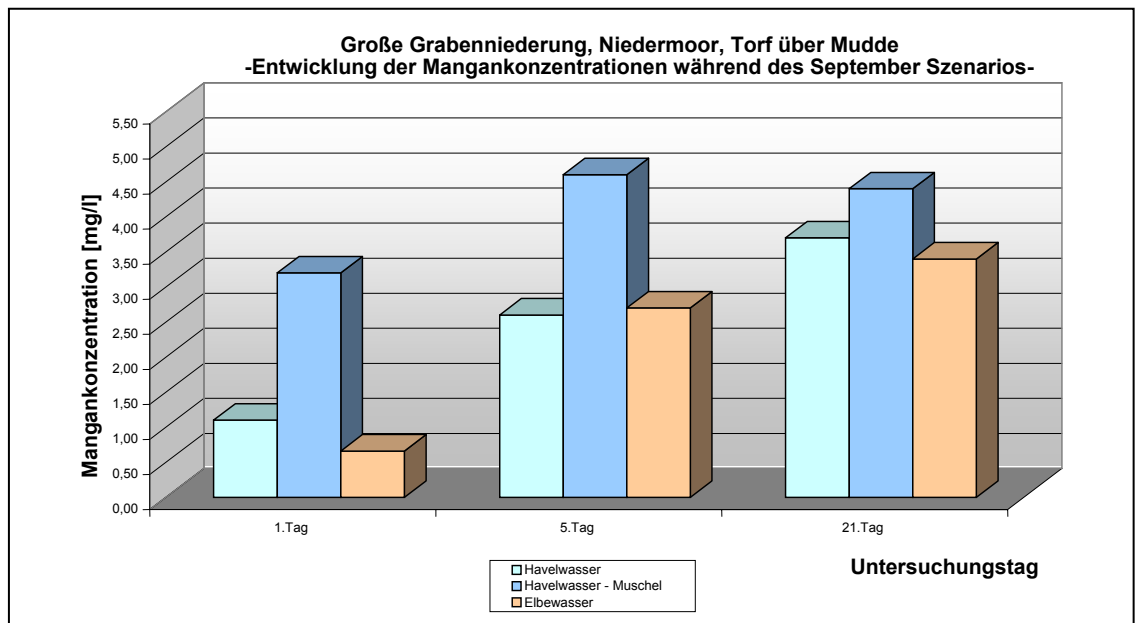
Am 11. Untersuchungstag begannen sich auch die in den Röhren überstauten Proben schwarz zu färben. Die Mangankonzentrationen lagen mit Werten zwischen 2,4 und 3,3 mg/l auf einem ähnlich hohen Niveau.



**Abbildung 5-29: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Große Grabenniederung im September 2005 (extensives Grünland)**

Am 21. Untersuchungstag wurde nochmals ein Konzentrationsanstieg registriert. Die höchsten Werte traten dabei in der mit Havelwasser überstauten Probe in der Zylinderröhre auf. Hier wurden Werte von 5,3 mg/l gemessen. Die mit Elbewasser überstaute Probe in der Versuchsröhre erreichte mit 4,6 mg/l ähnlich hohe Werte. Im größeren Versuchsgefäß (Muschel) stiegen die Konzentrationen im Elbewasser maximal bis auf 3,8 mg/l an.

Auffallend waren die geringen Werte in der mit Havelwasser überstauten Probe im vergrößerten Versuchsgefäß (Muschel). Die Mangankonzentrationen stiegen trotz Schwarzfärbung des Wassers nur bis 0,7 mg/l an. Im Vergleich der Konzentrationen des Mangans zum Zeitpunkt des Schwarzwerdens der Untersuchungswässer, fällt ein breites Wertespektrum von 0,3 bis 3,3 mg/l auf.



**Abbildung 5-30: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Große Grabenniederung im September 2005 (Niedermoor)**

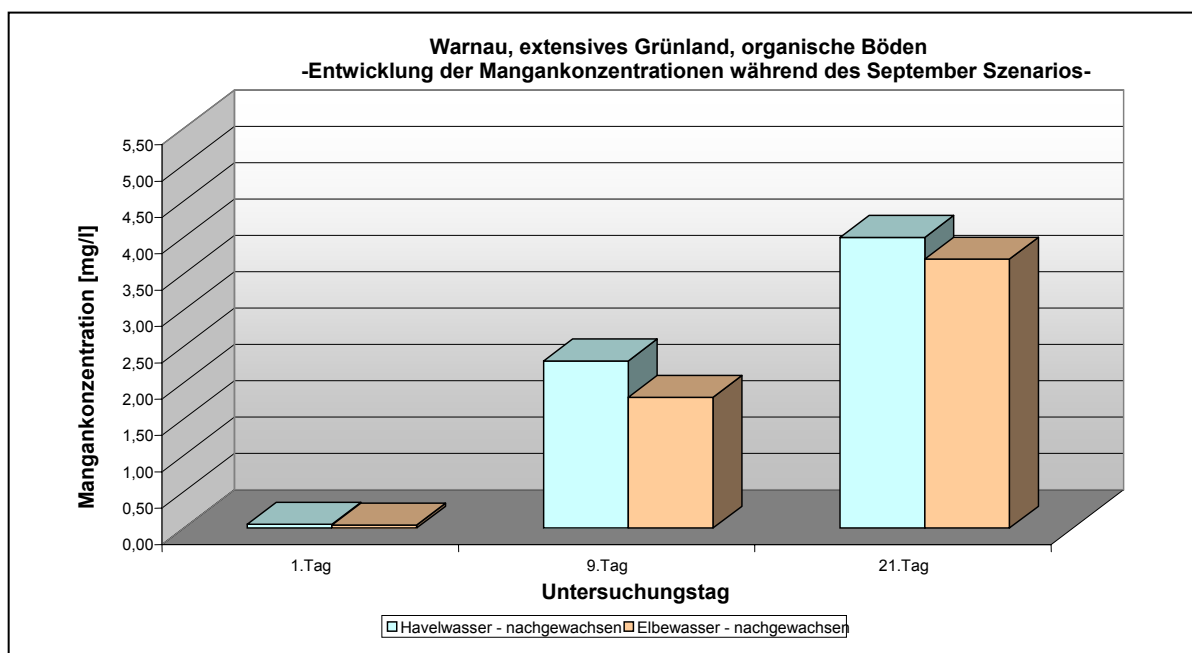
Die beprobte Polderfläche wurde kurz nach der Probenahme in Juni 2005 gemäht, war aber zur Juli-Probenahme bereits nachgewachsen. Auffallend bei den überstauten Niedermoorstandorten waren die bereits hoch konzentrierten Manganwerte am 1. Untersuchungstag, also einem Tag nach Überstauung. Im größeren Versuchsgefäß (Muschel), welche mit Havelwasser überstauten war, wurde zu diesem Zeitpunkt bereits eine Mangankonzentration von 3,2 mg/l nachgewiesen. Die beiden verbleibenden Proben wiesen Werte von 0,7 mg/l (mit Elbewasser) und 1,1 mg/l (mit Havelwasser) auf.

Nach Einsetzen der Schwarzfärbung am 5. Untersuchungstag waren die Manganwerte in den Muschelproben bereits auf 4,6 mg/l angestiegen. Die mit Havel- und Elbewasser überstauten Proben in den Röhren wiesen Mangangehalte von 2,6 bzw. 2,7 mg/l auf und verzeichneten einen gleichförmigen Konzentrationsanstieg.

Am 21. Untersuchungstag wurden nochmals ansteigende Konzentrationen gemessen. Die in den Röhren befindlichen Proben wiesen Endkonzentrationen von 3,4 mg/l (mit Elbewasser) und 3,7 mg/l (mit Havelwasser) auf. Die in der Muschel befindliche, mit Havelwasser überstaute Probe, wies mit 4,4 mg/l die höchste Mangankonzentration auf.

Im Vergleich zu den restlichen Probenahmepunkten wurden auf dem Niedermoorstandort relative hohe Mangankonzentrationen erreicht. Bemerkenswert war auch, dass die überstauten Niedermoorstandorte als einzige Proben bereits am 5. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung aufwiesen. Umso erstaunlicher war es, dass im Rahmen des Hochsommerszenarios im Juni/Juli keine Schwarzfärbung des Wassers dieser Probe festgestellt werden konnte. Es kam also anscheinend zu keiner Manganrücklösung aus den Niedermoorflächen.

### Polder Warnau



**Abbildung 5-31: Entwicklung der Mangankonzentration in den Proben des Polders Warnau im September 2005**

Die Konzentrationszunahme des Mangans in den mit Havel- und Elbewasser überstauten Proben verlief bei beiden Proben des Polders Warnau relativ gleichförmig. Es ließen sich demnach hinsichtlich der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit, keine wesentlichen Unterschiede zwischen den eingestauten Wässern erkennen.

Die Schwarzfärbung des Wassers in den Röhren setzte am 9. Untersuchungstag bei Mangankonzentrationen von 1,8 mg/l (bei Einstau mit Elbewasser) bzw. bei 2,3 mg/l (bei Einstau mit Havelwasser) ein.

Am letzten Untersuchungstag wurden Werte von 3,7 mg/l in der Probe mit Elbewasser und 4,0 mg/l in der mit Havelwasser überstauten Probe analysiert.

Im Vergleich zum Hochsommerszenario fielen die Endkonzentrationen des Mangans im Spätsommerszenario im September doppelt so hoch aus, obwohl die Schwarzfärbung des Wassers erst am 9. Untersuchungstag (im Juni am 5. Untersuchungstag) einsetzte.

## 5.4 Limnophysik

### 5.4.1 Sauerstoffentwicklung

Der Sauerstoffgehalt der einzelnen Überstauwässer unterlag in der Regel sowohl während des Hoch- als auch während des Spätsommerszenarios starken Konzentrationsschwankungen. Der Werte der Nullprobe fiel grundsätzlich > 7,5 mg/l aus. Die Konzentrationen betragen durchschnittlich 10,4 mg/l im Juni/Julii bzw. 11,7 mg/l im September. Wie Abbildung 5-31 verdeutlicht, unterlag der Sauerstoffgehalt bei humusreichen Grünlandpedonen meist starken Schwankungen von bis zu 17,2 mg/l (HP 9/2, Spätsommer).

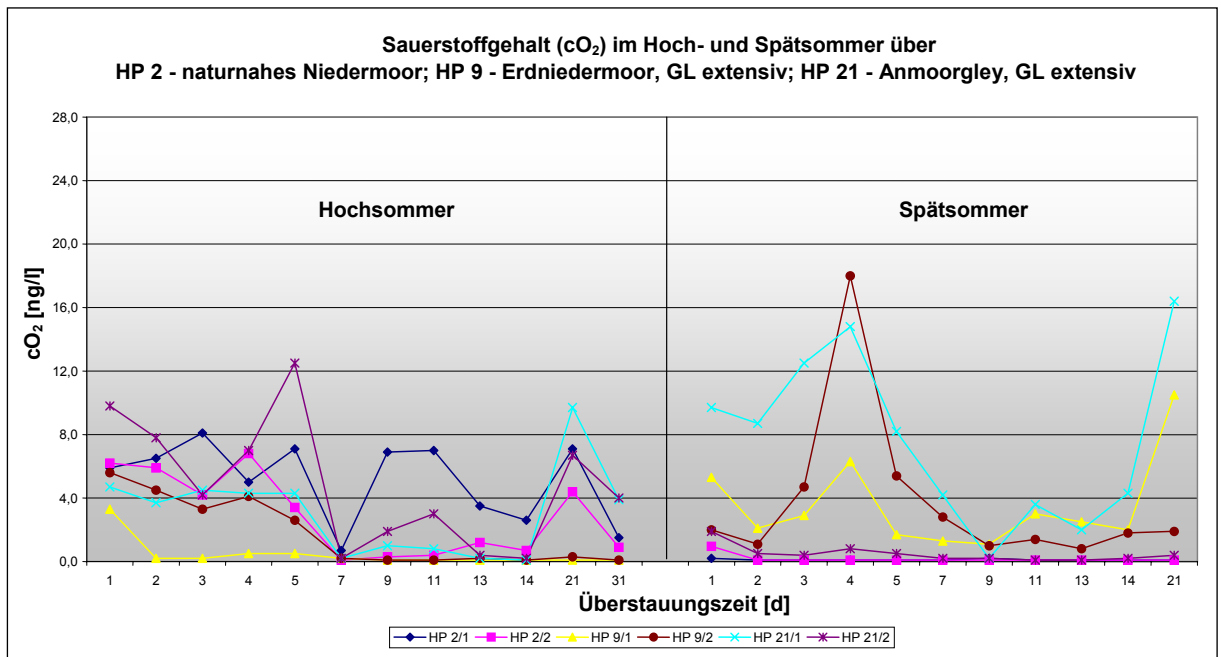


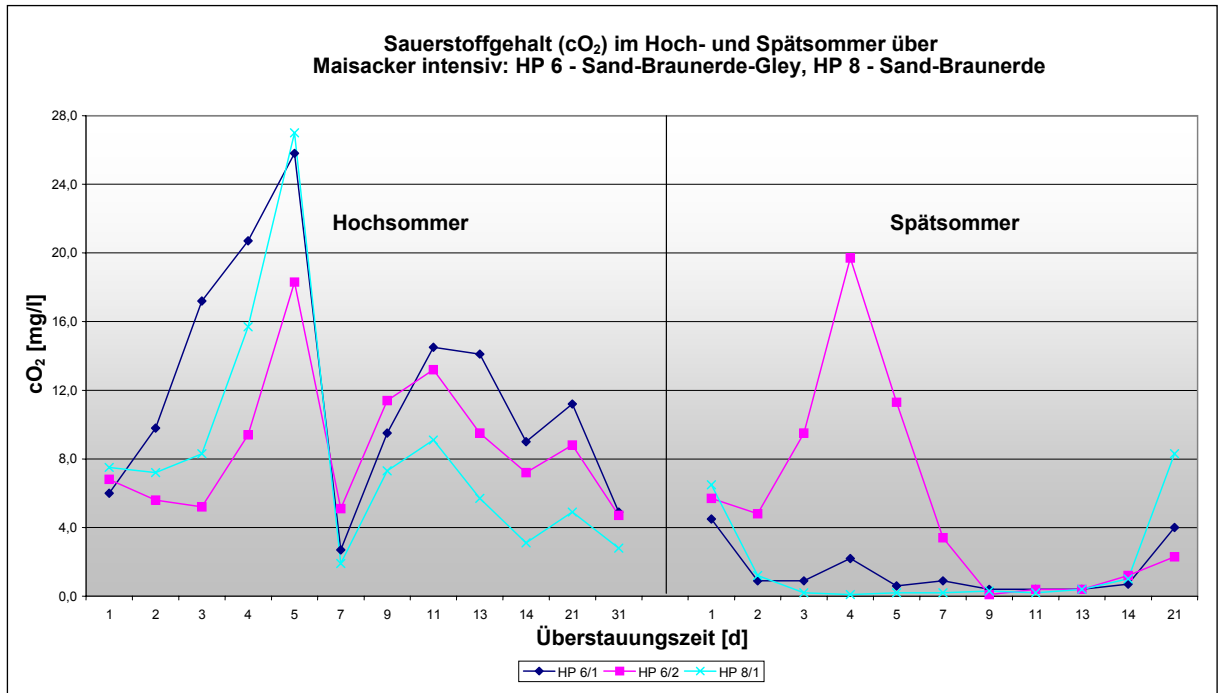
Abbildung 5-32: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinmaterialreichen Pedonen, die im Feld der Grünlandnutzung unterlagen

Die HP 9-Überstauungswässer wiesen im Hochsommer spätestens nach einer Woche anaerobe Sauerstoffverhältnisse auf. Bei den Untersuchungswässern von HP 2 im Spätsommer trat dieser Umstand bereits nach zwei Tagen auf. Während die Sauerstoffverhältnisse in diesen Wässern konstant (anaerob) blieben, wurden z. B. im Hochsommer über HP 21/1 am 21. Tag 9,7 mg O<sub>2</sub>/l registriert.

Die Wässer der humusärmeren Grünlandpedone waren während des Hochsommers dauerhaft durch anaerobe Sauerstoffverhältnisse gekennzeichnet. HP 18 erreichte zeitweise Sauerstoffwerte >1 mg/l (maximal 6,8 mg/l). Zum Spätsommerszenario blieben die Überstauungswässer von HP 1, HP 3 und HP 7 vom zweiten bis siebenten Tag im anaeroben Bereich.

Über Maispedonen wurden über längere Zeiträume hohe Sauerstoffkonzentrationen festgestellt (vgl. Abbildung 5-32). Die Schwankungsbreite reichte von 1,9 bis 27 mg/l O<sub>2</sub> (HP 8/1). Maximalwerte wurden im Hochsommerszenario registriert und betragen grundsätzlich >1,9 mg/l. Im Spätsommer sanken die Werte bereits nach zwei Tagen unter 1 mg/l. Erst zum letzten Beprobungstermin wurden erhöhte Sauerstoffkonzentrationen von bis zu 8,3 mg/l (HP 8/1) registriert. HP 6/2 bildete die Ausnahme, da hier nur in der zweiten Überstauungswoche geringe Sauerstoffwerte gemessen wurden.



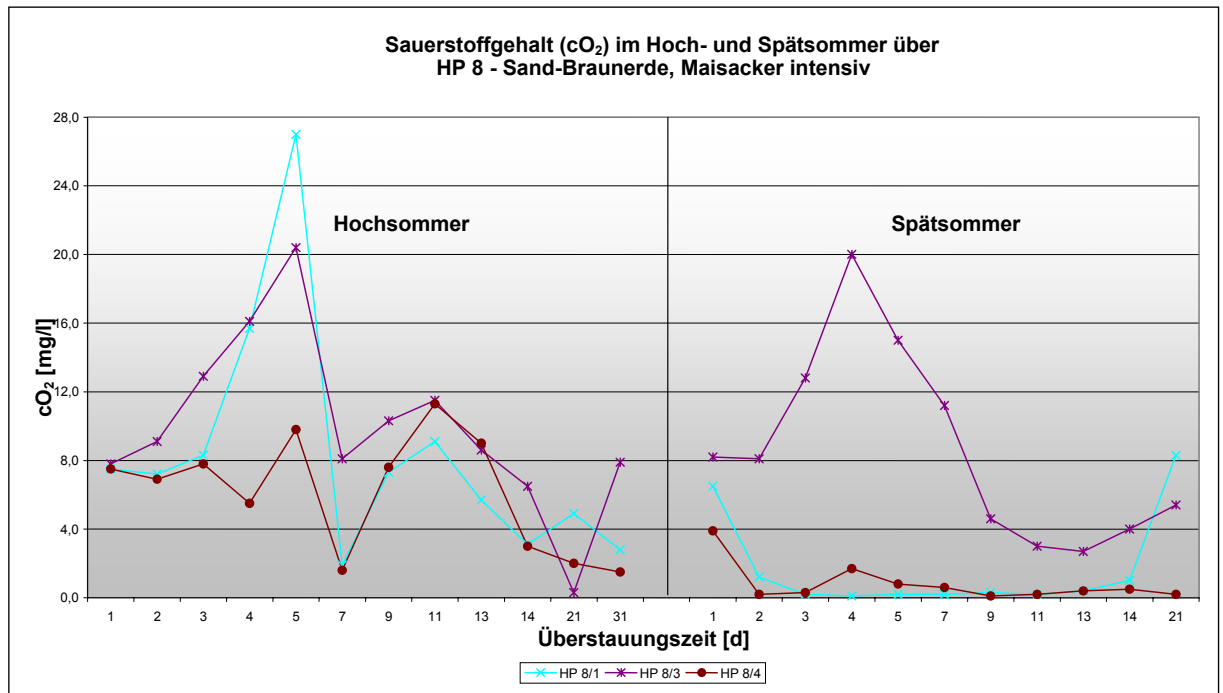


**Abbildung 5-33: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes der Überstauwässer von humus- und feinmaterialärmeren Pedonen, die im Feld der Maisackernutzung unterliegen**

Im Hochsommer wiesen die Getreidepedonen vom zweiten bis zum siebenten (HP 22/1) bzw. 14. Tag (HP 22/2) anaerobe Sauerstoffverhältnisse auf. Im Spätsommer wurden höhere Sauerstoffwerte verzeichnet (z. B. HP 22/1 > 5,8 mg/l). Während beider Szenarien stiegen sowohl über humusreichen Grünland- als auch über den meisten Ackerpedonen am vierten bzw. fünften Überstauungstag die Werte verstärkt an.

Die Überstauungswässer von Teil- und Komplettpedonen der humusarmen Grünlandpedone von HP 7 wiesen stets anaerobe Verhältnisse auf. In Bezug auf Maisackerteilpedone traten bei HP 8/3 (Pedon ohne Maispflanze) in der Regel höhere Sauerstoffwerte als bei HP 8/4 (ausschließlich Maispflanze) auf (siehe Abbildung 5-33). Während im Hochsommer sowohl über Teil- als auch über Komplettpedonen für HP 8 aerobe Bedingungen charakteristisch waren, wurden diese im Spätsommer nur noch über dem Pedon ohne Maispflanze (HP 8/3) festgestellt.





**Abbildung 5-34:** Entwicklung des Sauerstoffgehaltes der Überstaunungswässer von HP 8; unterschieden nach Komplettpedon (HP 8/1), Pedon ohne Vegetation (HP 8/3) und ausschließlich Vegetation (HP 8/4)

#### 5.4.2 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit der Nullproben verlief im Juli relativ konstant zwischen 703 und 745  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei HP 0/1 bzw. 980 bis 1005  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei HP 0/2. Im Kurvenverlauf wies sie ab der dritten Überstaunungswoche einen linearen Anstieg bis 818 bei HP 0/1 bzw. 1079  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei HP 0/2 auf. Während des Spätsommers betrug die elektrische Leitfähigkeit des Stauwassers von HP 0/1 zwischen 714 und 740  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und von HP 0/2 von ca. 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  weniger.

Die Leitfähigkeit der Überstaunungswässer war bezüglich der Dynamik ihres Kurvenverlaufes mit denen der Nullproben vergleichbar. Der Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit fiel jedoch oftmals deutlich steiler aus. Insbesondere ersichtlich wurde dies anhand der Werte über den Niedermoorpedonen mit Grünlandnutzung (siehe Abbildung 5-35). Die elektrische Leitfähigkeit nahm hier im Hochsommer um mindestens 373  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und maximal 720  $\mu\text{S}/\text{cm}$  vom ersten bis zum letzten Überstaunungstag zu. Im Spätsommer geschah dies um mindestens 82  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und maximal 297  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Die Elbewässer wiesen im Gegensatz zu den Havelwässern während des Hochsommers eine höhere und während des Spätsommers eine geringere Leitfähigkeit auf. Die Unterschiede zwischen Elbe- und Havelwässern gleicher Pedone entsprachen zu jedem Beprobungstermin in etwa denen der Nullproben. Die Werte in den einzelnen Überstaunungswässern fielen im Spätsommer geringer aus, als im Untersuchungswasser des jeweiligen Pedons im Hochsommer.

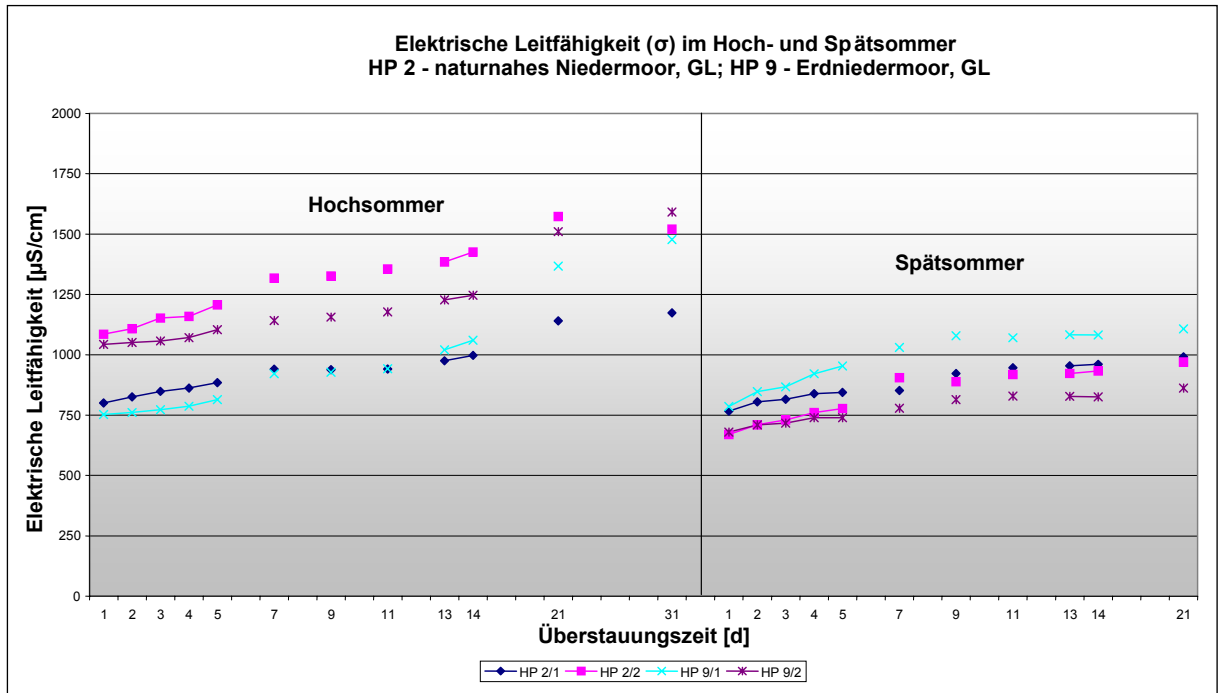


Abbildung 5-35: Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit von Havel- (HP 0/1) und Elbewasser (HP 0/2)

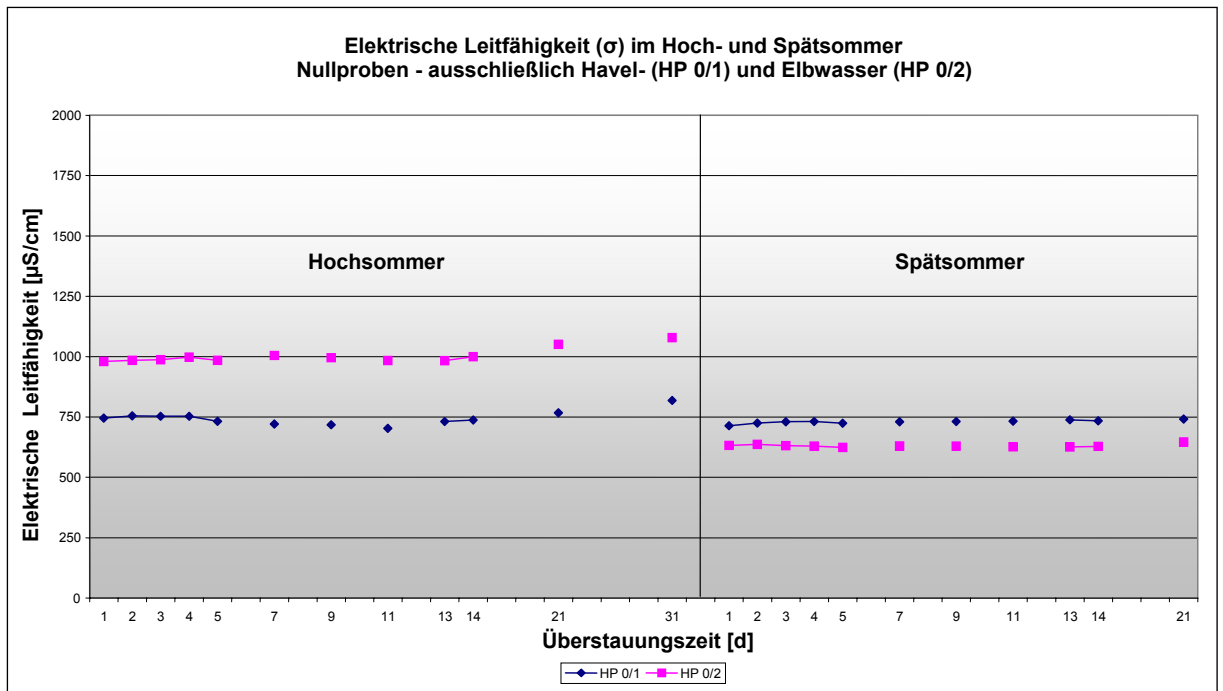


Abbildung 5-36: Elektrische Leitfähigkeit von HP2 und HP9

### 5.4.3 pH-Wert

Während des Hochsommerszenarios reichte der pH-Wert von 5,7 bis 9,1 und zum Spätsommerszenario von 5,9 bis 9,2, d.h. von schwach sauer über basisch bis alkalisch. Der pH-Wert schwankte in den Überstauungswässern um 0,5 bis 0,9; im Ausnahmefall um 2,1 (HP 8/3, pH-Wert 7 bis 9,1, Spätsommerszenario). Eine aussagekräftige Tendenz war nicht klar erkennbar. Die pH-Werte der Überstauungswässer wichen bereits während der ersten Messungen von den Werten der Nullproben ab. Die pH-Werte der einzelnen Überstauungswässer waren somit während der Überstauungsversuche nur untergeordnet von dem pH-Wert der Ausgangswässer (8 bis 9,2) abhängig.

### 5.4.4 Gelöstes Eisen

Der Eisengehalt der Nullproben betrug während der Überstauungsversuche maximal 0,1 mg/l. Über den Pedonen nahmen die Eisengehalte während beider Sommerszenarien zunächst zu. Im Hochsommer stiegen die DFe-Konzentrationen mindestens während der ersten zwei Wochen an (siehe Abbildung 5-36). Zum Ende der dritten Woche traten teilweise rückläufige Konzentrationen auf. Im Spätsommer war die Tendenz zumindest im allgemeinen Durchschnitt zunehmend. Sowohl die maximalen als auch die durchschnittlichen Eisenkonzentrationen waren jedoch kleiner als zum Hochsommerszenario.

Die HP 9-Überstauwässer wiesen die höchsten DFe-Werte auf und reichten bis 41,2 mg/l. Mit Ausnahme der Proben HP 3 (humusarmes Grünlandpedon) und HP 9 (humusreiches Grünlandpedon) stiegen die Eisenwerte nicht über 15 mg/l an, sondern erreichten oftmals nicht mehr als 1 mg/l.

Allgemeine Aussagen zum Einfluss der Boden- oder Nutzungsart bzw. -intensität konnten nur in bezug auf die Überstauwässer der Ackerpedone getroffen werden. Diese wiesen stets geringe Eisenwerte auf (Höchstwert 1,78 mg/l bei HP 8/1). Aus den Teilpedonen fand grundsätzlich eine geringere Eisenrücklösung als aus den Komplettpedonen statt.

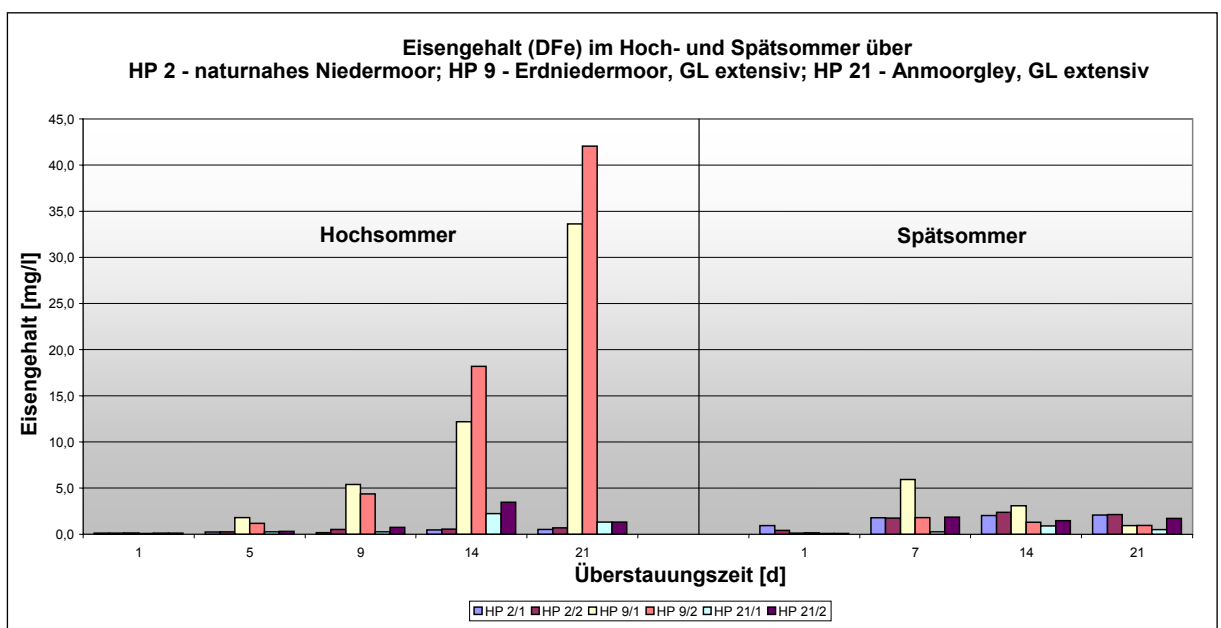


Abbildung 5-37: Entwicklung der DFe-Konzentration am Beispiel von humusreichen Grünlandpedonen

## 5.5 Boden

### 5.5.1 Bodenart

Die Bodenart bezeichnet nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) den Hauptanteil an einer oder mehreren Korngrößenfraktionen und wird synonym zur Korngrößenverteilung gebraucht. Die Korngröße wird über den Äquivalentdurchmesser bestimmt. In der Bodenkunde wird zwischen Grob-, Mittel- und Feinfraktion (vgl. KA 4 1996) unterschieden. Wesentlich für die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens verantwortlich (SCHWARTZ 2001) nimmt die Korngrößenverteilung Einfluss auf den Nährstoffhaushalt und ist damit für die Diskussion einflussnehmender Parameter auf die Wasserbeschaffenheitsentwicklung von Stauwässern von Bedeutung.

Der mineralischen Anteile der überstauten Probenkörper wurde in Abbildung 5-37 dargestellt. Die Korngrößen > 0,63 mm (Kies und Grobsand) bildeten maximal 6 % der mineralischen Bodenkörper. Die Hauptanteile des mineralischen Bodenmaterials wurden zumeist von Mittel- (> 0,2 - 0,63 mm) und Feinsanden (> 0,063 - 0,2 mm) mit mindestens 60 % (HP 21) und maximal 88 % (HP 1) bestimmt. HP2 und HP9 wiesen mit mindestens 63 % einen hohen Anteil an Feinfraktionen auf. Diese Fraktionen bestanden hauptsächlich aus schluffigem Material sowie zu 8,3 - 9,3 % aus Ton.

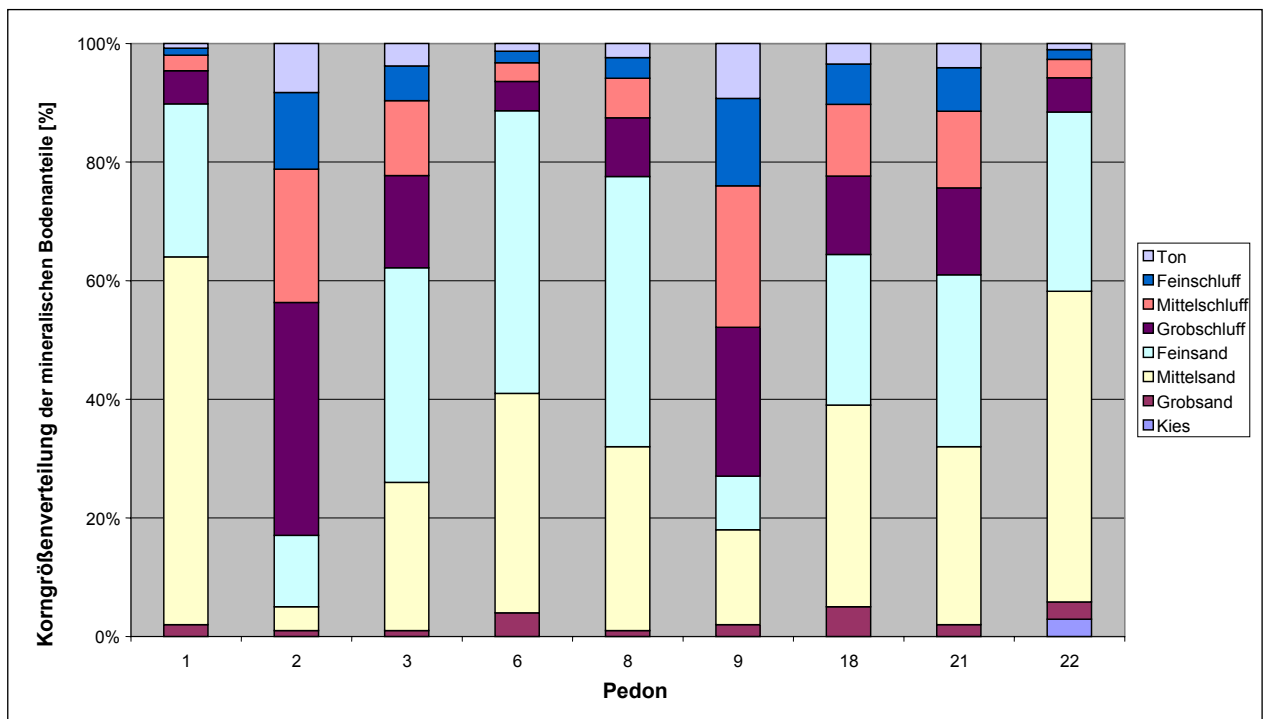


Abbildung 5-38: Korngrößenverteilung der Pedone

### 5.5.2 Humusgehalt

Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) wird die organische Substanz in Streu-, Nichthumin- und Huminstoffe unterteilt. Humus dient u. a. als Nährstoffspeicher. In Abhängigkeit von der biologischen Aktivität und den Redoxverhältnissen im Boden, können darin gebundene Nährstoffe freigesetzt bzw. zur Pflanzenverfügbarkeit bereitgestellt werden. Die Probe des Niedermoorstandortes von HP 2, sowie des Erdniedermoorstandortes von HP 9, wiesen mit fast 45 % bzw. 35 % den höchsten

Humusanteil aller untersuchten Probenbodenkörper auf. Auch der Anteil des organischen Materials von HP 21 fiel mit 15 % vergleichsweise hoch aus und wurde nach KA 4 (1996) deshalb den Anmooren bzw. nach Succow (1988) den Antorfen (Humusgehalt 15 - 30%) zugeordnet. Die verbleibenden Pedone verfügten über 2,4 bis 7,3 % an organischer Substanz.

## 6. Auswirkungen verschiedener Flutungsszenarien auf die Landwirtschaft

### 6.1 Generelle Folgen landwirtschaftlicher Überflutungsszenarien unter Berücksichtigung agrotechnischer Termine

Die landwirtschaftlichen Auswirkungen einer Polderflutung resultieren aus den äußeren Rahmenbedingungen der Flutung sowie der Flächennutzung der Polder. Insbesondere die sich aus der Höhe der Flutung ergebende Flächenbetroffenheit, die Überstauzeit, die betroffene Kulturfrucht sowie der Zeitpunkt der Flutung innerhalb des Jahres bestimmen die eintretenden landwirtschaftlichen Schäden.

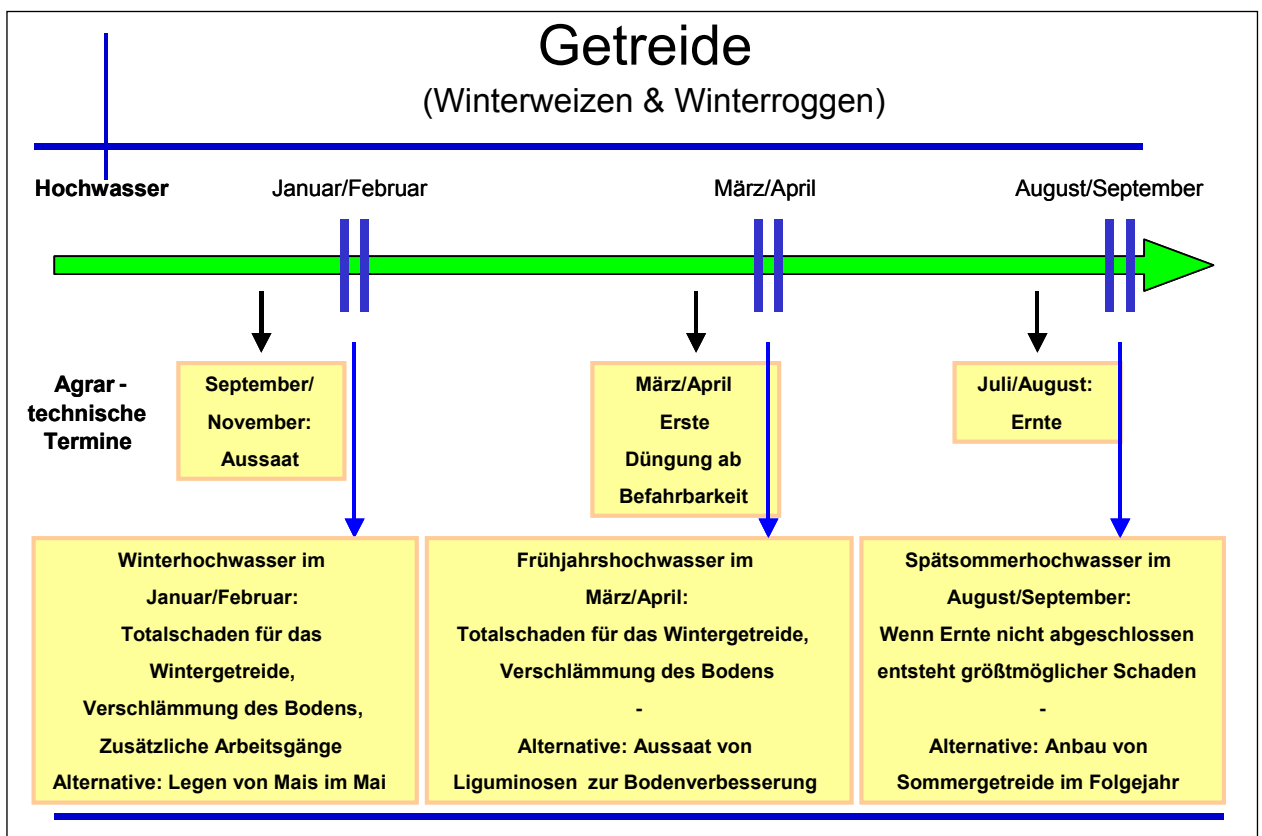


Abbildung 6-1: Auswirkung verschiedener Hochwasserzeitpunkte auf den Getreideanbau

Die in der Region dominierenden Getreidearten sind der Winterroggen und Winterweizen. Diese werden im Herbst gedreht und überwintern auf der Fläche. Folglich würde eine winterliche Flutung des Wintergetreides zu einem Totalverlust der Bestände führen. Im anschließenden Frühjahr ist es, nach Beräumung der Fläche eventuell möglich, alternativ Mais anzubauen, um hierdurch den Schaden auf der einstigen Wintergetreidefläche zu verringern. Nach Erreichen des Monats Mai ist kein alternatives Legen von Mais möglich. Zudem erfolgte bereits eine erste Düngung des Wintergetreides. Folglich besteht auf der Flächen bei dessen Flutung zu diesem Zeitpunkt ein bedeutender Schaden. Zur Verminderung von Schäden in den Folgejahren können zur Wiederherstellung des Bodengefüges Leguminosen angebaut werden. Bei einer Überflutung von Wintergetreideflächen kurz vor deren Erntereife entsteht der landwirtschaftlich größtmögliche Schaden auf den Flächen. Wurde die Ernte des Wintergetreides hingegen bereits abgeschlossen, ist der Schaden minimal. Durch die Verschlammung des Bodens sowie hieraus

resultierende Nachbearbeitungen der Fläche kann es jedoch notwendig werden, erst im Folgejahr Sommergetreide anzubauen.

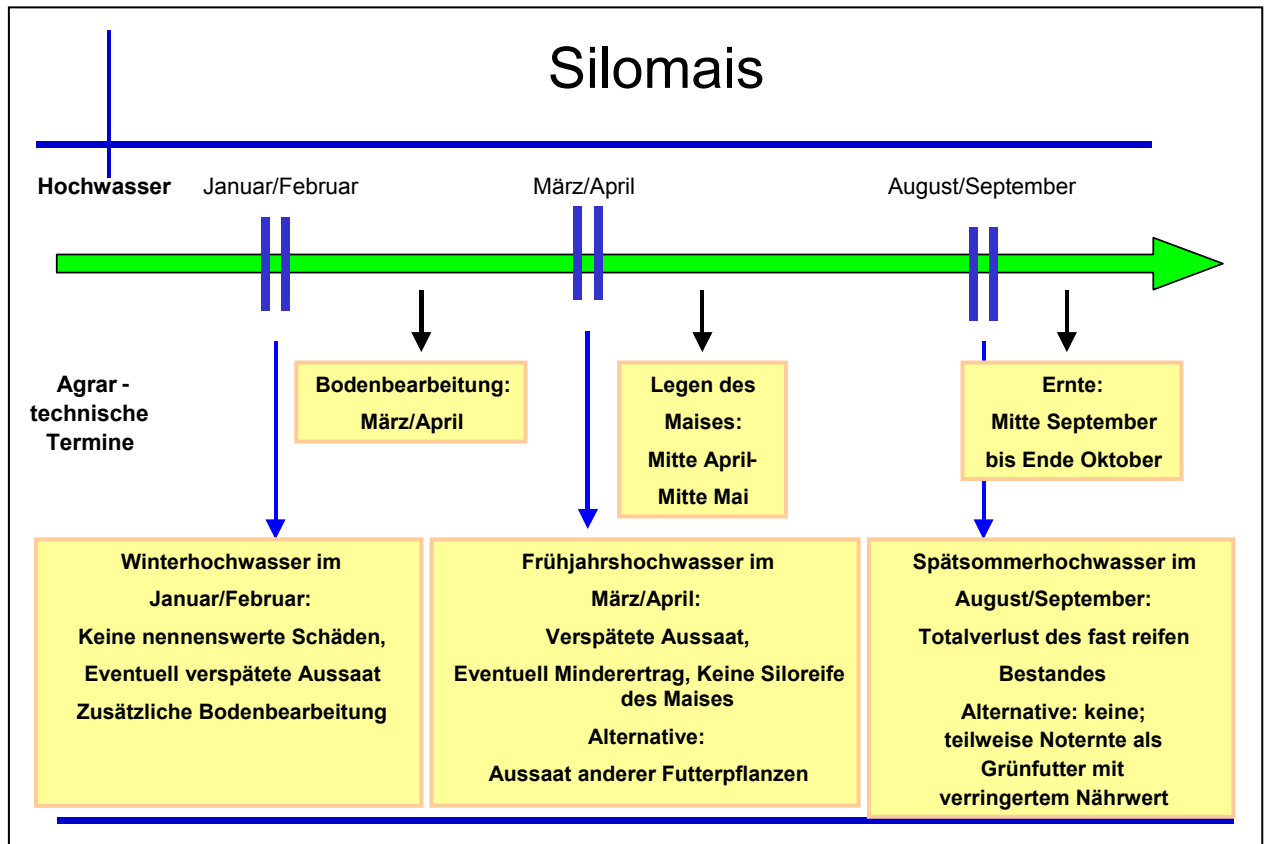


Abbildung 6-2: Auswirkung verschiedener Hochwasserzeitpunkte auf den Silomaisanbau

Der Silomaisanbau stellt in der Region der unteren Havel die wichtigste Ackerfrucht dar. Sie dient im Anschluss an die Silierung des Maises der Verfütterung an das Vieh. Die Bedeutung des Maises gegenüber Gras als Futtergut resultiert aus dessen hohem Nährwert. Mais ist folglich die hochwertigste und somit wichtigste Futtergrundlage.

Auf Grund des späten Legens des Maises von Mitte April bis Mitte Mai treten auf Silomaisflächen bei winterlichen Hochwassern keine nennenswerten Schäden auf. Gleiches gilt grundsätzlich bei Hochwasserereignissen im Frühjahr. Hierbei werden eventuell weitere Bearbeitungsschritte des Bodens vor Auslegen des Maises notwendig, beziehungsweise kann sich das Auslegen des Maises hochwasserbedingt verzögern und zu Mindererträgen führen.

Eine Flutung der mit Mais bestanden Polder im Sommer (August/September) bedeutet für viele örtliche Landwirte den größtmöglichen Schaden. Da der Mais möglichst erst kurz vor Frostbeginn Mitte Oktober geerntet wird, entsteht an den Beständen Totalverlust. Die nicht mögliche Silierung des Maises und Verfütterung an die Viehbestände muss durch Zukauf von schlecht lagerungsfähigem Silomais ausgeglichen werden. Da die Qualität der Silage vom Reifegrad der Pflanze, vom Schmutzgehalt, der Zusammensetzung des Pflanzenbestandes, der Nährstoffversorgung und weiteren Faktoren abhängt, erfüllt die zugekaufte Silage oftmals nicht die Anforderungen, welche von einem modernen Milchvieh beziehungsweise Jungviehbetrieb an die Silage gestellt werden. Es kommt zu Leistungsdepressionen beim Milchvieh beziehungsweise der

Lebendmassezunahme der Jungrinder. Die Überflutung der nicht abgeernteten, jedoch fast reifen Maisbestände stellt aus landwirtschaftlicher Sicht das „worst-case“-Szenario einer Polderflutung dar. Eine gleichwertige Kompensierung des energiereichsten Futters ist den örtlichen Landwirten nicht möglich und führt zwangsläufig zu kostenintensive Leistungsdepressionen. Alternativ zum Totalverlust der Maisbestände bietet sich die Noternte des unreifen Grünmaises an. Diese verlangt eine entsprechend frühzeitige Information zur bevorstehenden Flutung der/des Polder(s) und erbringt lediglich energiearmes Grünfutter. Wirtschaftlich ist eine solche Noternte des unreifen Maises nach Ansicht der regionalen Landwirte kaum zu rechtfertigen.

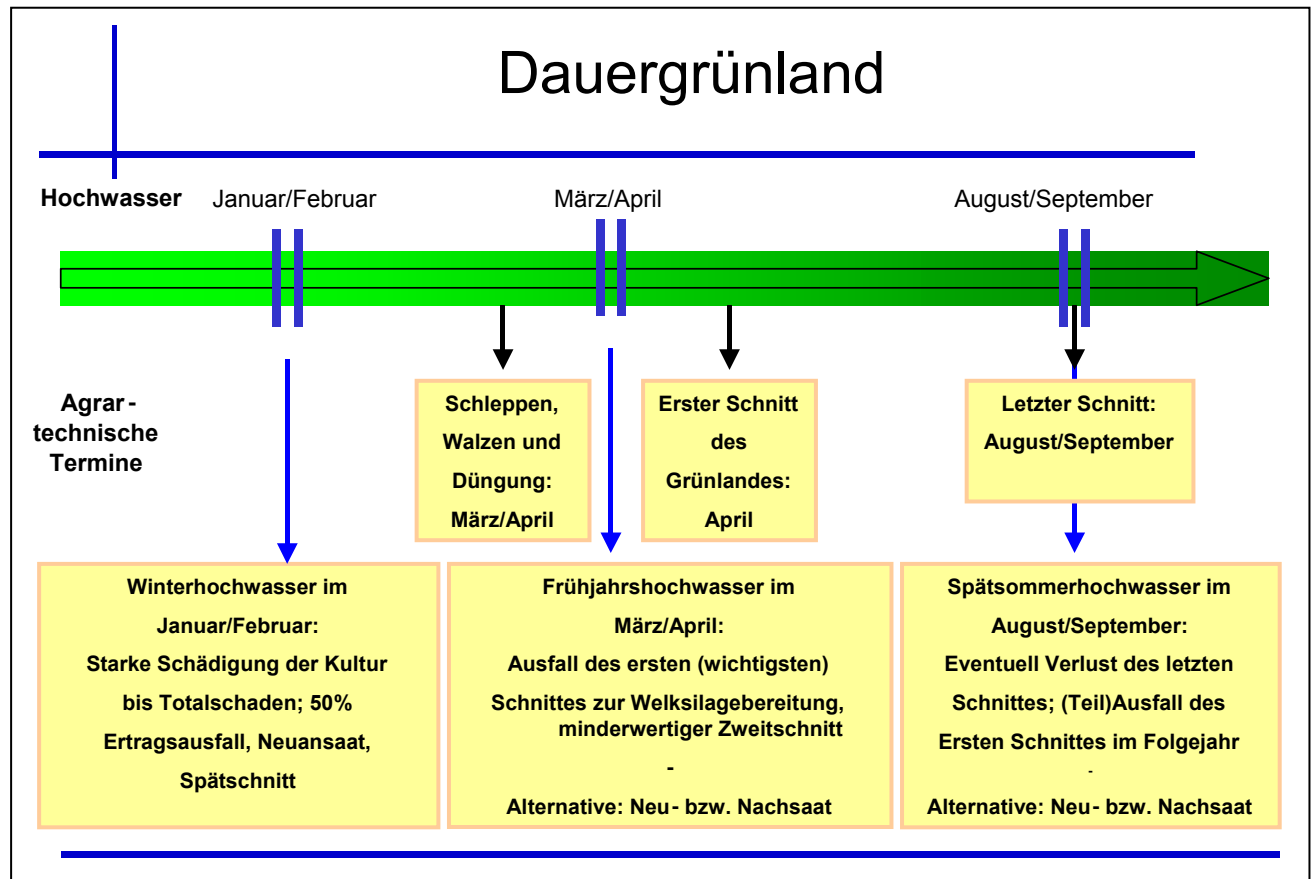


Abbildung 6-3: Auswirkungen verschiedener Hochwasserzeitpunkte auf Dauergrünland

Dauergrünland stellt die im Untersuchungsgebiet dominierende Flächennutzungsform dar. Dieses wird überwiegend extensiv genutzt. Es wird ausschließlich als gegenüber der Maissilage deutlich energieärmerer Grassilage oder zur Heugewinnung verwandt.

Im Laufe des Jahres erfolgen je nach Intensivierungsgrad der Bewirtschaftung zwischen zwei und vier Grasschnitte, wobei der erste Schnitt den wichtigsten, weil energiereichsten Schnitt darstellt. Dieser wird bevorzugt zur Silierung eingesetzt, wogegen die späteren Schnitte primär der Heugewinnung dienen.

Da sich der Grasbestand ganzjährig auf der Fläche befindet, erleidet dieser unabhängig vom Flutungszeitpunkt innerhalb des Jahres Schaden. Je nach Überstauungszeit ist mit unterschiedlich starken Schäden an der Grasnarbe zu rechnen. Bezüglich des Sommerhochwassers 2002 wurde von den örtlichen Landwirten angegeben, dass die Grasnarbe nach ca. zehn bis zwölf Tagen



Überstauzeit weitgehend zerstört war. Die Flächen mussten nachbeziehungsweise vollständig neu angesät werden. Bei winterlichen Hochwassern verlängert sich die Zeitspanne, welche von der Grasnarbe ohne Totalschaden zu erlangen verkraftet werden kann. Jedoch muss davon ausgegangen werden, dass auch bei Frühjahrshochwasserereignissen eine Überstauzeit von mehr als 14 Tagen zur weitgehenden Zerstörung der Grasnarbe führen wird. Nachbeziehungsweise Neuansaat wären die Folge.

In Folge der Überflutung verändert sich die Vegetation auf dem Grünland stark. Es kommt zur Massenvermehrung von den teilweise stark stickstoffzehrenden Pflanzen Brennnessel, Quecke, Beifuß und Diestel. Diese verfügen über nur einen geringen Futternährwert (Quecke) beziehungsweise werden sie (Brennnessel, Beifuß, Diestel) vom Vieh nicht genommen. Die sich in Folge der Überflutung einstellende Vegetation ist folglich nicht/kaum zu verwerten und muss, teilweise als Abfall entsorgt werden. Trotzdem ist der Landwirt gezwungen die Fläche möglichst schnell wieder herzustellen. Dazu ist die Fläche zu Schwaden und Mulchen beziehungsweise, wenn zulässig und notwendig vollständig umzupflügen und anschließend nachbeziehungsweise neu anzusäen. Zudem ist der Unkrautwuchs durch mehrfachen Herbizideinsatz zu unterbinden oder durch Mahd zu entfernen.

Die Wiederherstellung überschwemmter Grünlandflächen in den Poldern der unteren Havel bedeutet folglich für die hier tätigen Landwirtschaftsunternehmen eine wesentliche Mehrarbeit sowohl im Jahr der Flutung als auch in den sich anschließenden Folgejahren.

Somit folgt aus der Überstauung von Grünland und dessen weitreichendem Absterben neben den dann notwendig werdenden zusätzlichen Arbeitsschritten ein sich nur langsam regenerierender Grasbestand auf der Fläche. Das in den Folgejahren stark minderwertige Grünland mit stark veränderter Artenzusammensetzung kann meist lediglich als Einstreu verwandt werden. Befragte Landwirte gaben an, dass die 2002 überschwemmten Poldergrünlandflächen erst im Jahr 2006 wieder eine Vegetationszusammensetzung aufwiesen, wie sie vor der Flutung der Polder im Jahr 2002 bestand. Es muss folglich mit einem bis zu 100%igem Verlust des Grünlandes im Folgejahr der Flutung und von einer mindestens 50%igen Einbuße im 2. Jahr nach der Flutung gerechnet werden.

Diese auf dem Grünland unabhängig vom Überstauungszeitpunkt entstehenden Folgeschäden wurden im Jahr 2002 nicht entschädigt und bedeuteten somit für die dort wirtschaftenden Betriebe eine erhebliche, selbst zu tragende Mehrbelastung. Eine wiederholte (und regelmäßige) Flutung der Polder ohne finanziellen Ausgleich der insbesondere auf Grünland entstehenden Folgeschäden wird von den befragten Landwirten als existenzbedrohende Belastung angesehen.

## 6.2 Einzelbetriebliche Betrachtung

Entsprechend der Betriebsstruktur sind die landwirtschaftlichen Unternehmen von Polderflutungen unterschiedlich stark betroffen. So ergibt sich beispielsweise in Abhängigkeit vom Flutungszeitpunkt innerhalb des Jahres eine abweichende Betroffenheit von Nutzern mit überwiegender Grünlandnutzung gegenüber primär Ackerland bewirtschaftenden Unternehmen.

Nachfolgend werden die Auswirkungen verschiedener Flutungsszenarien auf die in Abschnitt 4.2 beschriebenen Landwirtschaftsunternehmen dargestellt.

#### Buchhorster Milchhof

Für den Buchhorster Milchhof als Milchviehbetrieb mit 100%igem Polderflächenanteil stellt jahreszeitlich unabhängig jede Flutung der Polder Schafhorst und Twerl eine erhebliche Belastung dar. Da der Buchhorster Milchhof jedoch insbesondere auf die Ernte der Ackerflächen angewiesen ist, da Getreide und Maissilage das energiereichste Viehfutter darstellen, ist der Betrieb von einer die Ackerflächen zerstörenden Flutung der Polder im späten Frühjahr und Sommer vor Einbringen der Ernte (insbesondere des Mais) besonders stark betroffen. Folglich sollten aus Sicht des Milchviehbetriebes primär Polder geflutet werden, die einen geringen Ackerlandanteil aufweisen, wie es bei der Großen Grabenniederung und dem Polder Kümmernitz der Fall ist. Eine Überstauung des Grünlandes führt zum Verlust von Heu und Grassilage sowohl im Jahr der Flutung als auch in den Folgejahren und bedeutet ebenfalls eine Mehrbelastung. Sollten die Folgeschäden, welche im Anschluss der Flutung aus dem Jahr 2002 nicht entschädigt wurden, auch bei künftigen Flutungen nicht ausgeglichen werden, stellt jede weitere Flutung der Polder Schafhorst und Twerl für den Buchhorster Milchhof eine existenzielle Bedrohung dar.

#### Agrargenossenschaft „Havelstrand“ Strodehne eG

Für die Agrargenossenschaft als eines der größten Landwirtschaftsunternehmen im Untersuchungsgebiet stellt sich die Betroffenheit gegenüber verschiedenen Flutungsszenarien ähnlich der des Buchhorster Milchhofes dar. Für die Färsenaufzucht sowie die Versorgung der Milchkühe ist eine hochwertige Silage aus Mais und Getreide das hochwertigste Produkt. Folglich stellen die 700 ha Ackerland des Unternehmens in den Poldern Floethgraben, Schafhorst, Twerl und Vehlgest die bedeutendsten Flächen dar. Eine flutungsbedingte Nicht-Bestellung oder Nicht-Ernte des Ackerlands verursacht somit die höchsten Folgekosten. Lediglich die winterliche Flutung nach der rechtzeitig Sommergetreide und insbesondere Mais gedrillt/gelegt werden kann, stellen für das Unternehmen bei entsprechendem Ausgleich eine geringe Belastung dar. Durch die 100%ige Lage der Betriebsflächen in zudem vier Poldern ergibt sich für die Agrar Strodehne eG eine besondere Belastung bei Polderflutungen, unabhängig des innerjährlichen Zeitpunktes. Auf Grund der großen Bedeutung der Ackerflächen für die Milch- und Milchviehproduktion empfiehlt sich aus Sicht des Betriebes, wie bereits für die Buchhorster Milchhof GbR eine selektive Flutung von überwiegend mit Grünland bestandenen Poldern.

#### Landwirtschaftsbetrieb und Pferdehof Menck

Für den Familienbetrieb Menck ist das Ackerland gegenüber dem Grünland in seiner Bedeutung nicht prioritär, da für die Weide der Mutterkühe sowie der eigenen und in Pension befindlichen Pferde das Grünland von besonderer Bedeutung ist. Insofern der Verlust des energiereichen Silagefutters ausgeglichen wird, entstehen dem Landwirtschaftsbetrieb auf den Ackerflächen lediglich geringe selbst zu tragende Mehrkosten. Eine Überstauung der 92 ha Grünland des Unternehmens bedeutet hingegen nicht nur im Flutungsjahr sondern auch in den anschließenden Jahren einen bedeutenden Flächenverlust zur Silage- und Heubereitung sowie zur Weide der Kühe und Pferde. Insbesondere für die in Pension befindlichen Pferde ist das Grünland zur Weide und zum Ausritt von besonderer Bedeutung. Eine wiederholte Überflutung der Grünlandflächen, welche ab spätestens 14 Tagen Überstauungszeit unabhängig des innerjährlichen Zeitpunktes zu einer Zerstörung der Grasnarbe führen würde, würde das

Familienunternehmen nicht selbst tragen können. Die auf dem Grünland entstehenden Mehrkosten in den Folgejahren auf Grund verringerte Erntemengen sowie zusätzlich durchzuführender Arbeiten müssten ausgeglichen werden. Ein wiederholtes Übernehmen der Kosten durch den Familienbetrieb ist nicht möglich und würde zu dessen Insolvenz führen.

Ebenfalls unabhängig vom Flutungszeitpunkt würde sich bei zukünftigen Flutungen der den Landwirtschaftsbetrieb umgebenden Polder Floethgraben und Schafhorst vermutlich wie im Jahr 2002 eine Verringerung der Auslastung der Pferdeponen einstellen, welche nicht unwesentlich zum Einkommen des Betriebes beiträgt. Ein Ausgleich dieser Mindereinnahmen wäre notwendig.

#### Lohndienstleistungsunternehmen Reiser

Da das Lohnunternehmen Reiser auf die Aufträge durch die regionalen Landwirte angewiesen ist, bedeutet jede Flutung der Polder einen Rückgang an Aufträgen. Im Vorfeld der Flutung ist das Unternehmen zur Evakuierung und Noternte stark nachgefragt, kann jedoch innerhalb nur weniger Tage kaum Aufträge abarbeiten und muss zudem den eigenen Viehbestand (Mutterkühe) ebenfalls evakuieren. Nach der Flutung erhält das Unternehmen hingegen für mehrere Wochen keinerlei Aufträge, da die Polder geflutet sind, beziehungsweise anschließend noch stark vernässt sind und nicht befahren werden können. In dieser Zeit entstehen dem Unternehmen starke Einbußen, die nach dem Hochwasser 2002 nur verspätet unter Druck der regionalen Landwirte ausgeglichen wurden. Ursprünglich war eine Entschädigung des Lohnunternehmens durch die öffentliche Hand nicht vorgesehen.

Da das Unternehmen insbesondere zur Ernte angefordert wird, entstehen bei einer sommerlichen Flutung der Polder vor Einbringung der Ernte, vergleichbar den landwirtschaftlichen Unternehmen selbst, auch dem Lohndienstleister die höchsten Kosten. Hingegen bedingt eine winterliche Flutung eventuell lediglich eine verspätetes Ausbringen der Saat.

Nach Ablassen des Wassers aus den Poldern sowie Abtrocknung des Bodens ist von einem Anstieg der Aufträge des Lohnunternehmens auszugehen. Dieser kann die Mindereinnahmen während der Überstauung der Polder jedoch nicht ausgleichen.

Sollte bei zukünftigen Flutungen keine Entschädigung des einzigen Lohnunternehmens im Gebiet der Polder Floethgraben, Schafhorst, Twerl erfolgen, wird in dessen Folge ein bedeutender Verkauf von landwirtschaftlicher Technik notwendig. Dieser würde wahrscheinlich zur Insolvenz des Unternehmens führen.

## **7. Diskussion**

### **7.1 Methodendiskussion der Felduntersuchungen**

In Kapitel 3. wurde die angewandte Methodik eingehend besprochen. Einzelne Aspekte der Versuchsdurchführung sowie Parameter werden im folgenden ausgewertet und diskutiert.

#### **7.1.1 Zeitraum, Zeitdauer**

Es lassen sich für den Beprobungszeitraum von 14 Tagen Rückschlüsse auf Anfangsdynamiken und Mindestinkubationszeiten der limnochemischen Stoffentwicklungsprozesse auf temporär überstauten Flächen ziehen. Der 14tägige Untersuchungszeitraum wurde in Anlehnung an das reale Auftreten von Hochwässern (vgl. z. B. LUA 2002, BRONSTERT 2004, Kapitel 3) gewählt. Monetäre Gründe der labortechnischen Parameteranalyse begrenzten darüber hinaus die Untersuchungszeitdauer bzw. die Wasserentnahmefrequenz sowie den quantitativen Umfang der Materialien. Der gewählte Beprobungsabstand der Wasserentnahme erwies sich als aussagekräftig und für die Parameterbestimmung ausreichend. Ein während der gesamten Überstauungszeit regelmäßig verfolgter Beprobungsabstand (z. B. alle zwei Tage) wäre zur Auswertung (insbesondere der graphischen Darstellung, vgl. Kapitel 4) für zukünftige Versuche jedoch besser geeignet.

Im aufgezeigten Szenario 1 wurde die im Januar durchgeführte Beprobung als spätherbstliches Szenario gewertet. Den Grund dafür lieferte die für das Auftreten von Winterhochwässern untypische Großwetterlage im Herbst 2004. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass sich im Realfall die Vegetationsdichte zwischen spätherbstlichen und winterlichen Witterungsbedingungen in der quantitativen Ausprägung geringfügig unterscheidet. Im Szenariovergleich wurde über den einjährigen Beprobungszeitraum jedoch deutlich, dass die Unterschiede innerhalb des hydrologischen Winterhalbjahres bedeutend geringer als zwischen dem Winter- und Sommerhalbjahr untereinander ausfielen.

Im Zeitraum vom 20.08.02 - 23.08.02 erfolgte die Öffnung der Havelpolder aufgrund eines extremen Elbhochwassers (LUA BRANDENBURG 2002). Auf den brandenburgischen Poldern stieg der Wasserpegel bis zum 26.08., dabei wurden maximale Wasserstände von 25,89 ü. NN (339 cm) (Polder Twerl) gemessen. Der sich anschließende Wasserstandsrückgang erfolgte anfänglich wahrscheinlich hauptsächlich durch Oberflächenabfluss, später eventuell auch über Drainagewege und Grundwasserabfluss. Dieser Wasserstandsrückgang konnte im Versuchsaufbau nicht simuliert werden. Es wurde jedoch das zur Laboranalyse entnommene Wasser nicht wieder aufgefüllt und fand auf diesem Wege, neben der Verdunstung, zumindest durch eine zusätzliche abnehmende Tendenz in Bezug auf den Wasserstand Eingang in den Versuchsaufbau.

#### **7.1.2 Pedonauswahl, Pedonentnahme**

Das Pedon als kleinster repräsentativer Ausschnitt einer Polderfläche bildete die allgemeine Grundlage der Versuchsdurchführung. Die Pedontiefe betrug aus Gründen der Vergleichbarkeit sowohl im hydrologischen Winter- als auch im hydrologischen Sommerhalbjahr zu jedem Zeitpunkt der Überstauungsversuche einheitlich ca. 13 cm. Dass in tieferen Bodenschichten freigesetzte Nährstoffe bei einer Überstauung ebenfalls ins Oberflächenwasser gelangten, konnte nicht ausgeschlossen werden. Bis in welche Tiefe Nährstofffreisetzungen für den

Konzentrationsanstieg der Nährstoffe im Oberflächenwasser von Bedeutung sind, ist im einzelnen nicht bekannt. Jedoch fanden Pedon- bzw. Bohrkertiefen, die nur wenige Zentimeter Mächtigkeit betragen, nicht nur in der Limnologie (VAN LIERE et al. 1982; MIETZ 2005) sondern auch in Untersuchungen bezüglich der Nährstoffumsetzung in terrestrischen Arealen Anwendung. VENTERINK et al. (2002), welche den Einfluss des Austrocknens sowie der Wiedervernässung von Feuchtwiesen auf die N-, P- und K-Dynamik untersuchten, bedienten sich beispielsweise einer Bohrkertiefe von lediglich 10 cm sowie einem Bohrkerndurchmesser von 4,6 cm.

Das Übertragen von Punktinformationen auf die Fläche stellte aufgrund der Heterogenität natürlicher Systeme ein generelles Problem dar. Der Prozess des sog. scaling-up wurde bereits u. a. bei STEINHARDT et al. (2001, 2005) diskutiert. Eine verallgemeinernde Aussage bezüglich der Böden mit ihrer jeweiligen Landnutzung, Bewässerung, Düngung sowie weiterer Einflussfaktoren (Grundwassernähe, Exposition...) konnte aufgrund der Kleinräumigkeit der Bodenflächen im Untersuchungsgebiet im Rahmen dieser Studie nicht näher ermittelt werden (vgl. Kapitel 3.10).

Für weiterführende Untersuchungen werden daher folgende Veränderungen vorgeschlagen:

1. Erhöhung der Dichte der PNS in ausgesuchten Poldern bzw. Untersuchungsflächen
2. Überstauungsversuche mit vergrößerten Beprobungsgefäßen

Die Standardisierung des Versuchsaufbaus (gleiche Pedon- und Versuchsgefäßmaße, Wasservolumen etc.) ermöglichte für die vorliegende Versuchsdurchführung einen Bilanzierungsansatz bezüglich der Phosphorfreisetzung (siehe Phosphorfreisetzungsrates Kapitel 3.11) zwischen unterschiedlichen Boden- bzw. Nutzflächen.

### 7.1.3 Beprobungszyylinder

Die Simulation der realen Situation auf dem Polder wurde größtmöglich angestrebt, war jedoch durch technische Mittel begrenzt umsetzbar. Die Gefäßwände der Beprobungszyylinder zur Beobachtung von Wasser- und Pflanzenkörper bestanden mit Ausnahme der unteren 25 cm aus durchsichtigem PVC. Die daraus resultierende Sonnenbestrahlung der Wasserfläche fiel daher weitaus größer als in einer Realsituation im Feld aus. Die Wassertemperatur stiegen vermutlich schneller an und erreichten eventuell auch höhere Werte als in Natura. Überhöhte Bioaktivität und Nährstofffreisetzungen konnten während der Überstauungsversuche deshalb nicht ausgeschlossen werden.

Die Pedone wurden in zylinderförmigen Versuchsgefäßen mit Wasser aus den Fließgewässern von Havel und Elbe überstaut. Stoff- und Energieaustausch waren infolgedessen auf das Pedon, das Überstauungswasser und die Atmosphäre beschränkt. Vertikale Prozesse im Boden, wie Infiltration oder laterale Wasserbewegungen und damit verbundene Stoff- sowie Energietransporte wie in Natura, konnten in diesem Versuchsaufbau entsprechend nicht simuliert werden. Beispielsweise wäre im Feld (direkt auf der Polderfläche) ein Überstau von Ackerflächen der Havelpolder, aufgrund ihres zumeist wasserdurchlässigen sandigen Substrates sowie der geringen sommerlichen Wasserstände, im Sommer nicht möglich gewesen. Es kann davon ausgegangen werden, dass das Überstauungswasser hierbei versickert wäre. Dieser Umstand wurde jedoch durch das Grundziel des Versuches, die Phosphor- und untergeordnet die Stickstofffreisetzung infolge einer sommerlichen Flutung (nutzungs-) flächenspezifisch zu quantifizieren, legitimiert. Ein Versuchsaufbau wie der angewandte gestaltete sich somit als praktikabel und zweckmäßig.

Die durchgeführten Säulenexperimente wiesen einen stark technischen und damit auch relativ starren Charakter auf. Der Stoff- und Energieaustausch mit der Atmosphäre wurde durch die Versuchsgefäß geringfügig eingeschränkt. Eine windinduzierte Zirkulation der Strömungsverhältnisse im Wasserkörper, mit entsprechenden Umlagerungsprozessen ähnlich der Realsituation im Gelände, wurde durch die Gefäßwände der Untersuchungsbehälter behindert.

Die Ausprägung eines einheitlichen Bakterienfilms auf sämtlichen Oberflächen der Stauwasser (verstärkt während der Sommerszenarien) in den Beprobungssäulen (vgl. Abbildung 7-1) verstärkte darüber hinaus diese Abweichung. Die Wasserzirkulation und der Stoffaustausch mit der Atmosphäre wurde stärker als in der Realsituation gehemmt. Dieser, in der Natur gängig auftretende Oberflächenfilm, besteht nach VIETINHOFF (2000, S. 98) „u. a. aus den Exkretionen von Organismen, Fettsäuren, Eiweiße, oberflächen-aktive Substanzen, lebender und toter Biomasse (Detritus, Bakterien, Phytoplankton), metallorganischen Verbindungen und Nährstoffen.“ Der Gasaustausch zwischen Luft und Wasseroberfläche war somit eingeschränkt möglich. Dies bedingte vermutlich eine zusätzliche Beeinträchtigung des Nährstoffaustausches und auch eine Verdunstungsbeschränkung (u. a. durch die nahezu weiße Oberfläche und den daraus resultierenden erhöhten Albedo).



**Abbildung 7-1: Natürlicher Oberflächenfilm nach 14 bzw. 21 Tagen (Foto: LOTSCH & SKRADDE 2005)**

Die Oberflächenbewegung durch die Wasserentnahme zum Analysezweck führte zum Aufreißen der Bakteriendecke. In einer Feldsituation verhindert in der Regel die natürliche windinduzierte Oberflächenbewegung, dass sich ein vollständig geschlossener Bakterienfilm etablieren kann. Inwieweit sich dadurch Messwertabweichungen zu realen Feldwerten (während eines Hochwassers) ergaben, ist nicht bekannt, da in Natura Oberflächenfilme derartigen Ausmaßes vermutlich nur auf kleineren, unbewegten Wasserflächen (z. B. im Zuge des Hochwasserrückgangs in windstillen Senkenarealen) denkbar sind. Es konnte von einer Divergenz zwischen Messwert und zu erwartendem Realwert im Hochwasserfall ausgegangen werden. Der Versuchsaufbau stellte somit tatsächlich eine worst-case Situation dar. Um einen diesbezüglichen Vergleich der Auswirkungen von natürlichen Oberflächenfilmen durchführen zu können, wurden auf dem Gelände der IaG GmbH im hydrologischen Sommer weiterführende Untersuchungen mit vergrößerten Beprobungsgefäßen (Oberflächendurchmesser rund 0,55 m<sup>2</sup>) durchgeführt.

### 7.1.4 Probenlagerung

Die Aufbewahrung der Untersuchungs- zylinder sollte eine größtmögliche Korrelation mit der jeweiligen Realsituation auf dem Polder aufweisen. Somit erfolgte ihre Lagerung der Probe unter den aktuell, der Realsituation im Feld entsprechenden Witterungsbedingungen. Eine Schwierigkeit im Winterhalbjahr bestand darin, dass es aufgrund des relativ geringen Durchmessers der Beprobungssäulen zu einem Gefrieren der oberen Schicht des Untersuchungs- wassers kam (vgl. Abbildung 7-2). Die praktikable Entnahme des zu untersuchenden Wassers wurde somit erschwert und konnte nur durch das Aufbrechen der Eisdecke realisiert werden. Um diesbezüglich Abhilfe zu schaffen, wurde eine Lagerung z.B. entlang einer schützenden Hauswand als ratsam erachtet. In diesem Fall entsprach die exerzierte Untersuchungsmethode jedoch nicht der Realsituation im freien Feld.



**Abbildung 7-2: Beprobungs- zylinder mit Eisdecke (Foto: LOTSCH 2005)**

## 7.2 Färbung, Trübung und Geruchsentwicklung

Die bräunliche Verfärbung des Untersuchungswassers im Verlauf der jeweiligen Szenarien, wurde u. a. auf eine Zunahme des gelösten Huminstoffanteils im Untersuchungswasser zurückgeführt. Ebenfalls kam es, bedingt durch den zunehmenden Mangel an Sauerstoff, zu einer Reduktion von Eisenhydroxid aus dem Sediment (DVWK 1997). Die Folgen waren einerseits die bräunlich-trübe Verfärbung des Wassers, sowie andererseits der verstärkte Austritt von Phosphor aus der Bodendecke in bodennahe Wasserschichten an der entsprechenden Kontaktzone (vgl. Kapitel 7.3.2.1). Unter anaeroben Verhältnissen kam es zu Faulungsprozessen. Diese traten verstärkter bei erhöhten Temperaturen (vgl. hydrologisches Sommerhalbjahr, Kapitel 5.4.1) und einem Zuwachs an chlorophyllhaltiger, leicht zersetzbarer Biomasse auf. Die starke Geruchsentwicklung wurde u. a. auf die folgenden Aspekte zurückgeführt:

#### Zersetzungsprozess der organischen Biomasse durch Organismen

Eine genaue Auflistung derjenigen Organismen, die für die Herausbildung der markanten Geruchsentwicklung verantwortlich sind, findet sich bei KLAPPER (1992) sowie HÄUSLER (1982). Unter anderem werden neben *Crenothrix*, als Bakterium (Schizomycetes) verschiedene Vertreter der Blau- und Kieselalgen sowie der Chrysophyta, Dinophyta und Chlorophyta angeführt.

#### Prozess der Desulfurikation

Die Reduktion von Sulfat zu Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff durch bestimmte Bakterien, den sog. Desulfurizierern, unter strikt anaeroben Bedingungen wird allgemein als Desulfurikation bezeichnet (vgl. ADAM et al. 2000). Große Mengen an Schwefelwasserstoff traten bereits im Zuge der Fäulnisbildung im August 2002 über

den eingestauten Polderflächen auf (BUCHTA 2002). Als Reduktionsmittel dienten verschiedene organische Stoffe bzw. elementarer Wasserstoff ( $H_2$ ). Dieser Prozess trat in der Versuchsdurchführung verstärkt unter sommerlichen Bedingungen, mit einer entsprechenden Temperaturentwicklung auf.

Die Schwarzfärbung der anoxischen Beprobungssedimente zum Ende des Untersuchungszeitraums wies ebenfalls auf eine Redoxreaktion hin (HÜTTER 1994).  $SO_4$  wurde dabei unter  $O_2$ -Veratmung, durch mikrobielle Aktivität reduziert und in Sulfid umgewandelt. Die Ausfällung von Eisen- und Sulfid-Ionen als schwarzes Eisenmonosulfid  $FeS$  bedingte die Schwarzfärbung (KLAPPER 1992). Der Prozess kann durch folgende Gleichung ausgedrückt werden:  $Fe^{2+} + H_2S \rightarrow FeS + 2 H^+$ . Auf den Prozess der Manganrücklösung aus überfluteten Böden, welche durch hohe mikrobielle Aktivitäten unter ungünstigen chemischen Bedingungen des Stauwassers forciert werden, wird gesondert in Kapitel 5.7 eingegangen.

### 7.3 Parameterdiskussion

Anhand ausgewählter Pedone, mit charakteristischen und den Untersuchungsraum in seinen qualitativen Eigenschaften berücksichtigenden Merkmalen, wurden die in Kapitel 3, Tabelle 3.1 präsentierten PNS diskutiert. In der Auswertung lassen sich anhand dieser Charakteristika, Rückschlüsse auf das generelle Verhalten standortabhängiger Faktoren schließen.

Grundsätzlich soll noch einmal auf die im Verlauf des Untersuchungszeitraumes variierende Phänologie der Probenahmestellen verwiesen werden. Tabelle 3.1 zeigt dazu eine detaillierte Auflistung der jeweils vorherrschenden Vegetation bzw. landwirtschaftlichen Nutzung. Es wurde bereits betont, dass hierbei vor allem die direkt vor Ort sichtbaren Verhältnisse mit in die Auswertung einbezogen wurden. Die weiterführende Auswertung der Ergebnisse erfolgt daher nach hydrologischem Winter- bzw. Sommerhalbjahr getrennt.

#### 7.3.1 Sauerstoffentwicklung

Die lokal Fischfauna sowie weitere aquatische Organismen sind für ihren optimalen Fortbestand auf eine Mindestsauerstoffkonzentration von über 3 mg/l angewiesen (BUCHTA 2002). Bereits zum Elbehochwasser 2002 wurden Tiefstkonzentrationen von 0,2 bis 0,5 mg/l im Havelschlauch, dem Gülper See sowie auf den Polderflächen registriert. Wie eingangs erläutert, war die unmittelbare Folge ein Massensterben der lokalen Fischfauna bis hin zu relativ unempfindlichen Arten wie z. B. Aalen (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE 2003).

##### 7.3.1.1 Hydrologisches Winterhalbjahr

In der folgenden Auswertung wird anstelle des durch BUCHTA (2002) erwähnten, kritischen Wertes von 3 mg/l eine Sauerstoffkonzentration von 5 mg/l als grenzwertiges Mindestniveau festgelegt. Dieser theoretisch angenommene Wert lässt einen bewussten Spielraum hinsichtlich der absoluten Minimalkonzentration, welche das Überleben der aquatischen Fauna auf einem Mindestniveau gewährleistet.

Tabelle 7-1 zeigt den Zeitpunkt des erstmaligen Erreichens der durch Zehrungsprozesse hervorgerufenen Sauerstoffabnahme auf einen kritischen Wert von < 5 mg/l. Verallgemeinernd lässt sich daraus ableiten, dass sämtliche Flächen im Vergleich, im Frühjahr mit Anstieg der Temperatur, besonders dynamisch hinsichtlich der Sauerstoffkonzentrationsentwicklung reagierten. Hier ließ sich ein



deutlich schnelleres Absinken der Sauerstoffgehalte ersehen. Im speziellen waren dabei die Stauwässer über dem Niedermoorstandort (HP9) bzw. dem Gleyboden (HP1) durch einen raschen Sauerstoffverlust gekennzeichnet. Relativ stabil reagierte dagegen das Stauwasser über der Braunerde des vegetationsfreien Ackerbodens von HP6.

Tabelle 7-1: Zeitpunkt des Unterschreitens der 5 mg/l O<sub>2</sub>-Marke ausgesuchter Stauwässer

Lfd. Nr.	Name	Substrat/ Bodentyp	Spätherbst	Winter	Frühjahr
1	HP0	Havelwasser	nie	nie	nie
2	HP1	Sand/Gley, GL, extensiv	4. Tag	5. Tag	3. Tag
3	HP2	Torf über Mudde/Niedermoor, GL, extensiv	nie	nie	3. Tag
4	HP3	Auenton/Pseudogley, GL, extensiv	12. Tag	5. Tag	3. Tag
5	HP6	Feinsand/Braunerde, Acker, vegetationslos, intensiv	nie	nie	nie
6	HP7	Sand/Braungley, extensiv	nie	7. Tag	3. Tag
7	HP8	Feinsand/Braunerde, Acker, Wintergetreide, intensiv	4. Tag	7. Tag	13. Tag
8	HP9	Torf über Auenlehm/Niedermoor, GL, intensiv	4. Tag	7. Tag	3. Tag

Die rapide Konzentrationsabnahme im Frühjahr erfolgte verstärkt bereits in den ersten 3 Tagen der Beprobung. Unter winterlichen Witterungsbedingungen galt der 7. Tag im Bezug auf das Erreichen des 5 mg/l Grenzwertes als kritisch.

### **Nullprobe**

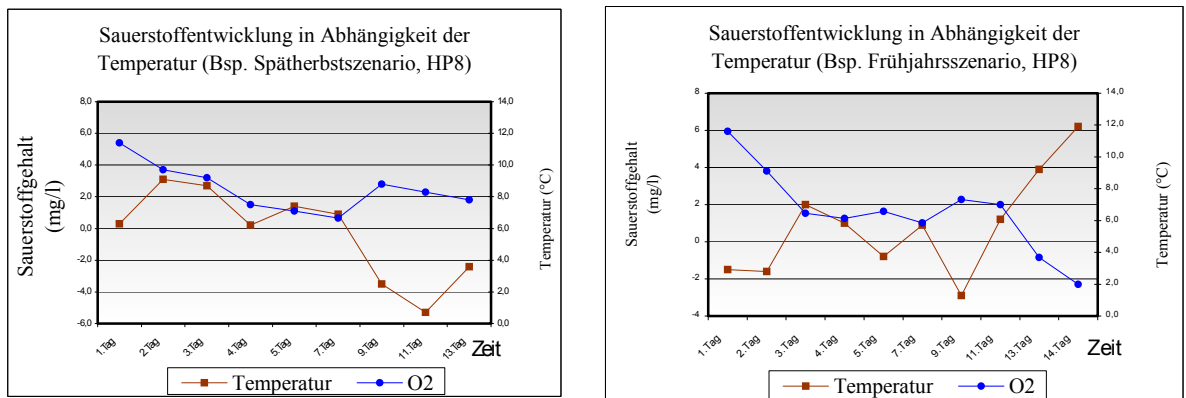
Erwartungsgemäß lagen die Ausgangswerte der Sauerstoffsättigung im Frühjahrsszenario deutlich höher, als in vorangegangenen Untersuchungen. Nach der Winterstagnation, mit Einsetzen der Vegetationsperiode und der Erhöhung der Wassertemperatur, kam es zu einer entsprechend erhöhten Sauerstoffsättigung in den Gewässern (vgl. auch Tabelle 7-2).

Tabelle 7-2: Gesättigte Gas/Wasser-Lösung bei Sauerstoff (HANSEN 2003, verändert)

	0° C	10° C	20° C	30° C
O <sub>2</sub>	69,5 mg/l	53,7 mg/l	43,3 mg/l	35,9 mg/l

### **Temperatur und Zeit**

In Abhängigkeit der sauerstoffzehrenden Abbauprozesse im hydrologischen Nährstoffkreislauf und weiterer einflussnehmender Parameter wie Temperatur und Globalstrahlung, unterlag die Entwicklung der aeroben Verhältnisse in den Untersuchungszylindern einer witterungsbedingten Dynamik. Mit steigender Temperatur sank der Sauerstoffgehalt bereits im Ausgangswasser der Untersuchungswässer. Entgegengesetzt dazu fiel bei geringen Temperaturwerten der Sauerstoffgehalt entsprechend erhöht aus (Abbildung 7-3).



**Abbildung 7-3: Temperatur und O<sub>2</sub>-Entwicklung am Bsp. von HP8 im Spätherbst- und Frühjahrsszenario**

Erwartungsgemäß kam es im Verlauf eines jeweiligen Szenarios zur Sauerstoffzehrung unter bakteriellen Abbauprozessen. Die größten Differenzen zwischen Anfangs- und Endwert wurden unter winterlichen Witterungsbedingungen, die größte Dynamik in der Abnahme von O<sub>2</sub> dagegen im Frühjahr verzeichnet. Gleichzeitig ging mit höheren Wassertemperaturen sowie einer erhöhten Biomasse und Bioaktivität die Sauerstoffzehrung schneller vonstatten. Bereits nach 3 Tagen wurde eine Zehrung um 40 % O<sub>2</sub> erkennbar. Nach 7 Tagen lag der Wert unter 20 % und entwickelte sich dem anschließend weiter gegen 0. Es fiel auf, dass die höchsten gemessenen Sauerstoffkonzentrationswerte zu Beginn des Winterszenarios auftraten. HP6, als Vertreter der freien Ackerbodenfläche, wies dabei einen gemessenen Maximalwert von 21 mg/l am zweiten Tag der Beprobung auf.

Die Löslichkeit des Sauerstoffs sank u. a. mit steigender Temperatur (vgl. KLAPPER 1992). Unter spätherbstlichen Witterungsbedingungen wurde z. B. in Abbildung 4.13 (Kapitel 4.4.1) zum 9. Tag ein Anstieg der Sauerstoffkonzentration vermerkt. Im Vergleich dazu zeigt Abbildung 18 (Kapitel 4.1) am gleichen Tag der Untersuchungen ein Absinken der Temperaturwerte unter 0°C. Sensibel reagierten die Proben sowohl der Torf über Auenlehmflächen (Niedermoorstandort HP9) als auch der sandigen Standorte über Gley bzw. Braunerde von HP1 und HP8 auf die klimatischen Veränderungen. Hier wurde ein kritisches anaerobes Milieu bereits am 4. Tag erreicht. Die Werte sanken unter die 5 mg/l Grenze.

### **Eisbedeckung**

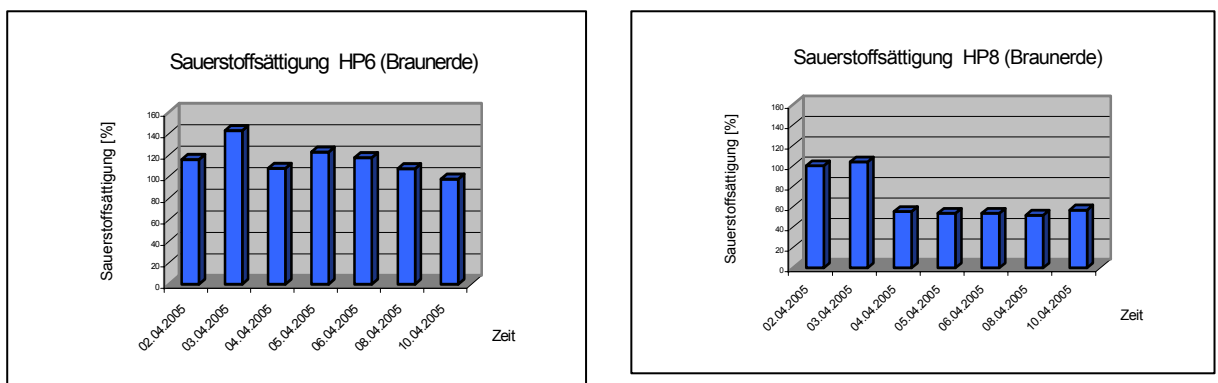
Wie unter Kapitel 4.1 beschrieben, kam es im Verlauf des winterlichen Szenarios unregelmäßig zur Ausprägung einer geschlossenen Eisdecke in den Untersuchungszylindern. Der physikalische Sauerstoffeintrag wurde somit reduziert bzw. kam bei vollständiger Ausprägung sogar zum Erliegen (vgl. KLAPPER 1992). Es herrschte ein, durch Lichtmangel bedingtes, Unterangebot an Sauerstoff (HANSEN 2003). Bereits KNÖSCHE (2003a) stellte gezielte Untersuchungen zur Ermittlung der Sauerstoffentwicklung bei anhaltend geschlossener Eisdecke am Schollener See an. Im Verlauf der Untersuchungen wurde, wie unter Kapitel 5.1.4 erläutert, zum Zwecke der Wasserentnahme die Eisdecke aufgebrochen. Geringe Sauerstoffkonzentrationen traten jedoch zum Zeitpunkt der Winterbeprobung einheitlich in sämtlichen Untersuchungswässern (mit Ausnahmen HP6) ab dem 5. Tag auf.

### **Biogener Anteil**

Bakteriologische Abbauprozesse unter starker Sauerstoffzehrung setzten während des Elbehochwassers 2002 nach BUCHTA (2002, S. 32) „... insbesondere auf den Ackerflächen und Intensivgrünländern der Flutungspolder ein.“ Außerdem verschlechterte die Zufuhr organischer Stoffe die Sauerstoffbilanz (HANSEN 2003). Der biogene Anteil fiel grundsätzlich im hydrologischen Winterhalbjahr während der Versuchsdurchführung geringer aus, als zum Zeitpunkt des Elbehochwassers 2002. Aus Gründen der Vegetationsperiode ergab sich ein geringerer Anteil der Biomasse sowie des für Zersetzungsprozesse unter Sauerstoffzehrung zur Verfügung stehenden Materials.

Besonders auffällig war die Sauerstoffentwicklung über der Ackerfläche ohne Vegetation (HP6). Hier sanken die O<sub>2</sub>-Sättigungswerte während jedes Szenarios nur wenig unter 80 %. Sowohl bei HP6 als auch bei HP8 handelte es sich jeweils um Vertreter des gleichen Bodentyps, in diesem Fall um feinsandige Braunerde. Damit wurde die Bedeutung der Landnutzung bzw. der Einfluss des vegetativen Anteils an der Wasserbeschaffenheitsentwicklung verdeutlicht. Es konnte, den Einzeluntersuchungen zufolge davon ausgegangen werden, dass der Anteil der Biomasse die Stauwasserentwicklung hinsichtlich der Sauerstoffsättigung in den Proben signifikant voneinander unterschied. Besonders im Winterszenario wurde dieser Umstand deutlich.

Es lässt sich schlussfolgern, dass im hydrologischen Winter der Bewuchs der Flächen, bzw. der Anteil der oberirdischen Spross und Blattmasse, in wechselkausalem Zusammenhang u. a. mit der Temperatur und der daraus resultierenden Wasseroberflächenbeschaffenheit (Eisdecke, natürlicher Oberflächenfilm) entscheidend für eine rasche O<sub>2</sub>-Abnahme verantwortlich war. Die Flutung eines unbewachsenen Ackers, stellte aus dieser Perspektive unter winterlichen Bedingungen das geringste Risiko eines raschen und damit kritischen Sauerstoffverlustes dar. Dies lässt jedoch sämtliche Fragen hinsichtlich der Nährstoffrücklösung aus Polderflächen außer Acht (vgl. Kapitel 5.4.2).



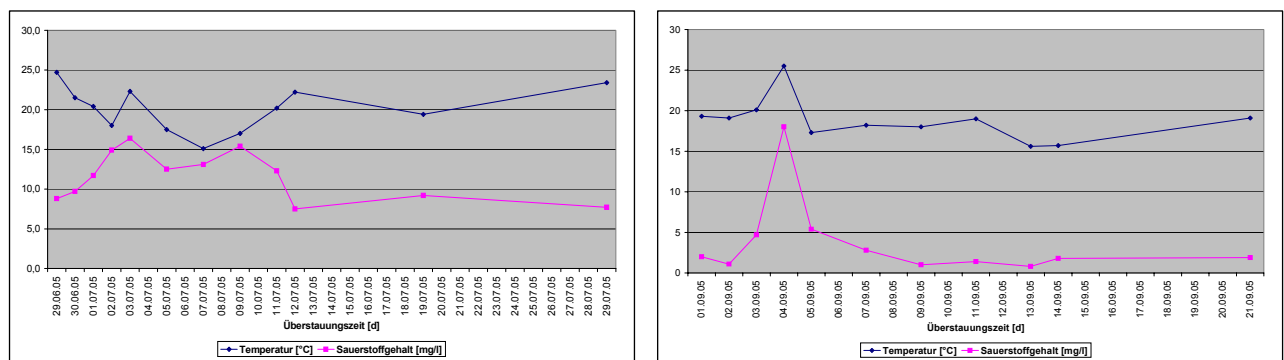
**Abbildung 7-4: Sauerstoffsättigung am Beispiel von HP6 und HP8 im Frühjahrsszenario**

### **Landwirtschaftliche Nutzung**

Die Negativeauswirkung der landwirtschaftlichen Nutzung von Polderflächen, kann den vorliegenden kleinräumigen Untersuchungen zufolge, nicht pauschale unterstrichen werden. Hier ist eine Differenzierung der Aussage hinsichtlich der Jahreszeit sowie dem Anbauprodukt vorzunehmen. Grundsätzlich stand die Wasserbeschaffenheitsentwicklung sowohl von der Biomasse als auch von der Zersetzbarkeit des pflanzlichen Materials in Abhängigkeit. Gezielte Analysen hinsichtlich der Auswirkung von agrarischen Anbauprodukten (getrennter Überstau von Pedon und Vegetation) auf die jeweilige Wassergüte wurden im Sommerhalbjahr durchgeführt.

### 7.3.1.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr

Es wurde davon ausgegangen, dass sich der Trend der erhöhten Dynamik in der Sauerstoffabnahme, d. h. der sinkenden Wasserlöslichkeit des Sauerstoffs, mit steigender Temperatur im jahreszeitlichen Verlauf verstärkt. Im Hochsommerszenario konnte diese Korrelation jedoch nur für zwei der 24 Überstauungswässer (HP 0/1, HP 8/3) zu mindestens 50 % der Beprobungstermine bestätigt werden (siehe Abbildung 5.3 links). Die Hälfte der Überstauungswässer wies im Hochsommer zu > 50 % der Beprobungstermine unabhängig von Temperaturschwankungen dauerhaft anaerobe Verhältnisse auf. Es wurde angenommen, dass neu gelöster Sauerstoff umgehend durch mikrobielle Abbauprozesse verbraucht wurde und demzufolge, selbst bei steigender Sauerstofflöslichkeit (sinkender Temperatur), grundsätzlich nur anaerobe Verhältnisse vorherrschten.



**Abbildung 7-5: Abhängigkeit der Sauerstofflöslichkeit von der Temperatur; links: Havelwasser ohne Pedoneinfluss (HP 0/1) während des Hochsommerszenarios, rechts: Havelwasser über Erdniedermoor (HP 9/2) im Spätsommerszenario**

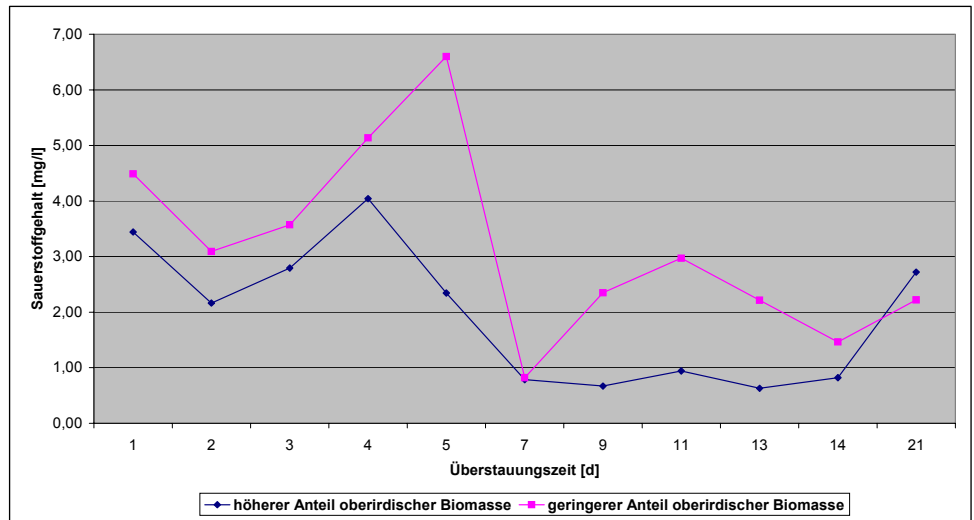
In den verbleibenden Proben stieg der Sauerstoffgehalt im Hochsommerszenario zu > 50 % der Beprobungstermine mit zunehmender Temperatur an, bzw. verzeichnete bei Temperaturabnahme eine Absinkendenz.

Während des Spätsommerszenarios konnte die Abhängigkeit der Sauerstofflöslichkeit von der Temperatur nach SCHWOERBEL (1977) in keinem Wasser eindeutig nachgewiesen werden. 13 der 24 Überstauungswässer waren zu > 50 % der Beprobungstermine anaeroben Bedingungen ausgesetzt. Während der anderen Hälfte der Termine waren ebenfalls keine eindeutigen Korrelationen zwischen Temperatur und Sauerstoffgehalt erkennbar. Zu mindestens 70 % der Beprobungen wurde in den restlichen 11 Überstauungswässern eine positive Korrelation zwischen Temperatur und Sauerstoff festgestellt, dass der Sauerstoffgehalt mit zunehmender Temperatur anstieg und mit abnehmender Temperatur sank (vgl. Abbildung 7-5 rechts).

KLAPPER (1992) wies bereits darauf hin, dass der Sauerstoffgehalt mit steigendem Salzgehalt sinkt. Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für den Salzgehalt. Diese stieg in nahezu allen Überstauungswässern annähernd linear an (vgl. Kapitel 5.4.2). Der Sauerstoffgehalt unterlag hingegen starken Konzentrationschwankungen. Nach längerer Zeit mit vorherrschender Anaerobie wurde zum Ende der Szenarien in der Regel ein Sauerstoffanstieg registriert. Demzufolge konnte während den Überstauungsversuchen kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Sauerstoffgehalt und Salzgehalt festgestellt werden.

In der Regel führte über Pedonen desselben Standortes ein hoher Anteil oberirdischer Biomasse (vor der Mahd bzw. Ernte) zu schlechteren Sauerstoff-

verhältnissen. Die Diskussion hinsichtlich der Sauerstoffumsetzungen durch mikrobielle Prozesse erfolgt im Zusammenhang mit den Betrachtungen zu Phosphor (Kapitel 5.4.2), Stickstoff (Kapitel 5.4.3) sowie gelöstes Eisen (Kapitel 5.4.4).



**Abbildung 7-6: Durchschnittliche Entwicklung des Sauerstoffgehaltes aller Überstaunwässer in Abhängigkeit von der oberirdischen Biomasse**

Einen vergleichenden Überblick im Jahresverlauf hinsichtlich der Sauerstoffkonzentrationsentwicklung zwischen den 5 Szenarien untereinander bietet Abbildung 7-7. Deutlich erkennbar sind die geringen Ausgangswerte im Hochsommer im Vergleich zum hydrologischen Winterhalbjahr.

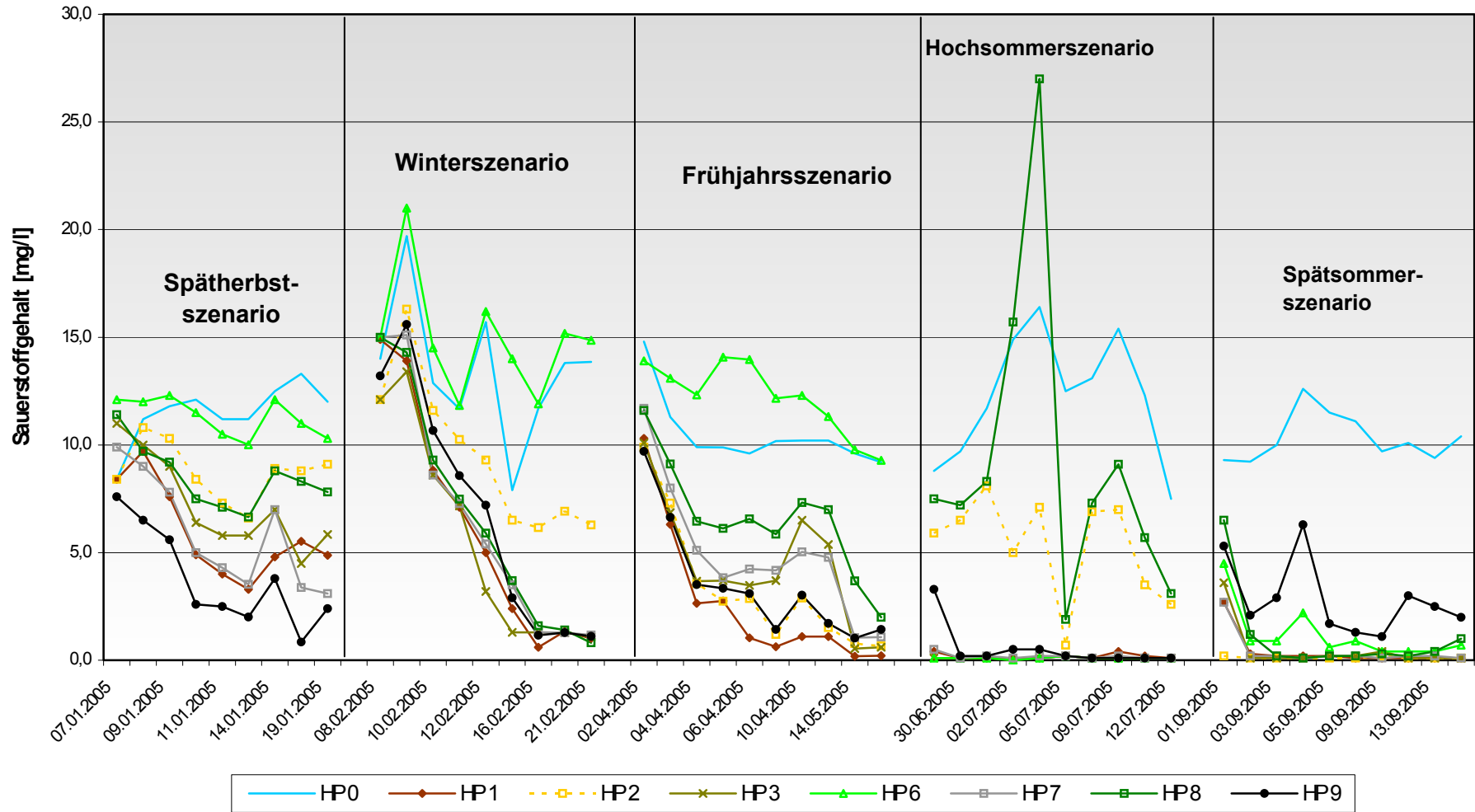


Abbildung 7-7: Vergleich der Sauerstoffentwicklung über den gesamten Beprobungszeitraum

### 7.3.2 Gesamtposphorentwicklung

Sämtliche biologische Stoffwechselprozesse, sowohl organischen als auch anorganischen Ursprungs, laufen unter Mitwirkung von TP-Umsatzprozessen ab (vgl. u. a. HANSEN 2003). Ohne eine ausreichende Verfügbarkeit an Phosphor, wird die Primärproduktion in Gewässern unterbunden (SCHWOERBEL 1999). Als Ausgleich ermöglicht die Speicherung von Phosphorreserven in den Zellen der Organismen die Aufrechterhaltung des Stoffwechsels in Zeiten des geringeren Angebots (DVWK 1997).

Nach KLAPPER (1992) steht der partikuläre Phosphor in organischer sowie anorganischer Form dem Sediment–Wasser–System zur Verfügung. Durch Diffusion, Advektion und Resuspension gelangt gelöster Phosphor aus dem Porenwasser im Sediment in das anstehende Wasser (vgl. Abbildung 7-8).

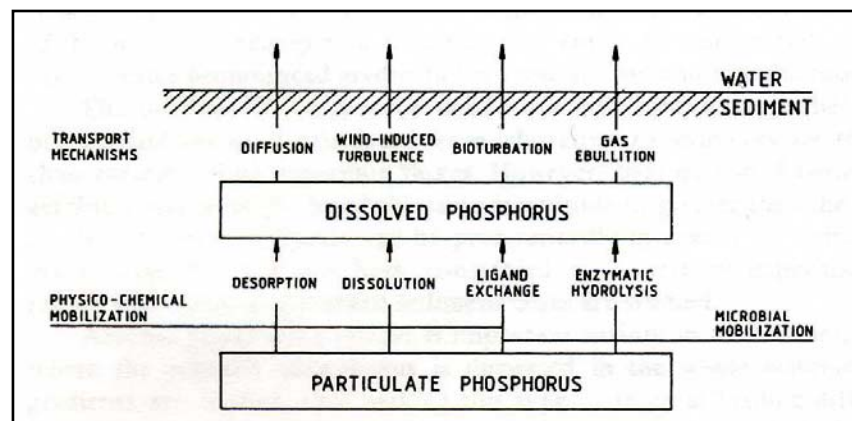


Abbildung 7-8: TP-Freisetzungsprozesse aus Seesedimenten (Boström et al. 1982)

Grundsätzlich konnte durch den Vergleich der Ausgangswässer sämtlicher Szenarien festgestellt werden, dass die Havel keine einheitliche Nährstofffracht aufweist. Als ein offenes System reagiert die Havel entsprechend schnell auf Veränderungen des Nährstoffimportes der Potsdam-Brandenburger Seenkette (vgl. KNÖSCHE 2003c, ROHDE 1995). Ihre Nährstoffwerte schwanken in Anhängigkeit des jahreszeitlichen Verlaufs bzw. des jeweiligen lokalen Stoffeintrags und repräsentierten gleichfalls die durchschnittliche Nährstoffkonzentration der erwähnten großen Flachseen. Eine zentrale Rolle dabei spielt das Havelsediment, welches nach ROHDE (1995, S. 57) „... einmal als Nährstofffalle und zum anderen als Nährstoffquelle fungiert“. Dieser Sachverhalt wurde ebenso auf Auen- als auf Sumpfgebiete zutreffend ermittelt (vgl. REDDY et al. 1999). Besonders unterhalb Berlins weisen die Havelseen hohe Phosphorfreisetzungsraten auf und beeinflussen auf diese Weise die Wasserbeschaffenheit der Havel im Raum Havelberg.

#### 7.3.2.1 Hydrologisches Winterhalbjahr

##### **Nullprobe**

In den Nullproben war jeweils über den 14tägigen Untersuchungszeitraum eine deutliche Abnahme der TP-Werte zu erkennen. Im Spätherbstszenario wurde die Konzentration sogar halbiert (Tabelle 7-9). Nach HUPFER (2006) können für diesen Prozess Absinkbewegungen der Schwebstofffracht und damit des partikulär gebundenen Phosphors verantwortlich gemacht werden. Ähnliche Prozesse zum Rückhalt von Schwebstoffen wurden z. B. durch ENGELHARDT et al. (1999) auf



gefluteten Polderflächen entlang der Oder nachgewiesen. Während der Winterflutung betrug der Schwebstoffrückhalt dort zwischen 33 und 70%.

### Sauerstoff

Die Entwicklung der Gesamtposphorrücklösung in den Untersuchungswässern war eng an die Komponente Sauerstoff sowie an deren zeitlichen Verlauf gebunden. Nach DVWK (1997, S. 33) gilt solange „die oberste Sedimentschicht noch Sauerstoff enthält, wirkt sie als Barriere gegen die Abgabe von Phosphaten an das freie Wasser.“ So werden aus 1g TP mindestens 100g organische Substanz in Form von Algenbiomasse gebildet und diese benötigen wiederum für ihren aeroben Abbau etwa 150g O<sub>2</sub> (HANSEN 2003). KLAPPER (1992) gibt an, dass bereits bei Sauerstoffwerten unter 0,2 mg/l der an das dreiwertige Eisen gebundene Phosphor in Lösung geht. Derartig geringe O<sub>2</sub>-Werte wurden jedoch zu keinem Zeitpunkt der Untersuchungen registriert.

Grundsätzlich konnte eine wechselkausale Abhängigkeit u. a. zwischen den Parametern Temperatur, Sauerstoff und Gesamtposphorgehalt im Freiwasser bestätigt werden. Dabei galt die Annahme, dass mit abnehmender Sauerstoffkonzentration und damit einhergehender Verringerung des Redoxpotentials, die Phosphorfreisetzung begünstigt wird (BALDWIN & MITCHELL 2000). HUPFER (1995) stellte bereits fest, dass intensive biogeochemische Umwandlungsreaktionen in den obersten Millimetern des Sediments über Mobilisation oder Bindung des TP entscheiden. Auch BOSTRÖM et al. (1982) gaben an, dass verschiedene physische, chemische und biologische Faktoren den TP-Austausch beeinflussen. Zu den wichtigsten Einfluss nehmenden Faktoren gehört neben dem Redoxpotential sowie dem pH-Wert auch die Temperatur, welche sich als indirekte Steuergröße auf die mikrobielle Aktivität und somit auf die Sauerstoffkonzentration und den pH-Wert auswirkt (BOSTRÖM 1982).

Ein Zusammenhang zwischen der TP-Rücklösung sowie der O<sub>2</sub>-Entwicklung konnte im Stauwasser über verschiedenen Untersuchungsstandorten im Frühjahr festgestellt werden. Anhand von HP6 (Abbildung 5.8) ließ sich sowohl im Spätherbst-, Winter- und Frühjahrsszenario ein im jeweiligen Vergleich deutlicher Konzentrationszuwachs in den ersten beiden Tagen erkennen. Mit Voranschreiten des Beobachtungszeitraumes und in Folge weiterer Reduktion durch Abbauprozesse organischer Materie nahmen die anaeroben Verhältnisse im Untersuchungswasser weiter zu und das Sediment verlor an der Wasserkontaktzone seine Fähigkeit zur Bindung des Phosphors (vgl. DVWK 1997). Ein derartiger Trend ließ sich anhand der ausgesuchten Standorte HP1 (Sand/Gley), HP3 (Auenton/Pseudogley) und HP6 (Feinsand/Braunerde) verfolgen.

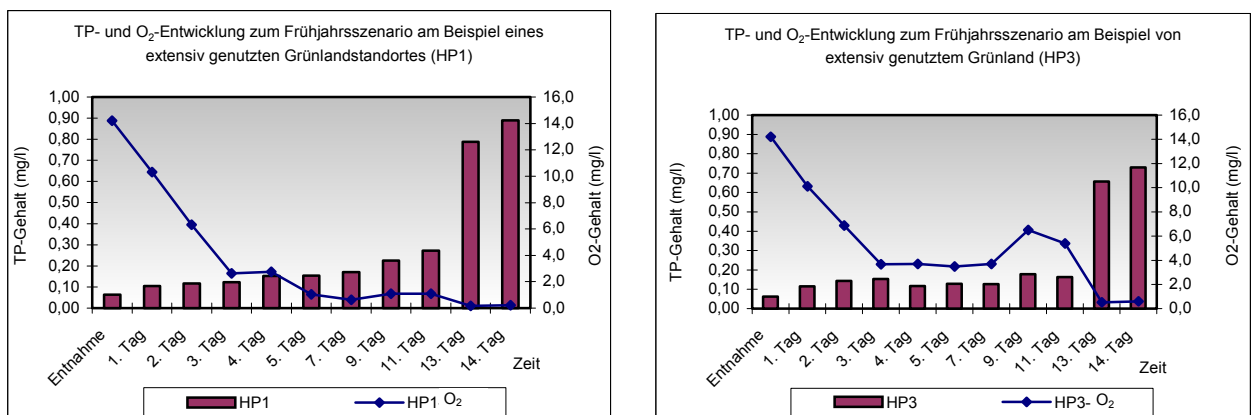


Abbildung 7-9a-b: TP- und O<sub>2</sub>-Entwicklung über verschiedenen Untersuchungsstandorten zum Frühjahrsszenario



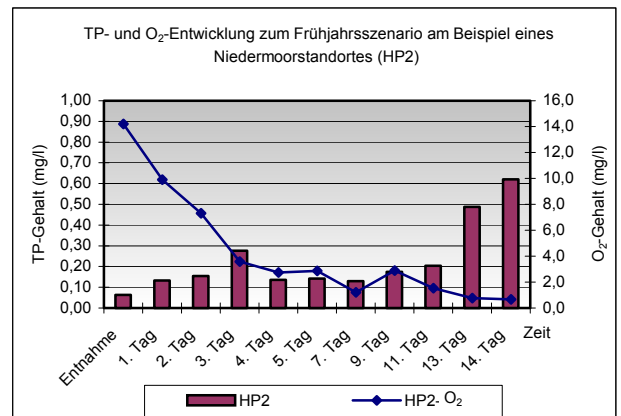
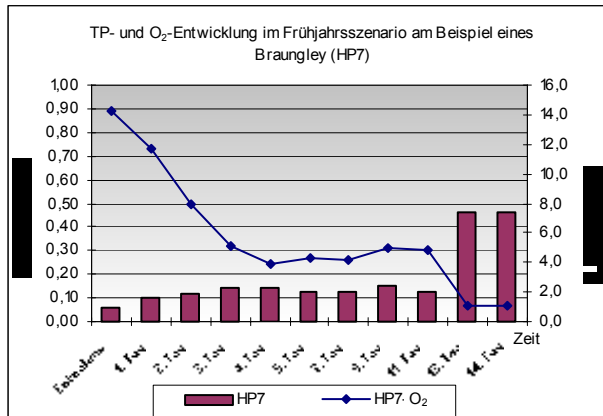


Abbildung 7-9c-d: TP- und O<sub>2</sub>-Entwicklung über verschiedenen Untersuchungsstandorten im Frühjahrsszenario

Während des Frühjahrsszenarios wurde bereits auf einen besonders markanten und sprunghaften Anstieg sämtlicher TP-Werte zwischen dem 11. und 14. Tag der Untersuchungen verwiesen. Es konnte in einigen Fällen eine Verdreifung bzw. sogar Vervielfachung der ansonsten bis zum 11. Beprobungstag relativ kontinuierlich verlaufenden TP-Werte registriert werden. Der Sauerstoff unterschritt dabei grundsätzlich ein kritisches Niveau von 5 mg/l (vgl. Tabelle 4.6 Kapitel 4.4.1.1). Die Ausnahme bildete erneut HP6 als Vertreter der freien Ackerbodenflächen. Hier verlief der anfängliche Konzentrationsanstieg entgegen dem allgemeinen Trend. Auch jenseits des 11. Beprobungstages kam es zu keinem weiteren Anstieg der Gesamtposphorwerte (vgl. Kapitel 4.3.1).

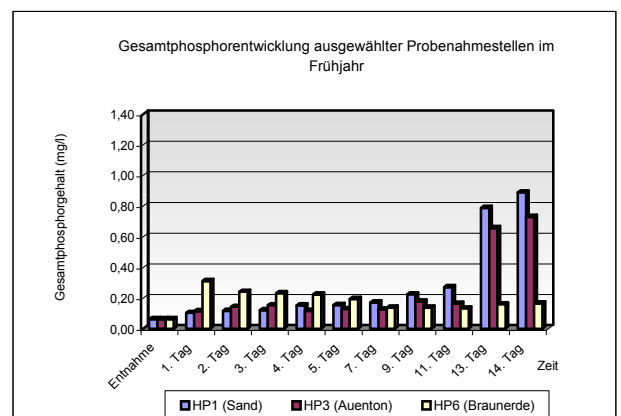
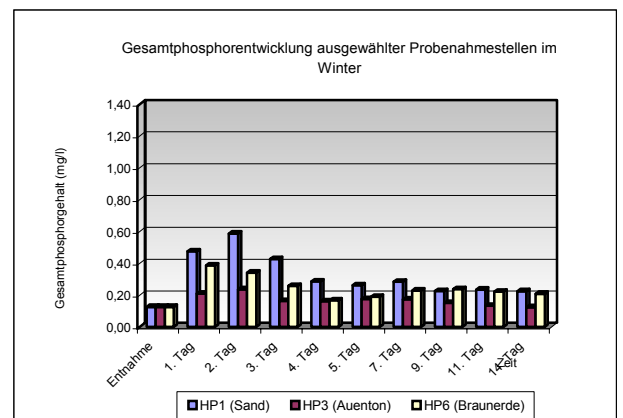
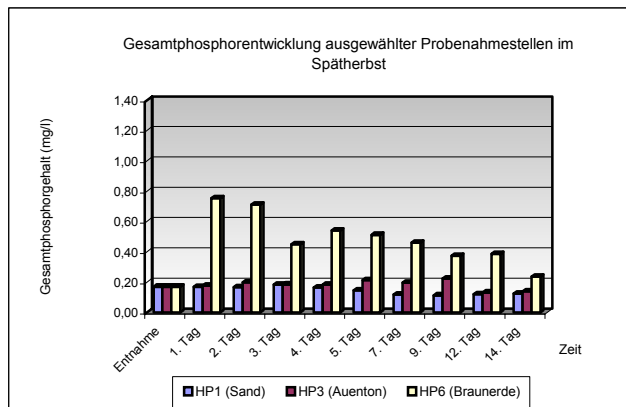


Abbildung 7-10a-c: Gesamtposphorentwicklung ausgewählter Probenahmestellen bei variierenden Untersuchungsszenarien

### **Temperatur**

Wie bereits BOSTRÖM (1982, S. 51) vermerkte, wirkt sich eine Zunahme der Temperatur in erster Linie indirekt durch einen Anstieg der bakteriellen Aktivität aus. Diese wiederum fördert den Sauerstoffverbrauch.

Der Zusammenhang zwischen den Temperaturbedingungen sowie der TP-Freisetzungsrates wurde im Vergleich der 3 Untersuchungsszenarien untereinander ersichtlich (vgl. Tabelle 5.4). Bedeutend auffälliger wird dieser Umstand unter Hinzunahme des Phosphorfreisetzungsspektrums der jeweiligen Sommerszenarien

Tabelle 7-3: Zusammenhang zwischen Temperatur und TP-Freisetzungsrates im hydrologischen Winter

<b>Temperaturbedingungen</b>	<b>Durchschnittliche TP-Freisetzungsrates (kg TP/ha*d)</b>
Spätherbst (Ø 5,2 °C)	-0,02 – 0,13
Winter (Ø 0,5 °C)	-0,01 – 0,35
Frühjahr (Ø 9,7 °C)	0,02 – 0,19

### **Biogener Anteil**

Zu den wichtigsten Faktoren der Phosphorfreisetzung in Feuchtgebieten gehört u. a. die autochthone Belastung durch Sedimentation abgestorbener Biomasse (REDDY et al. 1999). Ein derartiger Trend konnte bei erhöhter Temperatur und Bioaktivität in den letzten 3 Tagen des Frühjahrsszenarios verfolgt werden. Steigende DRP-Werte ließen auf erhöhte biologische Prozesse rückschließen.

Der Einfluss der Biomasse wurde erneut am Beispiel von HP6 deutlich. Wie der anfänglichen Dynamik zu entnehmen war, kam es auf einer Ackerfläche ohne Bewuchs anfänglich zu einer raschen Zunahme der TP-Konzentration in den Untersuchungszylindern. Es wurde in den jeweiligen Beprobungsszenarien deutlich, dass bereits nach kurzer Staudauer (2-3 Tage) die TP-Werte vergleichsweise stabil ausfielen. Auch bei höheren Temperaturwerten, wie im Frühjahrsszenario in den letzten 3 Tagen, kam es entgegen des gängigen Trends zu keinem weiteren TP-Konzentrationsanstieg in der Probe.

### **Vergleich Freilandexperimente - Beprobungsszenarien**

Für den Vergleich der Ergebnisse des eher statischen und somit relativ abstrakten Zylindermodells mit den Daten der Freilandhebungen lässt sich hinsichtlich der Größenordnung der TP-Werte im Frühjahr eine Ähnliche Dynamik nachvollziehen. Grundsätzlich ist bei den vorgestellten Proben im Frühjahr ab dem 11. Untersuchungstag eine rasante TP-Zunahme zu verzeichnen. Abbildung 4.19 zeigt, dass die TP-Werte der Freilanduntersuchungen im Vergleich zu den Ergebnissen der Szenarioanalysen auf dem Gelände der laG GmbH, sowohl zum 15. als auch zum 30. März geringer ausfielen. Es lässt sich daraus schlussfolgern, dass der Versuchsaufbau die Darstellung einer sog. Worst-case – Situation widerspiegelte. Im freien Gelände kann höchstwahrscheinlich bei Auftreten eines Hochwasserereignisses mit geringeren Messwerten gerechnet werden.

### **Gesamtphosphorfreisetzung**

Die Ergebnisse der Berechnung der Gesamtphosphorfreisetzungsrates wiesen innerhalb eines Szenarios einen teilweise sehr heterogenen Charakter auf. Es lässt sich aus Tabelle 4.4 entnehmen, dass in den Wintermonaten, laut den dazu durchgeführten 3 Szenariountersuchungen, die höchste Phosphorrücklösungsrate auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Ackerfläche mit Getreideanbau

vorzufinden war. Der Wert betrug hier  $34,7 \text{ mg/m}^2\text{d}$  TP. Auch im Zeitraum der Frühjahrsbeprobung lag der Wert mit  $18,61 \text{ mg/m}^2\text{d}$  im erhöhten Bereich der Einzelbeprobungsstandorte. Im Vergleich der Ergebnisse aus Tabelle 4.9 wird darüber hinaus deutlich, dass der Anteil der oberirdischen Spross und Blattmasse im Winter auf der Wintergetreidefläche höher als in den verbleibenden Szenarien ausfiel.

Im Szenariovergleich der Ergebnisse der Winteruntersuchungen wurde deutlich, dass es sich bei dem Ergebnis der Wintergetreidefläche eher um eine Ausnahme innerhalb der Wintermonate handelte. Den vorliegenden Ergebnissen zufolge, handelte es sich vor allem um die Proben der extensiv genutzten Grünlandflächen, die über eine vergleichsweise erhöhte Rücklösungsrate verfügten. Erhöhte Werte traten im hydrologischen Winterhalbjahr allgemein unter frühjahreszeitlichen Bedingungen auf. Dieser Sachverhalt war neben HP8 ( $18,6 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ) bei HP1 ( $16,9 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ), HP2 ( $13,1 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ) und HP3 ( $13,4 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ) zu verfolgen.

Wie auch bei vorangegangenen Betrachtungen wurde die gesonderte Rolle der vegetationslosen Ackerbodenfläche (HP6) deutlich. Entgegen der gängigen Norm wurde die höchste Rücklösungsrate bereits im Spätherbst erreicht. Das heißt für das Beispiel HP6, dass über einer eingestauten Ackerfläche ohne Bewuchs, in diesem Fall einer Braunerde ohne Gründlanddecke, im Spätherbst eine Gesamtmenge von  $12,7 \text{ mg/m}^2\text{d}$  TP rückgelöst wurde. Für die Winterbeprobung betrug die Rücklösungsrate  $0,9 \text{ mg/m}^2\text{d}$  TP sowie für die Frühjahresuntersuchungen  $5,8 \text{ mg/m}^2\text{d}$  TP. Derartig verhielt sich neben dem Ergebnis von HP6 nur das Ergebnis von HP9 als Vertreter der Niedermoorflächen mit  $11,0 \text{ mg/m}^2\text{d}$  im Spätherbst.

Grundsätzlich finden neben den Stofffreisetzungs- bzw. Rücklösungsprozessen auch entgegengesetzt gerichtete Austauschdynamiken zwischen Sediment und Wasserkörper statt. Der Vorgang der Phosphordemobilisierung, dem verschiedene Prozesse unterliegen (z. B. die Sedimentation organischer Substanz) wird bei HUPFER (1995) diskutiert. Die TP-Abnahme lässt sich z. B. anhand von HP1 ( $-1,5 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ) bzw. HP2 ( $-3,4 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ), als Vertreter eines Niedermoorstandortes mit Grünlandnutzung während des Spätherbstszenarios verfolgen. Bei HP2 lassen sich derartige, wenn auch geringfügige Dynamiken sogar im Winterszenario nachvollziehen ( $-0,2 \text{ mg/m}^2\text{d}$ ).

### 7.3.2.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr

#### **Nullprobe**

Die Phosphorgehalte der Nullproben wiesen während eines Szenarioverlaufs ähnliche Absinktendenzen wie im hydrologischen Winterhalbjahr auf. Hierbei lassen sich ebenfalls Rückschlüsse auf den partikulären, an die Schwebstofffracht gebundenen, Phosphor ziehen (vgl. Kapitel 7.3.2.1). Das Havelwasser wies im Vergleich zum Elbewasser erhöhte Konzentrationswerte auf und gab somit Aufschluss über eine erhöhte Phosphorfracht (vgl. Kapitel 2, Frachtdaten von Elbe und Havel).

#### **Temperatur und Sauerstoff**

Die Phosphorgehalte der Überstauungswässer stiegen während der ersten drei Beprobungswochen stetig an und erreichten extreme Werte von bis zu  $12,8 \text{ mg P/l}$ . Anschließend setzte zumeist eine rückläufige Konzentrationsentwicklung bis zum 31. Überstauungstag ein (vgl. Kapitel 5.3.1.1).

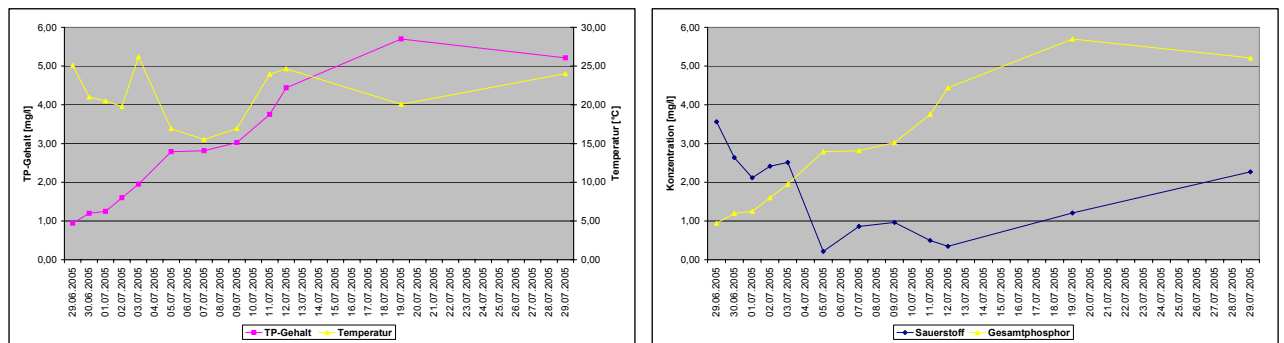
Tabelle 7-4: Zusammenhang zwischen Temperatur und TP-Freisetzungsrate im hydrologischen Sommer

Temperaturbedingungen	Durchschnittliche TP-Freisetzungsrate (kg TP/ha*d)
Hochsommer (Ø 18,3°C)	<0,01 – 3,29
Spätsommer (Ø 15,2°C)	<0,01 – 1,85

AJMONE-MARSAN et al. (2005) untersuchten die Phosphorfreisetzung von periodisch überfluteten Böden in das Bodenwasser und stellte eine ähnliche Entwicklung wie in den Überstauungswässern fest. Das Phosphormaximum trat während der Untersuchungen in der vierten Überstauungswoche auf und wurde von einer abflachenden Phosphorkonzentration abgelöst. Die P-Konzentrationsrückgänge konnten nach AJMONE-MARSAN et al. (2005) aus einer erneuten P-Festlegung im Boden resultieren.

Im Rahmen des PROWATER-Projektes wurde festgestellt, dass bei ansonsten gleichbleibenden Untersuchungsbedingungen die Phosphormobilisierung stark von der Temperatur abhängig ist (LEINWEBER & SCHLICHTING 2003). Die Phosphorfreisetzung während der Szenarien sowohl im hydrologischen Winter als auch im hydrologischen Sommerhalbjahr liessen klare Zusammenhänge bezüglich einer positiven Korrelation von Temperatur und Gesamtposphorfreisetzung erkennen.

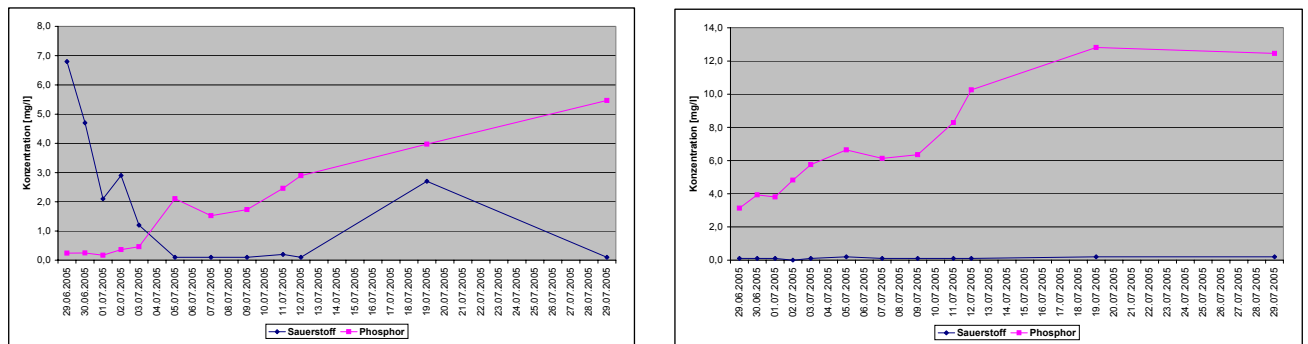
Wie bereits in der Diskussion der Winterszenarioergebnisse erläutert, verhindert eine hohe Sauerstoffkonzentration und damit einhergehend ein erhöhtes Redoxpotential, die Phosphorfreisetzung aus dem Gewässersediment (BALDWIN & MITCHELL 2000, GELBRECHT et al. 2003, LEINWEBER & SCHLICHTING 2003).



**Abbildung 7-11: Durchschnittliche Entwicklung bestimmter Parameter aller Überstauungswässer der Grünland(komplett)pedone im Hochsommerszenario; links: Phosphorgehalt und Temperatur, rechts: Phosphor- und Sauerstoffgehalt**

An der Negativkorrelation zwischen Sauerstoff- und Phosphorgehalten konnte nach Auswertung der Überstauungsversuche im hydrologischen Sommerhalbjahr festgehalten werden (siehe z. B. Abbildung 7-11, links). Unter dauerhaft anaeroben Verhältnissen waren extreme P-Freisetzungsraten mit Freisetzungsraten bis 2,88 kg P/ha\*d charakteristisch (siehe auch Abbildung 7-11, rechts).

Anaerobie trat verstärkt über den meisten Grünlandpedonen und dabei während längerer Zeiträume auf. Dies „verfälschte“ die zuvor genannte Korrelation, sofern man den Gesamtdurchschnitt aus den P-Konzentrationen aller Überstauwässer der Grünlandpedone zu den einzelnen Beprobungsterminen ermittelte.



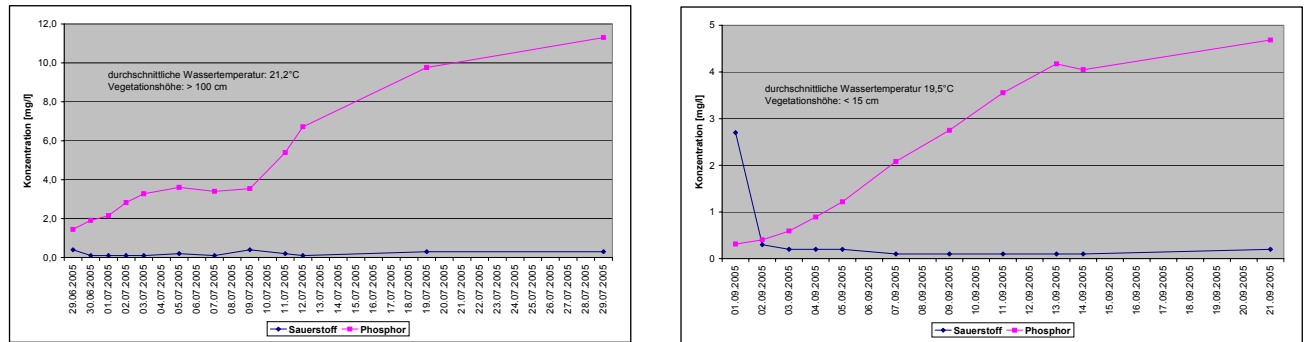
**Abbildung 7-12: Beziehung zwischen Phosphor- und Sauerstoffgehalt am Beispiel des Hochsommerszenarios; links: HP2/1, rechts: HP3/1**

Die starke Sauerstoffzehrung in vielen Überstauwässern, verursacht durch mikrobielle Atmung, führte über den humus- und feinmaterialarmen Grünlandpedonen mit hoher Vegetation und über den Ackerpedonen mit erntereifem Getreide zu dauerhafter Anaerobie. Dies geschah zumeist schon innerhalb der ersten zwei Überstauungstage (vgl. Kapitel 5.4.1). Die Freisetzung von organischem, in der Vegetation gebundenem Phosphor, wurde durch anaerobe Verhältnisse nicht eingeschränkt, sondern entgegen der Erwartungen (geringer Sauerstoffgehalt → geringe mikrobielle Atmung → geringe mikrobielle Zersetzung) eventuell sogar gefördert.

Dies ist nach GELBRECHT et al. (2003) auch in bezug auf Versuche mit Torfböden festgestellt worden. Die Autoren wiesen beispielsweise im Zusammenhang mit Renaturierungsmaßnahmen darauf hin, dass nach ersten Untersuchungen im Gegensatz zu natürlichen Mooren (siehe z. B. SUCCOW 2001) in wiedervernässten Mooren auch unter anaeroben Bedingungen ein weiterer Torfabbau stattfand. Mögliche Umsetzungen von organischen P-Verbindungen bei der Phosphatmobilisierung sind jedoch noch weitestgehend unbekannt (GELBRECHT ET AL. 2003, LEINWEBER & SCHLICHTING 2003). Bekannt ist, dass der organische Phosphor in Torfen oft an Fulvo- und Huminsäuren gebunden ist und mehr als 40% des Gesamtposphors ausmachen kann (REDDY & D'ANGELO 1994). Die Pedone der Überstauungsversuche wiesen unterschiedliche Humusanteile auf. Diese waren teilweise so hoch, dass sie nach KA 4 (1996) als Torf bezeichnet werden können. Es ist also nicht auszuschließen, dass neben der oberirdischen Vegetation, der Humus des Bodens abgebaut und Phosphor entsprechend freigesetzt wurde.

### **Biogener Anteil**

Als signifikant wurde die Abhängigkeit der Phosphorfreisetzung von der Art und Weise der oberirdischen Biomasse befunden. Dieser Umstand wurde durch die veränderte Herangehensweise in der Beprobungsmethodik während der hydrologischen Sommerbeprobung deutlich ersichtlich. Der chlorophyllhaltige Anteil der Biomasse wurde nicht direkt durch Einwiegen bestimmt, sondern anhand der Vegetationshöhe (mit der sie positiv korrelierte) betrachtet. In der Regel sanken die P-Freisetzungsraten mit abnehmender Vegetationshöhe unter ansonsten relativ gleichbleibenden Bedingungen (siehe Tabelle 7-5). Während z. B. für HP 1-Flächen bei einer Vegetationshöhe > 100 cm Phosphorfreisetzungsraten von 2,31 kg/ha\*d festgestellt wurden, lösten sich nach der Mahd nur noch etwa 1,14 kg P/ha\*d. Die Divergenz dieser Phosphorfreisetzungsraten wurde hauptsächlich auf die oberirdische Biomassedifferenz zurückgeführt, da es als unwahrscheinlich zu erachten war, dass die ermittelten minimalen Unterschiede in der Temperatur und bezüglich des Sauerstoffgehaltes zu einer Halbierung der Phosphorfreisetzung führen konnten (vgl. auch Abbildung 7-12).



**Abbildung 7-13: Einfluss der Biomasse bei ansonsten in etwa gleichen Bedingungen auf die Phosphorfreisetzung am Beispiel des humus- und feinmaterialarmen Grünlandpedons HP1**

Um den Einfluss der Vegetation auf den Anstieg der Phosphorkonzentrationen im Überstauwasser genauer abschätzen zu können, wurden sowohl für Grünlandflächen als auch für Maisackerproben die oberirdische Vegetation und das dazugehörige Bodenpedon getrennt überstaut. Aus der Grünlandvegetation löste sich dabei im allgemeinen weniger Phosphor als aus dem dazugehörigen Bodenpedon. Die Summe der entsprechenden P-Freisetzungsraten (und der P-Konzentrationen zu den einzelnen Beprobungsterminen) fiel kleiner als die des entsprechenden Komplettpedons aus (siehe Kapitel 5.3.1.1 und Tabelle 5.1). Dies liess vermuten, dass differenzierte Interaktionsprozesse zwischen Pflanze und Boden bei der P-Freisetzung von Bedeutung waren (MIETZ 2005). In Bezug auf die Maisackerpedone war den Ergebnissen zufolge wahrscheinlich der Abbau der Maispflanzen hauptsächlich für die P-Zunahmen im Überstauwasser verantwortlich. Die Summe der P-Freisetzungsraten von Vegetation und Bodenpedon fiel hierbei größer als die Freisetzungsraten des Komplettpedons aus (vgl. Tabelle 7-5 und 7.6).

Tabelle 7-5: Abhängigkeit der Phosphorfreisetzung von der Vegetationshöhe, welche positiv mit der Biomasse korreliert

Standort (HP)	Nutzpflanzen	Hochsommerszenario		Spätsommerszenario	
		Vegetations- höhe [cm]	P-Freisetzungs- rate <sup>1</sup> [kg/ha*d]	Vegetations- höhe [cm]	P-Freisetzungs- rate <sup>1</sup> [kg/ha*d]
1	GL	> 100	2,31	< 15	1,01
2	GL (naturnah)	40 - 50	0,34	40 - 50	1,14
3	GL	> 100	2,76	< 15	0,28
21	GL	< 15	0,11	30 - 50	0,43
6	Mais	30	0,10	> 200	0,35
7	GL	> 100	3,13	<15	1,85
8	Mais	30	0,02	> 200	0,26
9	GL	< 15	0,92	30 - 50	-0,01
18	GL	< 10	0,79	< 15	1,54
22	Getreide	> 100	1,93	20	0,37

<sup>1</sup> P-Freisetzungsraten bei einer Überstauungszeit von drei Wochen

Tabelle 7-6: Korrelation zwischen Flächennutzung und P-Freisetzung im Hochsommerszenario

Korrelation zwischen Vegetationshöhe und P-Freisetzungsrate	Hochsommerszenario
Grünland	0,95
Ackerland	1,00

Tabelle 7-7: Vergleich der Phosphorfreisetzungsraten [kg P/ha\*d] von Komplett- und Teilpedonen der Grünland- (extensiv) und Maisackerflächen

Szenario	GL extensiv (HP 7)				Maisacker (HP 8)			
	Komplett-pedon	Teilpedon			Komplett-pedon	Teilpedon		
		Fläche gemäht	Oberird. Vegetation	Vegetationshöhe [cm]		Boden ohne Maispflanzen	Maispflanzen	Vegetationshöhe [cm]
HS	3,01	1,11	0,71	> 100	0,01	0,03	0,03	30
SpS	1,87	0,88	0,21	< 15	0,22	0	0,33	> 200

Der in der oberirdischen Biomasse gebundene Phosphor wurde im Untersuchungswasser hauptsächlich in Form von Orthophosphat freigesetzt. Die Anreicherung erfolgte, in Anlehnung an HAIDER (1999) durch (anfängliche) Auswaschung von Orthophosphat aus den Pflanzen. Dabei wurde die Geschwindigkeit des anfänglichen Abbaus durch Mikroorganismen von der Höhe der Phosphat- und Stickstoffgehalte des abgestorbenen Pflanzenmaterials bestimmt (AERTS & DE CALUWE 1997). Gefördert durch die hohen sommerlichen Temperaturen (vgl. Kapitel 5.1) erfolgte zusätzlich die mikrobielle Zersetzung des Pflanzenmaterials (vgl. LUA BRANDENBURG 2002). Eine Verstärkung der Nährstoffanreicherung im Überstauwasser war die Folge.

### Phosphormobilisierung

Neben dem organisch gebundenen Phosphor ist grundsätzlich auch die Mobilisierung des im Boden anorganisch gebundenen Phosphats von Bedeutung. Es wurde im Versuchsaufbau davon ausgegangen, dass unter aeroben Bedingungen im sauren Milieu für Phosphat eine Bindung an Eisen(III)- sowie Aluminium(III)-Oxide bzw. -hydroxide (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; RICHARDSON 1999) sowie bei pH-Werten > 7 zunehmend eine Bindung an Calcium bestand (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; NOE et al. 2001). Unter anaeroben Verhältnissen wurde das Phosphat insbesondere aus den Eisenverbindungen gelöst (vgl. ANDERSON & RING 1999, HÖHNE 2000). Verantwortlich dafür waren die geringen Redoxpotentiale, die zur Reduzierung der Kationen (z. B.  $Fe^{3+} + e^{-} \rightarrow Fe^{2+}$ ) führten, so dass  $PO_4^{3-}$  nicht mehr gebunden werden konnte (LEINWEBER & SCHLICHTING 2003). Dass Nährstoffrücklösungen infolge einer Vernässung keinesfalls ausgeschlossen werden konnten, wurde auch bei GENSIOR & ZEITZ 1999 sowie BALLA et al. 2001 festgestellt.

Während der Überstauungsversuche wurde neben den Phosphorkonzentrationserhöhungen (siehe Tabelle 4.4 und 5.1) ein deutlicher Anstieg der Gesamt-mangan-gehalte in den Überstauungswässern verzeichnet (vgl. Kapitel 7.3.5). Da nach LEINWEBER & SCHLICHTING (2003) auch dreiwertiges Mangan als P-Bindungspartner von Bedeutung war, wurde vermutet, dass es sich dabei hauptsächlich um die reduzierte zweiwertige Manganform handelte. Auf die Manganproblematik wird in Kapitel 7.3.5 detailliert Bezug genommen.

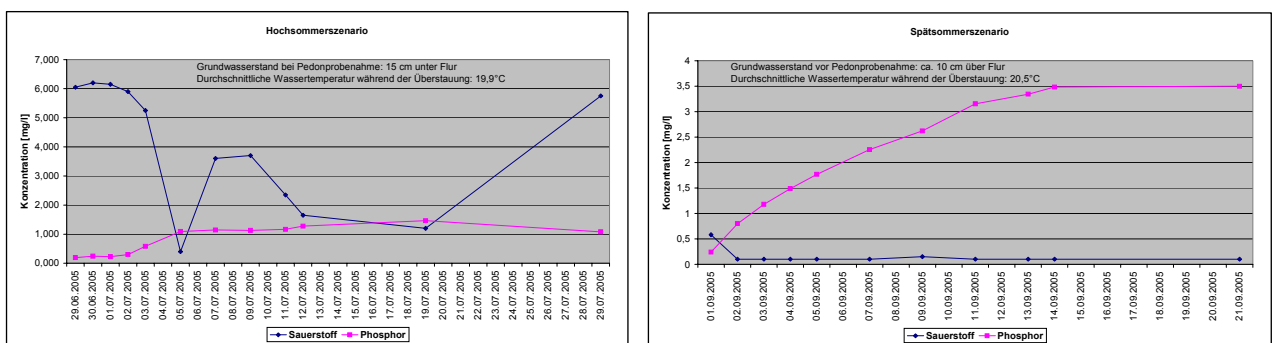
Sofern das Oberflächenwasser aerobe Verhältnisse aufwies, konnten im anaeroben Milieu des Bodens gelöste Phosphate an der Phasengrenze zum Oberflächenwasser durch erneute Oxidation der zweiwertigen Kationen wieder an diese gebunden werden (BALLA & GENSIOR 2000). Dieser Umstand spielte während der Überstauungsversuche aufgrund der starken Sauerstoffzehrung mit oftmals anaeroben Verhältnissen im Überstauwasser wahrscheinlich eine untergeordnete Rolle.

### **Wasserhaushalt vor der Flutung**

Die unterschiedlichen Phosphorfreisetzungen der humusreichen HP 2-Grünlandpedone während des Hochsommer- und Spätsommerszenarios deuteten darauf hin, dass der Wasserhaushalt vor der Flutung eine entscheidende Rolle für die P-Rücklösung während einer Polderflutung bzw. -überstauung spielte.

Zum Hochsommerszenario wurden im Feld Grundwasserstände von etwa 15 cm unter Flur registriert. Entsprechend konnte vor der Überstauung von aeroben Verhältnissen im Pedon (welches aus etwa 13 cm Tiefe gewonnen wurde) ausgegangen werden. Die P-Freisetzungsrate betrug während des Überstauungsversuches 0,34 kg P/ha\*d. Zum Spätsommerszenario stand das Grundwasser einige Zentimeter über Flur. Es wurde daher vermutet, dass im Torfkörper bereits anaerobe Verhältnisse vor dem Überstau in den Versuchsgefäßen vorherrschten. Möglicherweise infolgedessen trat eine deutlich höhere P-Freisetzungsrate von 1,14 kg P/ha\*d auf.

Da alle anderen Landschaftsmerkmale (einschließlich der Biomasse<sup>2</sup>) im Spätsommer ungefähr denen des Hochsommers entsprachen, konnte der Einfluss der Grundwasserstände verdeutlicht werden.



**Abbildung 7-14: Vergleich der Sauerstoff- und Phosphorentwicklung über HP 2-Pedonen aufgrund unterschiedlicher Grundwasserstände vor der Pedonprobenahme bei konstanter Vegetationshöhe**

### **Ackerpedone**

Bei Ackerpedonen wurde in bezug auf die Korrelation zwischen Biomasse und Phosphorfreisetzung nach Nutzpflanzen unterschieden. Diese fiel bei Getreidepedonen prägnanter als bei Maispedonen aus. Die Phosphorfreisetzungen aus Ackerflächen mit > 200 cm hohen Maispflanzen waren mit 0,35 kg P/ha\*d im Gegensatz zu denen der Getreideackerflächen mit 1,93 kg P/ha\*d bei einer Pflanzenhöhe von ca. 100 cm (erntereif) minimal.

Es wird vermutet, dass die Ursachen der deutlich höheren Freisetzung aus den Getreidepflanzen zum Teil in der Relation von Nutzpflanzenanzahl zu Ackerfläche zu suchen sind. So befanden sich für die Überstauungsversuche auf dem

<sup>2</sup> HP 2 entspricht einem naturnahen Niedermoorstandort, der aufgrund seines ganzjährig hohen Wasserstandes nicht gemäht werden kann.



Maispedon nur eine Maispflanze, auf dem Getreidepedon hingegen mehr als zehn Getreidepflanzen. Darüber hinaus bestanden die Getreidepflanzen (*Triticum sativum* L.) aus schneller zersetzbarem biogenen Material als die Maispflanzen. Da die Überstauhöhe für alle Pedone maximal 60 cm betrug (vgl. Kapitel 3.5.2), konnte vermutet werden, dass die Freisetzungen aus den Maispflanzen (> 200 cm) im Vergleich zu den Getreidepflanzen (ca. 100 cm) geringer ausfielen, weil nur ein geringerer Teil des Pflanzenkörpers der Überstauung ausgesetzt war. Dieser Umstand wurde durch die Überstauung von einer kompletten Maispflanze (ohne Bodenpedon), die im Feld > 200 cm betrug, widerlegt. Sie wurde so geknickt, dass eine vollständige Wasserbedeckung gewährleistet war. Die Phosphorfreisetzungsrate beträgt in diesem Fall nur 0,33 kg P/ha\*d.

### 7.3.2.3 Gesamtposphorrücklösungsraten im Vergleich

Generell liessen sich anhand der TP-Werte, Rückschlüsse auf das unterschiedliche Rücklösungsverhalten im Jahresgang nachvollziehen. Nach ROHDE (1995) ergaben Untersuchungen am Schwielowsee, dass mittlere Phosphorfreisetzungsraten im Jahresverlauf zwischen 20 und 100 mg P/m<sup>2</sup>\*d auftraten. Eine Phosphorfreisetzung wurde allerdings „...nur im Sommer bis Anfang Herbst beobachtet“ (ROHDE 1995, S. 58). Während im Juni der See eher noch als schwache P-Senke fungierte, stieg der P-Austrag bereits ab Juli an (KNÖSCHE 2003c). Dieser Trend liess sich durch den einjährig an der IaG GmbH durchgeführten Szenariovergleich nachvollziehen. Während die Phosphorwerte der Überstauwässer im Spätherbst und Winter nur geringfügig zunahmen, stiegen sie während der Frühjahrbeobachtungen verstärkt ab dem 11. Untersuchungstag an. Für die Untersuchungen im Hoch- bzw. Spätsommer konnte ein vergleichsweise deutlicher TP-Zuwachs in den Untersuchungswässern nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 7-15).

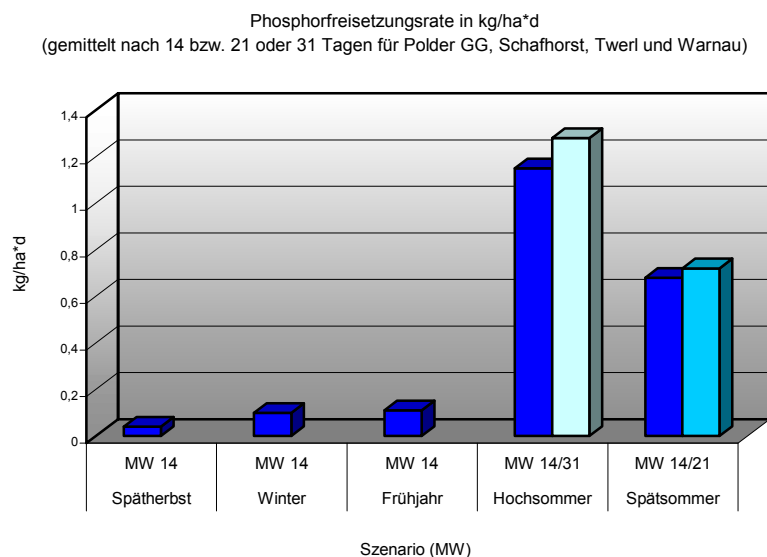


Abbildung 7-15: Phosphorfreisetzungsraten im Szenariovergleich

Eine Bindung von gelöstem und partikelgebundenem Phosphor auf Polderflächen, wurde bereits in Untersuchungen entlang der Oder registriert. Nach ENGELHARDT et al. (1999) fand zwischen Zu- und Abfluss eines Polders, gebunden an die transportierte Schwebfracht, ein Rückhalt von mindestens 50% des partikulär gebundenen Phosphors statt.

In vergleichbaren Säulenexperimenten ermittelte SØNDERGAARD (1989) aus den Sedimentkernen hypertropher Seen die Phosphorrücklösungsraten unter variierenden Temperaturbedingungen. Seinen Berechnungen zufolge lagen die Rücklösungsraten bei 5 °C zwischen 7 und 27 mg P/m<sup>2</sup>\*d, bei 10 °C zwischen 15 und 128 mg P/m<sup>2</sup>\*d und bei 20 °C zwischen 36 und 258 mg P/m<sup>2</sup>\*d (SØNDERGAARD 1989). Es wurde darüber hinaus angegeben, dass die Rücklösung bei der Temperaturzunahme von 10 auf 20 °C deutlicher ausfiel, als zwischen einer Erhöhung von 5 auf 10 °C. Dieser Umstand lässt sich mit der Reaktionsgeschwindigkeits-Temperatur-Regel nach *van't Hoff* (auch als RGT-Regel bezeichnet) begründen. Sie besagt, dass sich die Geschwindigkeit einer chemischen Reaktion verdoppelt, wenn sich die Temperatur um etwa 10 Grad Celsius erhöht.

Eine ausführliche Übersicht bezüglich internationaler Ergebnisse experimentell ermittelter Freisetzungsraten von Phosphor findet sich bei DVWK (1997, S. 53/54). Tabelle 7-8 zeigt einen Vergleich der Rücklösungsraten nach Angaben verschiedener Autoren. Es wird ersichtlich, dass die ermittelten Freisetzungsraten in den Überstauungsversuchen der Havelpolderproben durchaus mit denen vorangegangener Untersuchungen von Flachwasserseesedimenten korrelieren bzw. diesen in der Größenordnung entsprechen. Dies betrifft vor allem die Untersuchungen von Seesedimentkernen durch SØNDERGAARD (1989) in verschiedenen, der hier vorgestellten Versuchsdurchführung ähnelnden, Säulenexperimenten. Der Einfluss der Komponente Temperatur ist, wie bereits in Kapitel 6.3.2.1 und 6.3.2.2 diskutiert, deutlich ersichtlich.

Tabelle 7-8: TP-Freisetzungsraten (nach DVWK 1997, verändert nach BOSTRÖM et al. 1982, ROHDE 1995, SØNDERGAARD 1989, NÜRNBERG 1988)

Autor, Jahr	Bezugssystem			Freisetzungsrate TP (mg/m <sup>2</sup> *d)
	Bezug	Gebiet	Bedingungen	
IaG GmbH, 2005	Pedone/ Säulenexperimente	Polder-fächen der Havel- niederung	Spätherbst (Ø 5,2 °C) Winter (Ø 0,5 °C) Frühjahr (Ø 9,7 °C) HS (Ø 18,3 °C) SpS (Ø 15,2 °C)	-2 – 13 -1 – 35 2 – 19 <1 – 329 <1 – 185
BOSTRÖM et al., 1982	Seesedimente+Labor experimente/Massen- berechnungen	k. A.	aerob	9 - 47
NÜRNBERG, 1988	Seesedimentkerne/ Säulenexperimente	div. Seen in Nordamerika	k. A.	0 – 51,5
ROHDE, 1995	Input-output Berechnung, Nettoveränderungen	Schwielowsee Brandenburg	Sommer bis Anfang Herbst	20 - 100
SØNDERGAARD 1989	Seesedimentkerne/ Säulenexperimente	Flachsee Søbygaard, Dänemark	5 °C 10 °C 20 °C	7 -27 15 – 128 36 - 258
Stevens u. Gibson, 1977	Input-output Berechnung	Lough N. See Nordirland	anaerob	14 - 40
Tessenow, 1964	Seesediment und Schlamm	k. A.	13 °C anaerob	0,9 10 - 18

#### 7.3.2.4 Gesamtphosphorausstrag aus Polderflächen

Bei dem Versuch einer mengenmäßigen Extrapolation der Einzelergebnisse bezüglich der Phosphorrücklösungs- bzw. Freisetzungsraten auf die Gesamtfläche wurden die Ergebnisse der polderbezogenen Verteilung der Acker- und Grünlandanteile an der landwirtschaftlich genutzten Fläche herangezogen (vgl. Tabelle 4.16 bzw. LEHMANN et al. 2005). Eine detaillierte Aufschlüsselung der Ergebnisse nach intensiver und extensiver Nutzung ist) nicht einheitlich möglich.

Für jede Probe wurde zunächst der spezifische Gesamtanteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche an der Gesamtpolderfläche bestimmt. In einem zweiten Schritt wurde der jeweils prozentuale Anteil des Acker- oder Grünlandes berechnet.

Die approximative Ableitung allgemeiner Aussagen hinsichtlich der Quantität hydrochemischer Parameter aus Einzelbeprobungen stellte ein generelles Problem der Untersuchungen dar und wurde bereits diskutiert. Für eine generelle Aussage bezüglich der Quantität der TP-Rücklösung, wurde auf die Interpolation von Einzelwerten zurückgegriffen. In Anlehnung an das durch ROHDE (1995) beschriebene „black-box-system“ geschah die Quantifizierung der theoretischen TP-Freisetzung für die jeweilige Gesamtpolderfläche unter folgender Annahme:

1. Die berechnete Fläche verfügt über die gleiche Nutzung (Ackerfläche, Grünland) wie die jeweils dem Polder entnommene Probe.
2. Der Bodentyp sowie der jeweils dazugehörige Substrattyp welcher der Probe entspricht wird auf die gesamte Teilfläche bezogen.
3. Sowohl Bodenart, Substrattyp und landwirtschaftliche Nutzung sind in den Teilflächen homogen verteilt.
4. Von weiteren Einflussfaktoren wie Höhenlage, Exposition oder Grundwassernähe wird abgesehen.

Tabelle 7-9 gibt eine Übersicht über die theoretisch-spezifische Gesamtrücklösung der jeweils beprobten Polderflächen. Es wird laut den vorliegenden Ergebnissen der Szenariountersuchungen ersichtlich, dass bei einem einheitlichen Überstau z.B. des Polders Große Grabenniederung, im optimistischen Fall (geringe Biomasse) im Hochsommer nach einem Überstauungstag ungefähr 0,4 t Gesamtposphor rückgelöst werden können. Dies liegt u. a. an dem erhöhten Flächenanteil der Grünlandfläche in Bezug auf die Gesamtpolderfläche (70% von einer insgesamt landwirtschaftlich genutzten Fläche von 92%) bzw. verstärkt an der Gesamtfläche des Polders Große Grabenniederung. Im Falle eines sogenannten worst-case, wie es ein HQ<sub>100</sub> darstellt, sind für die gleichen Polderfläche mit Phosphorausträgen in der Höhe von ungefähr 6,1 t bereits nach einem Tag Überstaudauer zu rechnen.

Die Gesamtsumme des Phosphorausstrages aus sämtlichen Polderflächen nach einem Tag Überstau, unter Annahme eines kontinuierlichen Überstaus bzw. unter den weiter oben beschriebenen Bedingungen kann, den vorliegenden Untersuchungen zufolge, mit ca. 4 t im optimistischen Fall angegeben werden. Im worst-case liegt der Phosphorausstrag im Hochsommer unter den selben Bedingungen bei ca. 20 t.

In Anlehnung an die Dauer eines Hochwassers in der Realsituation, kann mit einer Gesamtaustragssumme aus allen Polderflächen von ca. 54 t im optimistischen Fall, bzw. mit ca. 299 t im ungünstigsten Fall, nach 15 Tagen gerechnet werden.

Mit den höchsten Werten ist, wie zu erwarten, im Hochsommer unter entsprechend erhöhten Temperaturwerten zu rechnen. Die folgende Tabelle 7-9 bzw. die folgende Abbildung 7-15 zeigt verschiedene Szenarien der Phosphorrücklösung aus Polderflächen der Havelniederung.

### **Historische Flächennutzung**

Die P-Rücklösung der Havelpolder wird hier entsprechend der aktuellen Messergebnisse berechnet. Die hohen Austräge sind dabei z.T. auf eine Verschiebung in der Polderflächennutzung ab 1989 zurückzuführen. Tabelle 3.1 (Seite 35) gibt Auskunft über die historische Nutzung der Freiflächen.

So wurde z. B. der Polder Große Grabenniederung, der in den Feldversuchen als Grünlandfläche mit extensiver Nutzung in die Analyse eingegangen ist, noch bis 1989 intensiv bewirtschaftet. Anschließend erfolgte eine Ackerzwecknutzung. Erst ab 1991 wurden die Flächen in Dauergrünland ohne Düngung und PSM bei einer hohen Wasserhaltung sowie einer späten Nutzung mit einem entsprechendem Umbruch und Neusaatverbot umgewandelt (LUA Brandenburg 2006).

Auch die Flächen des Polders Twerl wurden bis 1989 noch intensiv genutzt. Erst danach erfolgte die Überführung in das heute vor Ort vorzufindende Dauergrünland. Die Nutzung erfolgt auf diesen Flächen erst ab dem 16.06. bzw. darüber hinaus auch später im Jahresverlauf.

Es ist somit möglich, dass entsprechend hohe Rücklösungsraten aus den Grünländern auf die historische Intensivnutzung mit einem entsprechenden flächenhaften Düngemittelaustrag zurückzuführen sind. Die Intensivnutzung auf den Freiflächen hielt dabei teilweise jahrzehntelang an. Als Folge dieser, bezüglich der ursprünglichen Funktion von Retentionsflächen unsachgemäßen Nutzung, kam es möglicherweise zu einer Phosphatanreicherung und P-Fixierung im Boden. Bei einer Vernässung entsprechend der hier vorgestellten Feldversuche, bzw. im Falle eines dauerhaften Wasserüberstaus bei Flutung im Gelände, werden im Sediment aggregierte Nährstoffe rückgelöst und erhöhen so die Nährstoffbilanz der Stauwässer.

Im Rahmen dieses Projektes konnte der Nährstoffgehalt der Untersuchungspedone im einzelnen nicht analysiert werden. Es lassen sich jedoch aus der historischen Landnutzung nach LUA (2006) entsprechende Rückschlüsse auf die Phosphatanreicherungen im Bodensediment ziehen. Die Ergebnisse zeigten deutliche Phosphorspitzen über den extensiv genutzten Grünlandproben des Polders Große Grabenniederung (HP1, HP2 und HP3).

Dieser Sachverhalt verdeutlicht die Brisanz des Einflusses der P-Zufuhr in Form von Düngung intensiv bewirtschafteter Flächen sowie die Wichtigkeit der quantitativen Reduzierung einer entsprechenden Nährstoffzufuhr.

**Tabelle 7-9: Theoretische TP-Freisetzung ausgewählter Polderflächen im Hoch- bzw. Spätsommer (nach LEHMANN & REIMANN 2005, WASY 2005)**

Gesamtphosphorausstrag, Hochsommer, Havelwasser								
Überstaudauer								
Polder (Poldergröße)	1 Tag (t)		7 Tage (t)		15 Tage (t)		35 Tage (t)	
	optimistisch	worst-case	optimistisch	worst-case	optimistisch	worst-case	optimistisch	worst-case
GG (2402 ha)	0,4	6,1	2,8	42,6	5,9	91,3	13,8	213,1
Schafhorst (1814 ha)	0,8	3,8	5,6	26,7	12,1	57,2	28,2	133,5
Trübengraben (1547 ha)	0,6	2,9	4,3	20,5	9,3	43,8	21,6	102,3
Flöthgraben (982 ha)	0,5	2,1	3,2	14,9	6,8	32,0	15,8	74,7
Twertl (923 ha)	0,3	1,4	2,0	9,7	4,3	20,9	10,1	48,7
Vehlgast (894 ha)	0,3	1,6	2,3	11,2	5,0	23,9	11,6	55,8
Warnau (804 ha)	0,6	1,5	4,4	10,7	9,4	23,0	22,0	53,7
Kümmeritz (528 ha)	0,1	0,4	0,7	3,1	1,4	6,7	3,3	15,7
<b>Gesamt (t)</b>	<b>4</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>140</b>	<b>54</b>	<b>299</b>	<b>126</b>	<b>698</b>

Gesamtphosphorausstrag, Spätsommer, Havelwasser								
Überstaudauer								
Polder (Poldergröße)	1 Tag (t)		7 Tage (t)		15 Tage (t)		35 Tage (t)	
	optimistisch	worst-case	optimistisch	worst-case	optimistisch	worst-case	optimistisch	worst-case
GG (2402 ha)	0,9	2,6	6,0	17,9	13,0	38,3	30,2	89,4
Schafhorst (1814 ha)	0,6	1,8	4,3	12,4	9,2	26,6	21,5	62,0
Trübengraben (1547 ha)	0,5	1,3	3,2	9,0	6,8	19,4	15,9	45,2
Flöthgraben (982 ha)	0,3	1,0	2,4	6,7	5,1	14,5	11,8	33,7
Twertl (923 ha)	0,3	1,0	2,1	7,0	4,5	15,1	10,6	35,2
Vehlgast (894 ha)	0,3	0,9	2,0	6,2	4,3	13,4	10,1	31,2
Warnau (804 ha)	0,2	0,7	1,7	5,2	3,7	11,2	8,7	26,1
Kümmeritz (528 ha)	0,1	0,2	0,5	1,4	1,1	3,0	2,5	6,9
<b>Gesamt (t)</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>22</b>	<b>66</b>	<b>48</b>	<b>141</b>	<b>111</b>	<b>330</b>

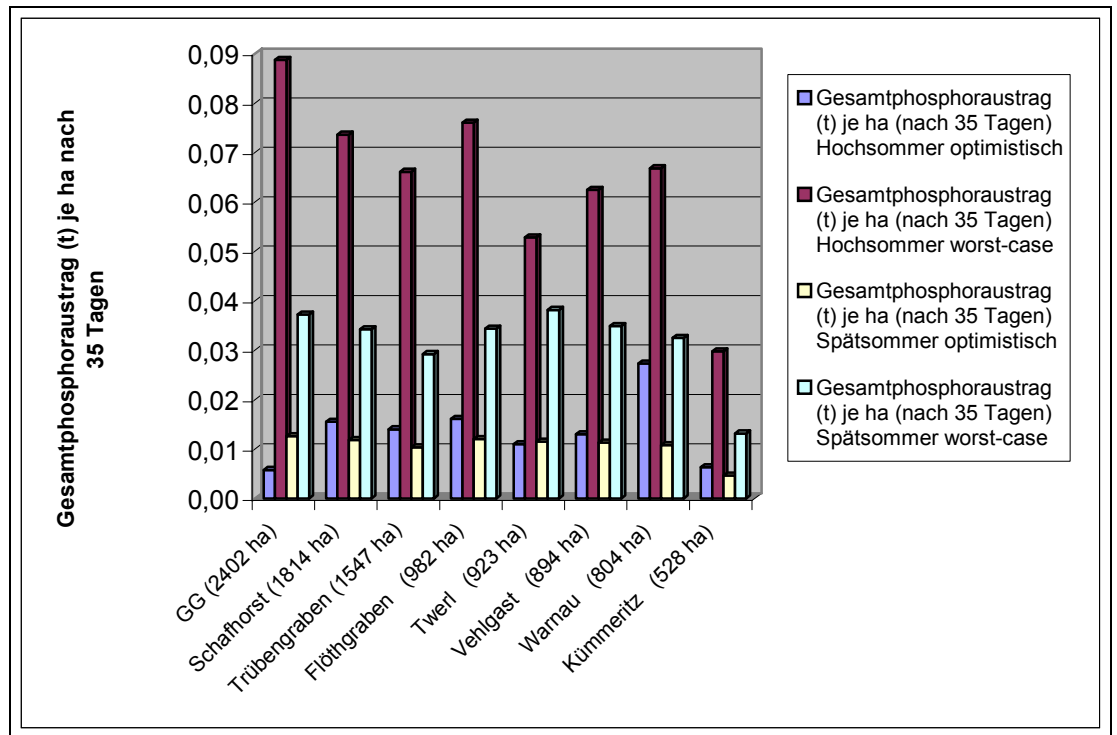


Abbildung 7-16: Gesamtphosphoraustrag nach 35 Tagen

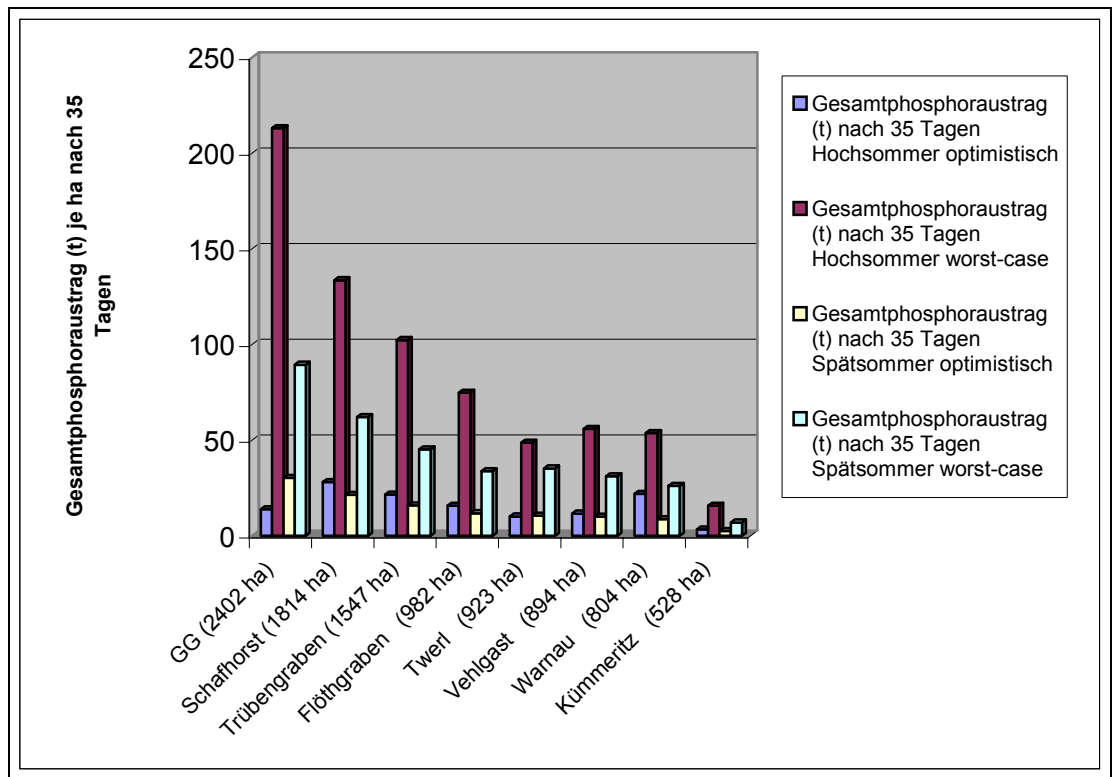
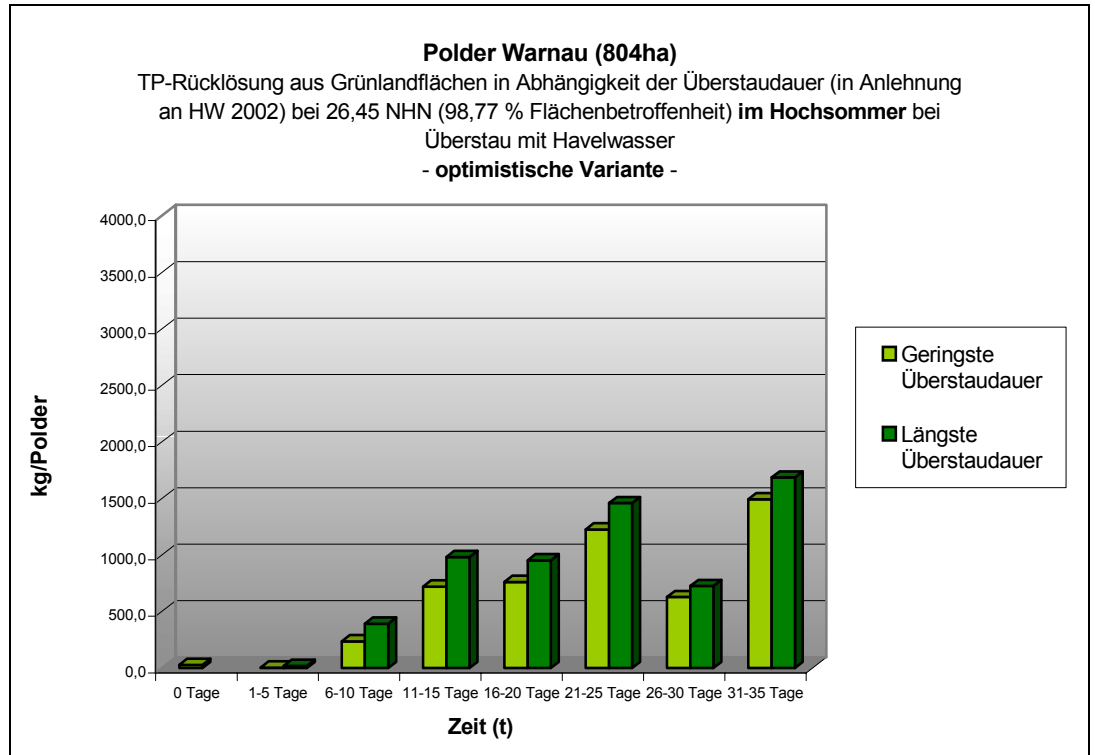


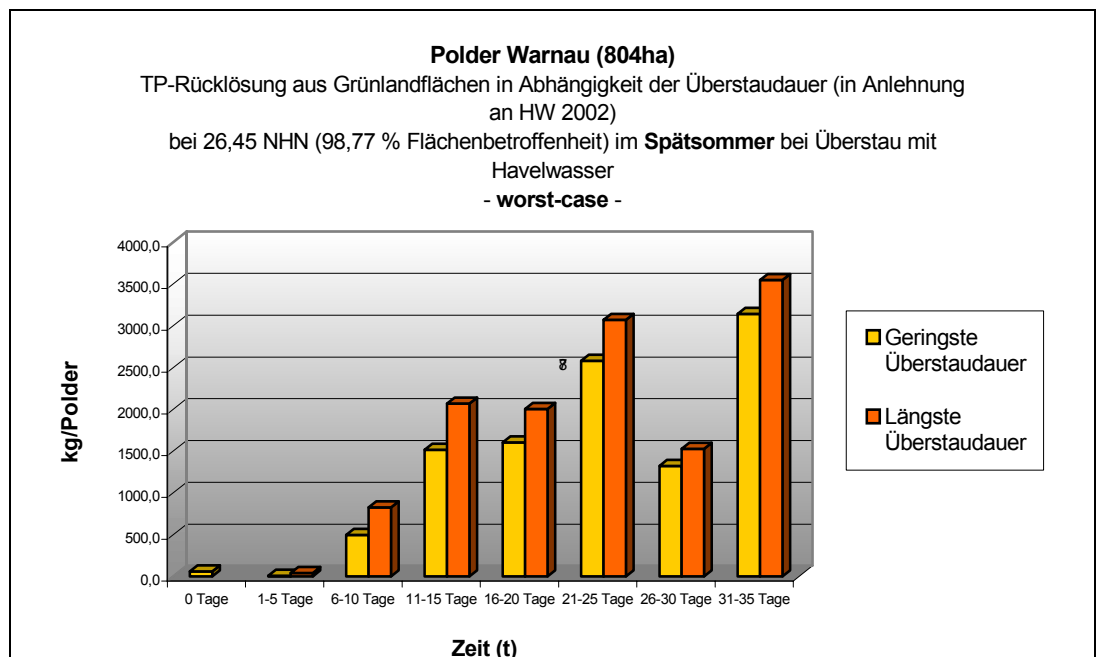
Abbildung 7-17: Gesamtphosphorentwicklung auf Polderflächen der Havelniederung

Im folgenden wird anhand der Polder Twerl und Warnau in graphischer Form verdeutlicht, in welchen Größenordnungen die Gesamtphosphorfreisetzung auf Polderflächen je nach Szenario und Überstaudauer erfolgt.

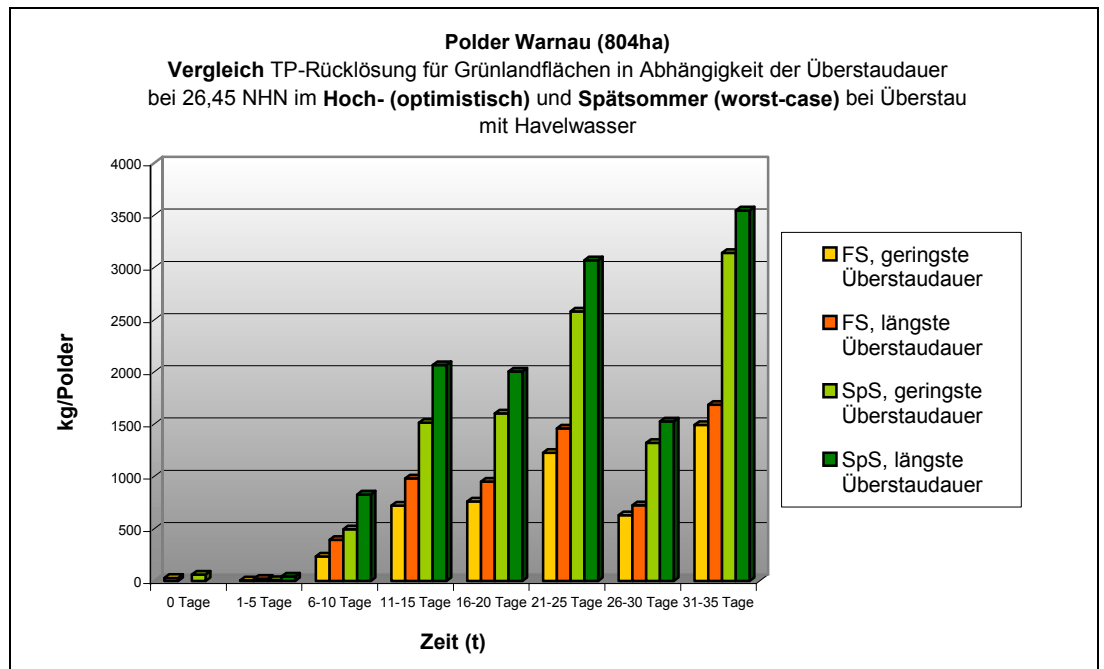
**Polder Warnau**



**Abbildung 7-18: Gesamtphosphorausrag aus Polder Warnau im Hochsommer, optimistische Variante**

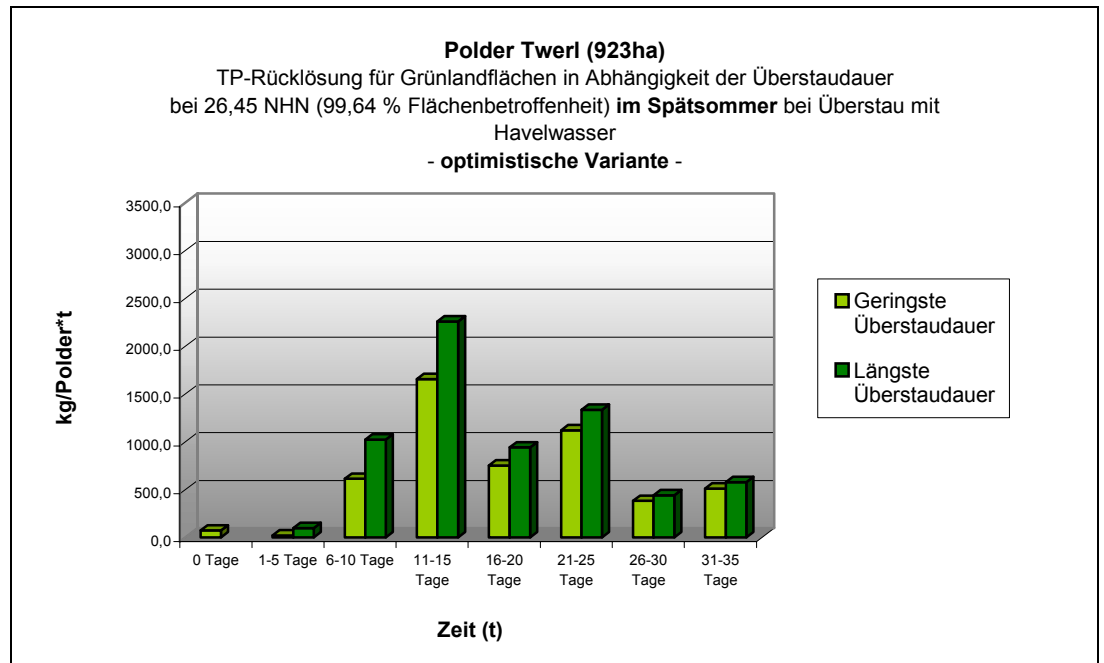


**Abbildung 7-19: Gesamtphosphorausrag aus Polder Warnau im Spätsommer, worst-case-Situation**



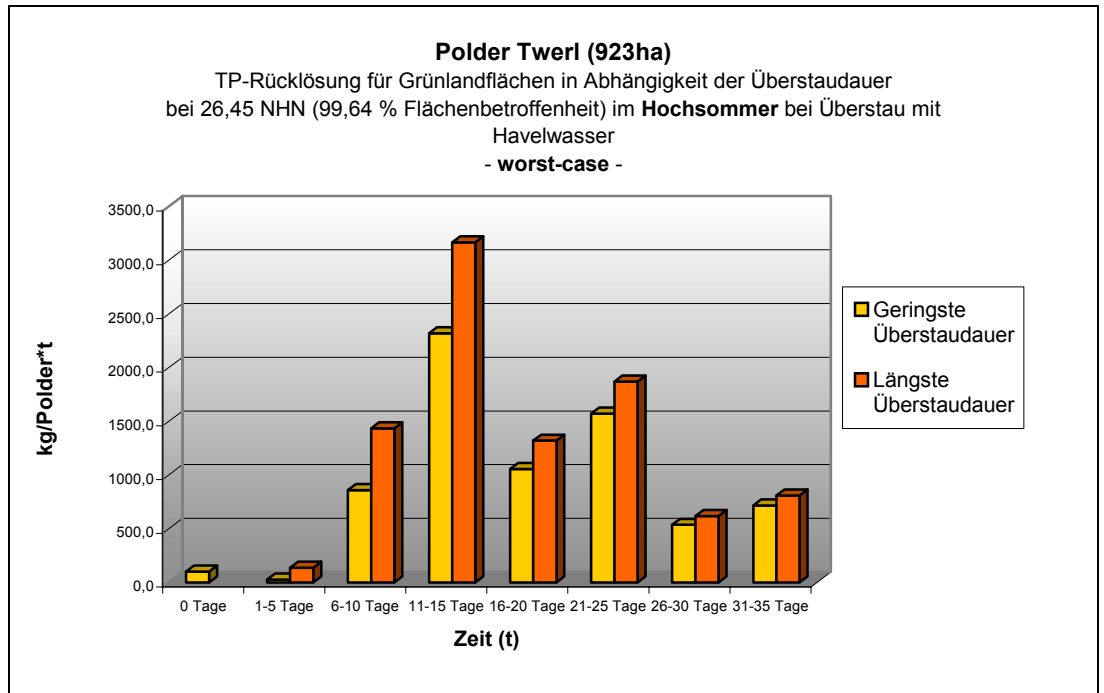
**Abbildung 7-20: Gegenüberstellung des Gesamtphosphorausrages aus Polder Warnau im Hoch- und Spätsommer**

*Polder Twerl*

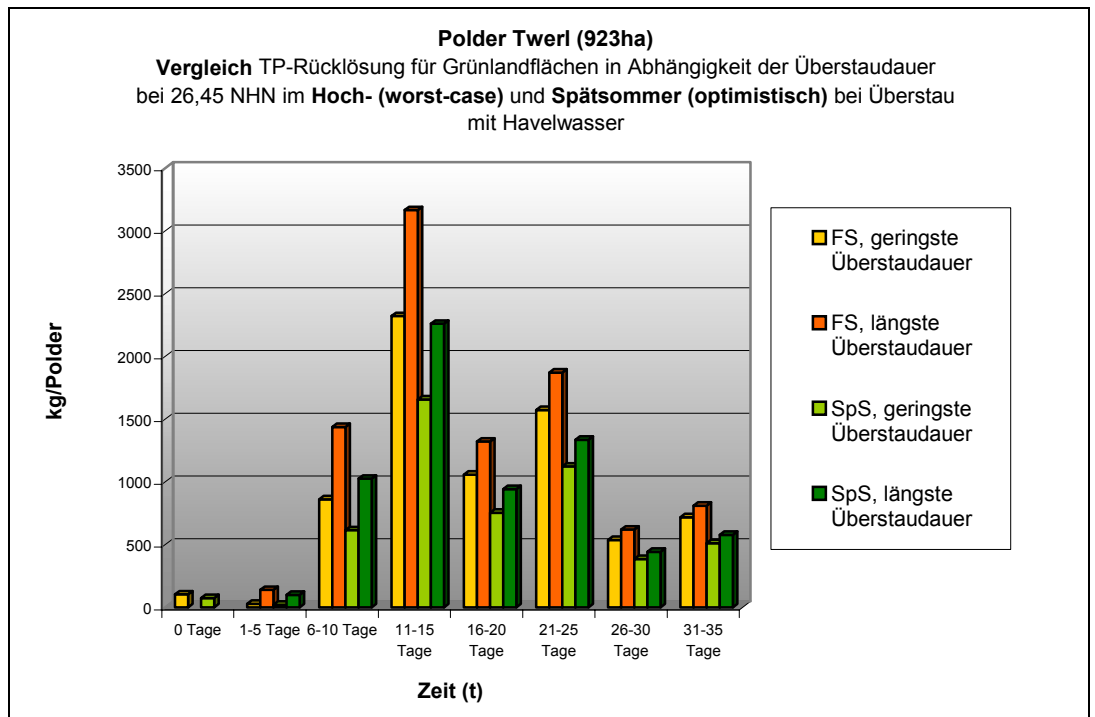


**Abbildung 7-21: Gesamtphosphoraustrag aus Polder Twerl im Hochsommer**





**Abbildung 7-22: Möglicher Gesamtphosphorausrag aus Polder Twerl im Hochsommer, worst-case-Situation**



**Abbildung 7-23: Gegenüberstellung des möglichen Gesamtphosphorausrages aus Polder Twerl im Hoch- und Spätsommer**

### 7.3.2.5 Zwischenfazit: Abhängigkeit der Gesamtphosphorentwicklung

Zusammenfassend ist zu vermerken, dass laut den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen, eine erhöhte Phosphorfreisetzung in den untersuchten Proben nach einem Vergleich der Szenarien hauptsächlich von folgenden Faktoren abhängig war:

1. Erhöhtes Temperaturniveau im Untersuchungszeitraum
2. Lang anhaltender Überstau ( $\geq 3$  Tage, in Abhängigkeit der Jahreszeit)

Die beiden Faktoren Temperatur (Witterung in Anhängigkeit der Jahreszeit) und Staudauer konnten, den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchungen zufolge, als die entscheidenden Kriterien hinsichtlich der Negativentwicklung von Stauwässern durch erhöhte TP-Rücklösung ermittelt werden. Weiterhin wirkten folgende Kriterien als Prozess-fördernd:

1. Erhöhte Masse oberirdischer Spross und Blattmasse, mit hohem Anteil leicht zersetzbarer organischer Substanz
2. Niedriger Sauerstoffgehalt im Stauwasser (Ausgangssubstrat)
3. Bei Grünlandnutzung hoher Anteil organischer Biomasse
4. Bei Ackernutzung Getreide vor Mais, bzw. hoher Halmdichte

Es lässt sich grundsätzlich für alle durchgeführten Szenarien verallgemeinernd festhalten, dass TP-Rücklösungsprozesse im hydrologischen Winterhalbjahr nur geringfügig, im hydrologischen Sommerhalbjahr dagegen in erhöhter Dimension stattfanden. Bezüglich der Größenordnung ließen sich Parallelen zu internationalen Untersuchungen (vgl. Tabelle 7-8) von Seesedimentkernen in Säulenexperimenten z. B. durch SØNDERGAARD (1989) ziehen. Die Proben fungierten dabei, entgegen der natürlichen Charakteristik einer Retentionsfläche nicht als Nährstoffsene, sondern als klare Phosphorquelle. Dies ist u. a. auf die historisch intensive Nutzung mit einer entsprechenden Flächedüngung und einer protrahierten Phosphat-rücklösung aus dem Sediment in das Untersuchungswasser zurückzuführen.

### 7.3.3 Gesamtstickstoffgehalt, Nitrat-, Nitrit-, Ammoniumentwicklung

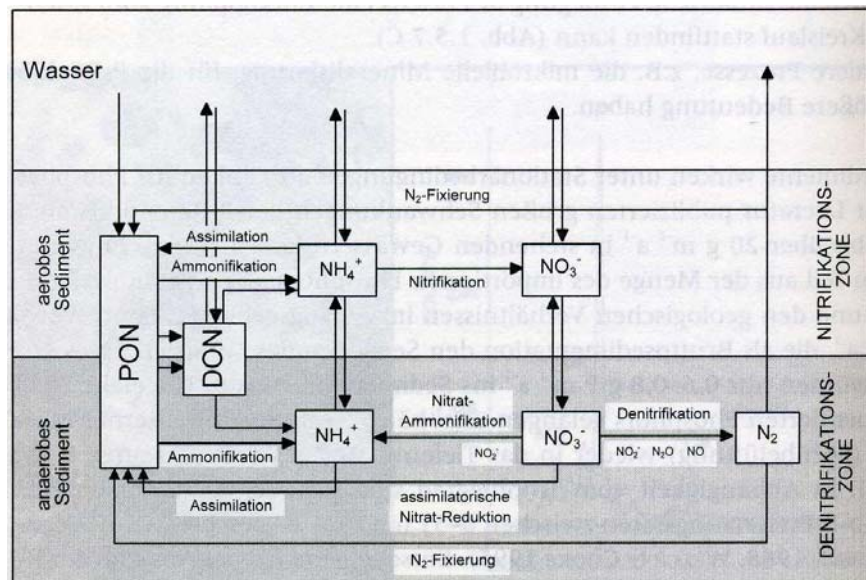
Der komplexe Charakter des Parameters Stickstoff erschwert die eindeutige Interpretation seiner Herkunft. Stickstoff kann nach HÜTTER (1994) in nahezu allen Wässern und Abwässern in gelöster und ungelöster Form vorkommen. Die Zufuhr erfolgt sowohl durch externe Quellen, wie z. B. den diffusen atmosphärischen Eintrag, als auch durch die interne Lösung aus dem Sediment (VIETINGHOFF 2001, HANSEN 2003). Stickstoff geht dabei verschiedene Bindungen ein (vgl. Tabelle 7-10). Die Stickstoffumsetzungsprozesse gestalten sich entsprechend komplexer als bei der Phosphorentwicklung und bieten hinsichtlich der quantitativen Zuordnung ein breites Interpretationsspektrum.

Tabelle 7-10: Bindungsformen des Stickstoffs (Quelle: nach HÜTTER 1994)

Bindungsform	Summenparameter	
Nitrat-Stickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$	} anorganisch gebundener Stickstoff	} gesamter gebundener Stickstoff
Nitrit-Stickstoff $\text{NO}_2\text{-N}$		
Ammonium-Stickstoff $\text{NO}_4\text{-N}$		
organische N-Verbindungen und ihre Abbauprodukte	organisch gebundener Stickstoff	

Die Stickstoffentwicklung steht in enger kausaler Verbindung mit den vorherrschenden aeroben bzw. anaeroben Verhältnissen. Diese bedingen die chemischen Prozesse der Nitrifikation bzw. der Denitrifikation. Unter anaeroben Verhältnissen wird der Prozess der Denitrifikation (Nitratatmung) als prägend betrachtet (RHEINHEIMER et al. 1988). Darunter wird ein nach ADAM et al. (2000, S. 48) „... anorganischer oder mikrobieller Abbau (Reduktion) von Nitrat zu Nitrit, Ammoniak oder elementarem Stickstoff im anaeroben Milieu, häufig unter den Einwirkungen katalysierender oder anaerobes Milieu schaffender Substanzen“ bezeichnet.

Nitrat wirkt dagegen als Stabilisator des Sauerstoffregimes. Solange Nitrat vorhanden ist, wird die Schwefelwasserstoffproduktion unterbunden (vgl. KLAPPER 1992). Für den Abbau organischer Substanz wird Nitrat und schließlich Sulfatsauerstoff benötigt (KLAPPER 1992). Die mikrobielle (durch Stickstoffbakterien wie z. B. *Nitrosomas* oder *Nitrobacter*) im aeroben Milieu bewirkte Nitrat- oder Stickstoffbildung aus stickstoffhaltigen Substanzen (vgl. ADAM et al. 2000) verläuft nach dem Grundprinzip der Nitrifikation:  $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ .



**Abbildung 7-24: Biochemische Umwandlungsprozesse des Stickstoffes in aeroben und anaeroben Sedimentkompartimenten (Quelle: DOKULIL et al. 2001)**

### 7.3.3.1 Hydrologisches Winterhalbjahr

Die Abbildung 7-25 zeigt den absinkenden Verlauf der Sauerstoffentwicklung und des Nitratgehalts in ausgesuchten Untersuchungswässern im entsprechenden Beprobungszeitraum.

Nitrat nimmt mit steilen Gradienten in den obersten Sedimentschichten ab. Dort dominieren hauptsächlich anaerobe Stoffwechselprozesse (DOKULIL et al. 2001). Solange in der sedimentnahen Wasserschicht genügend O<sub>2</sub> vorhanden ist, werden NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und N<sub>2</sub> an das Stauwasser, bzw. darüber hinaus an die Atmosphäre abgegeben.

Abbildung 4.9 (S. 68) zeigt die Abnahme des Nitratgehalts in sämtlichen ausgewählten Proben während der Szenarien im hydrologischen Winter. Einzige Ausnahme in der Dynamik des Konzentrationsverlaufes bildete erneut HP6, als Vertreter der Ackerflächen ohne aktuelle Nutzung. Hier wurde eine zunehmende Tendenz im Spätherbst bzw. während des Winterszenarios im Überstauwasser

registriert. Es lässt sich schlussfolgern, dass mittels mikrobieller Abbauprozesse die Reduktion von Nitrat zu Stickstoff und (in den Überstauwässern durch voranschreitende Zehrungsprozesse dringend benötigten) Sauerstoff erfolgt, d. h. dass die Sedimente denitrifiziert wurden.

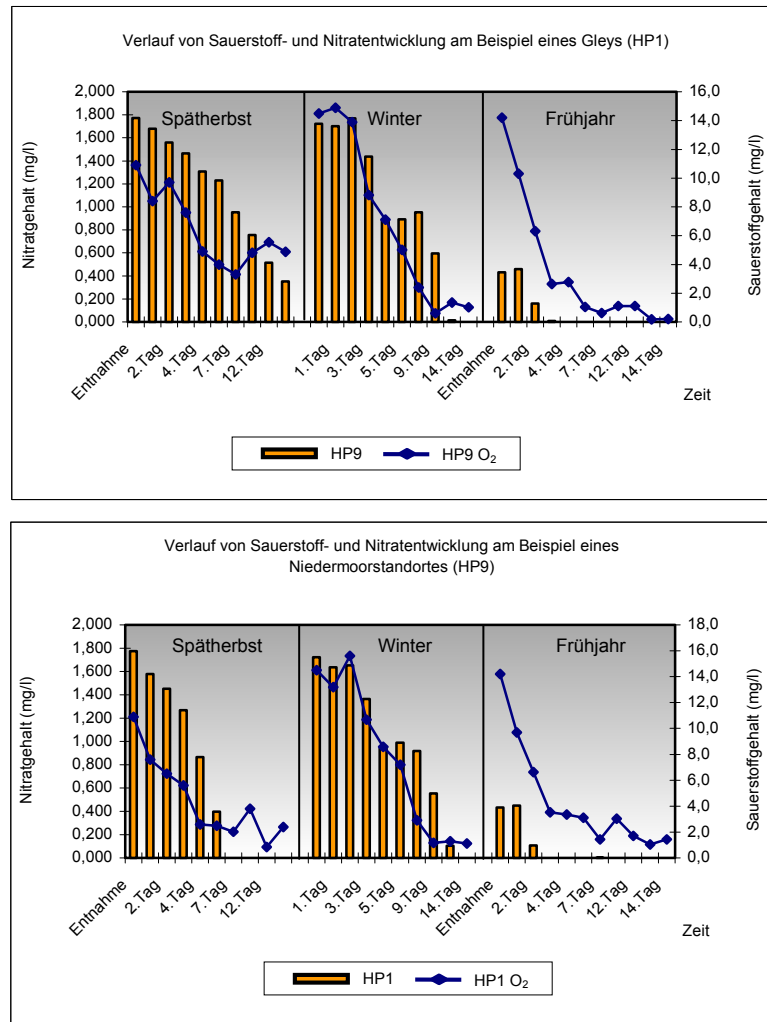


Abbildung 7-25: Sauerstoffentwicklung und Nitratgehalt ausgewählter Proben

Im Frühjahrszenario können bestimmbar Nitratwerte bereits nach dem 5. Untersuchungstag nicht mehr erfasst werden. Im jahreszeitlichen Vergleich lässt sich schlussfolgern, dass mit Zunahme der Temperatur im Frühjahr, auch eine Verschlechterung der Situation in den Untersuchungswässern verbunden ist. Der Vergleich mit Wässern des hydrologischen Sommerhalbjahres verdeutlicht diesen Umstand besonders - hier konnte grundsätzlich schon nach der ersten Überstauungswoche kein  $\text{NO}_3\text{-N}$  mehr nachgewiesen werden.

In den Frühjahrsuntersuchungen lässt sich ein sprunghafter Anstieg von  $\text{N}_2$  bei erhöhten Temperaturwerten in den letzten Beprobungstagen, vor allem über den Grünlandflächen erkennen. Stickstofffreisetzungsraten konnten im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht berechnet werden, da Stickstoffverluste in die Atmosphäre bzw. Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre quantitativ ohne biologische Untersuchungen nicht abgeschätzt werden konnten.

Abbildung 7-24 zeigt u. a. den Prozess der Denitrifikation im anaeroben Sediment mit anschließender Freigabe des molekularen Stickstoffs an das Freiwasser,

welches im Fall der Szenarioanalysen dem Stauwasser in den Untersuchungsröhren entspricht. Grundsätzlich lässt sich im jahreszeitlichen Vergleich klar feststellen, dass Sauerstoffabnahme und insbesondere Anaerobie den Prozess während eines Überstaus beschleunigte.

Bei aeroben Verhältnissen ist theoretisch von einer Abnahme des Ammonium-N-Gehaltes und einer Nitratzunahme auszugehen, da die aeroben Mikroorganismen *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* unter oxischen Bedingungen Ammonium über Nitrit zu Nitrat nitrifizieren (KLAPPER 1992). Dieser Prozess, den z. B. CUI & CALDWELL (1997) und SCHOLLES et al. (1997) in erhöhter Form bei der Vernässung von Böden feststellen konnten, wird allgemein als Nitrifikation bezeichnet. Grundsätzlich spielt die Nitrifikation während der Untersuchungen im Winterhalbjahr eine untergeordnete Rolle. Einzige Ausnahmen im Winterszenario bildete HP7, als Vertreter der extensiven Grünlandflächen, sowie HP8 als Ackerfläche mit Wintergetreidenutzung.

Die registrierte stechende Geruchsentwicklung, die um ein vielfaches verstärkt vor allem während der Sommerbeprobungen über einigen Überstauwässern registriert wurden (vgl. Kapitel 4.2), verwies höchstwahrscheinlich auf entweichendes Ammoniak. Dies bedeutete wiederum, dass mehr Ammoniumstickstoff produziert wurde, also mehr organisches Material abgebaut wurde, als im Überstauwasser letztendlich messbar war. Die Rücklösung von Ammonium aus dem Sediment in das Oberflächenwasser erfolgt in einer realen Feldsituation durch Diffusion und Resuspension (REDDY & D'ANGELO 1994). Letzterer Prozess wurde aufgrund fehlender Wind- (vgl. Kapitel 7.1.3) oder Bioturbationseinflüsse (z. B. durch Vögel und Fische) während der Überstauungsversuche als nicht von Bedeutung erwiesen.

Die Zusammenhänge zwischen biogenem Anteil und Gesamtstickstoffentwicklung der Proben bzw. deren Untersuchungswässer, werden entsprechend der quantitativen Verteilung im Jahresvergleich, in den anschließenden Ausführungen zum Sommerhalbjahr diskutiert.

### 7.3.3.2 Hydrologisches Sommerhalbjahr

Die Überstauungswässer wiesen in Bezug auf die Gesamtstickstoffentwicklung eine zunehmende Tendenz auf. Im Gegensatz zur Entwicklung des Gesamtphosphors wurden jedoch insbesondere über Ackerpedonen nach hohen Stickstoffwerten am ersten Überstauungstag auch Stickstoffverluste verzeichnet (vgl. Kapitel 5.3.2). Der Nitratgehalt sank mit voranschreitender Überstaudauer in sämtlichen Untersuchungswässern. Dies führte in der Regel zur Reduzierung des Gesamtstickstoffgehaltes. Die Korrelation verlief nahezu proportional (siehe z. B. Abbildung 7-26).

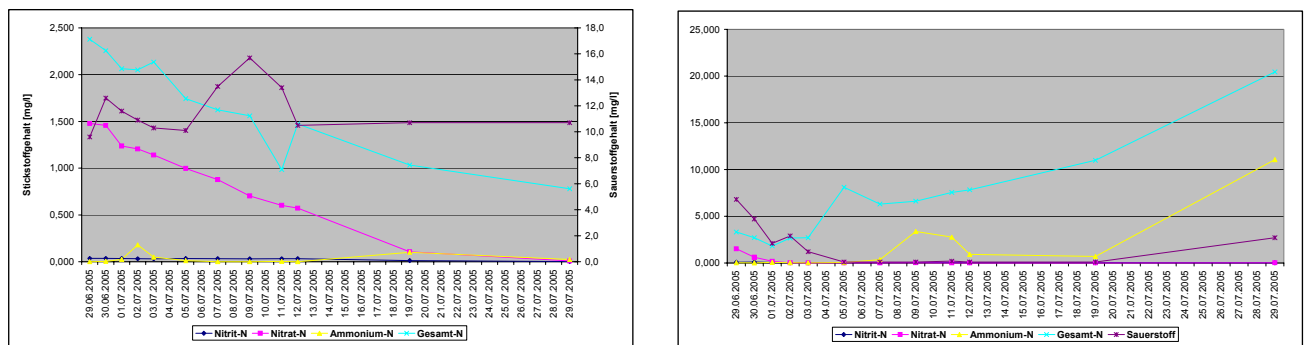


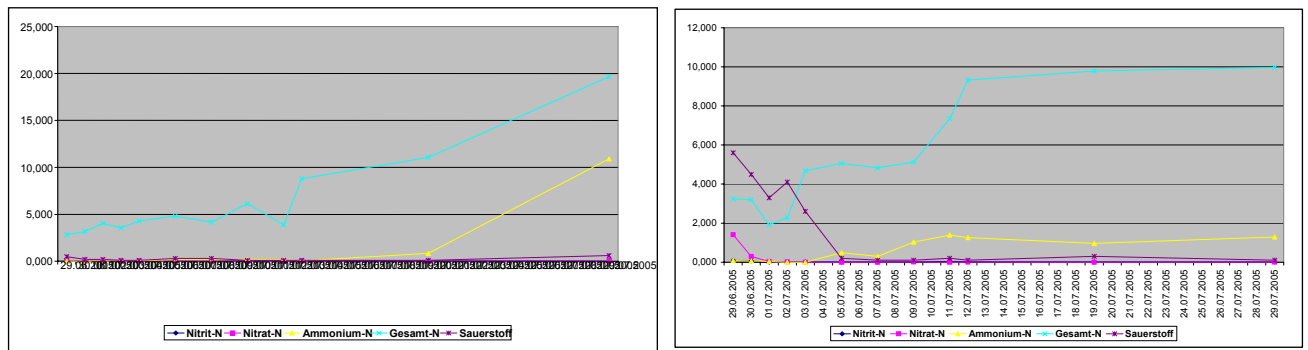
Abbildung 7-26: Stickstoffentwicklung in Havelwasser (HP 0/1, links) und über dem humusarmen Grünlandpedon von HP 18/2 (rechts)

Denitrifikation ging während der Überstauungsversuche, in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt und dessen Entwicklungstendenz, unterschiedlich schnell vonstatten. Bei aeroben Verhältnissen mit steigenden Sauerstoffgehalten sanken die Nitrat- und Gesamtstickstoffgehalte langsamer (vgl. Abbildung 7-26 links) als unter aeroben Verhältnissen mit abnehmenden Sauerstoffgehalten (siehe Abbildung 7-26 rechts und 7.27). Spätestens bei Sauerstoffkonzentrationen < 2 mg/l war das Nitrat der Überstauungswässer aufgebraucht. Dies erklärt, warum in den anaeroben Überstauungswässern der humusarmen Grünlandpedone schon am ersten Überstauungstag kein Nitrat festgestellt werden konnte. Die Denitrifikation erfolgte somit nicht nur unter anaeroben Bedingungen (s. o.) sondern auch in aeroben Verhältnissen. VENTERINK et al. (2002) konnten bei der Vernässung von Bodenkernen zu den einzelnen Stickstoffumsetzungsprozessen quantitative Aussagen treffen. Eine erhöhte Denitrifikationsrate mit bis zu 160 mg N/ m<sup>2</sup> d wurde dabei festgestellt.

Es lässt sich vermuten, dass auch die Nitratassimilation für die Nitrat- abnahme von Bedeutung war. Diese ist sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen möglich (RHEINHEIMER et al. 1988, KLAPPER 1992). Im Zuge dieses Prozesses kommt es zur Einbindung des Nitratstickstoffs in organischen Verbindungen. Dazu sind insbesondere Bakterien und Cyanobakterien befähigt (RHEINHEIMER et al. 1988).

Der Prozess der Nitratammonifikation (Reduktion von Nitrat zu Ammoniak) war für die Überstauungsversuche im hydrologischen Sommerhalbjahr nicht von Bedeutung erachtet, da Nitrat durch Denitrifizierung oder auch Nitratassimilation verbraucht wurde (s. o.). Bestätigt wird dies auch dadurch, dass Ammonium erst einige Tage nachdem Nitrat verbraucht war, in Konzentrationen oberhalb seiner Bestimmungsgrenze vorlag. Ebenfalls wurden in den Sommermonaten weder unter aeroben Bedingungen, noch bei sinkenden Ammoniumgehalten (vgl. Kapitel 5.3.3), steigende Nitratkonzentrationen festgestellt. Der Prozess der Nitrifikation spielte daher ebenfalls eine unbedeutende Rolle.

Nach dem Verbrauch des Nitratstickstoffes, kam es (Nullproben und Stauwasser von Maisackerpedonen ausgenommen) zum Anstieg der Gesamtstickstoffgehalte (siehe z. B. Abbildung 7-27). In manchen Überstauungswässern lag dieser Umstand zum Teil im Anstieg der Ammonium-N-Konzentration begründet (vgl. Abbildung 7-27 links).



**Abbildung 7-27: positive Korrelation zwischen Ammonium- und Gesamtstickstoffgehalt in Abhängigkeit des Sauerstoffangebots links: HP 7/2, rechts: HP 9/2**

Da Stickstoff in Oberböden zumeist > 90 % in organischer Form vorkommt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002), Ammonium zumeist „durch heterotrophe Bakterien beim Abbau von Proteinen und anderen stickstoffhaltigen organischen Verbindungen“ (KLAPPER 1992) entsteht und die Ammoniumgehalte erst nach einigen Tagen Überstauung beginnen anzusteigen, wird eine Freisetzung durch

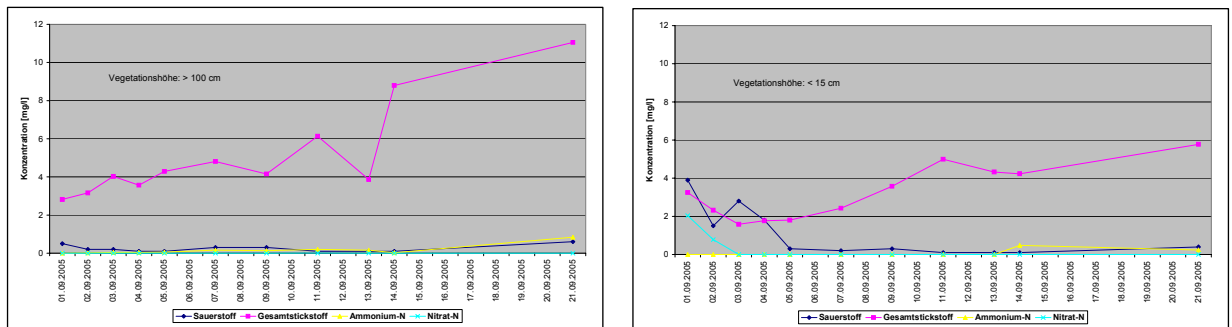


mikrobielle Zersetzung von der organischen Substanz des Bodens und der Vegetation (vgl. Phosphor) vermutet. VENTERINK et al. (2002) nennen diesen Prozess ebenfalls als Hauptgrund für den Anstieg von mineralischen Stickstoffgehalten. Während der aktuellen Überstauversuche konnten die Ammonium-N-Konzentrationen bis zu 11 mg/l (HP 7/2) erreichen. Der ablaufende Prozess wird in der Limnologie als Ammonifikation (RHEINHEIMER et al. 1988, KLAPPER 1992) und in der Bodenkunde als N-Mineralisierung oder Ammonifizierung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) bezeichnet.

Der überwiegende Teil des ansteigenden Stickstoffgehalts war während der Überstauungsversuche in der Regel organischer Natur (siehe z. B. Abbildung 6.26). Dies wird wahrscheinlich durch den unvollständigen Abbau organischen Materials unter Sauerstoffmangel zu einfachen organischen Verbindungen verursacht. Während des Auguthochwassers 2002 wurde dieser Prozess der Fäulnis durch das LUA Brandenburg (2002) bestätigt.

### **Komponente Biogener Anteil**

Wie beim Phosphor (vgl. Kapitel) wird auch in Bezug auf Stickstoff eine positive Korrelation zwischen oberirdischer Biomasse und Stofffreisetzung registriert (siehe Abbildung 6.27).



**Abbildung 7-28: Abhängigkeit der Stickstofffreisetzung von der oberirdischen Biomasse am Beispiel vom humus- und feinmaterialarmen Grünlandpedon HP 7/2**

Die hohen sommerlichen Temperaturen während der Szenariodurchführung förderten die intensive Vermehrung von Bakterien, wodurch ein stark ausgeprägter Oberflächenfilm entstand (vgl. Kapitel 7.1.3 sowie Abbildung 7-1). Es kann davon ausgegangen werden, dass eine Vermehrung der Anzahl von stickstofffixierenden Mikroorganismen und somit des Stickstofffixierungspotentials damit einherging. Nach JAEGER & WERNER (1976) reicht die Inkubationstemperatur für die Stickstofffixierung von 0 °C bis 50 °C. Die optimale Temperatur liegt bei 28 °C. Damit zählten die Überstauwässer während der Sommerszenarien mit Durchschnittstemperaturen von 18,7 °C und 16,3 °C zu den bevorzugten Lebensräumen von stickstofffixierenden Mikroorganismen.

Mit steigenden Temperaturen sank die Stickstofflöslichkeit (SCHWOERBEL 1977). Zusätzlich wurde durch den Bakterienfilm eine Stickstofflösung aus der Atmosphäre vermutlich gänzlich unterbunden. Da sich die Wasseruntersuchungen auf die Analyse anorganischer Nährstoffe in Abhängigkeit von dem Gesamtnährstoffgehalt beschränkten, kann auf Stickstofffixierer nicht näher eingegangen werden. KLAPPER (1992) weist jedoch darauf hin, dass Untersuchungen, die sich auf die mineralischen Stickstoffe beschränken, nur Momentaufnahmen sind und der Stickstoffkreislauf sich schon im Wasser-Sediment-System „aus einer Vielzahl von sehr dynamischen Wechselbeziehungen“ zusammensetzt. Zumindest im Hinblick auf Stickstoff wird deshalb eine Kopplung von chemisch-physikalischer Analyse und

biologischer Untersuchung des Wassers (insbesondere Art, Anzahl und Stickstofffixierungspotential der Mikroorganismen) für zukünftige Überstauversuche empfohlen. Auf diese Weise können genaue Aussagen in Hinblick auf die Ursache der quantitativen Stickstoffhöhung im Überstauwasser getroffen werden.

### Ackerpedone

Die Ackerpedone sollen im Zusammenhang mit Stickstoffumsetzungen gesondert diskutiert werden, da über bestimmten Ackerpedonen hauptsächlich im hydrologischen Sommerhalbjahr eine „flutartige“ Stickstoffrücklösung (innerhalb des ersten Überstauungstages) erfolgte und darüber hinaus bis zum Ende der Überstauung weitere Stickstoffverluste kennzeichnend waren. Derartig sprunghaft ansteigende anfängliche Freisetzungen von mineralischen Stickstoffen bei der Vernässung von Böden wurden bereits durch verschiedene Autoren diskutiert (vgl. z. B. von SPARLING & ROSS 1988, HAYNES & SWIFT 1989).

Über den Maisackerpedonen betragen die maximalen N-Konzentrationen zwischen 3,3 mg/l und 8,1 mg/l (je nach Pedon). Diese wurden bereits am ersten Überstautag gemessen. Der Anteil an anorganischen Stickstoffen (in diesem Fall Nitrat- und Ammonium-N) betrug mindestens 50 %. Die Hauptursache dafür wurde in leicht ausschwemmbareren Düngesalzen vermutet. In der Realsituation im Feld werden derartige Salze, sofern nicht von Pflanzen aufgenommen, relativ schnell aus den sandigen Ackerböden ausgewaschen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die Düngedosierung rückt an dieser Stelle verstärkt in den gewässerökologischen Focus. Eine klare Reglementierung gestaltet sich für die Vermeidung bzw. Begrenzung der Eutrophierung angeschlossener Lebensareale von großer Bedeutung. Erfolgt auf den Äckern eine überschüssige Düngung, kommt es zu vermehrten Düngemittelausschwemmungen aus den Böden und damit in angrenzende Gewässer bzw. in terrestrische Lebensräume. In Deutschland sind dies nach BACH (2000) durchschnittlich ca. 19 kg N/ha\*a. Ob es sich auf den Feldern der Havelpolder um Überdosierung der Düngemittel handelte, konnte und sollte anhand der Überstauungsversuche nicht festgestellt werden. Diesbezügliche Annahmen wären reine Spekulation.

In und über den Maispedonen fanden komplexe N-Umsetzungen statt. Es wurde davon ausgegangen, dass Stickstoff, trotz aerober Verhältnisse (s. o.) durch Reduzierung von Nitrat (über Nitrit) zu  $N_2O$  oder  $N_2$  in die Atmosphäre entwich. Zum anderen entweicht Ammonium entweder in Form von Ammoniak ( $NH_4^+ + OH^- \rightarrow NH_3 + H_2O$ ) oder/und über eine mit Nitrifikation gekoppelte Denitrifikation ebenfalls in Form von Lachsgas oder molekularem Stickstoff ( $NH_4 \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ ).

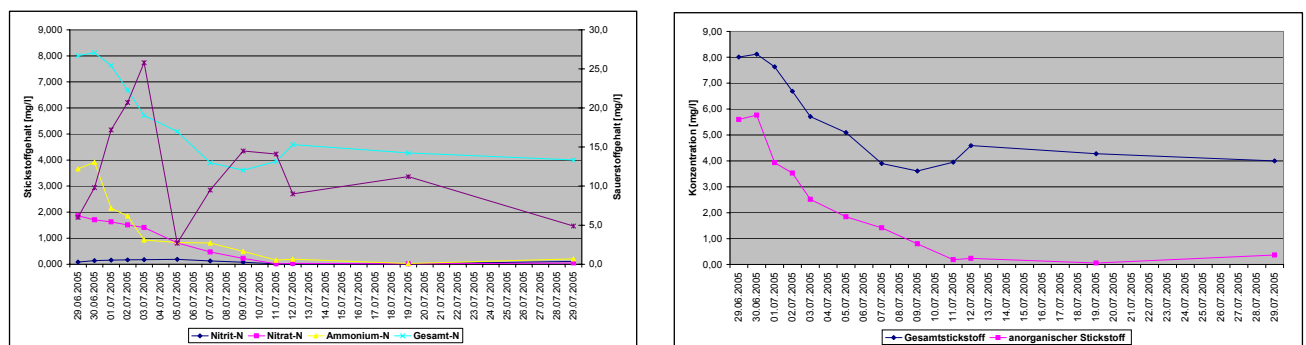


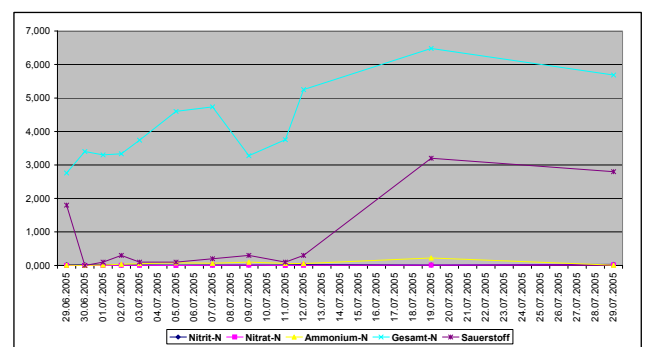
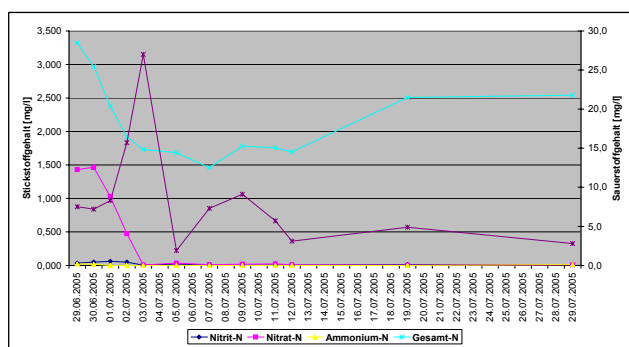
Abbildung 7-29: Stickstoffumsetzungen über dem Maisackerpedon HP 6/1

Aus dem HP 8-Pedon wurden, im Vergleich zu den HP 6-Pedonen, geringere Mengen anorganischen Stickstoffs unmittelbar nach dem Überstau ins Wasser

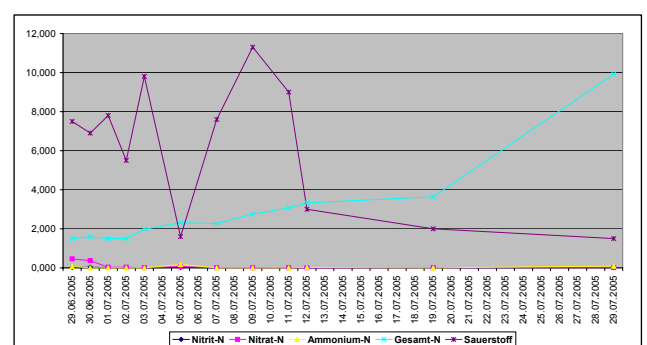
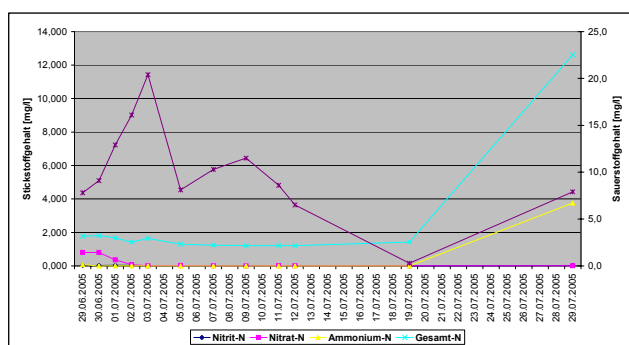


zurückgelöst (vgl. Abbildung 7-30, links). Dabei waren die Pflanzenhöhen zum entsprechenden Zeitpunkt in etwa identisch. Die verminderte Rücklösung wurde entweder mit einer geringeren Einsatzmenge mineralischen Düngers, oder durch die schon fortgeschrittene Verlagerung der Nährstoffe in tiefere Bodenschichten (Auswaschung) vor der Entnahme des Pedons begründet. Fortschreitende Auswaschungsprozesse im Feld waren auch anhand der geringeren Stickstoffwerte während des Spätsommerszenarios (im Vergleich zum Hochsommerszenario) erkennbar.

Das Zusammenwirken von Boden und Nutzpflanze wurde bei der Stickstoffrücklösung ebenfalls berücksichtigt. Aus einem sandigen Ackerboden mit Maispflanzenaufwuchs löste sich, im Falle eines separaten Überstaus, erst nach über drei Wochen Stickstoff aus der Pflanze (bzw. wurde über die Atmosphäre eingetragen; vgl. Abbildung 7-31, links). Dabei wurden wesentlich höhere Werte als über dem Gesamtpedon gemessen. Auffälligerweise erfolgte der Stickstoffanstieg erst bei einem Sauerstoffgehalt von < 2 mg/l.



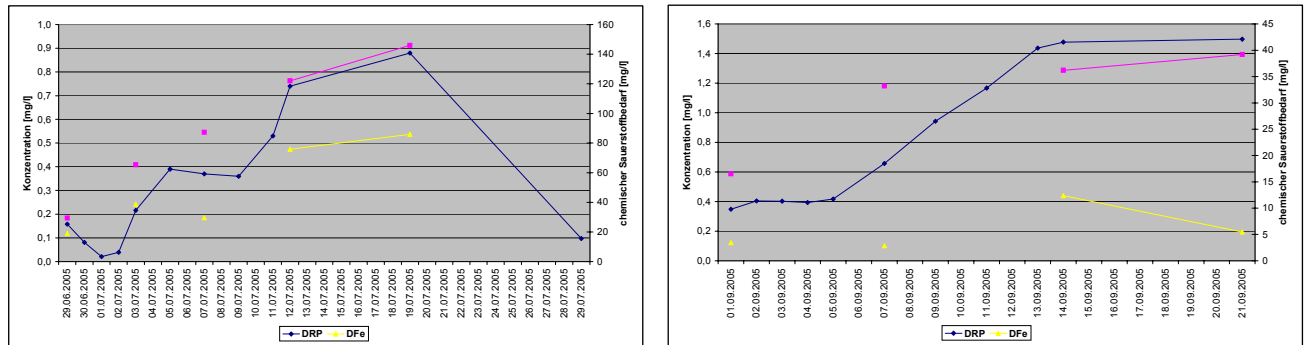
**Abbildung 7-30: Stickstoffumsetzungen über Ackerpedonen; links: Maispedon HP 8/1, rechts: Getreidepedon HP 22/2**



**Abbildung 7-31: Stickstofffreisetzungen aus Teilpedonen von Maisacker in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt während des Hochsommerszenarios, links: HP 8/3 (nur Bodenmaterial), rechts: HP 8/4 (nur Maispflanze)**

Über den Getreidepedonen konnten keine Rücklösungen von mineralischem Stickstoff (-Dünger) festgestellt werden. Aufgrund der schnell erreichten anaeroben Verhältnisse wurde der im Elbe- und Havelwasser befindliche Nitratsauerstoff extrem schnell aufgebraucht. Die Konzentration des organischen Stickstoffes stieg relativ kontinuierlich (siehe Abbildung 7-31, rechts) an. Es wird vermutet, dass die Freisetzung aus den Getreidepflanzen einen wesentlichen Anteil daran hatte, da nach der Ernte (Spätsommerszenario) nur noch deutlich geringere N-Werte gemessen wurden.

### 7.3.4 Gelöstes Eisen



**Abbildung 7-32: Zusammenhang zwischen gelöstem Eisen, gelöstem anorganischem Phosphor und chemischen Sauerstoffbedarf, links: HP 2/1 HS, rechts: HP 22/2 SpS**

Der Anstieg der DFe-Konzentrationen verlief an die Phosphorfreisetzung gebunden. Eine positive Korrelation zwischen Phosphatgehalt und gelöstem Eisen stellte auch z. B. SCHWARTZ (2001) bei Untersuchungen auf Elbauenböden fest. Zusätzlich korrelierte bei seinen Untersuchungen der TP-Gehalt positiv mit dem oxalatlöslichen Eisen.

Das gelöste Eisen (DFe) kann theoretisch verschiedene Oxidationsstufen enthalten. Aufgrund des Redoxverhaltens von Eisen, im Zusammenhang mit Anaerobie konnte davon ausgegangen werden, dass es sich dabei hauptsächlich um zweiwertiges Eisen (Eisen II) handelte. Es wurden demzufolge Phosphat-Eisen-Komplexe aufgelöst.

Phosphor- und Eisen(II)-Gehalt entwickelten sich in manchen Überstauwässern im hydrologischen Sommerhalbjahr für bestimmte Zeitabschnitte (insbesondere zum Ende der Szenarien) scheinbar unabhängig voneinander. Die Ursache ist eventuell im chemischen Verhalten der reduzierten Eisenform ( $Fe^{2+}$ ), welche eine stabile sulfidische Bindung eingehen kann (KLEE 1985), zu suchen. Sulfide werden in Gewässern unter anaeroben Bedingungen freigesetzt, wenn bestimmte chemoautotrophe Mikroorganismen Sulfatsauerstoff für den weiteren Abbau organischer Stoffe nutzen (KLEE 1985).

### 7.3.5 Manganentwicklung

Im Rahmen der Versuchsszenarien wurde die Schwarzfärbung der Untersuchungswässer ausschließlich während der beiden Sommerszenarien im Juni/Juli und im September beobachtet. Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass eine stärkere Rücklösung von Mangan aus den überstauten Böden und die damit einhergehende Schwarzfärbung des überstehenden Wassers nur im Falle eines Sommerhochwassers zu erwarten ist. Da die Schwarzfärbung des Wassers eine schnellere Erwärmung und damit induziert die Beschleunigung sämtlicher biologischer Prozesse zur Folge hat (siehe Kapitel 2: Folgen des Elbehochwassers 2002), kommt ihr ab dem Zeitpunkt des Auftretens für die Stauwasserentwicklung eine besondere Bedeutung zu.

#### Komponente Vegetation/Nutzung

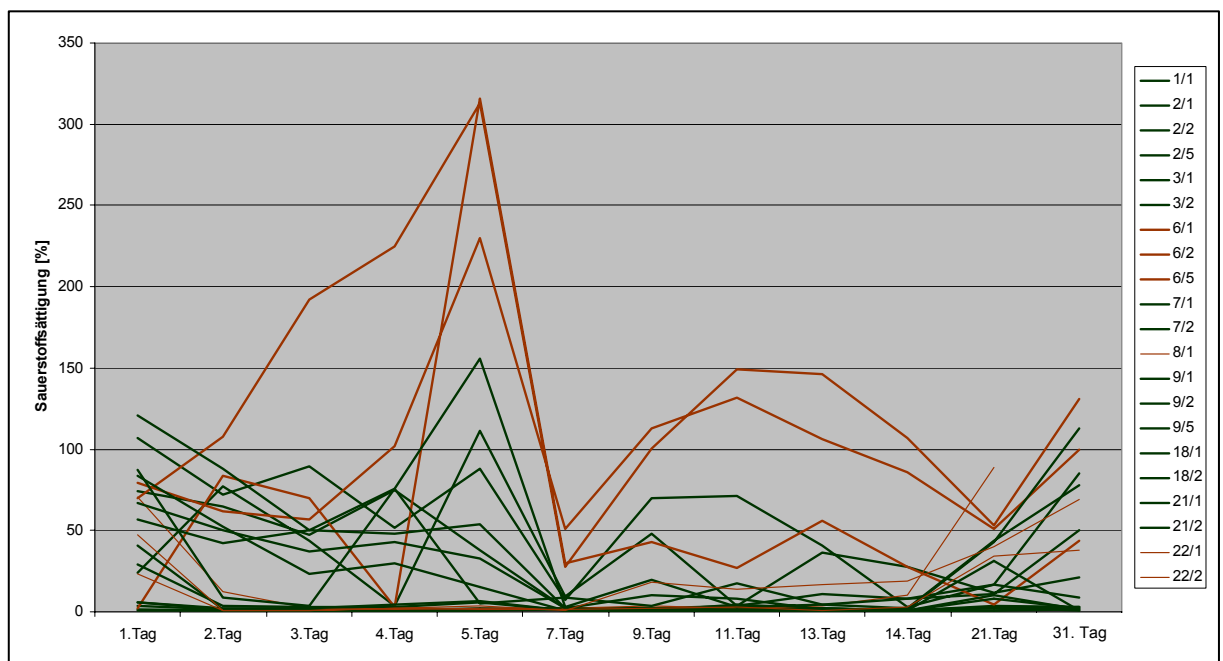
Die Ergebnisse der Versuchsreihen zeigten, dass eine Schwarzfärbung des überstehenden Wassers hauptsächlich auf den Grünlandflächen einschließlich der Niedermoorstandorte erfolgte. Nur eine der von den Ackerflächen entnommenen

und überstauten Proben färbte sich während des Versuches schwarz. Eine Manganrücklösung hat daher anscheinend nicht oder nur in sehr geringem Maße auf den Ackerflächen stattgefunden.

Ein entscheidender Faktor für das Ausmaß der Manganrücklösung wurde in dem Anteil der anstehenden Biomasse und deren mögliche Zersetzbarkeit gesehen. Die von den Grünländern entnommenen Proben wiesen in der Regel pro Flächeneinheit eine weitaus größere Biomasse auf, als die Pedone der Ackerflächen zum selben Zeitpunkt. Dieser Umstand wurde bereits ausführlich in Hinsicht auf die Sauerstoff- bzw. Gesamtphosphorentwicklung der Stauwässer diskutiert. Im Falle des intensiven Maisackers wurde eine geringe Individuenzahl von maximal 1-2 Pflanzen zusammen mit dem Bodenpedon entnommen. Im Vergleich dazu wiesen die Grünlandproben naturgemäß eine dichte Vegetationsdecke mit einer entsprechenden Halmdichte auf. Bei der Grünlandvegetation war außerdem von einer deutlich schnelleren Zersetzbarkeit des organischen Materials, als bei der Maispflanze auszugehen.

Eine Ausnahme bildete die (weiter oben im Text bereits erwähnte) Ackerprobe des Polders Warnau. Hier lag eine höhere Biomasse mit einer besseren Zersetzbarkeit als auf den restlichen Äckern vor, da zum Zeitpunkt der Probenahme Getreide auf der Entnahmefläche angebaut wurde. Durch den Überstau kam es in den Röhren mit einem erhöhten Anteil an Biomasse (in der Regel Grünland, Ausnahme Getreideacker s.o.), zu einer starken Sauerstoffzehrung aufgrund der Zersetzung der Pflanzen. In Folge der ungünstigen Sauerstoffverhältnisse wurde der Prozess der Manganrücklösung zusätzlich „angeheizt“.

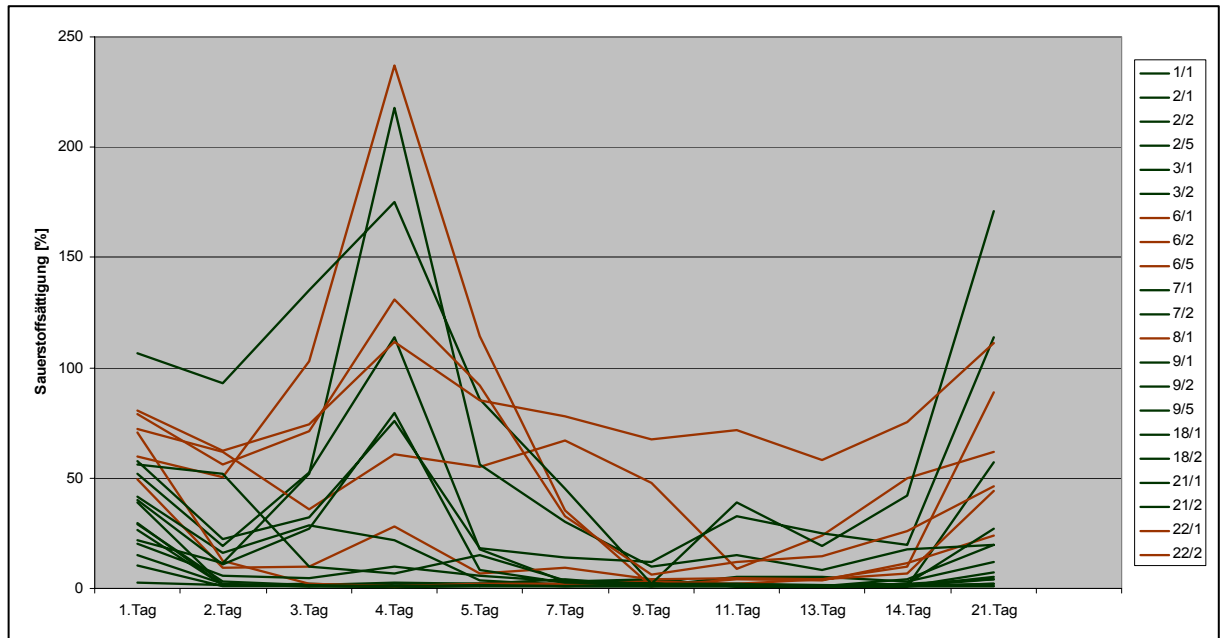
Vergleicht man die Sauerstoffsättigungswerte zwischen den einzelnen Standorten, so wurden bei den Grünländern in den meisten Fällen relativ schnell Werte um 1 % erreicht, während die meisten Ackerstandorte über den gesamten Zeitraum höhere Werte aufwiesen.



**Abbildung 7-33: Sauerstoffsättigungen in Juni/Juli-Szenario, Grünland: grün, Acker: braun**

Eine Ausnahme bezüglich der Entwicklung der Sauerstoffsättigung bildete der Ackerstandort 22/1 bzw. 22/2 im Juni/Juli-Szenario. Hier wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum sehr geringe Sauerstoffsättigungen ermittelt. Es handelt sich dabei um eine als Getreideacker genutzte Fläche im Polder Warnau.

Aufgrund des Getreideanbaus wies sie eine größere Biomasse mit vermutlich höherer Zersetzbarkeit, und damit als einzige Ackerprobe eine Schwarzfärbung des Überstauwassers auf (s.o.). Es ergaben sich ähnliche Verhältnisse wie bei den Grünlandproben (Sauerstoffzehrung bei Zersetzung → Anaerobie → Manganrücklösung).



**Abbildung 7-34: Sauerstoffsättigung im September-Szenario, Grünland: grün, Acker: braun)**

Einen Hinweis auf die limnochemischen Vorgänge gaben auch die ermittelten CSB-Werte. Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB, engl. chemical oxygen demand, COD) ist ein Maß für die Summe aller im Wasser vorhandenen, unter bestimmten Bedingungen oxidierbaren Stoffe. Er gibt die Menge an Sauerstoff (in mg/l) an, die zu ihrer Oxidation benötigt wird.

Auf überstauten Ackerstandorten wurden in der Regel CSB-Werte zwischen 20 und 80 mg/l ermittelt. Auf einem Großteil der Grünlandflächen stieg der chemische Sauerstoffbedarf oft auf Werte über 500 mg/l (max. 1.000 mg/l) an, was auf eine hohe Belastung mit oxidierbarer organischer Substanz hinweist. Der Einfluss der Mahd auf die Intensität der Manganrücklösung ließ sich im Vergleich zur Phosphorrücklösung in der Qualität sowie Quantität kaum nachweisen.

### **Komponente Zeit**

Eine Schwarzfärbung des Überstauwassers setzte in keinem der Versuche vor dem 5. Untersuchungstag ein. Ergänzend Die Proben, die später schwarz wurden, waren oft schon in den ersten Tagen optisch von den restlichen Proben zu unterscheiden. Wenn eine Schwarzfärbung einsetzte, dann am häufigsten zwischen dem 9. und 11. Untersuchungstag.

Im Vergleich der Mangankonzentrationen der Untersuchungswässer bei Schwarzfärbung war ein breites Wertespektrum anzutreffen. Die Verfärbung setzt demzufolge nicht generell bei Erreichen einer spezifischen Mangankonzentration ein. Vielmehr bestand die Annahme, dass nicht ausschließlich die Manganrücklösung ursächlich für die Schwarzfärbung des Wassers verantwortlich war. Neben der Auswaschung von Huminstoffen, konnte auch die Rücklösung von Eisen, die allerdings eher zur Braunfärbung führt, zusätzlich als Ursache in Betracht gezogen werden (VIETINGHOFF 2002).

Tabelle 7-11: Ausgewählte Polderstandorte mit starkem Anstieg der Eisenkonzentrationen in Juni/Juli 2005

Polder	Boden	Nutzung	Überstauwasser	Datum	DFe (mg/l)
Große Grabenniederung	Sand/Gley	Grünland	Havel	29.06.2005	0,4
				19.07.2005	13,6
Große Grabenniederung	Auenton/Pseudogley	Grünland	Havel	29.06.2005	0,9
				19.07.2005	27,9
Große Grabenniederung	Auenton/Pseudogley	Grünland	Elbe	29.06.2005	0,5
				19.07.2005	38,3
Twerl	Sand/Braunerde	Grünland	Havel	29.06.2005	0,5
				19.07.2005	17,9
Warnau	Torf über Auenlehm	Grünland	Havel	29.06.2005	0,1
				19.07.2005	33,6
Warnau	Torf über Auenlehm	Grünland	Elbe	29.06.2005	0,1
				19.07.2005	42,1
Warnau	Torf über Auenlehm	Grünland	Elbe	29.06.2005	0,3
				19.07.2005	53,7

Im Kontext ihrer Charakterisierung als durch Staunässe geprägte Böden ist ebenfalls eine Auswaschung von Huminstoffen aus den Niederungsflächen der Havelpolder denkbar. Ein Hinweis darauf gaben die z.T. erhöhten Konzentrationen des organischen Kohlenstoffes (TOC), wobei der Hauptanteil von der gelösten Fraktion (DOC) gebildet wurde. Besonders hohe TOC-Konzentrationen von 93 mg/l (DOC 93 mg/l) bzw. 72 mg/l (DOC 68 mg/l) wurden z.B. am Probenahmepunkt HP3/1 u. HP3/2, auf einer Grünlandfläche des Polders Große Grabenniederung ermittelt.

#### **Komponente Ausgangssubstrat**

Die Ergebnisse der Versuchsreihen ergaben die Schlussfolgerung, dass die Standortbedingungen, wie anstehendes Substrat und vorhandene Vegetation, einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die Entwicklung der Mangankonzentration haben, als die Anfangsbeschaffenheit des eingestauten Wassers. In den meisten Fällen konnte keine wesentlichen Unterschiede zwischen Havel- und Elbewasser im Bezug auf die Konzentrationsentwicklung festgestellt werden. Offensichtlichere Unterschiede ergaben sich eher bei verschiedenen Böden bzw. Versuchsgefäßen (siehe ff).

#### **Komponente Boden**

In Auswertung der Ergebnisse der Versuchsszenarien konnte festgestellt werden, dass die Torfböden am anfälligsten hinsichtlich der Rücklösung von Mangan reagieren. Hier wurde in der Regel zwischen dem 5. und 9. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung des Wassers beobachtet, während sich auf Sand/Braunerde erst zwischen dem 9. und 11. Untersuchungstag eine entsprechende Verfärbung einstellte. Die Probe des Auentonpedons reagierte erst am 11. Untersuchungstag

mit einer Schwarzfärbung. Dieser Umstand stand in engem Zusammenhang mit der Komponente Nutzung.

### **Größe der Versuchsgefäße**

Die Ergebnisse zeigten, dass in den größeren Versuchsgefäßen zumeist in einem kürzeren Zeitraum höhere Mangankonzentrationen erreicht wurden. Dabei gilt zu beachten, dass die Vergleichbarkeit mit den Röhren nur eingeschränkt gewährleistet werden konnte, da eine viel geringere Überstauhöhe (einige Zentimeter) und eine höhere Verdunstung gegeben war. Damit ergeben sich grundsätzlich andere limnochemische Verhältnisse in den größeren Versuchsgefäßen, vor allem in thermodynamischer Hinsicht. Die Endkonzentrationen in den verschiedenen Versuchsgefäßen lagen jedoch auf dem gleichen Niveau, so dass in den größeren Versuchsgefäßen eine schnellere, aber nicht mengenmäßig höhere Rücklösung vermutet werden konnte. Dieser Umstand verdeutlichte erneut die Wichtigkeit der Gewährleistung einer größtmöglichen Stauhöhe im Falle einer temporären Flutung entsprechender Areale.

### **7.3.6 Polder: Nährstoffsенke oder Nährstoffquelle?**

Durch die Überstauungsversuche konnte nachgewiesen werden, dass es zur Nährstofffreisetzung auf den Havelpoldern infolge einer Flutung kommt. Die Intensität der Rücklösung erwies sich dabei als von den Nutzflächeneigenschaften der Untersuchungsfläche abhängig. Es stellte sich die Frage, in wie fern eine Eutrophierungsgefahr für angrenzende Gewässer besteht bzw. die freigesetzten Nährstoffe von den Polderflächen in die angrenzenden Gewässer gelangen. Dies würde bedeuten, dass die Havelpolder als Nährstoffquelle wirken und ihre natürliche Auenfunktion der Nährstoffretention nicht mehr gerecht werden können.

Naturnahen Auen wird ein hohes Stoffretentionsvermögen zugeschrieben (MIEHLICH 2000). ENGELHARDT et al. (2000) stellten dies, bei Untersuchungen des Stoffretentionsvermögens der Polder im Unteren Odertal, selbst bei anthropogen geprägten Auen fest. Es konnte eine Phosphor- und Stickstoffretention von Nährstoff- und Schwermetallgehalte zwischen räumlich weit voneinander getrennten Zu- und Abflüssen (Input/Output-Bilanz) nachgewiesen werden.

KLUGE et al. 2002 führten Untersuchungen im Gebiet der Buckener Au in hoher räumlicher Auflösung durch und bestätigten, dass „Talniederungen sowohl als Stoffquellen als auch Retentionsflächen wirken können“.

Auf den brandenburgischen Havelpoldern erfolgte die Flutung und Entleerung zum Augushochwasser 2002 über die Deichbreschen (vgl. LUA BRANDENBURG 2002). Die Nährstoffwerte stiegen im Überstauwasser der Polder stärker als in den angrenzenden Gewässern. Bei der Polderentleerung gelangte das extrem nährstoffreiche und anaerobe Überstauwasser über Oberflächenabfluss durch die Deichbreschen zurück in die Havelgewässer (siehe auch Kapitel 2). Auf diese Weise bewirkte das Hochwasser eine durch die Fließrichtung bestimmte Nährstoffverlagerung mit einer entsprechenden Verschlechterung der Gewässergüte in den angeschlossenen Havelgewässern.

Die Polder wirken also nach einer Flutung, sofern Ein- und Auslassstelle identisch bzw. nicht regulierbar sind (Deichbresche), bei nicht an Hochwasser angepasster Vegetation als Nährstoffquelle und stellen unter diesen Bedingungen eine Eutrophierungsgefahr für angrenzende Gewässer dar. Ihre natürliche Funktion als Nährstoffretentionsfläche kann auf diese Weise nicht mehr gewährleistet werden.

## 7.4 Zusammenfassung der Felduntersuchungen

Die geplante Flutung von Havelpoldern bei extremen Hochwasserereignissen hat weit reichende gewässerökologische Folgen. Im Rahmen der Forschungsarbeit sollten die Nährstoffrücklösungspotentiale aus überstauten Böden mit unterschiedlichen Nutzungsarten und -intensitäten prognostiziert werden.

Die Analyse der Wasserbeschaffenheitsentwicklung als Resultat einer gezielten ökologischen Flutung von Freiflächen wurde durch den Einsatz von Säulenexperimenten sowohl für das hydrologische Winter- als auch das hydrologische Sommerhalbjahr 2004/2005 auf dem Gelände der IaG GmbH simuliert. Zur Erkenntnisgewinnung hinsichtlich der qualitativen und quantitativen Entwicklung limnochemischer und limnophysikalischer Stofffreisetzungsprozesse, wurden verschiedene jahreszeitlich variierende Szenarien entwickelt.

Aus dem Untersuchungsgebiet wurden nach ausgewählten Kriterien charakteristische Oberbodenproben samt anstehender Vegetationsdecke gewonnen und bis zu 31. Tage mit Havel- oder Elbewasser überstaut und analysiert. Täglich wurden Messreihen gewonnen.

Die Untersuchungen wurden in Anlehnung an HÜTTER (1994) in lokale Erhebungen und physikalisch-chemische Untersuchungen gegliedert. Bei der örtlichen Datenerhebung wurden geologische, geographische, geomorphologische und meteorologische Daten zur Ermittlung eines Gesamtüberblicks über den Untersuchungsraum gesammelt.

Die Entwicklung der Gewässergüte auf überstauten Freiflächen im Falle eines Hochwasserereignisses gilt als von Faktoren wie Staudauer, Überwasser, überstautes Substrat, Zersetzbarkeit der organischen Biomasse u. ä. abhängig. Von elementarer Wichtigkeit sind dabei die klimatischen Grundvoraussetzungen.

Die Phosphorfreisetzung war stark temperatur- und biomasseabhängig. Die Freisetzungsraten waren im Winter und Frühjahr gering. Die höchsten Werte wurden im Hoch- und Spätsommer registriert. Die jahreszeitliche Kurve wurde dabei noch von der Art und Intensität der Landnutzung überlagert. Diese wirkte sich als dämpfend aber auch fördernd auf die Phosphorfreisetzung aus.

Auf einer ungemähten, extensiv genutzten Grünlandfläche auf dem Polder Twerl wurden Phosphorkonzentrationen bis zu 12.908 mg/m<sup>3</sup> am 13. Untersuchungstag gemessen. Zu ähnlichen Ergebnissen kam man auch auf einer vergleichbaren Fläche auf dem Polder Große Grabenniederung.

Im Vergleich zu den extensiven Grünlandflächen, zeigte sich auf den Ackerflächen ein deutlich geringerer Anstieg der Gesamtposphorkonzentrationen. Die durch Anpflanzung von Silomais gekennzeichneten Ackerflächen auf dem Polder Twerl bzw. Schafshorst wiesen nach 31-tägiger Überstauung maximale Phosphorkonzentrationen von 1.492 mg/m<sup>3</sup> bzw. 3.141 mg/m<sup>3</sup> im größeren Versuchsgefäß auf. Ein weiterer Ackerstandort auf dem Polder Warnau, der durch Getreideanbau charakterisiert war, erreichte dagegen etwas höhere Phosphorkonzentrationen, die am 31. Untersuchungstag bei 8.523 mg/m<sup>3</sup> lagen und damit nicht das Niveau der Phosphorrücklösung auf den extensiven Grünländern erreichten. Von den Poldern wurden so bei einer Flutung im Hochsommer und im Herbst große Phosphormengen abgespült.

Bezüglich des Zeitpunktes der Phosphorrücklösung war festzustellen, dass diese einhergehend mit sinkenden Sauerstoffkonzentrationen, ab dem 5. Überstautag sprunghaft zunahm und mit der Ausfällung von Mangan korrelierte.

## **7.5 Diskussion der landwirtschaftlichen Aspekte der Flutung**

### **7.5.1 Erntedauer – Möglichkeiten einer Noternte**

Unter dem ökologischen Aspekt einer Minimierung von Nährstoffrücklösungen aus der auf den Polderflächen angebauten Biomasse wurde die Forderung abgeleitet, die in den Poldern befindliche Biomasse im Vorfeld einer Flutung der Polder schnellstmöglich abzuernten. Hierdurch würde die Rücklösung insbesondere von Mangan und Phosphat in den Havel- und Elbestrom wesentlich verringert, da die hohen Nährstoffkonzentrationen überwiegend aus der faulenden Biomasse und nicht dem Boden herausgelöst werden.

Die Dauer der Ernte hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab.

Unter der Voraussetzung optimaler Wetterbedingungen ist die Dauer der Ernte primär von der Kulturfrucht sowie der „Schlagkraft“ des Unternehmens abhängig.

Je nach der verfügbaren eigenen Technik und fremder Technik von Lohnunternehmen bzw. nicht betroffenen Nachbarn schwankt die normale Erntedauer zwischen den einzelnen Landwirtschaftsbetrieben teilweise beträchtlich. Die Spanne der Erntedauer im Regelfall reicht von drei bis zu 20 Tagen, wobei das Mittel bei zehn Tagen liegt und 85% der befragten Landwirte für die Ernte maximal 14 Tage benötigen.

Die schnellstmögliche Ernte der gesamten Polderfläche mit Hilfe eigener Technik wird von den Landwirten mit im Mittel neun Tagen angegeben. Dies verdeutlicht, dass die Ernte im Regelfall bereits annähernd einer schnellstmöglichen Ernte entspricht. Unter Zuhilfenahme betriebsfremder Technik (benachbarte Betriebe und regionale Lohnunternehmer) gaben befragte Betriebe im Mittel an, für die Ernte ca. fünf Tage zu benötigen. Die Spanne reicht hierbei von zwei bis zu 14 Tagen. Folglich scheint auf der Grundlage befragter Landwirte aus der Region eine schnellstmögliche Ernte des gesamten in den Poldern befindlichen Bestandes innerhalb von ca. einer Woche möglich.

Hierbei blieben jedoch einige Aspekte unberücksichtigt. So kann eine Räumung des Pflanzenbestandes (Ackerkulturen, Grünland) nur erfolgen, wenn der Bestand einen annähernd erntefähigen Reifezustand erreicht hat, das Wetter die Ernte ermöglicht und der Boden mit der entsprechenden Technik befahren werden kann. Im Vorfeld der Flutung der Polder sickert bereits Wasser durch die Deiche und tritt in den Senken oberflächlich auf. Zu diesem Zeitpunkt ist der Boden der Polderflächen bereits großflächig vernässt und kann nicht mehr befahren werden. Ebenfalls unberücksichtigt blieb, dass im Falle eines bevorstehenden Hochwassers von Landwirten prioritär deren hochwertigstes Gut, der Viehbestand evakuiert werden muss. Hierzu benötigen die Landwirte mit Unterstützung von Nachbarn und Lohndienstleistern allein bereits ca. ein bis 4 Tage. Erst im Anschluss wäre es möglich, eine Noternte des Acker- und Grünlandbestandes durchzuführen.

Folglich halten die Landwirte der unteren Havelniederung es für notwendig, dass die Information der Flutung 14 Tage vor Öffnung/Sprengung der Deiche an die Bauern herausgegeben wird. Nur dann ist es möglich, sowohl das Vieh zu evakuieren, als auch die höher gelegenen Bereiche (ohne Druckwasser) der Polderfläche abzuernten.

Die Vorwarnzeit für eine verbindliche Flutung der Polder beträgt ca. drei bis fünf Tage. Eine Noternte ohne Aussicht auf Entschädigung verursacht für die Landwirte nur weitere zusätzliche Kosten.

Den Aspekt einer möglichst frühzeitigen Information zur bevorstehenden Flutung der Polder schätzen die Landwirte als besonders wichtig ein. Im Vorfeld des Elbehochwassers 2002 wurde die Landwirte nach eigener Auskunft unisono zu spät über die Flutung der Polder informiert. Folglich wird in der frühestmöglichen Information das wesentlichste Potenzial zur Verminderung/Vermeidung landwirtschaftlicher Schaden in Folge einer Polderflutung erkannt.



### 7.5.2 Möglichkeiten zur Verringerung landwirtschaftlicher Kosten bei Polderflutungen

In den Interviews sowie als Ergebnis der durchgeführten Fragebogenaktion unter regionalen Landwirten wurde deutlich, dass während des Sommerhochwassers 2002 und der hieraus resultierenden Flutung der Havelpolder hätten landwirtschaftliche Kosten vermieden/vermindert werden können. Möglichkeiten zur Verringerung/Vermeidung landwirtschaftlicher Kosten bestehen folglich auch bei zukünftigen Flutungen der Polder. Diese bestehen sowohl vor und während, als auch im Nachgang der Flutung.

Das größte Potenzial zur Verringerung landwirtschaftlicher Kosten besteht in einer rechtzeitigen Information der Landwirte über die bevorstehende Flutung der Polder. Im Jahr 2002 erfolgte diese zu spät und verhinderte hierdurch die großflächige Ernte insbesondere der weitgehend reifen Getreide- und teilreifen Maisbestände (Grünmais). Eine rechtzeitige Information über die Flutung in Verbindung mit einer verbesserten Organisation der Flutung einzelner oder aller Polder unter verstärkter Berücksichtigung landwirtschaftlicher Aspekte (insbesondere der Acker- und Grünlandverteilung innerhalb einzelner Polder) würden die landwirtschaftlichen Folgekosten zukünftiger Flutungen senken. Insbesondere durch eine ca. 14 Tage vor Flutung stattfindende Information über die bevorstehende Flutung ließen sich im Anschluss der Notevakuierung bestellte Polderflächen teilweise abernten, beziehungsweise fertige Erzeugnisse (Strohballen) einbringen. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine entsprechende Befahrbarkeit der Flächen, der Reifegrad des Bestandes sowie günstige Wetterbedingungen. Nach Angaben mehrerer Bauern ließen sich durch eine rechtzeitige Information (ca. 14 Tage) ca. 20 – 25% der entstandenen Kosten vermeiden.

Während der Flutung können durch eine verstärkte Nutzung von Einlassbauwerken landwirtschaftliche Kosten vermieden werden, da bei Sprengungen die mitgerissenen Bodenmassen die Polderflächen verschleppen und verdichten. Es wird zudem verstärkt Unrat auf die Flächen gespült. Stattdessen sollten verstärkt Einlassbauwerke genutzt werden. Mit Hilfe dieser kann man eine Polderflutung im Notfall nochmals stoppen, wohingegen eine Flutung in höchstem Maße unkontrolliert erfolgt.

Im Anschluss an die Flutung empfiehlt es sich aus landwirtschaftlicher Sicht, das Wasser möglichst schnell aus den Poldern zu entfernen. Nur so kann das Faulen insbesondere des Grünlandbestandes minimiert werden. Hierzu ist das Wasser im Anschluss an das Hochwasserereignis mittels Siele und Wehre möglichst schnell aus den Poldern abzuführen. In besonders tief gelegenen Bereichen der Polder empfiehlt sich der Einsatz von Pumpen, um eine schnelle Abtrocknung der Flächen zu erreichen.

### 7.5.3 Betriebliche Anpassungsmöglichkeiten

Betriebliche Anpassungen dienen der Vermeidung/Verminderung von Arbeitsplatzverlust und/oder Erwerbsverlusten bei sich verändernden äußeren Bedingungen. Hierbei verändert der Landwirt infolge einer eingeschränkten Nutzbarkeit der von ihm bewirtschafteten Fläche seine Betriebsstruktur.

**Betriebliche Anpassungsreaktion auf Hochwasserereignisse, die nur alle 50 und mehr Jahre eintreten, erfolgen nicht. Eine betriebliche Anpassung ist erst bei häufigen Hochwasserereignissen sinnvoll.**

Eine Veränderung kann beispielsweise auf Grund veränderter Pachtverträge mit verstärkt naturschutzbezogenen Anforderungen, einer gesetzlichen Pflicht zur Umwandlung von Acker- in Grünland oder einer verstärkten Nutzung der Polder bei Hochwasserereignissen notwendig werden. Die Voraussetzungen hierfür differieren in den einzelnen Betrieben je nach standörtlichen Bedingungen und der bisherigen Betriebsstruktur erheblich. So resultieren für Landwirte mit einem geringen

Polderflächenanteil an der LF- Gesamtfläche und vorherrschender Polder-Grünlandnutzung aus einer verstärkten Nutzung der Polder im Hochwasserfall weit geringere Konsequenzen als für einen reinen Marktfruchtbetrieb, einen Milchviehbetrieb oder ein ökologisch wirtschaftendes Unternehmen mit überwiegender Polderfläche. Der betriebliche Anpassungsdruck ist bei letztgenannten Landwirten auf Grund besonderer Betroffenheit größer, die Möglichkeiten einer betrieblichen Umstellung hingegen weitaus geringer.

Betriebliche Anpassungsmöglichkeiten setzen immer ein sehr konkretes und flächenscharfes Überflutungsszenario voraus.

Im Ergebnis einer Entscheidung über Vorrangpolder für Flutungen im Hochwasserfall ist mit den betroffenen Landwirten gemeinsam ein Anpassungskonzept zu entwickeln und schrittweise umzusetzen.

#### **7.5.4 Akzeptanz der Landwirte gegenüber den Flutungsszenarien**

Die Polder der Havel sind als Überschwemmungsgebiete festgesetzt. Es besteht kein Rechtsanspruch der Landwirtschaft auf Ausgleich der durch die Flutung der Polder bedingten Schäden. Gleichwohl wurden die landwirtschaftlich entstandenen Kosten der Flutung im Jahr 2002 zur Vermeidung von Existenzbedrohung und Arbeitskräfteabbau durch die öffentliche Hand teilweise ausgeglichen. Dieses Vorgehen wirkte unter den betroffenen Landwirten akzeptanzfördernd. Nach bisherigen Untersuchungen besteht durchweg Einsicht der Landwirte in die Notwendigkeit von Flutungen landwirtschaftlich genutzter Polder und von zusätzlichen Flächen im Deichvorland um größere Schäden in anderen Gebieten und Orten zu vermeiden. Das gilt jedoch nur insofern durch die Flutung höhere Sicherheiten und Kosteneinsparungen erreicht werden. Folglich besteht gegenüber möglichen Nutzungseinschränkungen durch verschärfte gesetzliche Auflagen oder eine regelmäßigen Flutung der Polder aus naturschutzfachlichen Aspekten wenig Akzeptanz, da diese eine einseitige Belastung der Landwirtschaft ohne eine höhere Sicherheit bzw. Kosteneinsparung anderen Orts darstellen würde. Dies gilt trotz der Tatsache, dass die aus staatlich auferlegten schadensmindernden Anbauanpassungen resultierenden Einkommenseinbußen auszugleichen sind. Ein entsprechender Ausgleich wird in diesem Fall als selbstverständlich angesehen. Die Akzeptanz ergibt sich folglich überwiegend aus Gründen des Hochwasserschutzes. Gründe des Arten- und Naturschutzes werden hingegen überwiegend abgelehnt.

Es zeigte sich ebenfalls, dass die durch aktive Einbeziehung und Information der Betroffenen erzielte Akzeptanz sich auf deren Verkaufs- und Tauschbereitschaft betroffener Flächen auswirkt. Die Ergebnisse der Akzeptanzanalyse der Untersuchung zur Deichrückverlegung im Gebiet Lenzen<sup>3</sup> (Nordwest Brandenburg) können auf die Polder der Unteren Havel übertragen werden, insofern eine regelmäßige Flutung eines Polder/der Polder sowie ein weitgehender Aufkauf der in dem Polder/ den Poldern landwirtschaftlich genutzten Flächen angestrebt wird. Ein derartiges Vorgehen ist in der Verordnung zum Naturschutzgebiet „Untere Havel Nord“<sup>4</sup> im Polder „Große Grabenniederung“ vorgesehen<sup>5</sup>. Die vorherrschende Ablehnung des genannten Vorhabens beruht primär auf Ängsten und Befürchtungen finanzieller Einbußen durch beispielsweise zusätzliche Schäden auf

---

<sup>3</sup> Teilprojekt „Sozioökonomie“ zum Forschungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldetablierung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelbe (Brandenburg); Bearbeitung durch die LVL Brandenburg im Auftrag der LAGS Brandenburg.

<sup>4</sup> Verordnung über das Naturschutzgebiet „Untere Havel Nord“ des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung vom 28.05.2004; Gesetz- und Verwaltungsblatt für das Land Brandenburg Nr. 15 Teil II – Verordnungen vom 24.06.2004.

<sup>5</sup> Auskunft von Herrn Eichstädt, Amt für Landwirtschaft und Flurneuordnung Havelland vom 19.05.05.

verbleibenden Flächen bzw. einen allgemeinen Wertverfall der Flächen. Flächentausche werden bei gleichwertigen und nahen Flächen meist akzeptiert.

Die Akzeptanz- bzw. Konsensbereitschaft der betroffenen Landwirte gegenüber eventuell folgenden Planungen sowie deren Umsetzung<sup>6</sup> wird hierdurch erhöht. Vergangene Projekte belegen die hohe Bedeutung des „Miteinanders“ mit den Betroffenen. Die Ziele einer Planung drohen ohne ausreichende Berücksichtigung der Interessen Betroffener oftmals zu scheitern. Das Vorgehen leistet einen Beitrag dazu, derartige Misserfolge zu vermeiden.

### 7.5.5 Auswirkungen eines generellen Ackerbauverbotes

Das Bundesgesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes<sup>7</sup> vom 03.05.2005 verpflichtet die Länder bis zum 10.05.2010 Überschwemmungsgebiete festzusetzen. Für diese sollen durch Landesrecht unter anderem Vorschriften zur Verhinderung erosionsfördernder Maßnahmen erlassen werden. „Für landwirtschaftlich genutzte und sonstige Flächen soll durch Landesrecht geregelt werden, wie mögliche Erosionen oder erheblich nachteilige Auswirkungen auf Gewässer insbesondere durch Schadstoffeinträge zu vermeiden oder zu verringern sind“.<sup>8</sup>

Eine noch im Gesetzesentwurf vorgesehene Verpflichtung zur ganzjährigen Bodenbedeckung einschließlich einer konservierenden Bodenbearbeitung in Überschwemmungsgebieten ging in das Gesetz nicht ein. Die Pflicht zur Umwandlung von Ackerland in Grünland ergibt sich aus der Bundesgesetzlichen Regelung folglich nicht. Den Bundesländern steht es jedoch frei, über die Bundesrechtlichen Anforderungen hinaus strengere Anforderungen zu formulieren. Eine rechtliche Festschreibung des Ackerbauverbotes ist auf Landesebene somit noch möglich.<sup>9</sup>

Die Überarbeitung der überschwemmungsgebietsbezogenen untergesetzlichen Anforderungen (meist Verordnungen bzw. Beschlüsse aus der Vorwende- Zeit) erfolgt erst im Anschluss der Novelle des Brandenburgischen WHG. Folglich ergeben sich aus dem Artikelgesetz in seiner jetzigen Form für bereits festgesetzte Überschwemmungsgebiete derzeit keine konkreten Auswirkungen. Jedoch werden im Zuge der weiteren Bearbeitung die rechtlichen Vorgaben bezüglich der einzelnen Brandenburgischen Überschwemmungsgebiete den neuen Anforderungen des Gesetzes angepasst.<sup>10</sup>

Im Rahmen des BMBF- Projektes „Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutungspoldern an Havel und Oder“ (2004) wurden die landwirtschaftlichen Auswirkungen der Umwandlung von Acker- in Grünland ermittelt. Die wesentlichen Ergebnisse werden nachfolgend kurz beschrieben:

- Die Auswirkungen sind einzelbetrieblich sehr unterschiedlich, je nach Rentabilität der Acker- und Grünlandnutzung; insbesondere abhängig von der Verwertungsmöglichkeit des Grünlandes und somit von der betrieblichen Faktorausstattung (Milchquote, Stallkapazität, u.a.).
- Pro Hektar und Jahr resultieren aus der Umwandlung abhängig von den Verwertungsmöglichkeiten des Grünlandes Einbußen von 163 – 380 €.

---

<sup>6</sup> beispielsweise dem Flächenaufkauf oder Flächentausch.

<sup>7</sup> vgl. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2005, Teil I Nr. 26.

<sup>8</sup> vgl. Artikel 1 § 31b Abs. 3 Satz 1 des Gesetzes.

<sup>9</sup> Nach Auskunft von Herrn Loger (MLUV Brdg, Ref. 61) soll es in Brdg. keine Anforderungen geben, welche über die des Artikelgesetzes hinausgehen. Das betrifft auch die Landwirtschaft in den Flutungspoldern. 04.07.2005.

<sup>10</sup> Quelle: Auskunft Herr Loger (MLUV Brdg, Ref. 61). 04.07.2005.

- Bei den Berechnungen wurde eine Anpassung der Arbeitskräfte (Arbeitskräfteabbau) bereits berücksichtigt; d.h. auch unter günstigen betrieblichen Voraussetzungen führt die Umwandlung von Acker- in Grünland zum Arbeitsplatzabbau in Höhe von 20 – 50 Stellen.
- Bezogen auf die vom Hochwasser 2002 betroffene Ackerfläche von ca. 2450 ha in den Poldern der Havel ergibt sich aus einer generellen Umwandlungspflicht ein landwirtschaftlicher Gesamtschaden von 398.000 bis 926.000 €. Dieser wird durch eine Schadensreduzierung im Flutungsfall nur marginal verringert.
- Da die durch eine Umwandlungspflicht entstehenden landwirtschaftlichen Erwerbsverluste auszugleichen sind, entstehen dem Land hierdurch zusätzliche, jährlich anfallende Kosten, welche deutlich über den auf Ackerland während einer Flutung entstehenden Mehrkosten liegen<sup>11</sup>.

In Anbetracht dieser Ergebnisse erscheint es aus landwirtschaftlicher Sicht folgerichtig, dass die Forderung nach Einstellung des Ackerbaus nicht in das Gesetz eingegangen ist. Bei der Umsetzung in Landesrecht sollten daher nicht über die Bundesgesetzlichen Vorgaben hinausragende strengere Anforderungen an die Landwirtschaft gestellt werden. Die hierdurch entstehenden zusätzlichen Kosten konkurrieren mit Ausgaben für Agrarumweltmaßnahmen, deren Umwelteffekte z.T. höher einzustufen sind<sup>12</sup>.

#### **7.5.6 Variantenbetrachtung zu den landwirtschaftlichen Auswirkungen verschiedener Szenarien für eine Überflutung der Havelpolder**

Die Variantenbetrachtung unterstellt eine Überflutungsdauer der landwirtschaftlich genutzte Polderflächen über 7-10 Tage, d.h. die Pflanzenmasse des Aufwuchses geht in Abhängigkeit von der Jahreszeit unterschiedlich schnell in Fäulnis über und zersetzt sich. Sollte eine Hochwasserüberflutung weniger als 7 Tage andauern, ist je nach Jahreszeit und betroffener Kultur mit geringeren Schäden zu rechnen.

##### Variantenbetrachtung

Das Frühjahrshochwasser der Elbe in 2006, das infolge des Grundwasseranstiegs in den beispielhaft untersuchten Poldern Schafhorst und Twerl zu kleinflächigen Überschwemmungen führte, belegt die mit ausgewählten Landwirten abgestimmten Variantenbetrachtungen.

Insbesondere bei Grünland ist damit zu rechnen, dass aufgrund der Verschmutzungen infolge des Hochwassers, das überflutete Futter nicht mehr nutzbar ist, aber gemäht werden muss, um den Folgeaufwuchs zu ermöglichen. Wobei sich bei regelmäßigen Hochwassereinflüssen die Zusammensetzung der Grünlandnarbe systematisch ändert, wenn nicht arbeits- und kostenintensive Pflegemaßnahmen durchgeführt werden. Eine angepasste überschwemmungstolerantere Grünlandnarbe bietet keine hochwertige an die Bedürfnisse der Betriebe angepasste Futterqualität mehr.

Aufgrund seit 2002 eingetretener Hochwassersituationen werden folgende Hochwasserzeiträume aus landwirtschaftlicher Sicht betrachtet:

- Frühjahrsüberflutung im Zeitraum März / April
- Spätsommerüberflutung Ende August / Anfang September und
- Winterüberflutung Januar / Februar.

---

<sup>11</sup> Im Frühjahr und Herbst entstehen auf Grünland- gegenüber Ackerlandflächen sogar höhere Schäden.

<sup>12</sup> vgl. Bronstert, A. (Hrsg.) (2004).

Nach den Erfahrungen der ansässigen Landwirte ist nach einem Hochwasser und insbesondere nach einer Überflutung mit mindestens 3-4 Wochen zu rechnen, in denen die Flächen mit landwirtschaftlicher Technik nicht befahren werden können.

Die Auswirkungen einer Überflutung der landwirtschaftlich genutzten Polderflächen werden aufgrund des Zeitraumes der Überflutung und der agrotechnischen Termine in der Tabelle 7-12 eingeschätzt.

In Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Kultur können durch die agrotechnischen Termine die optimalen Zeiträume, z.B. für die Aussaat und Ernte der einzelnen Kulturen, angegeben werden. Sorteneinflüsse werden hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 7-12: Agrotechnische Termine in der Landwirtschaft (Quelle: Agro-Öko-Consult GmbH 2006)

Kultur	Aussaat	Ernte
Winter-Weizen	Sept. – Nov. (bis in den Dez. mögl.)	Ende Juli – August
Sommer-Weizen	ab Ende März	Ende Juli – Ende August
Winter-Roggen	optimal 20-30. Sept. – Oktober, Frühsaat in BB bis 20.08.	Mitte Juli - August
Winter-Gerste	Ende Sept.	Juli
Sommer-Gerste	März / April	August
Winter-Raps	Ende Aug.	Juli – August
Silomais	Mitte April – Mitte Mai	Mitte Sept. – Ende Oktober

Für die optimale Nutzung des Grünlands ist mit Frühjahrsbeginn eine Reihe von landwirtschaftlichen Arbeiten erforderlich, die im folgenden zusammengestellt sind.

Grünlandpflege:

- Schleppen, Walzen ab Befahrbarkeit: März
- Erste Düngergaben ab Befahrbarkeit
- Weidebeginn ab Trittfestigkeit und Weidefähigkeit des Aufwuchs April
- Erster Schnitt ab ca. 20-25 cm Wuchshöhe April/Mai
- 1. Heumahd und Ernte Anfang/Mitte Juni

#### **Regelungen im Zusammenhang mit Zahlungen an die Landwirtschaft<sup>13</sup>**

Für die Sicherung der Ansprüche auf Direktzahlungen müssen alle Landwirte eine Reihe von Auflagen erfüllen (Auszug):

Landwirte sind gegenwärtig zur Stilllegung von obligatorisch mindestens 8,73 % der Acker- und Dauergrünlandflächen verpflichtet.

Landwirte dürfen auf obligatorisch stillgelegten oder freiwillig aus der landwirtschaftlichen Erzeugung genommenen Acker- und Dauergrünlandflächen in den Hauptbrut- und – aufzuchtzeiten von Wildtieren den Aufwuchs vom 01. April bis 15. Juli weder mulchen noch häckseln oder mähen. Ein Beräumen dieser Flächen vom Aufwuchs ist nicht zulässig. Ausnahmen kann das LVLF jedoch genehmigen.

<sup>13</sup> Cross Compliance Informationen für Landwirte, überarbeitete Auflage 2006, MLUV

Auf obligatorischen Stilllegungsflächen gelten diese Verpflichtungen im Zeitraum vom 15. Januar bis zum 31. August. Das Abfahren des Mähgutes ist auf obligatorisch stillgelegten Flächen innerhalb des genannten Zeitraumes nicht erlaubt.

Als Düngemittel mit wesentlichem Stickstoffgehalt dürfen auf Acker- und Grünland nicht mehr als 170 kg Stickstoff/ha aus Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft aufgebracht werden.

Werden mehr als 50 kg Stickstoff/ha und Jahr ausgebracht, muss der Düngbedarf der Kulturen festgestellt werden.

Die verwendeten Futtermittel müssen Lebensmittelqualität aufweisen. Verschmutzte Futtermittel dürfen nicht zur Verfütterung gelangen. D.h. nach einer Überflutung von Polderflächen kann das Futter / nachwachsende Futter nicht zur Verfütterung geeignet sein.

In der folgenden Tabelle 7-13 sind die wesentlichsten Auswirkungen unterschiedlicher Hochwasserzeitpunkte im Jahresverlauf auf die Hauptanbaukulturen zusammengefasst.

Tabelle 7-13: Auswirkungen unterschiedlicher Überflutungsszenarien auf verschiedene landwirtschaftliche Kulturen

Überflutungsszenario	Betroffene landwirtschaftliche Kultur	Auswirkungen auf die Kultur	Handlungsoptionen zur Schadensminderung
Frühjahrsüberflutung mehr als 7 Tage im Zeitraum März / April	Wintergetreide	Totalverlust der Kultur Befahrbarkeit 2. Dekade Mai	nach Abtrocknen der Flächen und Befahrbarkeit kann Serradella u. a. Leguminosen zur Wiederherstellung der Bodenkultur für die Folgesaat bzw. das Folgejahr ausgesät werden Mais kleinflächig je nach Bodenzustand, evtl. Sommergetreide / Ackerfutter zur Grünfuttergewinnung;
	Gülle, Stallmist	Lagerkapazität erschöpft	Sondergenehmigungen für die Ausbringung erforderlich, auch außerhalb der optimalen Zeiten
	Silomais	keine Schäden, da Mais noch nicht gelegt ist	nach Abtrocknung und Befahrbarkeit kann der Mais gelegt werden. Minderertrag, Siloreife kann bei günstigem Witterungsverlauf teilweise erreicht werden.
	Dauergrünland	starke Schädigung der Kultur mit Ausfall des 1. Schnitts zur Welksilagebereitung,	Nach Abtrocknung und Befahrbarkeit Neuansaat bzw. Nachsaat nach Bodenprobe stark geschädigter Flächen erforderlich; Folgeschnitte bei günstigem Witterungsverlauf eingeschränkt möglich
Spätsommerüberflutung mehr als 7 Tage Ende August / Anfang September	Wintergetreide	Ernte im optimalen Fall abgeschlossen Herbstbestellung für Roggen nicht möglich,	nach Abtrocknung und Befahrbarkeit Winterfurche ziehen, Winterzwischenfruchtanbau (Rüben, Ackergras) Sommergetreideanbau im Folgejahr Bei günstig. Witterungsbedingungen Winter- oder Wechselweizensaat bis Ende Nov. Erträgen wie Sommergetreide im Folgejahr
	Silomais	Totalverlust der Maisilage größter Schaden nach Einschätzung der Landwirte	Noternte als Grünfutter auf Teilflächen zum Sofortverbrauch In der verbleibenden Vegetationsperiode ist kein Ausgleich durch betriebliche Maßnahmen möglich Bodenbearbeitung zum Winter erforderlich, Winterzwischenfrucht im Folgejahr Sommergetreide, Mais
	Dauergrünland	starke Schädigung der Kultur 30 % Ausfall im Hauptjahr im Folgejahr 30 % Ausfall	Nach Abtrocknung und Befahrbarkeit, Beräumung der Flächen Neuansaat mit Flächenumbruch bzw. Nachsaat

Überflutungsszenario	Betroffene landwirtschaftliche Kultur	Auswirkungen auf die Kultur	Handlungsoptionen zur Schadensminderung
		durch vermind. Futterqualität	stark geschädigter Flächen erforderlich
Winterüberflutung mehr als 7 Tage Januar / Februar	Wintergetreide	Totalschaden des Wintergetreides	Nach Abtrocknung und Befahrbarkeit legen von Mais, evtl. Sommergetreide im April Verschlammungen des Bodens verschlechtern den Kulturzustand, können Ertragsverluste bewirken und zusätzliche Arbeitsgänge zur Wiederherstellung des Kulturzustandes erfordern
	Silomais	keine Schäden bzw. verspätetes Maislegen	Nach Abtrocknung und Befahrbarkeit Ertragsminderung zu erwarten (20 %) Verschlammungen des Bodens verschlechtern den Kulturzustand und können zusätzliche Ertragsverluste bewirken
	Dauergrünland	starke Schädigung der Kultur bis teilweise Totalschaden 50 % Ertragsausfall	Nach Abtrocknung und Befahrbarkeit zusätzliche Bestandspflege, z. T. Neuansaat bzw. Nachsaat erforderlich Spätschnitt möglich, geringere Futterqualität



Im Ergebnis der Variantenbetrachtung und auf der Grundlage der stark vereinfacht dargestellten landwirtschaftlichen Fakten kann festgestellt werden, dass in den Landwirtschaftsbetrieben folgende wirtschaftlichen Auswirkungen im Falle einer Polderflutung zu erwarten sind.

- Aufgrund der Erfahrungen aus 2002 sind keine Verluste von Direktzahlungen und anderen Bewirtschaftungsprämien zu erwarten, da die zuständigen Behörden Ausnahmeregelungen treffen können. Ob dies dauerhaft in kurzen Zeitabständen erfolgen kann, ist ungeklärt.
- Die größten Ausfälle durch entgangene Einnahmen sind aus Leistungsdepressionen der Viehbestände und Tierverlusten infolge unzureichender und schlechter Futterqualität sowie Verschlechterung der Bodenfruchtbarkeit infolge Verdichtung und Verschlammung zu erwarten. Diese Leistungsdepressionen können nicht kurzfristig behoben werden. Die länger anhaltenden Leistungsdepressionen werden in der Regel aber nicht entschädigt.
- Zusatzkosten entstehen vor allem durch Zukauf von Anwelksilage und Maissilage sowie deren Transport. Grünland und damit Anwelksilage steht in der Region ausreichend zur Verfügung bzw. kann verfügbar gemacht werden. Maissilage wird auf dem begrenzten Ackerland erzeugt und ist nur mit längeren Transportentfernungen bei größerem Bedarf zu beschaffen.
- Einnahmeverluste entstehen durch Ausfall von Marktgetreide und weitere zusätzliche Kosten entstehen durch den erforderlichen Zukauf von Futtergetreide.

Die Erfahrungen aus 2002 zeigen, dass die Landwirtschaftsbehörden gemeinsam mit den anderen zuständigen Behörden, den Landwirten und deren Wirtschaftspartner in der Region in der Lage sind, durch schnelles gemeinsames Handeln Schäden zu vermeiden bzw. zu reduzieren.

#### **Schlussfolgerungen für die agrarstrukturellen Variantenbetrachtung und monetäre Bewertung der Überflutungsschäden**

Die größten Schäden für die Landwirtschaft entstehen bei einer Sommerüberflutung. Dabei können die Schäden aus der Polderflutung 2002 (August-September) noch übertroffen werden, wenn die Überflutung vor dem Abschluss der Getreideernte im August erfolgt.

Ohne Entschädigung für die Landwirtschaft ist eine akute Existenzgefährdung für die stark betroffenen und alle Unternehmen mit ausschließlicher Flächennutzung in den gefluteten Poldern gegeben.

Der Ackerbau mit der Produktion von Maisilage bildet die Existenzgrundlage für alle Veredelungsbetriebe in den Poldern. Deshalb sollte u.a. vorrangig die Flutung von Poldern mit hohem Grünlandanteil erfolgen.

Betriebliche Handlungsoptionen zur Schadensminderung auch bei ausreichenden Vorwarnzeiten sind nur sehr begrenzt gegeben.

Eine schnelle Räumung der Grünmasse von den Polderflächen ist begrenzt möglich. Eine teilweise landwirtschaftliche Verwertung dieser Grünmasse ist nur in optimalen Konstellationen realistisch. In der Regel ist der größte Teil dieser Grünmasse als Abfall zu behandeln.

Die größten Folgeschäden treten am Boden und durch Leistungsdepressionen der Viehbestände ein.

Für die Bildung einer Rücklage zur Entschädigung der Landwirtschaft in Flutungspoldern, kann von den durch Gutachter einzelbetrieblich ermittelten Kosten in den einzelnen Poldern im Jahr 2002 ausgegangen werden. Diese Kosten sollten mit dem Index der jährlichen Kostensteigerung landwirtschaftlicher Erzeugnisse fortgeschrieben werden.

Die Schadenssituation beim August/September Hochwasser der Elbe in den gefluteten Poldern 2002 entspricht im hohen Maße dem zu erwartenden „worst-case-szenario“.

Tabelle 7-14: Verhältnis von Ackerland zu Grünland in den Poldern (Quelle: WASY GmbH, BORNSTEDT 2004, AGRO-ÖKO-CONSULT GMBH 2006)

Polder	LF an der Gesamtpolderfläche		Ackerlandanteil		Grünlandanteil	
	ha	%	ha	%	ha	%
Havelberg (S – A, Stebdal)	1.225	79	260	21	965	79
Kümmernitz (S – A, Stendal)	202	38	46	23	156	77
Trübengraben/Havelberg (S – A, Stendal)	1.547	98	451	29	1.059	68
Vehlgast (S – A, Stendal)	724	81	325	45	399	55
Flöthgraben (Brdg, Ost- Prignitz-Ruppin)	847	86	259	31	588	69
Schafhorst (Brdg, Havelland)	1.633	90	467	29	1.166	71
Twerl (Brdg, Havelland)	908	98	659	73	249	27
Warnau (S – A, Stendal)	688	86	283	41	405	59
Große Grabenniederung (Brdg, Havelland)	2.354	98	778	33	1.576	67

Zur Vereinfachung der Ergebnisdarstellung wird die Nutzungsstruktur der Landwirtschaftsflächen in den Poldern schematisiert dargestellt. Für jeden Polder sind die Anteile der Ackerlandes und des Grünlandes auf der Grundlage der Biotopkartierungen bekannt.

Nach Bornstedt 2004 werden 45% der Gesamtfläche als extensives Grünland und 21 % als intensives Grünland bewirtschaftet, d.h. ca. 1/3 des Grünlandes wird intensiv und 2/3 des Grünlandes werden extensiv bewirtschaftet.

Die 2/3 extensiv genutztes Grünland werden ohne den Einsatz von Mineräldünger und Pflanzenschutzmittel bewirtschaftet, mit ein- - dreimaliger Schnittnutzung. Bei extensiver Grünlandbewirtschaftung und dreimaliger Schnittnutzung wird ein Frischmasseertrag (FM) von 300-380 dt/ha je nach Standort erreicht. Auf Teilflächen sind darüber hinaus noch naturschutzrechtlich vertraglich vereinbarte Mahdtermine einzuhalten, womit geringere FM-Erträge unterstellt werden. Auf etwa 1/3 des Grünlandes erfolgt eine intensive Bewirtschaftung unter Einsatz von Mineräldünger mit 3-4 Schnittnutzungen und einem angenommen Frischmasseertrag von bis zu 800 dt/ha.

Ein Drittel der Landwirtschaftsflächen wird als Ackerland genutzt, wobei 19 % für den Getreideanbau, 6 % für den Anbau von Silomais mit einem Durchschnittsertrag von 400 – 500 dt/ha FM und 5 % für die Stilllegung genutzt werden. Nur 4 % des Ackerlandes werden mit anderen Kulturen bestellt und nicht weiter betrachtet.

Die ermittelte Nutzungsstruktur der landwirtschaftlichen Nutzfläche bildet auf der Grundlage der unterschiedlichen Acker- und Grünlandanteile in den einzelnen Poldern die Basis für die folgenden Variantenbetrachtungen.

In die Variantenbetrachtungen gehen darüber hinaus die vorgeschlagenen „Hochwasserzeitpunkte“ (Winterhochwasser, Frühjahrshochwasser und Spätsommerhochwasser) und zwei unterschiedliche Überflutungsszenarien ein.

Aufgrund der bereits beschriebenen unterschiedlichen Auswirkungen auf die drei Hauptanbaukulturen: Dauergrünland, Wintergetreide und Silomais im Verlauf des landwirtschaftlichen Jahres erfolgte eine Kalkulation der zu erwartenden Flächenschäden und Einkommensverluste.

Für die Stilllegungsflächen wurde ein zusätzlicher Arbeitsgang zur Flächenpflege nach dem Abklingen des Hochwassers angenommen.

### **Monetäre Schadenskalkulation**

Die Schadensabschätzung für die Landwirtschaft setzt sich aus unterschiedlichen Schadenskategorien zusammen, wobei die Kategorien 1 und 2 dominieren:

- Flächenschäden an Kulturpflanzen und Böden
- Viehverluste, Leistungsdepression
- Evakuierungskosten
- Schäden an Vorräten, Betriebsmitteln, Gebäuden, Maschinen
- Sonstiges

Die Schadensabschätzungen wurden auf der Grundlage der Datensammlung für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg (Ackerbau, Grünlandwirtschaft, Tierproduktion), LVLf 2005, in enger Anlehnung an den Schlussbericht zum BMBF-Projekt „Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flurpoldern an Havel und der Oder, Bronstedt (Hrsg), 2004 sowie weiterer Schriften kalkuliert.

Folgende Kalkulationen liegen den Daten in Tabelle 7-15 zu Grunde:

- Flächenschäden Getreide: (Durchschnittsertrag 2000-05 x Durchschnittsmarkterlös 2000-05) + (Kosten der zusätzlichen Arbeitsgänge + Kosten der Ersatzkultur) – Erlöse aus Ersatzkultur
- Flächenschäden Futterbau: (Durchschnittsertrag 2000-05 x monetäre Bewertung (MJ NEL)) + Kosten zusätzliche Arbeitsgänge + Kosten der Rekultivierung + Kosten Ersatzfutterbeschaffung
- Viehverluste, Leistungsdepression: reduzierte Gewichtszunahme, Absenkung der Milchleistung
- Kategorien 3-5: in Anlehnung an Bronstedt 2004

Die Durchschnittserträge leiten sich aus den Daten der Ernterhebungen Brandenburg und Sachsen-Anhalt in der jeweiligen vorherrschenden Landbaukategorien her. Die Landbaukategorien II mit Ackerzahlen von 29-35 sowie die Landbaukategorie III mit Ackerzahlen 35-44 sowie die Ertragsklasse 2 entsprechen den an häufigsten auftretenden Standortverhältnissen im Bereich der Havelpolder.

Tabelle 7-15: Flächenschäden durch Flutung der Polder für die angebauten Hauptfruchtarten (Werte in €/ha LF, gerundet; Quelle AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Hauptfruchtart	Winterhochwasser (€ / ha)	Frühjahrshochwasser (€ / ha)	Spätsommerhochwasser (€ / ha)
Winterroggen	480	530	120
Winterweizen	580	700	120
Silomais	230	340	1.180
Stilllegung	70	70	70
Wiese (intensiv)	310	580	550
Wiese (extensiv)	250	430	450
Mähweide	350	620	570

Durch die in dieser Studie gewählten Hochwasserzeiträume für die Variantenbetrachtung, ist der kausale Zusammenhang zwischen betrachteter Kultur, Nutzungsart und Hochwasserzeitraum deutlich sichtbar. Die Schadenshöhe ist in keiner Weise als eindeutig kalkulierbar einzuschätzen, da die unterschiedlichsten variablen Faktoren eine Rolle spielen und diese einer stetigen Veränderung unterworfen sind. Weiterhin ist zu beachten, dass hier nur schematisiert die Schäden geschätzt werden können, da Hochwasserschäden natürlich auch oberhalb der Hochwassermarken auftreten. Um diese indirekten Schäden zu bewerten, die z.B. auch beim Frühjahrshochwasser März/April 2006 in den Poldern Twerl und Schafhorst auftraten, sind im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine Detailuntersuchungen möglich gewesen.

In den folgenden Tabellen werden die Ergebnisse der Schadenskalkulation mit den Szenarien unterschiedlicher Hochwasserstände und Hochwasserzeiträume in den Poldern zusammengefasst.

Um die Verschiebungen der Nutzungsverteilung (Fruchtfolge) auszumitteln und durchschnittlichen Schädigungskosten pro ha Acker- oder Grünland darstellen zu können, wurde ein Normhektar festgelegt und auf diesen beziehen sich die Durchschnittsflächenschäden für ein Hektar Acker oder Grünland. Der Normhektar ergibt sich aus den prozentualen Anteilen der einzelnen Kulturen in der Anbaustruktur. Auf dem Ackerland wird zu 56 % Wintergetreide angebaut (siehe S. 8). In der Kalkulation wird angenommen, dass je zur Hälfte Winterweizen und Winterroggen angebaut wird (also je 28% der Ackerfläche). Auf 15 % der Äcker wird Silomais produziert, weitere 12% sind mit sonstigen Kulturen wie Eiweiß- oder Ölpflanzen bestellt, stillgelegt sind die restlichen 12%. Weitere 5% der Ackerflächen sind nicht in der Kalkulation enthalten, darin sind Randstreifen und Arbeitswege enthalten.

Das Grünland wird zu einem Viertel als intensive Wiese, zu einem Viertel als extensive Wiese und zur Hälfte als extensive Mähweide genutzt. In die Formel fließen also a) die Anbauverhältnisse mit ein und b) die Einzelkalkulationen pro Hektar Kulturart zum jeweiligen Hochwasserzeitraum. Die Durchschnittswerte pro ha ergeben sich aus folgender Formel: z.B. Winterhochwasser Grünland: (Schäden/ha Wiese intensiv x 25%) + (Schäden/ ha Wiese extensiv x 0,25%) + (Schäden/ha Mähweide x 50%).

Tabelle 7-16: Durchschnittsschäden in Euro pro ha Normacker- oder Normgrünland über alle Polder (Quelle AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Durchschnittsbetrag €/ha	Hochwasserzeitraum		
	Jan/ Feb.	März/April	Sept./ Okt.
Ackerland:	370	445	310
Grünland	325	560	545

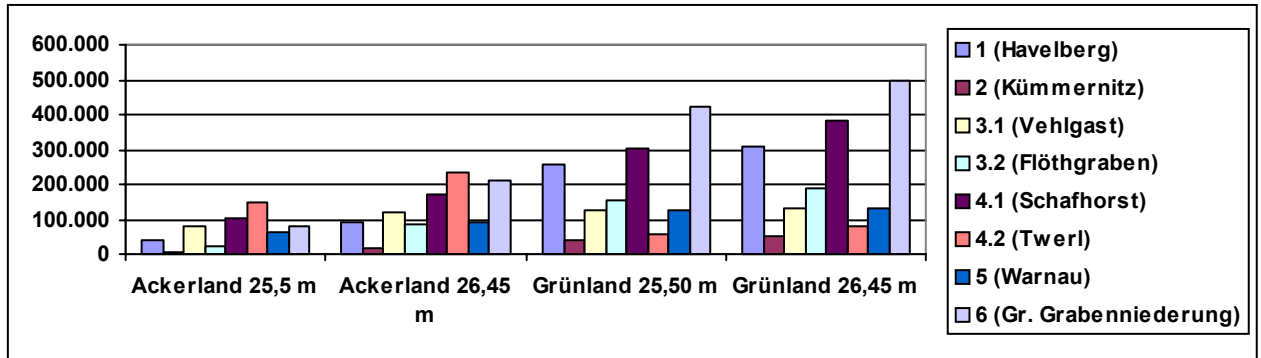
Die kalkulierten Durchschnittsschäden pro ha Landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) über alle Polder hinweg in Tabelle 7-16 können nun als Berechnungsgrundlage für jeden einzelnen Polder dienen.

Die Durchschnittsschadenswerte werden eingesetzt bei der Berechnung der Schäden bei teilweiser Überflutung der Polder. Dabei wird in der Variantenbetrachtung von zwei möglichen Hochwasserständen ausgegangen, einmal 25,50 m Überflutungshöhe und einmal 26,45 m Überflutungshöhe. Daraus ergeben sich unterschiedliche Überflutungsanteile von Ackerland und Grünland. Aus diesen Anteilen und dem Durchschnittsschaden aus Tabelle 7-16 lassen sich jeweils für unterschiedliche Hochwasserhöhen und Zeiträume die Schäden auf den einzelnen Poldern abschätzen (siehe Tabelle 7-17)

Tabelle 7-17: Gesamtschäden pro Polder je nach Überflutungsszenario auf überfluteter Landwirtschaftsfläche (LF) (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Polder	Z in NHN	Winterhochwasser (€ auf überflutete LF)			Frühjahrschhochwasser (€ überflutete LF)			Spätsommerhochwasser (€ auf überflutete LF)			Gesamtschaden-Durchschnitt pro ha Polderfläche €/ha Gesamtpolderfläche
		Ackerland	Grünland	Gesamt	Ackerland	Grünland	Gesamt	Ackerland	Grünland	gesamt	
Havelberg	25,50	41.100	255.900	297.000	49.500	440.900	490.300	34.500	429.100	463.500	270
	26,45	91.700	310.500	402.300	110.300	535.100	645.406	76.800	520.800	597.600	354
Kümmernitz	25,50	7.800	41.700	49.500	9.300	71.900	81.222	6.500	70.000	76.500	131
	26,45	16.100	51.500	67.600	19.400	88.700	108.100	13.500	86.400	99.900	174
Vehlgast	25,50	79.100	124.800	204.000	95.200	215.000	310.200	66.300	209.300	275.600	294
	26,45	117.300	130.100	247.400	141.000	224.200	365.300	98.300	218.200	316.500	347
Flöthgraben	25,50	23.200	153.200	176.400	27.900	263.900	291.800	19.400	256.900	276.300	253
	26,45	85.800	186.700	272.500	103.200	321.800	425.000	71.900	313.200	385.000	368
Schafhorst	25,50	102.700	302.300	405.000	123.500	520.900	644.400	86.000	506.900	593.000	302
	26,45	172.700	381.400	554.100	207.700	657.100	864.800	144.700	639.500	784.200	405
Twerl	25,50	146.100	58.600	204.700	175.700	100.900	276.600	122.400	98.200	220.600	254
	26,45	233.800	78.000	311.800	281.100	134.500	415.600	195.800	130.900	326.700	381
Warnau	25,50	65.400	123.300	188.700	78.700	212.400	291.100	54.800	206.700	261.500	307
	26,45	94.100	130.000	224.200	113.200	224.100	337.300	78.700	218.100	296.900	356
Gr. Graben-niederung	25,50	81.800	425.500	507.300	98.400	733.100	831.600	68.600	713.500	782.100	298
	26,45	210.400	495.300	705.600	253.000	830.500	1.083.500	176.300	830.500	1.006.800	388

Die folgenden graphischen Darstellungen bilden die in Tabelle 7-17 dargestellten Zahlen ab und zeigen deutlich die monetären Spannbreiten der Schadenskalkulation in den verschiedenen Poldern. Die Schadenshöhe ist abhängig vom Hochwasserzeitraum, der Überflutungshöhe und von dem Verhältnis Ackerland / Grünland im vorliegenden Polder. Dabei ist zu beachten, dass die prozentuale überflutete Fläche bei den Überflutungsszenarien H1 und H2 jeweils in allen Hochwasserzeiträumen die gleiche ist.

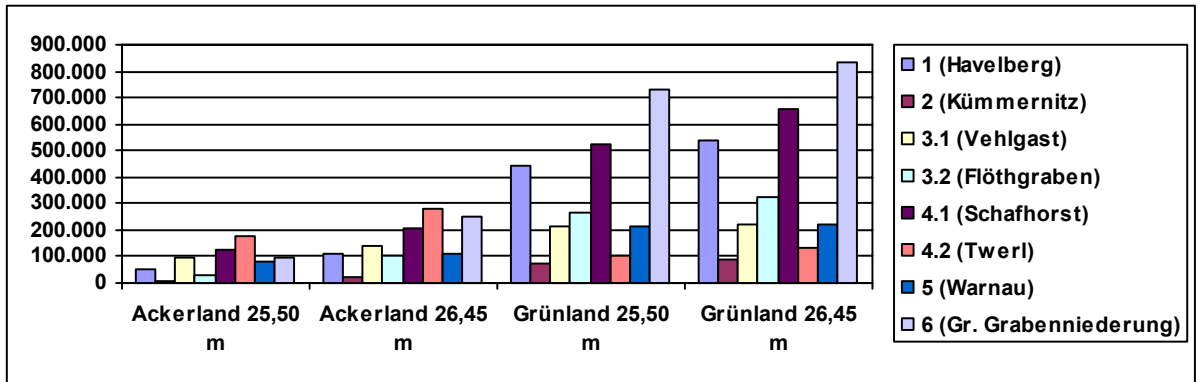


**Abbildung 7-35: Schadensübersicht in € / LF auf Acker (AL) und Grünland (GL) für das Winterhochwasser bei den Überflutungsszenarien H1: 25,50 m und H2: 26,45 m nach Poldern (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)**

Die graphische Darstellung (Abbildung 7-35) des Winterhochwasserszenario bei den angenommenen Überflutungshöhen H1: 25,50 und H2: 26,45 zeigt diese Abhängigkeiten deutlich, z.B. in den Poldern Schafhorst und Gr. Grabenniederung, wo der hohe überflutete Grünlandanteil beim Szenario H2 sich in den Schadenshöhen niederschlägt. Bei den Poldern Velgast und Warnau sind keine gravierenden Schadensunterschiede zwischen den Szenarien H1 und H2 sichtbar, womit deutlich wird, dass in diesen Poldern bei einer Überflutungshöhe von 25,50 cm über 90% der Flächen überflutet sind.

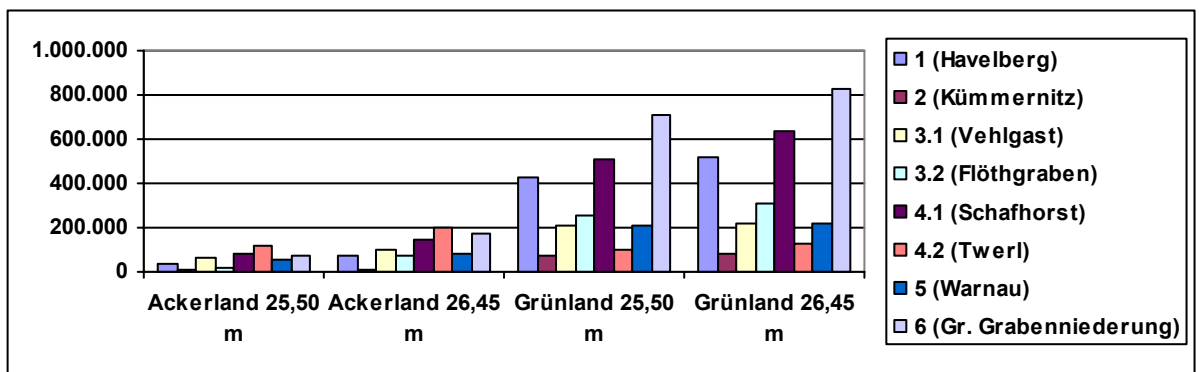
Bei einem Frühjahrshochwasser ist mit wesentlich größeren Schadenshöhen zu rechnen, wie die Abbildung 7-36 zeigt, da zu diesem Zeitpunkt die Ausweichmöglichkeiten der Landwirte z. B. auf dem Ackerland deutlich geringer sind als bei Winterschäden. Beim Grünland treten bei einer Frühjahrsüberschwemmung deutlich höhere Schäden mit hohen Instandsetzungskosten auf. Die Schäden bei einem Frühjahrshochwasser steigen überproportional an, je länger die Fläche überflutet ist, je höher die Umgebungstemperatur ist und je später der Zeitraum des Hochwassers liegt.

Im Vergleich der drei Szenarien zeigt die graphische Darstellung deutlich, dass die monetären Schäden am Grünland übers Jahr höher zu bewerten sind, als die Schäden am Ackerland. Der einzige Polder, wo die Schäden am Ackerland höher sind als die Grünlandschäden ist der Polder Twerl, da in diesem prozentual mehr Ackerland bewirtschaftet wird als in den anderen Poldern und dieses bei den Überflutungsszenarien zu großen Teilen betroffen ist.



**Abbildung 7-36: Schadensübersicht in € / LF für Acker (AL) und Grünland (GL) für Frühjahrshochwasser bei den Wasserstandsszenarien H1: 25,50 m und H2: 26,45 m (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)**

Die kalkulierten Schäden, welche bei der dritten Hochwasservariante im Spätsommer (Abbildung 7-37) auftreten würden, unterscheiden sich in der Schadenshöhe nur unwesentlich von den Frühjahrsschäden. Da zum definierten Zeitpunkt die Wintergetreideernte abgeschlossen ist, sind die Gesamtschäden am Ackerland nur geringer als im Frühjahr.



**Abbildung 7-37: Schadensübersicht in € / LF für Acker (AL) und Grünland (GL) für Spätsommerhochwasser bei den Wasserstandsszenarien H1: 25,50 m und H2: 26,45 m (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)**

Dabei ist zu bedenken, dass zu diesem Zeitpunkt die Ernte des Silomaises als energiereichstes Grundfutter und Leistungsgrundlage für die Milchproduktion noch nicht erfolgt ist und damit ein Totalverlust eintritt. Für die Landwirte bedeutet dies einen kaum zu kompensierenden Verlust. Da aber die Silomaisproduktion nur mit 15% in die Durchschnittsschadenshöhe pro ha Ackerland eingeht (vgl. Tabelle 7-17) wird dieser Faktor im Gesamtschadensüberblick negiert.

Die Grünlandschäden sind in diesem Szenario am gravierendsten, da die Folgeschäden am höchsten sind, so ist z.B. je nach Wetterlage eine Reparatur- oder Neuansaat nicht mehr möglich und die Rekultivierung verzögert sich ins nächste Frühjahr, was den Futterausfall für die betroffenen Landwirte verlängert.

Bei der Gesamtschadensbetrachtung in Tabelle 7-18 kann für jeden einzelnen Polder die kalkulierte Gesamtschadenssumme der Landwirtschaftlichen Nutzfläche für einen bestimmten Hochwasserzeitraum in den beiden Überflutungsszenarien in Euro abgelesen werden. Insbesondere die graphische Darstellung in 7.38 verdeutlicht die Bedeutung der beiden Polder Schafhorst und



Gr. Grabenniederung für die monetäre Schadensbegrenzung, da diese die beiden größten Polder sind und einen hohen Anteil an Grünlandbewirtschaftung aufweisen.

Tabelle 7-18: Summen der Flächenschäden in Euro bezogen auf die Landwirtschaftliche Nutzfläche je Polder, unterteilt in die drei Hochwasserzeiträume und Überflutungsszenarien (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Polder	Winter HW – Gesamtschäden / LF in €		Frühjahr – Gesamtschäden / LF in €		Spätsommer- Gesamtschäden/ LF in €	
	H1 (25,50)	H2 (26,45)	H1 (25,50)	H2 (26,45)	H1 (25,50)	H2 (26,45)
1 (Havelberg)	297.000	402.300	490.300	645.400	463.500	597.600
2 (Kümmernitz)	49.500	67.600	81.200	108.100	76.500	99.900
3.1 (Vehlgast)	203.900	247.400	310.200	365.300	275.600	316.500
3.2 (Flöthgraben)	176.400	272.500	291.800	425.000	276.300	385.000
4.1 (Schafhorst)	405.000	554.100	644.400	864.800	593.000	784.200
4.2 (Twerl)	204.700	311.800	276.600	415.600	220.600	326.700
5 (Warnau)	188.700	224.200	291.100	337.300	261.500	296.900
6 (Gr. Grabenniederung)	507.300	705.600	831.600	1.083.500	782.100	1.006.800

In der Abbildung 7-38 sind die Zahlen der Tabelle 7-17 graphisch dargestellt.

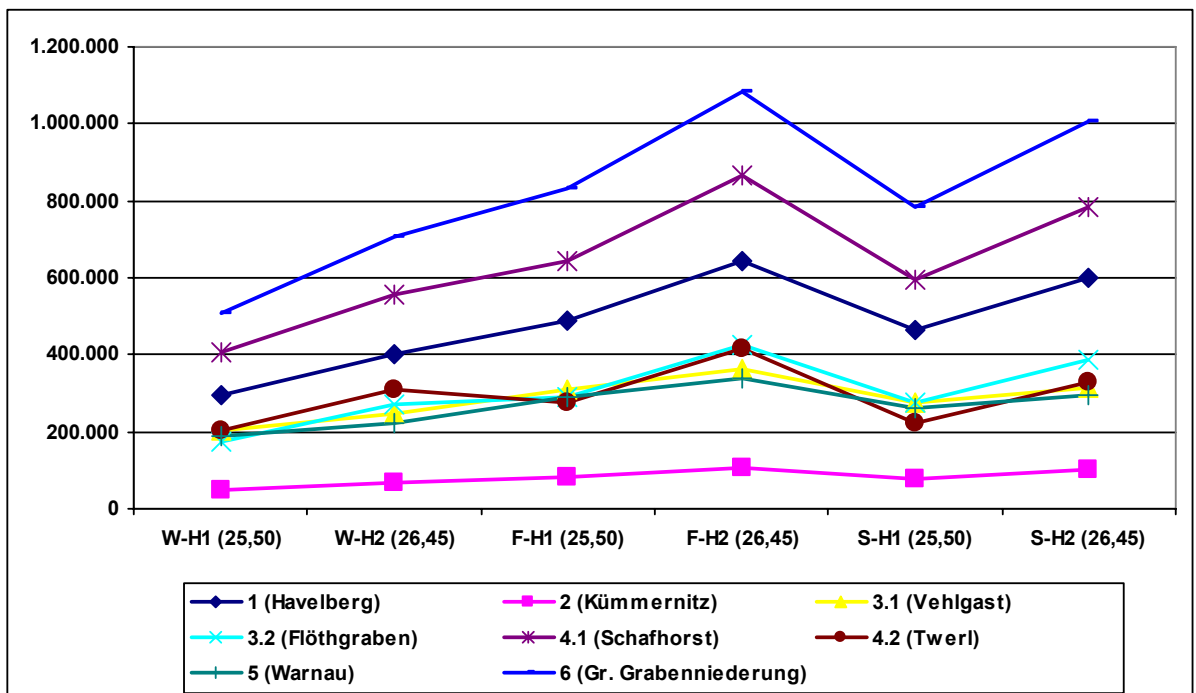


Abbildung 7-38: Gesamtschaden/ LF in Euro pro Polder für die Hochwasserzeiträume Winter (W), Frühjahr (F) und Spätsommer (S) unter dem Überflutungsszenario H1: 25,50 m und H2: 26,45 m (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Deutlich werden im Vergleich der Gesamtschäden auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Einfluss von Hochwasserzeitraum mit definierter Überflutungshöhe und das Verhältnis von Schadenshöhe zu Überflutungshöhe.

Um eine sinnvolle Abwägung der einzuplanenden Schäden pro Polder durchführen zu können, kann man durchschnittliche Flächenschädigungen bezogen auf die Poldergesamtfläche kalkulieren.

Diese Durchschnittsschäden pro ha Gesamtpolderfläche ergeben sich aus dem Mittel der Summe der Gesamtschäden pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche über die drei Hochwasserzeiträume geteilt durch die Gesamtpolderfläche unter einem Überflutungsszenario. In der Abbildung 7-39 werden die zwei Durchschnittswerte der Schäden bezogen auf die gesamte Polderfläche dargestellt. In der Tabelle Tabelle 7-19 können die Zahlen für die beiden Überflutungsszenarien abgelesen werden.

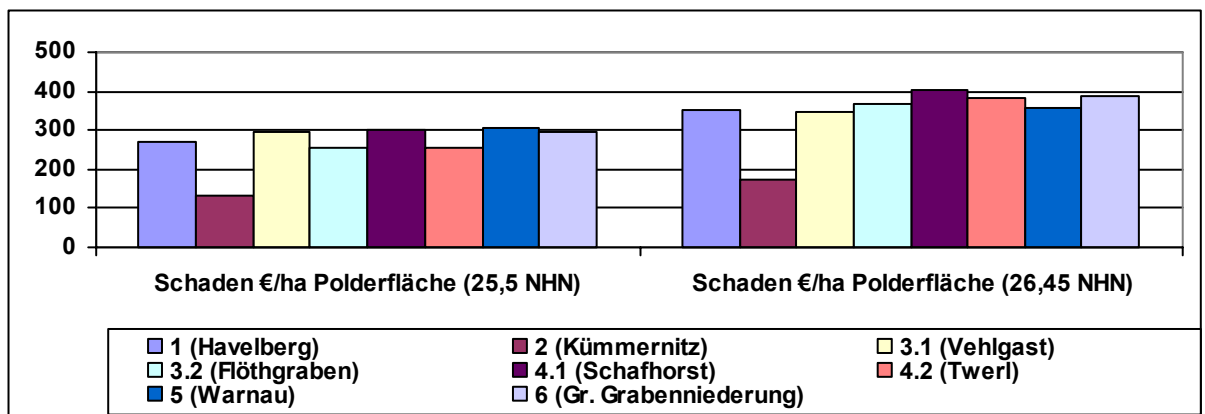


Abbildung 7-39: Durchschnittsschäden pro ha Gesamtpolderfläche bezogen auf die Überflutungsszenarien H1: 25,50 und H2: 26,45 m NHN (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Die durchschnittlichen Flächenschädigungen pro ha Polderfläche sind im Polder Kümmernitz am geringsten, wie man in der Tabelle 7-19 sehen kann, da dieser Polder nur zu 38 % landwirtschaftlich genutzt wird.

Tabelle 7-19: Durchschnittliche Flächenschädigungen je Hektar Polderfläche unter zwei Überflutungsszenarien (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Polder	Flächenschaden €/ha Polderfläche unter H1 (25,5)	Flächenschaden €/ha Polderfläche unter H2 (26,45)	gesamte Polderfläche in ha
1 (Havelberg)	270	354	1.547
2 (Kümmernitz)	131	174	528
3.1 (Vehlgast)	294	347	894
3.2 (Flöthgraben)	253	368	982
4.1 (Schafhorst)	302	405	1.814
4.2 (Twerl)	254	381	923
5 (Warnau)	307	356	804
6 (Gr. Grabenniederung)	298	388	2.402

Die anderen Polder liegen in den durchschnittlichen Flächenschäden zwischen 250 € / ha Polderfläche und 390 €/ ha, die Schadenshöhe ist abhängig a) vom Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an der gesamten Polderfläche, b) vom Nutzungsverhältnis der Landwirtschaftsflächen und c) von der Überflutungshöhe.

Die Summe aller kalkulierten Schäden in allen Poldern ist in der Tabelle 7-20 zusammengestellt. Die Variationsbreite in Abhängigkeit von Jahreszeit, Überflutungshöhe und LF in den Poldern beträgt von ca. 2,1 Mio. € bis 4,6 Mio. €.

Ein Vergleich mit den in 2002 gezahlten Entschädigungen in Höhe von 3,6 Mio. € belegt die relative Sicherheit der Schadenskalkulationen für unterschiedliche Hochwasserszenarien.

Tabelle 7-20: Gesamtschäden auf LF in der Summe aller Polder (Quelle: AGRO-ÖKO-CONSULT 2006)

Flutungsszenario	Gesamtschäden	betroffene LN
Winter H1: 25,50 m	<b>2.113.000 €</b>	<b>6.700 ha</b>
Frühjahr H1: 25.50 m	<b>3.504.000 €</b>	
Sommer H1: 25.50 m	<b>3.212.000 €</b>	
Winter H2: 26,45 m	<b>3.650.000 €</b>	<b>8.900 ha</b>
Frühjahr H2: 26.45 m	<b>4.608.000 €</b>	
Sommer H2: 26.45 m	<b>4.137.000 €</b>	
Entschädigung 2002	<b>3.650.000 €</b>	<b>(7.491 ha)</b>

### **Schlussfolgerungen aus der monetären Schadenskalkulation**

Als Schlussfolgerung der monetären Schadenskalkulation lässt sich somit aus den Tabellen und Abbildungen verdeutlichen, dass bei einer gesteuerten Flutung der Polder aus Sicht der Schadensbegrenzung gilt:

- Die Jahreszeit und Überflutungshöhe ist für die Schäden auf LF entscheidend. Geringere Flutungshöhen führen zu geringeren Schäden.
- Geringer Grünlandanteil führt zu geringeren Flächenschäden auf LF.
- Die geringsten Schäden je Hektar Polderfläche treten in den Poldern Havelberg, Vehlgast und Warnau auf (ca. 350 €/ha bei 26,45 m).
- Die größten Schäden je ha Polderfläche treten im Polder Schafhorst auf (ca. 400 €/ha bei 26,45 m).

Betriebswirtschaftliche Anpassungsreaktionen sind bei Hochwassersituation, die im Abstand von mehreren Jahrzehnten auftreten, nicht sinnvoll.

### **Landwirtschaftliche Anpassungsreaktionen**

Mögliche Anpassungsreaktionen der landwirtschaftlichen Betriebe an regelmäßige Überflutungen sind davon abhängig wie viel der Betriebsfläche von den regelmäßigen Überflutungen betroffen ist. Jahrhundertfluten und ihre Schäden haben kaum Einfluss auf betriebliche Produktionsabläufe, da die Landwirte davon ausgehen: „Das kommt einmal alle fünfzig Jahre vor.“

Als Beispiel für Anpassungsreaktion je nach Flutungszeitraum wird der Polder Twerl betrachtet. Wenn der Polder Twerl mit seinem hohen Ackerlandanteil als Vorzugspolder für Winterflutungen vorgesehen wird, werden die betroffenen Landwirte ihre Fruchtfolge auf Sommerungen umstellen und den Silomaisanbau favorisieren. Dies hätte nur geringen Auswirkungen auf die betrieblichen Strukturen. Wenn aber der Polder für Frühjahrs- und Sommerflutungen vorgesehen werden sollte, wäre das aus landwirtschaftlicher Sicht für die Betriebe nicht kompensierbar und würde zu Existenzgefährdungen führen können. Da Ackerland in den Polderregionen sehr begrenzt zur Verfügung steht, können die Betriebe nicht auf andere Flächen ausweichen. Die Milchproduktion oder eine intensive Fleischveredlung könnte dann von den Betrieben nicht aufrechterhalten werden.

Bei der Grünlandbewirtschaftung ist die erste Anpassungsreaktion eine Verschiebung der Produktion von intensiver zur extensiver Grünlandnutzung, mit einer den Überflutungen angepasster Narbenzusammensetzung. Wobei damit eine Nutzungsänderung in der Tierhaltung einhergehen würde. Um die Milchproduktion aufrecht zu erhalten, könnte man statt konventioneller Produktion Biomilchproduktion versuchen, die begrenzenden Faktoren sind a) eine Molkerei die Biomilch abnimmt und b) als Biolandwirt ist eine Silomaisproduktion äußerst schwierig, damit muss das Grünfutter zum Teil als hochwertig Silage produziert werden können. Biomilchproduktion kann mit einer Leistung von 5000 kg / Kuh ökonomisch betrieben werden. Diese Leistung kann durch eine geschickte und angepasste extensive Grünlandnutzung mit Mähweide und einer zielgerichteten Ackerfruchtfolge erreicht werden. Eine zweite Änderung wäre die Verschiebung von der Milch- zur Fleischproduktion. Wobei hier die extensive Mutterkuhhaltung als angepasstes Produktionssystem auf nassen Auen und Grünlandwiesen zu bevorzugen wäre. Hierbei besteht der limitierende Faktor in dem übersättigten Rindfleischmarkt in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, was die ökonomische Nachhaltigkeit der Anpassungsreaktionen beschränkt.

## 8. Zusammenfassung

### 8.1 Entwicklung der Stauwassergüte aus Sicht der Felduntersuchungen

Im folgenden werden zusammenfassend die wichtigsten Parameter beschrieben, die aus gewässerökologischer Sicht in den vorab beschriebenen experimentellen Szenarioanalysen als verstärkt verantwortlich für eine Negativentwicklung der Stauwässer auf Polderflächen identifiziert wurden. Dabei steht im unmittelbaren Focus der Bewertung die Entwicklung der Sauerstoffgehalte der Stauwässer sowie die Gesamtposphorrücklösung aus den Pedonen mit einer entsprechenden Konzentrationsanreicherung im Untersuchungswasser.

Aufgrund der in Kapitel 4 und 5 präsentierten Ergebnisse der Felduntersuchungen an der IaG GmbH, werden Vorschläge zur Optimierung der Flutung aus Sicht der Gewässergüte, in Bezug auf die Bedeutungsschwere der hydrochemischen Entwicklungen der Stauwässer, hauptsächlich für eine gezielte Flutung unter sommerlichen Witterungsbedingungen vorgestellt (vgl. auch Kapitel 7.3). Im hydrologischen Winterhalbjahr fallen sowohl die hydrochemischen, als auch die phänologischen Bioaktivitäten und Stoffwechselprozesse im Untersuchungszeitraum, entsprechend der van't Hoffschen Regel geringer dimensioniert aus.

#### 8.1.1 Einflusskomponenten und Handlungsempfehlungen bezüglich der Ergebnisse der Felduntersuchungen

In Anlehnung an die experimentell ermittelten Ergebnisse der Felduntersuchungen lässt sich für den zukünftigen Fall einer notwendigen, dabei jedoch ökologisch möglichst vertretbaren Flutung der Havelpolder folgende Aussagen treffen:

##### Einfluss der Temperatur/Witterung

Die Temperatur, als Hauptantriebsfaktor für alle Nährstoffkreisläufe in der Natur, wurde als einer der wichtigsten einflussnehmenden Parameter auf die Wassergüteentwicklung identifiziert. Erhöhte Temperaturwerte führten zu erhöhter Bioaktivität und somit verstärkt zu Nährstoffum- und -freisetzungprozessen. Die sommerlichen Temperaturen, im Zeitraum des Hoch- und Spätsommerszenarios, begünstigten dem entsprechend auch das Vegetationswachstum, welches wiederum einen entscheidenden Einfluss auf die Nährstofffreisetzung bei Überstauungen hatte (vgl. „Anteil der oberirdischen Biomasse“).

Eine negative Korrelation zwischen Temperatur und Sauerstoffgehalt (SCHWOERBEL 1977) konnte in den Sommermonaten nicht eindeutig festgestellt werden, da bereits innerhalb eines relativ kurzen Zeitrahmens geringfügige bzw. kritische Sauerstoffwerte auftraten. Es wurde hier, bei nicht dauerhaft anaeroben Wässern, zumeist eine positive Korrelation zwischen den beiden Parametern registriert. Dabei fielen auch in diesen Fällen die absoluten Sauerstoffwerte in der Regel sehr gering aus und wirkten sich sowohl förderlich für die Nährstofffreisetzung, als auch negativ auf die Lebenssituation der lokalen entnommen Vegetationsdecke des Beprobungspedons aus (vgl. Kapitel 2.).

Die hydrochemische Stauwasserbelastung befand sich während des gesamten Untersuchungszeitraumes in unmittelbarer Abhängigkeit von der jahreszeitlichen Temperaturentwicklung. Der Zersetzungsprozess der Biomasse setzte im Sommerhalbjahr wesentlich früher ein. Erhöhte Werte verstärkten, wie die Ergebnisse der hochsommerlichen bzw. auch der frühjahreszeitlichen Untersuchungen zeigten, die Dynamik limnochemischer Redoxvorgänge. Grundsätzlich war an die Temperaturzunahme während jedes Szenarios eine erhöhte Phosphorfreisetzung gebunden.

➤ Empfehlung

- Es wird empfohlen, möglichst niedrige Wassertemperaturen bei einer Polderflutung zu gewährleisten. Dies trifft vor allem auf die besonderen Witterungsbedingungen in den Sommermonaten zu. Da Wasser als physikalisches Charakteristikum eine geringe Wärmeleitfähigkeit hat, bedeutet dies für die Umsetzung der Polderflutung: je größer der Wasserkörper bei gleicher Wasseroberfläche ist, desto länger dauert seine Erwärmung. Eine praktikable Möglichkeit bei einem aktuellen Poldermanagement ist das Ausnutzen maximaler Poldereinstauhöhen<sup>1</sup>.

Diese Handhabung steht im Widerspruch zu der aus agrarstruktureller Sicht empfohlenen Einstauhöhe, für die Schäden auf LF als entscheidend ermittelt wurde. Geringere Flutungshöhen führen hier auch zu geringeren Schäden.

**Sauerstoffentwicklung**

Der Sauerstoffgehalt wird in der Regel von der Temperatur bestimmt. Unter hohen sommerlichen Temperaturen und fehlendem Windeinfluss ist die Sauerstofflöslichkeit sehr gering. Während der Sommerszenarien, die nur geringe Temperaturunterschiede, dabei jedoch konstant hohe Temperaturwerte aufwiesen, wurde die Sauerstoffkonzentration des Weiteren von sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbauprozessen bestimmt (siehe Komponente oberirdische Biomasse). Geringe Sauerstoffwerte und insbesondere Anaerobie gingen mit einem eingeschränkten Redoxpotential einher und begünstigen die Freisetzung des sich im Boden befindlichen, anorganisch gebundenen Phosphats (siehe Komponente Boden und Kapitel).

➤ Empfehlung

- Aufgrund des engen wechselkausalen Zusammenhanges zwischen der Dynamik des Sauerstoffgehaltes und der Temperatur sind die entsprechenden Handlungsempfehlungen dem oberen Abschnitt „Temperatur“ zu entnehmen. Grundsätzlich gilt: je größer der Sauerstoffgehalt im Stauwasser ausfällt, desto geringer bzw. umso verzögerter tritt die Negativbelastung unter anaeroben Bedingungen auf.

Bei Polderflutungen sollte das Wasser darüber hinaus nach Möglichkeit in Bewegung gehalten werden, da durch eine entsprechende Dynamik eine erhöhte Sauerstoffzufuhr ermöglicht wird. Auch kann die, vor allem in den Sommermonaten als problematisch erachtete Überhitzung des Wasserkörpers (v.a. bei geringer Stauhöhe mit entsprechender Manganrücklösung) Entgegen gewirkt werden. Dieses Vorhaben könnte z. B. durch eine gezielte Wehrsteuerung, bzw. durch das Sprengen mehrere Deichöffnungen eventuell realisiert werden.

**Anteil der oberirdischen Biomasse**

Die oberirdische Biomasse auf Agrarflächen wird hauptsächlich von der oberirdischen Vegetation, deren Wachstum wiederum durch sommerliche Temperaturen gefördert wird, gebildet. Sie wurde in den Sommermonaten in dieser Arbeit anhand der Vegetationshöhe betrachtet. Die Acker- und Grünlandpflanzen der nicht naturnahen Beprobungsflächen starben nach wenigen Tagen Überstaudauer ab. Ein hoher Anteil an oberirdischer Biomasse bedingte einen hohen Anteil an toter organischer Substanz und somit auch eine Verstärkung der mikrobiellen Abbauprozesse. In den Überstauungsversuchen wurden sowohl erhöhte Sauerstoffzehrunge (bei sehr hohem Anteil oberirdischer Biomasse Anaerobie) als auch verstärkte P- und N-

---

<sup>1</sup> Nach LUA Brandenburg (2002) liegt die kritische Wasserstandshöhe der Deiche in der Unteren Havelniederung bei 26,40 m ü.NN. Die Wasserstandshöhe am Pegel Havelberg gilt dabei als Norm.

Freisetzungen bei einem hohen Anteil an oberirdischer Biomasse (im Vergleich zu Untersuchungswässern mit einem geringen Anteil oberirdischer Biomasse) festgestellt. Während der Anstieg der Phosphorkonzentration hauptsächlich auf Orthophosphate zurückgeführt werden konnte, waren die ansteigenden Stickstoffgehalte durch organische Stickstoffverbindungen und Ammoniumstickstoff bedingt.

Die Ergebnisse der Überstauungsversuche wiesen darauf hin, dass neben dem quantitativen Anteil der oberirdischen Spross und Blattmasse sowie dem Bodenbedeckungsgrad der beprobten Fläche, ebenfalls der qualitative Anteil der überstauten Biomasse einen Einfluss auf die Sauerstoffzehrung und damit auf die Negativentwicklung des Wasserkörpers hatte. Leicht und rasch zersetzbare Vegetation bewirkte, in Verbindung mit einer entsprechend erhöhten Bioaktivität, eine schnellere Negativbelastung des Stauwassers. Somit wirkte sich auch die Art der Anbaukultur auf die Nährstofffreisetzung bzw. die Wasserbeschaffenheitsentwicklung der Proben aus. Aus Pedonen mit ertreifen Getreidepflanzen lösten sich während der Überstauversuche in den Sommermonaten wesentlich mehr Nährstoffe als aus Pedonen mit einem Silomaispflanzenaufwuchs > 200 m. Der Räumung von Grünland- und Getreideflächen wird, den vorliegenden Ergebnissen zufolge daher eine höhere Priorität, als der Räumung von Maisackerflächen eingeräumt.

Als hauptauschlaggebend wurde der quantitative Anteil der abbaubaren organischen Substanz ermittelt.

➤ Empfehlung

- Die Mahd auf den Grünlandlandflächen und die Ernte auf den Getreideackerflächen vor der Flutung ist aus gewässerökologischer Sicht entsprechend der vorliegenden Ergebnisse zu empfehlen (ausführlichere Angaben dazu in Kapitel 8.3). Dies würde für die angrenzenden Gewässer eine Minimierung der ökologischen Belastung bzw. der Schädigung der lokalen aquatischen Fauna und Flora bedeuten. Nähere Erläuterungen bezüglich der monetären Kosten der Flutung finden sich unter Kapitel 7.5 bzw. anschließend in Kapitel 8.2. Die Umsetzbarkeit dieser „Räumungsmaßnahme“ ist zeitabhängig und nur begrenzt möglich. Sofern sich ein extremes Hochwasser, wie im Falle des Augusthochwassers 2002<sup>2</sup>, einige Tage bis Wochen im vorab ankündigt, ist ein großflächiges Entfernen der oberirdischen Biomasse, bei guter Koordination und entsprechendem personellen und materiellen Equipment höchstwahrscheinlich umsetzbar.

Dieses Resultat geht konform mit der aus agrarstruktureller Sicht gegebenen Empfehlung im Umgang mit extensiv genutzten Grünlandflächen.

### Einfluss des Überstauwassers

Die Ergebnisse der Nullprobenanalyse des Havelwassers zeigten deutlich, dass zu verschiedenen Jahreszeiten die Nährstoffbelastung der Stauwässer, bedingt durch variierende Konzentrationen in der Nährstofffracht unterschiedlich ausfielen.

Die Nährstofffracht der Havel reagiert im allgemeinen schnell auf Veränderungen des lokalen Nährstoffeintrags der Potsdam-Brandenburger Seenkette und variiert dabei in Anhängigkeit des jahreszeitlichen Verlaufs. Nach ROHDE (1995) weisen die Havelseen besonders unterhalb Berlins hohe Phosphorfreisetzungsraten auf und beeinflussen auf diese Weise die Wasserbeschaffenheit der Havel im Raum Havelberg. Dementsprechend fiel das Ausgangsniveau der Nullproben (HP0 bzw. der allgemein verwendeten Überstauwässer am ersten Tag) bereits zu Beginn der

---

<sup>2</sup> Eine erste Hochwasserwelle wurde bereits am 6. und 7. August 2002 im südwestlichen Einzugsgebiet der Elbe ausgelöst; die Havelpolderflutung erfolgte ab dem 20. August (LUA Brandenburg 2002).

Untersuchungen unterschiedlich hoch aus und beeinflusste die weitere Entwicklungsdynamik der Stauwässer.

Es besteht die Frage, welche Rolle die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Flutungswassers für die Wasserbeschaffenheitsentwicklung bei der Polderüberstauung spielten. Um dies zu prüfen, wurden in den Sommerbeprobungen sowohl Havel- als auch Elbwasser für den Überstau gleicher Pedone genutzt. Einschlägige Unterschiede in der Entwicklung der Überstauwässer aufgrund der Eigenschaften der Ausgangswässer konnten nicht festgestellt werden. Einzige Ausnahme bildete der in allen Überstauwässern abnehmende Nitratgehalt. Dieser fiel im Elbwasser vor der Überstauung höher als im Havelwasser aus. Folglich wurde das Nitrat im Elbwasser um ein bis mehrere Tage später als im Havelwasser aufgebraucht.

➤ Empfehlung

- Wie bereits mehrfach betont wurde, bestimmten insbesondere Temperatur und Sauerstoffgehalt (Redoxverhältnisse) die Nährstofffreisetzung aus den Böden und Vegetationsproben. Elb- und Havelwasser wiesen zu den Sommerszenarien jedoch nur minimale Unterschiede in Bezug auf diese Parameter auf. Es kann daher, den vorliegenden Untersuchungsergebnissen zufolge, im Falle einer gezielten Flutung keines der beiden erwähnten Ausgangswässer gesondert empfohlen werden. Die Belastung der Stauwässer ist nicht abhängig vom Ausgangssubstrat, sondern von den verbleibenden, in diesem Kapitel erwähnten Komponenten.

### Einfluss der Bodensubstanz

Mit zunehmendem Humusgehalt steigen in der Regel die Nährstoffgehalte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) und somit auch die Nährstofffreisetzungspotentiale. Wie die Überstauungsversuche zeigten, kam es bei der Überstauung zum Absterben der oberirdischen Vegetation und infolgedessen auch unter anaeroben Verhältnissen zum mikrobiellen Abbau. Die Zersetzung der organischen Substanz des Bodens konnte daher ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Dieser Umstand wurde u.a. bereits bei der Wiedervernässung von Mooren festgestellt (vgl. Kapitel 7.3.2.2).

In Bezug auf die Rücklösungsprozesse war auch der im Boden anorganisch gebundene Anteil des Phosphats für die P-Konzentrationserhöhung im Überstauwasser von Bedeutung. In der Regel herrschten während des Überstaus reduzierende Verhältnisse in den Untersuchungswässern, sodass Phosphat infolgedessen insbesondere aus Metalloxiden bzw. Metallhydroxiden gelöst werden konnte (siehe Kapitel).

Grundsätzlich standen Substrattyp und biogener Anteil hinsichtlich des Sauerstoffregimes in kausaler Verbindung. Den vorliegenden Ergebnissen der winterlichen Beprobungen zufolge, reagierten vor allem im Frühjahr die Untersuchungswässer der Proben HP9 mit dem Charakteristikum Torf über Auenlehm (Niedermoorstandort) sowie die Proben der sandigen Standorte über Gley bzw. Braunerde (HP1, HP8) besonders sensibel. Hier wurde ein kritisches Sauerstoffniveau bereits ab dem 4. Tag erreicht.

➤ Empfehlung

- Den vorliegenden Ergebnissen zufolge sollte nach Möglichkeit ein Einstau von stark humushaltigen Flächen, wie z. B. den An- und Niedermoores mit einem erhöhten Torfanteil, aufgrund des erhöhten Potentials hinsichtlich des Nährstoffaustrags, vermieden werden. Das Niedermoor- HP 2 und das Erdniedermoorpedon HP 9 wiesen mit fast 45 % bzw. 35 % den höchsten Humusanteil aller Probenkörper auf. Diese Flächen sollten daher nach Möglichkeit von einem Einstau ausgenommen werden (vgl. Kapitel 5.6.2 Humusgehalt). Hierbei muss beachtet werden, dass eine entsprechend an



Staufläche bereits angepasste Vegetation (wie z. B. die Vertreter der Erdniedermoorstandorte) gegenüber einem zeitlich begrenzten Einstau eine größere Toleranz hinsichtlich des weiteren Fortbestehens auch unter extremen Bedingungen, bzw. nach Rückgang des Wasserkörpers aufbringen. Es muss somit in der Herangehensweise auch die spätere Flächennutzung berücksichtigt werden.

### **Einfluss der Staudauer**

Aus agrarstruktureller Sicht wurde ein Totalverlust des Bestandes unabhängig der Kulturart nach einer Überstauungszeit von mehr als zehn Tagen angegeben. Für den Überstauzeitraum der experimentellen Untersuchungen ist festzuhalten, dass grundsätzlich eine kurze Staudauer die geringste Negativbelastung des Stauwassers bewirkte. Dies betraf vor allem die Flutung bei Temperaturen > 10°C. Das Überschreiten des 3. Tages bedingte während der Winterbeprobungen ein kritisches Milieu in den Untersuchungsrohren. Den vorliegenden Experimenten zufolge bildet ein kurzfristiger Überstau unter 3 Tagen auf unbestellten Ackerflächen (HP6) die Ausnahme. Hier kam es zu einem raschen Anstieg der TP-Werte bereits innerhalb der ersten Tage.

Die Wasserqualität des Überstauwassers verschlechterte sich grundsätzlich mit voranschreitender Überstauungszeit. So sank auch während der winterlichen Beprobungen der Sauerstoffgehalt bei einer Vielzahl der Untersuchungswässer bereits nach den ersten drei Untersuchungstagen auf ein kritisches Niveau von 5 mg/l (vgl. Kap. 5.4.1).

- **Empfehlung**
- Entsprechend der Ergebnisse der Felduntersuchungen ist hinsichtlich der Dynamik von Negativkomponenten im Untersuchungswasser eine kurze Einstaudauer zu empfehlen. Dieser Umstand ist eng gekoppelt an die voranschreitende Anaerobie im Stauwasser. Als kritisch wurde im hydrologischen Winterhalbjahr der 3. Tag ermittelt. Im hydrologischen Sommer traten anaerobe Prozesse bereits in einem Zeitraum von < 3 Tagen auf. Die Einstaudauer ist somit grundsätzlich gering zu halten und den vorherrschenden Witterungsbedingungen anzupassen.

### **Entwicklung der Phosphorfreisetzung**

Die Nährstoffausträge fielen im Hochsommer um ein Vielfaches höher aus, als während der Winterszenarioanalyse. In einer worst-case Situation würde dies den vorliegenden Untersuchungen zufolge bedeuten, dass aus der Gesamtheit der Havelpolder im Hochsommer nach 35 Tagen eine Gesamtmenge von schätzungsweise: 700 t P rückgelöst werden könnten (vgl. Tabelle 7-9).

Maximale Nährstoffrücklösungen wurden mit 3,48 kg/ha\*d im Hochsommer auf ungemähten Grünländern registriert. Dabei fiel die Negativ-Belastung der Stauwässer bei kürzlich gemähten Grünländern deutlich abgeschwächer aus.

Die Phosphorrücklösung fiel im Sommer bei Äckern im Vergleich zu Getreideflächen mit Werten zwischen 1,46 bzw. 2,18 kg/ha\*d deutlich höher aus, als auf Maisflächen mit 0,08 bzw. 0,11 kg/ha\*d.

- **Empfehlung**
- Eine Mahd der Flächen vor Überstau, ist nur bezüglich der Eindämmung der Phosphorrücklösung von Vorteil, da Flächen mit geringer oberirdischer Biomasse. Bei agrarisch genutzten Flächen ist den vorab präsentierten Untersuchungsergebnissen zufolge der Anbau von Maiskulturen, dem Anbau von Getreide vorzuziehen. Eine ausführliche Stellungnahme ist dazu u. a. Kapitel 8.3 („Beräumung der Polderflächen“) zu entnehmen. Die

Möglichkeit einer konsequenten P-Aushagerung sollte in Betracht gezogen werden. Die P-Düngung auf den von Flutung betroffenen Flächen bedarf einer quantitativen Einschränkung.

### **Anthropogene Nutzung der Polderflächen**

Die Havelpolder werden agrarwirtschaftlich (zum Teil unter naturschutzfachlichen Auflagen) genutzt (siehe Kapitel 1.5). Diese Nutzung bestimmt den oberirdischen Biomasseanteil der Polderflächen (durch Mahd bzw. durch den Zeitpunkt der Ernte). Von diesem Anteil waren die Nährstofffreisetzungen, den Ergebnissen der Felduntersuchungen zufolge, im wesentlichen abhängig (vgl. Komponente oberirdische Biomasse).

Für die hochwasserangepasste landwirtschaftliche Nutzung laut dem bundesdeutschen Wasserhaushaltsgesetz, WHG 2005 wird für die Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes kein kategorisches Verbot für die landwirtschaftliche Nutzung von Polderflächen gefordert. In den vorliegenden Szenariountersuchungen wird in den winterlichen Untersuchungen gezeigt, dass sich intensiv genutzte Ackerflächen hinsichtlich der Anfälligkeit bei längeren Überstauphasen relativ stabil verhalten. Dieser Sachverhalt bezieht sich nicht auf intensiv und/oder extensiv genutzte Grünlandflächen (intensive Grünlandflächen in Sinne der eindeutigen Zuordnung konnten nicht bestimmt und daher nicht separat untersucht werden). Der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln stellt dabei das entscheidendere Problem dar und bedarf einer administrativen Regelung.

Durch gezielte Felderdüngung nimmt der Landwirt direkten Einfluss auf den Anteil der pflanzenverfügbaren Nährstoffe. Zur Ertragssteigerung erfolgt Düngung auf intensiven Nutzflächen, was im Falle der Überstauungsversuche nur für Ackerflächen von Bedeutung war. Aufgrund der Düngung kann es während der ersten zwei Überstauungstage zu einem flutartigen Freisetzen von Stickstoffen in das Überstauwasser kommen, sofern die Stickstoffe noch nicht von der Anbaukultur aufgenommen oder in tiefere Bodenschichten verlagert wurden. Es handelt sich bei dieser Art der Freisetzung hauptsächlich um Nitrat- und Ammoniumstickstoffe. Diese Arten entweichen entsprechend ihres ambivalenten Charakters relativ schnell in die Atmosphäre (siehe Kapitel 5.3.2, Ackerpedone). Während der Felduntersuchungen trat dieser Umstand erstaunlicherweise sowohl bei aeroben als auch anaeroben Probenverhältnissen auf. Dieser Aspekt wurde bereits in der Diskussion zum Parameter Stickstoff verdeutlicht.

- **Empfehlung**
- Eine N-Düngung kann anhand der Ergebnisse der Überstauungsversuche aus gewässerchemischer Sicht nicht als negativ bewertet werden. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass es sich bei den durchgeführten Szenarioanalysen um eine geringe Anzahl von überstauten Pedonen mit einer relativ kleindimensionierten Grundfläche handelte. Gezielte weiterführende Versuche wären nötig, um statistisch gesicherte Aussagen diesbezüglich treffen zu können. Darüber hinaus sind Nährstoffverlagerungen von den Ackerflächen in die Senken der Havelpolder zu berücksichtigen.

### **8.1.2 Manganentwicklung –Schlussfolgerungen aus den Feldversuchen**

Aufgrund der schwerwiegenden Negativbelastung von Stauwässern durch Mangananreicherungen aus den Havelpoldern, wurde ein verstärktes Augenmerk auf die Entwicklungsbedingungen der Manganrücklösung gelegt. Im vorliegenden Fazit erfolgt daher eine separate Bezugnahme auf die Optimierung einer ökologisch günstigen Flutung unter Anbetracht einer größtmöglichen Vermeidung von

Manganrücklösungen. In Anlehnung an das jeweilige Auftreten erfolgt eine Auswertung der Ergebnisse des hydrologischen Sommerhalbjahres.

- Anhand der im vorliegenden Gutachten beschriebenen Ergebnisse wird deutlich, dass eine Manganrücklösung aus überstauten Flächen nur im Falle eines Sommerhochwassers zu erwarten ist. Bei Winterhochwässern ist sie höchstens bei geringer Überstauhöhe bzw. unter Eisbedeckung denkbar.
- Entgegen der Erwartungen, sind laut der vorliegenden Ergebnisse, in den Sommermonaten, die Grünländer im Vergleich zu den Ackerflächen in der Regel durch ein deutlich höheres Potential hinsichtlich der Manganrücklösung gekennzeichnet. Als Ursache hierfür wurde die, durch den erhöhten Anteil an leicht zersetzbarer Biomasse verstärkt ablaufende Sauerstoffzehrung vermutet, in deren Folge eine erhöhte Manganrücklösung zu erwarten war. Zur Vermeidung einer negativen Stauwasserentwicklung bezüglich der Mangankonzentration, stellte sich im Falle eines sommerlichen Hochwassers die Flutung von Grünlandflächen als nicht empfehlenswert heraus. Eine Mahd der Flächen vor Überstau, ist nur bezüglich der Eindämmung der Phosphorrücklösung von Vorteil, da Manganrücklösung auch auf den gemähten Flächen nachgewiesen wurden.
- Im Versuch wurden keine wesentlichen Unterschiede bei der Entwicklung der Mangankonzentration bei Einstau von Elbe- oder Havelwasser nachgewiesen. Es sind vielmehr die Standortbedingungen der überstauten Fläche, die die limnochemische Entwicklung der Wasserkörper prägen. Es sollte auf jeden Fall der Einstau von stark erwärmtem und sauerstoffarmem Wasser vermieden werden.
- Grundsätzlich ist auf allen Böden, in Abhängigkeit von Geologie und Nutzung des Einzugsgebietes, eine Manganrücklösung denkbar. Im Versuch zeigte sich, dass die Böden in einer bestimmten zeitlichen Reihenfolge auf den Überstau reagierten, die Endkonzentrationen jedoch relativ gleich waren.
- Ein Einstau auf Torfböden ist nicht empfehlenswert, da diese im Versuch am ehesten reagierten. Auf Sand/Braunerden setzte die Schwarzfärbung des Stauwassers zwischen dem 9. und 11. Untersuchungstag ein. Bei kurzer Einstaudauer sind am ehesten Auentone für den Überstau geeignet, da hier erst ab dem 11. Untersuchungstag eine Schwarzfärbung des Wassers einsetzte.
- Im Allgemeinen sollte die Einstaudauer so kurz wie möglich gehalten werden. Die Zeiträume sind aber auch den Witterungsbedingungen und der Überstauhöhe anzupassen.
- Da im Rahmen der Szenario-Versuche in einigen Fällen bereits nach 5 Tagen eine Schwarzfärbung der Wasserkörper einsetzte, sollte die Einstaudauer nicht über diesen Zeitraum hinausgehen, wobei in diesem Zeitraum auf den meisten Flächen von einem geringen Risiko der Manganrücklösung auszugehen ist. Bei einer Überschreitung dieses Zeitraumes erhöht sich das Risiko kontinuierlich. Die maximale Einstaudauer von 9 Tagen sollte dabei nicht überschritten werden.

## **8.2 Landwirtschaftliche Aspekte der Flutung - Schlussfolgerungen aus agrarstruktureller Sicht**

Die landwirtschaftlichen Auswirkungen einer Flutung der Polder variierten in Abhängigkeit von der Jahreszeit, der Flutungshöhe und den angebauten Kulturen stark. Insbesondere die Überflutung sommerlicher Silomaisbestände führte

agrарstrukturell zu starken Einbußen bei betroffenen Landwirten. Die Überflutung von Grünland verursachte in der Regel höhere Folgeschäden gegenüber Ackerland, war aber innerhalb der Region eher kompensierbar. Durch Extensivierung des Grünlands konnte der Schaden reduziert werden.

Eine Noternte aller Bestände war technisch nicht möglich und das gewonnene Gut nur eingeschränkt zu verwerten (Abfall).

Die Schäden des Hochwassers 2002 stellten annähernd das landwirtschaftliche „worst-case“-Szenario dar.

### **Schlussfolgerungen aus der monetären Schadenskalkulation**

Als Schlussfolgerung der monetären Schadenskalkulation lässt sich somit aus den Tabellen und Abbildungen verdeutlichen, dass bei einer gesteuerten Flutung der Polder aus Sicht der Schadensbegrenzung gilt:

- Die Jahreszeit und Überflutungshöhe ist für die Schäden auf LF entscheidend. Geringere Flutungshöhen führen zu geringeren Schäden.
- Geringer Grünlandanteil führt zu geringeren Flächenschäden auf LF.
- Die geringsten Schäden je Hektar Polderfläche treten in den Poldern Havelberg, Vehlgest und Warnau auf (ca. 350 €/ha bei 26,45 m).
- Die größten Schäden je ha Polderfläche treten im Polder Schaffhorst auf (ca. 400 €/ha bei 26,45 m).
- Betriebswirtschaftliche Anpassungsreaktionen sind bei Hochwassersituation, die im Abstand von mehreren Jahrzehnten auftreten, nicht sinnvoll.

### **Landwirtschaftliche Anpassungsreaktionen**

Mögliche Anpassungsreaktionen der landwirtschaftlichen Betriebe an regelmäßige Überflutungen sind davon abhängig wie viel der Betriebsfläche von den regelmäßigen Überflutungen betroffen ist. Jahrhundertfluten und ihre Schäden haben kaum Einfluss auf betriebliche Produktionsabläufe, da die Landwirte davon ausgehen: „Das kommt einmal alle fünfzig Jahre vor.“

Als Beispiel für Anpassungsreaktion je nach Flutungszeitraum wird der Polder Twerl betrachtet. Wenn der Polder Twerl mit seinem hohen Ackerlandanteil als Vorzugspolder für Winterflutungen vorgesehen wird, werden die betroffenen Landwirte ihre Fruchtfolge auf Sommerungen umstellen und den Silomaisanbau favorisieren. Dies hätte nur geringe Auswirkungen auf die betrieblichen Strukturen. Wenn aber der Polder für Frühjahrs- und Sommerflutungen vorgesehen werden sollte, wäre das aus landwirtschaftlicher Sicht für die Betriebe nicht kompensierbar und würde zu Existenzgefährdungen führen können. Da Ackerland in den Polderregionen sehr begrenzt zur Verfügung steht, können die Betriebe nicht auf andere Flächen ausweichen. Die Milchproduktion oder eine intensive Fleischveredlung könnte dann von den Betrieben nicht aufrechterhalten werden.

Bei der Grünlandbewirtschaftung ist die erste Anpassungsreaktion eine Verschiebung der Produktion von intensiver zur extensiver Grünlandnutzung, mit einer den Überflutungen angepasster Narbenzusammensetzung. Wobei damit eine Nutzungsänderung in der Tierhaltung einhergehen würde. Um die Milchproduktion aufrecht zu erhalten, könnte man statt konventioneller Produktion Biomilchproduktion versuchen, die begrenzenden Faktoren sind a) eine Molkerei die Biomilch abnimmt und b) als Biolandwirt ist eine Silomaisproduktion äußerst schwierig, damit muss das Grünfutter zum Teil als hochwertig Silage produziert werden können. Biomilchproduktion kann mit einer Leistung von 5000 kg / Kuh

ökonomisch betrieben werden. Diese Leistung kann durch eine geschickte und angepasste extensive Grünlandnutzung mit Mähweide und einer zielgerichteten Ackerfruchtfolge erreicht werden.

Eine zweite Änderung wäre die Verschiebung von der Milch- zur Fleischproduktion. Wobei hier die extensive Mutterkuhhaltung als angepasstes Produktionssystem auf nassen Auen und Grünlandwiesen zu bevorzugen wäre. Hierbei besteht der limitierende Faktor in dem übersättigten Rindfleischmarkt in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, was die ökonomische Nachhaltigkeit der Anpassungsreaktionen beschränkt.

### **8.3 Empfohlene Maßnahmen vor der Flutung zur Optimierung der resultierenden Stauwassergüte**

Im Zuge der Optimierung einer ökologisch günstigen Polderflutung werden neben den unter Kapitel angeführten Schlussfolgerungen aus den Feldversuchen weitere Handlungsempfehlungen bezüglich des Umgangs in der Flächenbewirtschaftung der Polder unterbreitet. Diesbezügliche Fragen hinsichtlich der monetären und/oder praktischen Realisierbarkeit der angeführten Empfehlungen wurden in Kapitel nicht weiterführend erörtert.

#### **Hochwasserangepasste Grünlandvegetation**

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der ökologischen Verhältnisse bei einer Polderflutung wäre die Kultivierung von an Hochwasser angepasster Vegetation. Es gilt als wahrscheinlich, dass bei einem Extremhochwasser, d. h. einem sehr lang anhaltenden Überstau auf den Polderflächen (vgl. KNÖSCHE 2006), selbst relativ Staunässe-tolerante und widerstandsfähige Vertreter der Vegetation ansterben würden. Grundsätzlich ist jedoch davon auszugehen, dass dies zu einem späteren Zeitpunkt als bei nicht angepasster Vegetation geschieht. Während bei den Überstauungsversuchen nicht an Hochwasser angepasste Grünland- und Ackerpflanzen relativ schnell abstarben, konnten die Pflanzen des naturnahen Niedermoors ihre Lebensfunktionen deutlich länger aufrecht erhalten (vgl. Kapitel 5.3.4.2, Seite 107).

Die anfängliche Überstauhöhe in den Zylindersäulen betrug ca. 60 cm und nahm infolge von Verdunstung und Wasserprobenahmen über den Untersuchungszeitraum ab. Folglich ist davon auszugehen, dass die Abbauprozesse und die damit einhergehende Sauerstoffzehrung bei einer Polderflutung mit großen Einstauhöhen später einsetzen, womit auch die Freisetzung der anorganisch gebundenen Nährstoffe zeitlich verschoben erfolgt (s.u.).

Der Abbau der organischen Bodensubstanz, der durch aerobe Verhältnisse im Oberflächenwasser zeitlich verzögert einsetzt, bedingt die Verschlechterung der Gewässergüte. Unter der Annahme, dass sich anaerobe Verhältnisse trotz einer hochwasserangepassten Vegetation im Boden nicht verzögert einstellen, bewirkt das länger anhaltende aerobe Oberflächenwasser (s. o.) auch aerobe Bedingungen in den obersten Bodenzentimetern. Es bildet sich als physikalische Folgeerscheinung eine Diffusionsbarriere (vgl. SCHEFFER 1998, BALLA & GENSIOR 2000, YOUNG & ROSS 2001). In der obersten Bodenschicht, der Boden-Kontak-Zone werden aus den anaeroben Bodenschichten Richtung Oberflächenwasser diffundierende Eisen(II)- und Mangan(II)-Kationen zu dreiwertigen Kationen oxidiert. In anaeroben Bodenschichten freigesetzte Phosphate können auf diese Weise wieder gebunden und somit eine übermäßige Anreicherung im Überstauwasser unterbunden werden.

Es bleibt zu klären, wie die Entwicklung einer an das temporäre Auftreten von Hochwässern angepassten Pflanzenwelt auf den Poldern großflächig (wie bereits teilweise bei HP2 vorhanden) gefördert werden kann. Sogenannte „ökologische

Flutungen“ sind eine mögliche und bereits in der Literatur vielfach diskutierte Maßnahme. Kernbestandteil der Regulierung stellt die regelmäßige Polderflutung zum Zwecke der langfristigen Adaptation der lokalen Fauna dar, so dass sich „je nach Standort und Nutzung [...] Flutrasen, Seggenriede oder Weidengebüsche ansiedeln“ kann (ELLMANN & SCHULZE 2004).

Zur Bewerkstelligung dieses Zieles ist u. a. der Rückbau von Polderdeichen der Unteren Havelniederung notwendig. HEINRICHFREISE (2003) vergleicht Polderbetrieb und Deichrückverlegungen im Hinblick auf einen naturverträglichen Hochwasserschutz und kommt zu dem Schluss, dass „wirkliche ökologische Flutungen (...) natürliche physikalische Randbedingungen ohne Stauriegel“ erfordern. Der damit unmittelbar verbundene, zwischen Hochwasserschadensbeseitigung durch Retention und der einhergehenden eingeschränkten bzw. ausgeschlossenen landwirtschaftlicher Nutzung von Anbauflächen, stellt einen Interessenkonflikt in der Bewirtschaftung der agrarisch geprägten Region dar. Unmittelbar entlang der Havel steht ein Projekt zur Deichrückverlegung ähnlich entlang der „Lenzener Elbtalaue“ momentan nicht zur Diskussion. Satt dessen wurde im Jahr 2005 die Planungsphase des Gewässerrandstreifenprojektes „Untere Havelniederung zwischen Pritzerbe und Gnevsdorf“, mit dem Naturschutzbund Deutschland e.V. als Projektträger, gestartet. Ziel dieses länderübergreifenden Projektes ist die Renaturierung der Havel. Gleichzeitig soll die Funktion der Havel als Bindeglied im Biotopverbund zwischen Elbe und Oder optimiert werden (MLUV 2006).

Mit Hilfe von Ein- und Auslasswehren könnte eine gesteuerte regelmäßige Flutung auf den Havelpoldern erfolgen. Sofern dies auch bei kleineren Hochwässern geschieht, wird im Rahmen des Forschungsprojektes von BRONSTERT (2004) bereits von einer „ökologischen Flutung“ gesprochen. Einstauhöhe, Fließgeschwindigkeit (HEINRICHFREISE 2003) sowie Häufigkeit und Dauer (HELLBERG et al. 2003) der Überflutungen haben wesentlichen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung und sollten daher möglichst naturnah gewählt werden.

Um bei einem Hochwasser das maximale Stoffretentionsvermögen einer hochwasserangepassten Fläche auszunutzen, ist die maximale Entfernung von Ein- und Auslasswerken von Vorteil. Dem entsprechende Feldforschungen wurden bereits u. a. durch ENGELHARDT et al. (1999) entlang der Unteren Oder durchgeführt. Auf diese Weise wird bei Polderentleerungen der Austrag von bereits im Einlassbereich sedimentierten, partikulär gebundenen Nährstoffen verhindert.

Häufige Flutungen sind mit der jetzigen agrarwirtschaftlichen Nutzung in bezug auf die meisten Polderflächen nicht zu vereinbaren. Nach ELLMANN & SCHULZE (2004) wäre ein entsprechender Kompromiss bei der Festlegung der Einstauhöhen anzustreben.

Es muss an dieser Stelle jedoch noch einmal die relative Häufigkeit eines worst-case Situation wie eines HQ100 verwiesen werden. Es erscheint von besonderer Schwierigkeit Parameter wie Aufwand, Kosten und Durchführbarkeit lokal ergriffener Maßnahmen mit diesem Umstand in Verbindung zu bringen, um eine nachhaltige und optimale Entwicklung der Havelniederung zu gewährleisten.

### **Beräumung der Polderflächen**

Aufgrund der im Rahmen der Säulenversuche gewonnener Ergebnisse konnte festgestellt werden, dass das größte Problem hinsichtlich der Negativentwicklung von Stauwässern der aktuelle Anteil der organischen Biomasse darstellt. Gemähte Grünländer bzw. abgeerntete Äcker waren hierbei durch deutlich geringere Phosphorfreisetzung gegenüber den Flächen mit hoher Biomasse gekennzeichnet (z. B. gemähtes Grünland Polder Große Graben-niederung: max. 747 mg/m<sup>3</sup>, abgeernteter Getreideacker Polder Warnau: max. 1.767 mg/m<sup>3</sup>). Es kann bei einer bevorstehenden sommerlichen Polderflutung daher grundsätzlich empfohlen werden, alle betroffenen Grünlandstandorte schnellstmöglich zu mähen

und die dabei anfallende Mahd sofort aus den Polderflächen zu entfernen. Die gleiche Vorgehensweise lässt sich auch bezüglich der Ernte auf den Ackerflächen empfehlen.

Hinsichtlich der Reihenfolge der Flutung, kann aus Sicht der am IaG durchgeführten Feldversuche, die Flutung von Poldern mit größeren Ackeranteilen mit gewissen Einschränkungen befürwortet werden. Dagegen kann die Flutung von ungemähten, extensiven Grünländern aus gewässerökologischer Sicht nur bedingt empfohlen werden.

#### Reihenfolge der Vernässung

Tabelle 8-1 zeigt die, den vorliegenden Ergebnissen der Szenarioanalysen entsprechend abgeleitete Reihenfolge der Flutung. Es handelt sich dabei ausschließlich um eine Empfehlung aus Sicht der gewässerökologischen Feldforschung.

**Tabelle 8-1: Reihenfolge der Flutung, Empfehlung aus gewässerökologischer Sicht**

<b>Reihenfolge</b>	<b>Polder</b>
1.	Polder mit hohem Ackeranteil (Silomais)
2.	Polder mit hohem Ackeranteil (Getreide, gemäht)
3.	Polder mit größeren Grünlandanteilen (gemäht)
4.	Polder mit hohem Ackeranteil (Getreide, ungemäht)
5.	Polder mit größeren Grünlandanteilen (ungemäht) bzw. Niedermoorflächen

Das Absterben der überstauten Vegetation als Prozess, dem sich mikrobielle Abbauprozesse mit starker Sauerstoffzehrung anschließen, bedingt die erhöhte Nährstofffreisetzung. Bei geringen Sauerstoffkonzentrationen und insbesondere bei Anaerobie, werden außerdem Reduktionsprozesse begünstigt, die zum Freisetzen anorganisch im Boden gebundener Nährstoffe (speziell Phosphat) führen(vgl. u. a. Kapitel 8.1.1.)

#### Entleerung der Polder

Bezüglich der Entleerung der Polder sollte eine schrittweise Rückführung des Stauwassers sichergestellt werden. Dieser Umstand ist vor allem bei Vorhandensein von stark sauerstoffarmem und nährstoffreichem Überstauwasser zu beachten. Nach einer Einstaudauer von ca. 5 Tagen treten Sauerstoffmangelsituationen auf, die zu starken Nährstoffrücklösungen führen können (vor allem bei extensiven Grünländern). Bei Überschreitung des 5. Tages sollte je nach Witterungssituation abgewogen werden, das Wasser evt. in den Polderflächen stehen zu lassen. Der Vorteil dieser Vorgehensweise ist die Vermeidung höherer Nährstoffausträge aus den Poldern und damit die Schonung der Havel und der mit ihr im Verbund stehenden Gewässer. Eine übermäßige Nährstoffbelastung und eine verstärkte Eutrophierung wird auf diese Weise verhindert. Als nachteilig ist die längere Nichtnutzbarkeit der Polderflächen anzusehen (vgl. Kapitel 7.5).

## 9. Fazit

Das Untersuchungsgebiet der Unteren Havel stellt ökologisch und soziokulturell einen Lebensraum von überregionaler Bedeutung dar. Zum Schutz und langfristigen Erhalt dieser Region bedarf es sowohl eines breiten Spektrums an interdisziplinären Handlungsmethoden sowie eines entsprechend organisierten Flächenmanagements (vgl. JELTSCH 2003).

Im vorliegenden Endbericht zu *Los 4: Ökologische Aspekte der Flutung* wurden Vorschläge zur ereignisabhängigen Optimierung des Hochwassermanagements erarbeitet. Dabei fanden die Ergebnisse der vorangegangenen Untersuchungen der Gewässergüteentwicklung sowie deren Auswirkung auf die Landnutzung in den Poldern (Schwerpunkt landwirtschaftliche Nutzung) eine besondere Beachtung.

Die vorliegende Arbeit konnte einen wichtigen Beitrag zur Klärung der bestehenden Fragestellungen hinsichtlich einer ökologisch günstigen Herangehensweise zur Flutung der Havelniederung leisten. Eine wissenschaftliche Begleitung der Polderflutungen ist darüber hinaus zu Erfassung von Stoffdynamiken im Wasserkörper, sowie deren Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna, weiterhin unbedingt notwendig.



## Literaturverzeichnis

### Bücher, Zeitschriften, Internet

- ADAM, C., GLÄßER, W., HÖLTING, B. (2000): Hydrogeologisches Wörterbuch. - Georg Thieme Verlag Stuttgart. 311 S.
- AERTS, R., DE CALUWE, H. (1997): Initial litter respiration as indicator for long-term leaf litter decomposition of *Carex* species. – *Oikos*. Jg. **80**. S. 353–361
- AG Boden (ARBEITSGEMEINSCHAFT BODEN) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hrsg.: BGR (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE). Hannover. 392 S.
- AJMONE-MARSAN, F.; CÔTÉ, D. & SIMARD R. R. (2005): Phosphorus transformations under reduction in long-term manured soils. - *Plant and Soil*. Jg. **282(1-2)**. S. 239–250
- ANDERSON, Ø. F., RING, P. (1999): Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. – *Hydrobiologia*. Jg. **408/409**. S. 175–183
- ANDERSON, Ø. F., RING, P. (1992): Regeneration of inorganic phosphorus and nitrogen from decomposition of seston in freshwater sediment. – *Hydrobiologia*. Jg. **228**. S. 71–81
- ARGE-ELBE (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE) (2003): Hochwasser August 2002 – Einfluss auf die Gewässergüte der Elbe. Hamburg. 55 S.
- ARNOLD, U. (1994): Zur Rastplatzökologie rastender und überwinternder Saatgänse (*Anser fabalis*) und Bleißgänse (*Anser albifrons*) im Gebiet der Unteren Havel. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*. Nr. **4**. S. 55–59.
- AUERSWALD, K. (2002): Landnutzung und Hochwasser. - Katastrophe oder Chance? Hochwasser und Ökologie, Rundgespräche der Kommission für Ökologie. Bayerische Akademie der Wissenschaften. Band **24**. S. 67-76
- BACH, M. (2000): Bilanzierung der mineralischen Überschüsse aus der Landwirtschaft. In: UBA (UMWELTBUNDESAMT) (Hrsg.): Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. Workshop des Umweltbundesamtes. 29. und 30. November 1999. Abacus Tierpark. Berlin. S. 29–34.
- BALDWIN, D. S; MITCHELL, A. M. (2000): The effect of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems. a synthesis. - *Regulated Rivers: Research & Management*. Jg. **16**. S. 457–467
- BALLA, D.; DIETRICH, Q. & QUAST J. (2001): Solute retention in a groundwater table controlled fen area with respect to various land use scenarios. - *International Peat Journal*. Jg. **10**. S. 33–47
- BALLA, D. & GENSIOR A. (2000): Fließpfade für wassergelöste Stoffe in wiedervernässten Niedermooren Nordostdeutschlands. - *Wasser & Boden*. Jg. **52 (11)**. S. 17–23
- BARSCHE, H. [HRSG.], BILLWITZ, K., BORK, H.R. (2000): Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie. Klett-Perthes Verlag. Gotha. 612 S.

- BERNHART, H. H. (2003): Naturverträglicher Hochwasserschutz - Wasserbauliche Aspekte. - Natur und Landschaft. Jg. **78 (4)**. S. 138-142.
- BERZ, G. (1997): Klimaänderung – Was geht's die Versicherer an? - Positionen Nr. **02** – April/Mai. Hrsg: GDV (GESAMTVERBAND DER DEUTSCHEN VERSICHERUNGSWIRTSCHAFT E.V.) Berlin. S. 14-15
- BOSTRÖM, B., JANSSON, M., FORSBERG, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments. Arch. Hydrobiol, Beih. Ergebn. Limnologie **18**. S. 5-59
- BbgWG (BRANDENBURGISCHES WASSERGESETZ) (1994): GVBl. Teil I. S. 302. Fassung vom 22. Dezember 1997. GVBl. Teil I. S. 168 - [http://www.titro.de/phstarti/download/w\\_bbwg.pdf](http://www.titro.de/phstarti/download/w_bbwg.pdf). Stand 15.12.2005
- BRONSTERT, A. [Hrsg.] (2004): Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder. - Schlussbericht zum BMBF-Projekt im Rahmen des Vorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Potsdam. 200 S.
- BRONSTERT, A.; FÖRSTER, S. & SAUER W. (2004): Aufgabenstellung und Rahmenbedingung. IN: BRONSTERT, A. (Hrsg.): Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder. Schlussbericht zum BMBF-Projekt im Rahmen des Vorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. S. 1-8
- BRONSTERT, A. LAHMER, W., KRYSANOVA, V. (2003): Klimaänderung in Brandenburg und Folgen für den Wasserhaushalt. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **12 (3)**. S. 72-79
- BUCHTA, R. (2002): Hochwasserschutz und Landnutzung in der unteren Havelniederung – Schlussfolgerungen aus dem Elbe-Hochwasser vom August 2002. – Untere Havel - Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz. Heft **12 (3)**. S. 32-37
- BUCHTA, R. (2003): Hochwasserschutz und Ökologie in der unteren Havelniederung – Schlussfolgerungen aus dem Elbe-Hochwasser vom August 2002. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **12 (3)**. S. 80-84
- BMJ (BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ) (2005): Wasserhaushaltsgesetz (WHG). - <http://bundesrecht.juris.de/whg/BJNR011100957.html>. Stand: 24.11.2005
- BURKART M., WATTENBACH, M., WICHMANN, M., PÖTSCH, J. (2003): Die Vegetation der unteren Havelaue: Stand der Forschung und Perspektiven. - Brandenburgische Umwelt Berichte (BUB) **13**. S. 53-71
- CASPER, P. (1987): Bedeutung von terrestrischem Pflanzenmaterial für den Stoffhaushalt eines oligotrophen Gewässers (Stechlinsee). - Limnologica (Berlin) **18 (2)**. S. 423-430
- CASPER, P., BABENZIEN, C., PROFT, G. (1988): Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau von pflanzlichem Detritus in Seen. - Limnologica (Berlin) **19 (2)**. S. 147-159
- CUI, M. & CALDWELL M. M. (1997): A large ephemeral release of nitrogen upon wetting of dry soil and corresponding root responses in the field. Plant and Soil. Jg. **191 (2)**. S. 291-299
- DBG (DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT) (1998): Systematik der Böden und bodenbildenden Substrate Deutschlands. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (Hrsg.). **86**.- <http://user.uni-frankfurt.de/~relief/agb1/dbg86/>. Stand 20.10.2005

- DEV (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-; ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG) (1982): Verfahren **D 11**. Verlag Chemie. Weinheim
- DKKV (DEUTSCHES KOMITEE FÜR KATASTROPHENVORSORGE E. V.) (2003): Hochwasservorsorge in Deutschland – Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet - Lessons learned. Schriftenreihe **29**, Hrsg.: Deutsches Komitee Katastrophenvorsorge e. V. 152 S.
- DOKULIL, M. [HRSG.], HAMM, A., KOHL, J.-G. (2001): Ökologie und Schutz von Seen. 1. Aufl. Facultas - Universitätsverlag Wien. 499 S.
- DOLCH, D. (1995): Die Havel als Lebensraum für Säugetiere. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**, Hrsg.: LUA Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG). S. 78-81
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E. V.) (1997): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern. Hrsg.: Schriftenreihe des DVWK. Impressum Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser. Heft **115**. 90 S.
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2005): Ausgabe der Klimadaten - Tageswerte. Hrsg.: DWD. -  
[http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe\\_tageswerte.htm](http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/ausgabe_tageswerte.htm)Stand: 09/2005
- DYCK, S., PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. - 3. stark überarbeitete Aufl. Verlag für Bauwesen Berlin. 536 S.
- ELLMANN, H. & SCHULZE B. (2004): Schadenspotentiale in Siedlung/Infrastruktur und Ökologie. In: BRONSTERT, A. (Hrsg.): Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder. Schlussbericht zum BMBF-Projekt im Rahmen des Vorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. S. 82–116
- ENGELHARDT, C., KRÜGER, A., KARRASCH, B., BABOROWSKI, M. (1999): Input-output Balances of Nutrients and Plankton in a Flooded Area of the Lower Odra. Acta hydrochim. Hydrobiol. **27 (5)**, S. 325-330
- ETH ZÜRICH (EIDGENÖSSISCHE TECHNISCHE HOCHSCHULE ZÜRICH) (2005): Bodenkunde. –  
[http://www.guv.ethz.ch/pruefungen/download/Zusammenfassungen/Bodenkunde\\_Zusammenfassung.pdf](http://www.guv.ethz.ch/pruefungen/download/Zusammenfassungen/Bodenkunde_Zusammenfassung.pdf). Stand: 10.12.2005
- FABIAN, F. (1986): An der Havel und im märkischen Land. - 1. Aufl. VEB Brockhaus Leipzig. 227 S.
- FISCHER, W., KUMMER, V., PÖTSCH, J. (1995): Zur Vegetation des Feuchtgebietes internationaler Bedeutung (FIB) Untere Havel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Heft **1**. S. 12-18
- FLÜGGE, K. (2002): Polderflutungen im Elbe-Havelwinkel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **12 (3)**. S. 17-19
- FREUDE, M. (1995): Vorwort. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte, Band **8**, Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. S. 3
- GELBRECHT, J., LENGSELD, H. & ZAK D. (2003): Stoffrückhalt und -freisetzung in grundwassergespeisten Mooren des norddeutschen Tieflandes. - Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Fachbeiträge auf

- einem wissenschaftlichen Kolloquium in Güstrow am 25. Februar 2002.  
Hrsg: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Rostock. Materialien zur Umwelt. S. 55–66
- GENSIOR, A. & ZEITZ J. (1999): Einfluss einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoors. - Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung. Jg. **38**. S. 267–302
- GLÄSER, H.-J. (1999): Dynamik der Flussauen - Veränderungen durch Eingriffe. - Grüne Liga e.V. (Hrsg.): Wasser. Informationsreihe. S. 15–23
- GÖTZE, B. (2003): Die Untere Havelniederung – eine gewachsene Kulturlandschaft? Über die Entstehung einer Kulturlandschaft im westlichen Havelland. - Brandenburgische Umwelt Berichte (BUB) **13**. Potsdam. S. 5-15
- HAASE, H. D. (2002): Schon Albrecht der Bär ließ Deiche bauen. - Hochwasser in Brandenburg. Sonderausgabe zur Flutkatastrophe der Polizei & des Brand- und Katastrophenschutzes. **3** 2002. Brandenburg
- HAASE, P. (1994): Die Entwicklung der Landnutzung an der Unteren Havel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Heft **4**. S. 4-11
- HAASE, P.; LITZBARSKI, H.; SEEGER, J.-J. & WARTHOLD R. (1989): Zur aktuellen Situation und Problemen der Gestaltung des Feuchtgebietes von internationaler Bedeutung „Untere Havel“. - Beitrag Vogelkunde. Jg. **35**. S. 57–74
- HAASE, P. & RYSLAVY T. (1998): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Niederung der Unteren Havel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Jg. **7 (3)**. S. 172–175
- HAASE, P. & RYSLAVY T. (2005): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Niederung der Unteren Havel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Jg. **14 (3/4)**. S. 78–81
- HAIDER, K. (1999): From dead organic residues to humus. - Journal of Plant Nutrition and Soil Science. Jg. **162**. S. 363-342
- HANSEN, P.D. (2003): Manuskript Landschaftsökologie Aquatische Ökotoxologie. TU Berlin. 24 S.
- HAYNES R. J. & SWIFT, R. J. (1989): Effect of re-wetting air dried soils on pH and accumulation of mineral nitrogen. - Soil Science. Jg. **40**. S. 341–347.
- HÄUSLER, J. (1982): Schizomycetes Bakterien. In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. [Hrsg.]: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band **20**. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. New York. 588 S.
- HEINRICHSFREISE, A. (2003): Dienen Polder dem naturverträglichen Hochwasserschutz? - Natur und Landschaft. Jg. **78 (4)**. S. 150–153
- HELLBERG, F.; MÜLLER, J.; FRESE, E.; JANHOFF, D. & ROSENTHAL G. (2003): Vegetationsentwicklung in Feuchtwiesen bei Brache und Vernässung - Erfahrungen aus nordwestdeutschen Flussniederungen. - Natur und Landschaft. Jg. **78 (6)**. S. 245–255
- HÖHN, A. (2000): Organische Substanz in Boden und Wasser. - BARSCH, H., BILLWITZ, K., BORK, H.R. [Hrsg.]: Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie. Klett-Perthes Verlag Gotha. S. 340-352

- HÖHNE, L. (1995): Entwicklung der Eutrophierung von Spree und Havel im Zeitraum von 1955 – 1990. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band 8. Hrsg: Landesumweltamt Brandenburg. S. 33-37
- HÖHNE, L. (2000): Auswirkungen der Überstauung einer Niedermoorfläche auf die Wasserbeschaffenheit eines angrenzenden Fließgewässersystems. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Tagungsbericht 1999. Rostock. S. 449–452
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. 6. erw. und aktual. Aufl. Laborbücher Chemie, Salle + Sauerländer. Frankfurt a. Main. 515 S.
- HUPFER, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: STEINBERG, C., BERNHARDT, H., KLAPPER, H.: Handbuch Angewandte Limnologie. **IV-3.2**, Losebl. Ausg. Landberg am Lech. 20 S.
- HUPFER, P., KUTTLER, W. [Hrsg.] (2005): Witterung und Klima. Eine Einführung in die Meteorologie und Klimatologie. 11. Aufl. Teubnerzh Verlag Wiesbaden. 554 S.
- IGNATIEVA, N.V. (1996): Distribution and release of sedimentary phosphorus in Lake Ladoga. - Hydrobiologia **322**. S. 129-136
- IMESON, A. C. & CAMMERAAT L. H. (2000): Scaling up from field measurements to large areas using the desertification response unit and indicator approaches. In: ARNALDS, O. & ARCHER S. (Hrsg.): Rangeland Desertifikation. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. S. 99–114
- INK (INTERNATIONALE KONFERENZ ZUM SCHUTZ DER NORDSEE) (2002): Erklärung von Bergen. Fünfte Internationale Konferenz zum Schutz der Nordsee. S. 28-32
- INTERNETPORTAL FÜR AQUAKULTURTECHNIK (2004): Lexikon der Aquakulturtechnik. - <http://www.aquakulturtechnik.de/Lexikon>. Stand: 06/2005
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2004): Dokumentation des Hochwassers vom August 2002 im Einzugsgebiet der Elbe. Hrsg.: IKSE. Magdeburg. 207 S.
- ITZEROTT, S., KADEN, K. (2003): Die hydrologischen Verhältnisse in der Unteren Havelniederung. - Brandenburgische Umwelt Berichte (BUB) **13**. Potsdam. S. 27-52
- JAEGER, D. & WERNER D. (1976): Physiologie und Mikrobiologie der N<sub>2</sub>-Fixierung in Bodenproben des Harkortsees. - Ber. Deut. Bot. Ges. Jg. **89**. S. 609–630
- JÄHRLING, K.-H. & PUHLMANN G. (2002): Die große Flut - Land Unter. Mittlere Elbe: im August 2002. – Nationalpark. Jg. **4**. S. 34–37
- JELTSCH, F. (2003): Ökologische Forschung an der Unteren Havel – ein Ausblick. - Brandenburgische Umwelt Berichte (BUB) **13**. Potsdam. S. 138-139
- JENSEN, H.S., KRISTENSEN, P., JEPPESEN, P., SKYTTHE, A. (1992): Iron: phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. – Hydrobiologia. **235/236**. S. 731-743
- JESSEL, B. & TOBIAS K. (2002): Ökologisch orientierte Planung. Eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden. Stuttgart: Eugen Ulmer

- JÜRGING, P. (2005): Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen. Springer Verlag Berlin. 523 S.
- JUPÉ, E. (1995): Die Havel als Bestandteil einer einzigartigen Flusslandschaft – Die Naturräume des Havellandes. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**, Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. S. 7-10
- KA 4 (KARTIERANLEITUNG 4) (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage. Hannover
- KABUS, T. (2003): Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Gräben in der Rühstädter Elbaue (Prignitz, Brandenburg). – Untere Havel – Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz. Heft **13**. S. 44-52
- KADEN, K.; ITZEROTT, S.; ZEBISCH, M. & FRITSCH U. (1999): Räumliche Unterschiede im Wassertransfer Boden – Pflanze – Atmosphäre in den Niederungen des mitteleuropäischen Binnentieflandes. - Potsdamer Geographische Forschungen. Bd. **18**. Potsdam S. 7–12
- KALBE, L. (2003): Auswirkungen des Wandels der Flussniederungen auf die Vogelwelt. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **12 (3)**. S. 107-114
- KALWEIT, H. (1998): Schöpfung aus Wald und Wasser – Geschichte der Wasserwirtschaft in Brandenburg und Berlin. Konrad Wittwer Verlag Stuttgart. S. 244-260
- KIECKBUSCH, J. J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Dissertation. Kiel. Christian-Albrechts-Universität. Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz.- Gustav Fischer Verlag Jena. 277 S.
- KLEE, O. (1985): Angewandte Hydrobiologie. Trinkwasser - Abwasser - Gewässerschutz. Stuttgart: Georg Thieme Verlag
- KLOSE, H. (1995): Die Eutrophierung der Havel und ihr bestimmender Einfluss auf Ökosystem und Nutzungen. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. S. 16-32
- KLUGE, W.; JELINEK, S. & MARTINI M. (2000): Einfluß von Talniederungen auf die diffusen Stoffeinträge in Kleingewässer über den Grundwasserpfad. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & RODE M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin Heidelberg. Springer-Verlag. S. 129-138
- KNOTHE, D. (1993): Untere Havelniederung. Geologie und Boden. Unveröffentlichte Studie. Universität Potsdam
- KNÖSCHE, R. (2003a): Die Sauerstoffkonzentration im Wasser des Schollener Sees bei anhaltend geschlossener Eisdecke. – Untere Havel – Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz. Heft **13**. S. 53-60
- KNÖSCHE, R. (2003b): Fischökologische und fischereiliche Schäden durch Extremhochwässer. In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **12 (3)**. S. 92 - 94

- KNÖSCHE, R. (2003c): Zur Phosphatrücklösung aus Augewässersedimenten unter veränderter Hochwasserdynamik. - Brandenburgische Umwelt Berichte (BUB) **13**. Potsdam. S. 102-113
- KNÖSCHE, R. & MÜHLE, R.-U. (1999): Geschichte der Havel-Flusslandschaft. Die Regulierung des Flusslaufes und deren Wirkung auf die Ökosysteme. - Grüne Liga e.V. (Hg.): Wasser. Informationsreihe. S. 15–23
- KNUTH, D. (1995): Die Fischfauna der Havel. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**. Hrsg: Landesumweltamt Brandenburg. S. 63-72
- KRAUSCH, H.D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Ulmer Verlag Stuttgart. 315 S.
- KRAUSE, S. (2005): Untersuchung und Modellierung von Wasserhaushalt und Stofftransportprozessen in grundwassergeprägten Landschaften der Unteren Havel. Dissertation. Universität Potsdam. Math.-Nat. Fakultät. Institut für Geoökologie
- KRÜGER, W. (1980): Zur Kennzeichnung der Naturraumtypen und ihrer Dynamik im auenlehmbedeckten Gebiet der unteren Havel. Dissertation (A). Potsdam. Pädagogische Hochschule „Karl Liebknecht“. Math.-Nat. Fakultät
- KRÜGER, F.; MIEHLICH, G. & FRIESE K. (2000): Schadstoffpufferkapazitäten von Vorlandböden an der Mittleren Elbe. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Berlin Heidelberg. Springer-Verlag. S. 189–198
- KULAP Brandenburg (KULTURLANDSCHAFTSPROGRAMM BRANDENBURG) (2000): Richtlinie des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg zur Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und zur Erhaltung der Brandenburgischen Kulturlandschaft vom 12.09.2005.
- LAU Sachsen-Anhalt (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) (1994): Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen und Nutzungskartierung im Land Sachsen-Anhalt. Stand: 14.08.1992. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 4. Halle
- LAMPERT, W., SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart. New York. 440 S.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag Berlin. S. 1-74
- LEHMANN, G., REIMANN, S. (2006): Gemeinsames Gutachten der Länder Brandenburg und Sachsen-Anhalt zur Flutung der Havelniederung bei Hochwasserereignissen (größer HQ100) – „Landwirtschaftlicher Teil“. Endbericht, Agro-Öko-Consult GmbH. Berlin. 46 S.
- LEINWEBER, P. & SCHLICHTING, A. (2002): Auswirkungen der Wiedervernässung von Niedermooren auf Umsetzung und Mobilisierung von Phosphor-Verbindungen. In: LUNG (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN) (Hrsg.): Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Fachbeiträge auf einem

- wissenschaftlichen Kolloquium in Güstrow am 25. Februar 2002. Rostock. Materialien zur Umwelt. S. 67–81
- LIEBEROTH, I.; KOPP, D. & SCHWANECKE, W. (1991): Zur Klassifizierung der Mineralböden bei der land- und forstwirtschaftlichen Standortkartierung. - Reihe Petermanns Geographische Mitteilungen. Bd. 3. S. 153-163
- LUA Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (1993): CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg. Stand: 28.12.93
- LUA Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (1995): Hochwasserschutz in Brandenburg. Handbuch für die Hochwasserabwehr an Gewässern und Deichen im Land Brandenburg. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. 43 S.
- LUA Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (2002): Das Elbhochwasser im Sommer 2002. Bericht Nr. 73. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. 39 S.
- LUA Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (2005): Havel. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg - [http://www.grossschutzgebiete.brandenburg.de/np\\_whl/\\_fotos/geschichte\\_der\\_havel.pdf](http://www.grossschutzgebiete.brandenburg.de/np_whl/_fotos/geschichte_der_havel.pdf). Stand: 08/2005
- LUA NRW (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen. Berichtszeitraum 1995 - 2000. Essen. S. 156-157
- MARCINEK, J., NITZ, B. (1973): Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik. 1. Aufl. VEB Hermann Haack Gotha. Leipzig. 288 S.
- MDJ Brandenburg (MINISTERIUM DER JUSTIZ BRANDENBURG) (2004): Verordnung des Ministeriums der Justiz Brandenburg über das Naturschutzgebiet „Untere Havel Nord“. – <http://www.mdje.brandenburg.de/Landesrecht/gesetzblatt/texte/K79/791-07gh/791-07gh.htm>. Stand: 08/2005
- MIETZ, O. (2004): Allgemeine hydrogeographische Charakteristik der Havel. Unveröffentlichter Bericht. Institut für angewandte Gewässerökologie. Seddin. 4 S.
- MLUV (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2005): Elbe-Hochwasser 2002. Hrsg.:MLUV - [http://www.mlur.brandenburg.de/cms/detail.php?id=172748&\\_siteid=800](http://www.mlur.brandenburg.de/cms/detail.php?id=172748&_siteid=800). Stand: 10/2005
- MLUV (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2005): Havel. Hrsg.: MLUV. - [http://www.mlur.brandenburg.de/cms/detail.php?id=151224&\\_siteid=800](http://www.mlur.brandenburg.de/cms/detail.php?id=151224&_siteid=800), Stand: 11.2005
- MLUV (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2006): Güte der Standgewässer. - <http://www.mlur.brandenburg.de/cms/detail.php/5lbn1.c.172110.de>.Stand 01.05.2006.
- MÜNCHENER RÜCK (2002): Topics. Jahresrückblick Naturkatastrophen 2002. München
- MÜNCHENER RÜCK (2005): Topics Geo. Jahresrückblick Naturkatastrophen 2005. Edition Wissen. München



- NAUMANN, A. (1995): Hydrographische und hydrologische Charakteristik. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. S. 11-14
- NEUBERT, G. & THIEL, R. (2004): Schadenspotentiale in der Landwirtschaft. In: BRONSTERT, A. (Hrsg.): Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder. Schlussbericht zum BMBF-Projekt im Rahmen des Vorhabens „Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel“. Potsdam. S. 117-140
- NOE, G. B.; CHILDERS, D. L. & JONES R. D. (2001): Phosphorus Biochemistry and the Impact of Phosphorus Enrichment: Why is the Everglades so unique?. – Ecosystem. Jg. **4**. S. 603 – 624
- NÖLDEKE, W. & SCHWAB, G. (1977): Zur tektonischen Entwicklung des Tafeldeckgebirges der Nord-deutsch-Polnischen Senke unter besonderer Berücksichtigung des Nordteils der DDR. Zeitschrift für angewandte Geologie. Jg. **23 (8)**. S. 369–379
- NÜRNBERG, G.K. (1988): Prediction of Phosphorus Release Rates from Total and Reductant Soluble Phosphorus in Anoxic Lake Sediments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. **45**. S. 453-462
- PATT, H. (2001): Hochwasser-Handbuch – Auswirkungen und Schutz. Springer Verlag Berlin. Heidelberg. 593 S.
- PETRASCHEK, A. (2003): Hochwasser. In: Extremereignisse und Klimaänderung. Hrsg.: OcCC (ORGANE CONSULTATIF SUR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES). - [http://www.occc.ch/reports/Extremereignisse03/PDF\\_D/2-07.pdf](http://www.occc.ch/reports/Extremereignisse03/PDF_D/2-07.pdf). Stand: 12/2005
- PHILLIPS, G., JACKSON, R., BENNETT, C., CHILVERS, A. (1994): The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. Hydrobiologia. **275/276**. S. 445-456
- PIK (POTSDAM INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG) (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Report No. **83**. Hrsg.: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. 91 S.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl. Ulmer Verlag Stuttgart. 327 S.
- REDDY, K. R. & D'ANGELO E. M. (1994): Soil processes regulation water quality in wetlands. In: MITSCH, W. J. (Hrsg.): Global wetlands. Old World and New. Amsterdam: Isevier. S. 309–324
- REDDY, K.R., KADLEC, R.H., FLAIG, E., GALE, P.M. (1999): Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. **29 (1)**. S. 83-146
- RHEINHEIMER, G.; HEGEMANN, W.; RAFF, J. & SEKOULOV, I. (1988): Stickstoffkreislauf im Wasser. Stickstoffumsetzungen in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung. München Wien: R. Oldenbourg Verlag
- RICHARDSON, C. J. (1999): The role of wetlands in storage, release and cycling of phosphorus on the landscape: a 25-year retrospective. In: REDDY, K. R.,

- O'CONNOR, G. A. & SCHELSKE, C. L. (Hrsg.): Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. Boca Raton (FL): Lewis Publishers. S. 47–68
- RODEN, E.E., EDMONDS, J.W. (1997): Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III)oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Arch. Hydrobiol.* **139** (3). S. 347-378
- ROHDE, E. (1995): Zur Problematik der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten der Potsdamer Havelseen. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. S. 57-60
- ROTHER, B., WERNER, H. (1998): Auenhydrologie: Untersuchung der Auswirkung von Überstau auf Ökologie, Bodenfeuchte und Flurabstände in Talauen von Flachland- und Mittelgebirgsgewässern. In: PÖRTGE, K.H., DEUTSCH, M. [Hrsg.]: Aktuelle und historische Hochwasserereignisse. Beiträge zur Tagung des Arbeitskreises „Hydrologie“ im März 1997 in Erfurt. *Erfurter Geographische Studien Heft 7*. Erfurt. S. 43-53
- RUTSCHKE, E. & KALBE, L. (1977): Das Gewässergebiet Untere Havel - ein Wasservogelreservat von internationaler Bedeutung. - *Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung*. Jg. **17**. S. 247–264
- SACHS, I. (1992): Transition Strategies for the 21st century. - *Nature and Resources*. Jg. **28**. S. 4–17
- SCHARNOW, R. (1966): Physisch-geographischer Charakter und landeskulturelle Entwicklung der Havelniederung von Potsdam bis Rathenow. Dissertation (A). Pädagogische Hochschule Potsdam. Historisch-Philologische Fakultät
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology Series. Jg. **22**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl./neubearb. und erw. von Blume, H.-P. et al. Heidelberg Berlin. Spektrum Akademischer Verlag GmbH
- Schelski, A. (1997): Untersuchungen zur holozänen Vegetationsgeschichte an der unteren Havel. Dissertation. Universität Potsdam. Math.-Nat. Fakultät. Wissenschaftsdisziplin Ökologie
- SCHIMMELMANN, M. (1995): Das oberflächennahe Grundwasser in der Unteren Havelniederung im Raum Gülpe. Diss. Univ. Potsdam. 149 S.
- SCHNEEWEISS, N. (1995): Die Amphibien und Reptilien der Havel. - Die Havel – Studien und Tagungsberichte. Band **8**. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg. S. 73-75
- SCHOLES, M. C.; MARTIN, R.; SCHOLES, R. J.; PARSONS, D. & WINSTEAD, E. (1997): NO and N<sub>2</sub>O emissions from savanna soils following the first simulated rains of the seasons. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. Jg. **48**. S. 112–122
- SCHOLZ, E. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Märkische Volksstimme. Potsdam. 93 S.
- SCHROEDER, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten. 5. rev. und erw. Aufl. Berlin Stuttgart. Verlag Ferdinand Hirt AG. S. 10–11
- SCHWARTZ, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. Dissertation. Universität Hamburg. Math.-Nat. Fakultät. Institut für Geowissenschaften

- SCHWILL, S. (2002): Wirkung von Wiedervernässungen auf degradierten Niedermoorstandorten - eine Literaturstudie. In: LUNG (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE) Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.): Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Fachbeiträge auf einem wissenschaftlichen Kolloquium in Güstrow am 25. Februar 2002. Rostock. Materialien zur Umwelt. S. 10–27
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart Jena Lübeck Ulm. 465 S.
- SenStadtUm (SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG) (2005): Abwasserbeseitigungsplan. - <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/download/AB-Plan0.pdf>. Stand: 24.11.2005
- SØNDERGAARD, M. (1989): Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: Experiments with intact sediment cores in a continuous flow system. Arch. Hydrobiol. 116 (1), S. 45-59
- SØNDERGAARD, M., JENSEN, J. P., JEPPESEN, E. (1999): Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. Hydrobiologia **408/409**. S. 145-152
- SPARLING, G. P. & ROSS D. J. (1988): Microbial contributions to the increased nitrogen mineralization after air-drying of soils. - Plant and Soil. Jg. **105**. S. 163–167
- STEINHARDT, U., BLUMSTEIN, O., BARSCH, H. (2005): Lehrbuch der Landschaftsökologie. Spektrum Verlag Heidelberg. 294 S.
- STEINHARDT, U., VOLK, M. (2001): Scales and spatio-temporal dimensions in landscape research. In: KRÖNERT, R., STEINHARDT, U., VOLK, M. [Hrsg.]: Landscape Balance and Landscape Assessment. Springer Verlag Berlin. Heidelberg. S. 137-162
- Succow, M (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Jena: Gustav Fischer Verlag. 340 S.
- TÄUSCHER, L. (1996): Beitrag zur Gewässerökologie des Elbe-Havel-Winkels (Sachsen-Anhalt). - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt **33 (2)**, Halle. S. 40-50
- TÄUSCHER, L. (2004): Gewässerökologie des Elb-Havel-Winkels und der unteren Havelniederung. Bericht der Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH. Seddin. 7 S.
- TGL 24300/08 (1986): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte. Horizonte, Bodentypen und Bodenformen von Mineralböden. Akademie der Landeswissenschaften der DDR. Berlin
- UBA (Umweltbundesamt) (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Forschungsbericht 299. 24 274
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Hrsg.: Umweltbundesamt. - <http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2888.pdf>. Stand: 07/2005
- Uhlmann, D. (1988): Hydrobiologie. Ein Grundriß für Naturwissenschaftler und Ingenieure. 3.Aufl. G. Fischer Verlag. 298 S.

- VAN LIERE, L.; PETERS, J.; MONTIJN, ATTIE & MUR L. R. (1982): Release of Sediment-Phosphorus and the Influence of Algal Growth on this Process. - Hydrobiological Bulletin. Jg. **16 (2-3)**. S. 191–200
- VENTERINK, H. O.; DAVIDSSON, T. E.; KIEHL, K. & LEONARDSON, L. (2002): Impact of drying and rewetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. In: Plant and Soil. Jg. **243**. S. 119-130
- VIETINGHOFF, H. (1995): Beiträge zur Hydrographie und Limnologie ausgewählter Seen in Ostbrandenburg sowie zum Wasserhaushalt stehender Gewässer. Dissertation. Berliner Geographische Arbeiten Heft **82**. Institut für Geographie der Humboldt-Universität zu Berlin. 105 S.
- VIETINGHOFF, H. (2000): Die Verdunstung freier Wasserflächen – Grundlagen, Einflussfaktoren und Methoden der Ermittlung. UFO Naturwissenschaften. Band **201**. Allensbach. 112 S.
- VIETINGHOFF, H (2001): Restaurierung des Kleinen Seddiner Sees durch externe Phosphatelimination. UFO Naturwissenschaften Band **249**. Allensbach. 63 S.
- VOLK, M. & STEINHARDT, U. (1999): Fazit: Upscaling von Prozessen und Standorteigenschaften. In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie - Stand der Forschung: Offene Fragen, Trends und Lösungsansätze. Leipzig Stuttgart: B.G. Teubner. S. 122–128
- WASY (WASY- GESELLSCHAFT FÜR WASSERWIRTSCHAFTLICHE PLANUNG UND SYSTEMFORSCHUNG MBH) (2004): Gemeinsames Gutachten der Länder Brandenburg und Sachsen-Anhalt zur Flutung der Havelniederung bei Hochwasserereignissen (größer HQ100). Angebotsfassung der WASY-Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH an das Landesumweltamt Brandenburg. 28 S.
- WASY (WASY- GESELLSCHAFT FÜR WASSERWIRTSCHAFTLICHE PLANUNG UND SYSTEMFORSCHUNG MBH) (2005): Gemeinsames Gutachten der Länder Brandenburg und Sachsen-Anhalt zur Flutung der Havelniederung bei Hochwasserereignissen – Los 1: Analyse des Hochwasserverlaufs 2002. Entwurfsfassung der WASY- Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH, 50 S.
- WEIßE, R. (1963): Die pleistozäne Formengestaltung des Elbhavelwinkels. Dissertation (A). Pädagogische Hochschule Potsdam. Historisch-Philologische Fakultät
- WEIßE, R. (1990): Havelland und Randgebiete. Potsdam. VEB Haack Verlag Gotha. 1 Kt.
- WEIßE, R. (2003): Beiträge zur weichselkaltzeitlichen Morphogenese des Elbhavelwinkels. Brandenburgische Umwelt-Berichte. Bd. **14**. Schriftenreihe der Math.-Nat. Fakultät der Universität Potsdam. 114 S.
- WRRL 2000 (Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik). - [http://europa.eu.int/eur-lex/pri/de/oj/dat/2000/l\\_327/l\\_32720001222de00010072.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/pri/de/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222de00010072.pdf) Stand 07.05.2006

WSA Brandenburg (WASSER UND SCHIFFFAHRTSAMT BRANDENBURG) (2005):  
Wasserstraßen. Hrsg.: Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg. -  
<http://www.wsa-brandenburg.wsv.de/Wasserstrassen/Karte-ABz3/index.html>. Stand: 24.11.2005

YOUNG, E. & D.S. ROSS (2001): Phosphate release from seasonally flooded soils: a laboratory microcosm study. - Journal of environmental quality. Jg. **30**. S. 91–101

ZAK, D.; GELBRECHT, J. & LENGSELD, H. (2003): Die Wiedervernässung von Niedermooren – eine potentielle Gefahr erhöhter Phosphoreinträge in angrenzende Gewässer? Ökologietage IV. Landschaftswasserhaushaltsentwicklung und Klimaentwicklung in Brandenburg. Potsdam. 5.-6.6.2003

#### Daten

LUA (Landesumweltamt) Brandenburg (2005): chemische und physikalische Wasserdaten des Flutungswassers der Polder und Havelgewässer 2002

LUA (Landesumweltamt) Brandenburg (2005): Digitale Daten zur CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg; Befliegung der Jahre 1991-1993

LUA (Landesumweltamt) Brandenburg (2005): Pegelstände zum Augusthochwasser 2002

Universität Potsdam (2004): Digitale Daten der digitalen Geländemodelle der Havelpolder.

WASY (2005): digitale Havelpoldergrenzen

#### Kartographische Medien

Digitale Daten zur CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg. Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg, Befliegung der Jahre 1991-1993

Digitale Daten zur CIR- Biotoptypen- und Nutzungskartierung Sachsen-Anhalt. Hrsg.: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Befliegungen der Jahre 1992-1993

Digitales Geländemodell (DGM) Landnutzung Havelniederung. Hrsg.: Universität Potsdam, Institut für Geoökologie

Geländeaufnahmen der Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH. Stand: 2004/05

Bodenübersichtskarte 1:300.000 des Landes Brandenburg (BÜK 300). Hrsg.: Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg. Stand: Juni 2004

Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung 1:100.000 (MMK 100): Blatt 19, 20, 24, 25. Hrsg.: Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg. Bereich Bodenkunde Eberswalde. Stand: 1979

Topographische Karten 1:25.000 (TK 25)

TK 25 3138 – 3140 (LUA Brandenburg, 1986-1994;

TK 25 3238 (LHW Sachsen-Anhalt, 1990-1995)

TK 25 3239 – 3240 (LUA Brandenburg, 1986-1994)

TK 25 3338 (LHW Sachsen-Anhalt, 1990-1995)

TK 25 3339 – 3340 (LUA Brandenburg, 1986-1994)

TK 25 3644-2 (LGB-Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg,  
1997-2002)

TK 25 3744-4 (LGB-Landesvermessung und Geobasisinformation  
Brandenburg, 1997-2002)

Vorläufige Bodenkarte 1:50.000 von Sachsen-Anhalt (VBK 50). Hrsg.: Landesamt  
für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt. Stand: Oktober 2004

### Anlage 1-1: Fotodokumentation



Beprobungszylinder mit Eisdecke während des Winterszenarios





Oberbodenpedon im Labor der  
IaG GmbH



Bestimmung der oberirdischen  
Spross und Blattmasse



Entwicklung von Färbung und Trübung der Überstauwässer am Beispiel des Hochsommerszenarios; links: 2.  
Überstauungstag, rechts: 7. Überstauungstag





Oberflächenfilm am 15. Überstauungstag, einen Tag nach der letzten Wasserprobenahme; links: humusarmes Getreidepedon, rechts: humusreiche Grünlandpedone (extensiv)



Zersetzungerscheinungen und Oberflächenfilm nach 30 Tagen Überstauung, acht Tage nach der letzten Wasserprobenahme; links: Maispflanze, rechts: humusreiches Grünlandpedon HP 9/2



Hochsommerszenario, 21. Überstauungstag; links: HP 2 mit hochwasserangepasster Vegetation, rechts: HP 7 mit nicht an Hochwasser angepasster Vegetation

Bestimmung der Pflanzenproben aus den Havelpoldern, 26. KW 2005

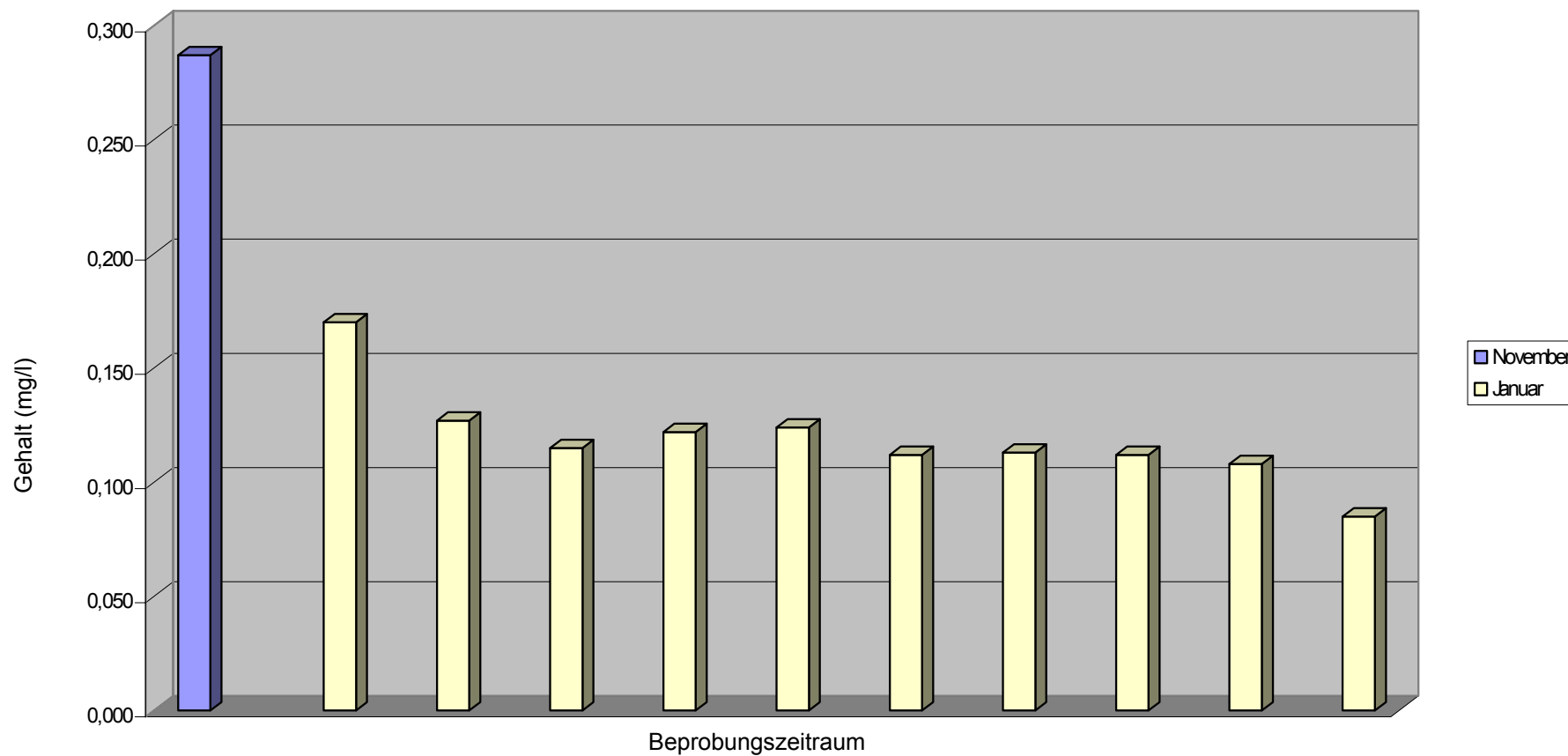
Probenahmestandort	Pflanzenname	
	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
HP 1	Agrostis stolonifera	Weißes Strausgras
	Rumex acetosella	Kleiner Sauerampfer
HP 2	Sparganium erectum	Aufrechter Igelkolben
	Sium latifolium	Breitblättriger Merk
	Galium palustre	Sumpf-Labkraut
	Glyceria fluitans	Flutender Schwaden
	Ranunculus lingua	Zungenhahnenfuß
HP 3	Phalaris arundinacea	Rohr-Glanzgras
	Bromus sterilis	Taube Trespe
	Juncus effusus	Flatter-Binse
	Anthriscus sylvestris	Wiesen-Kerbel
	Galium aparine	Kleb-Labkraut
HP 6	Lathyrus palustris	Sumpf-Platterbse
		Silomais
HP 7	Tanacetum vulgare	Gemeiner Rainfarn
	Plantago lanceolatum	Spitz-Wegerich
	Trifolium campestre	Feld-Klee
	Holcus lanatus	Wolliges Honiggras
	Achillea millefolium	Gemeine Schafgarbe
	Artemisia cf vulgaris	Gemeiner Beifuß
	Silene spec	Lichtnelke
	Rumex spec.	Ampfer
HP 8		Silomais
HP 9	Poaceae	Süßgras (Bruchstücke)
	Taraxacum spec	Löwenzahn (ohne Blüte)
	Ranunculus spec	Hahnenfuß (nur Blatt)
HP 18	Trifolium repens	Weiß-Klee
HP 21	Sparganium erectum	Ästiger Igelkolben
	Holcus mollis	Wolliges Honiggras
HP 22	X Triticosecale Wittm. <sup>1</sup>	Triticale

Anm. Pflanzenbringer: Es wurde versucht von jeder Pflanzenart innerhalb von einem r = 1 m ein Exemplar mitzubringen.

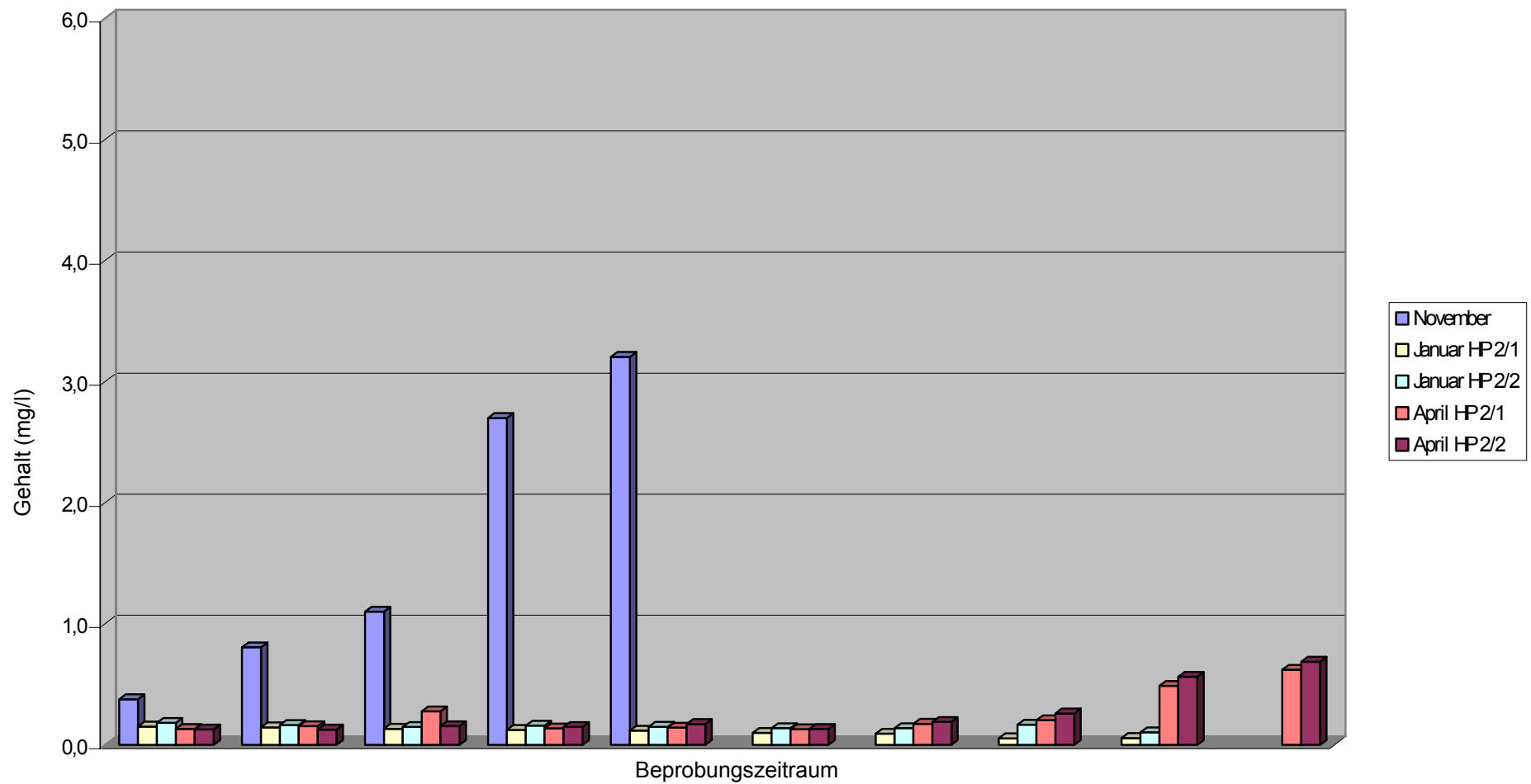
<sup>1</sup> Nach Wikipedia (2005): Kreuzung aus Weizen (*Triticum sativum* L.) als den weiblichen und Roggen (*Secale cereale*) als den männlichen Partner -> TRITicum und seCALE

### Anlage 1-2: Vergleich ausgewählter Konzentrationen im Spätherbst-Winter- und Frühjahrszenario im hydrologischen Winterhalbjahr

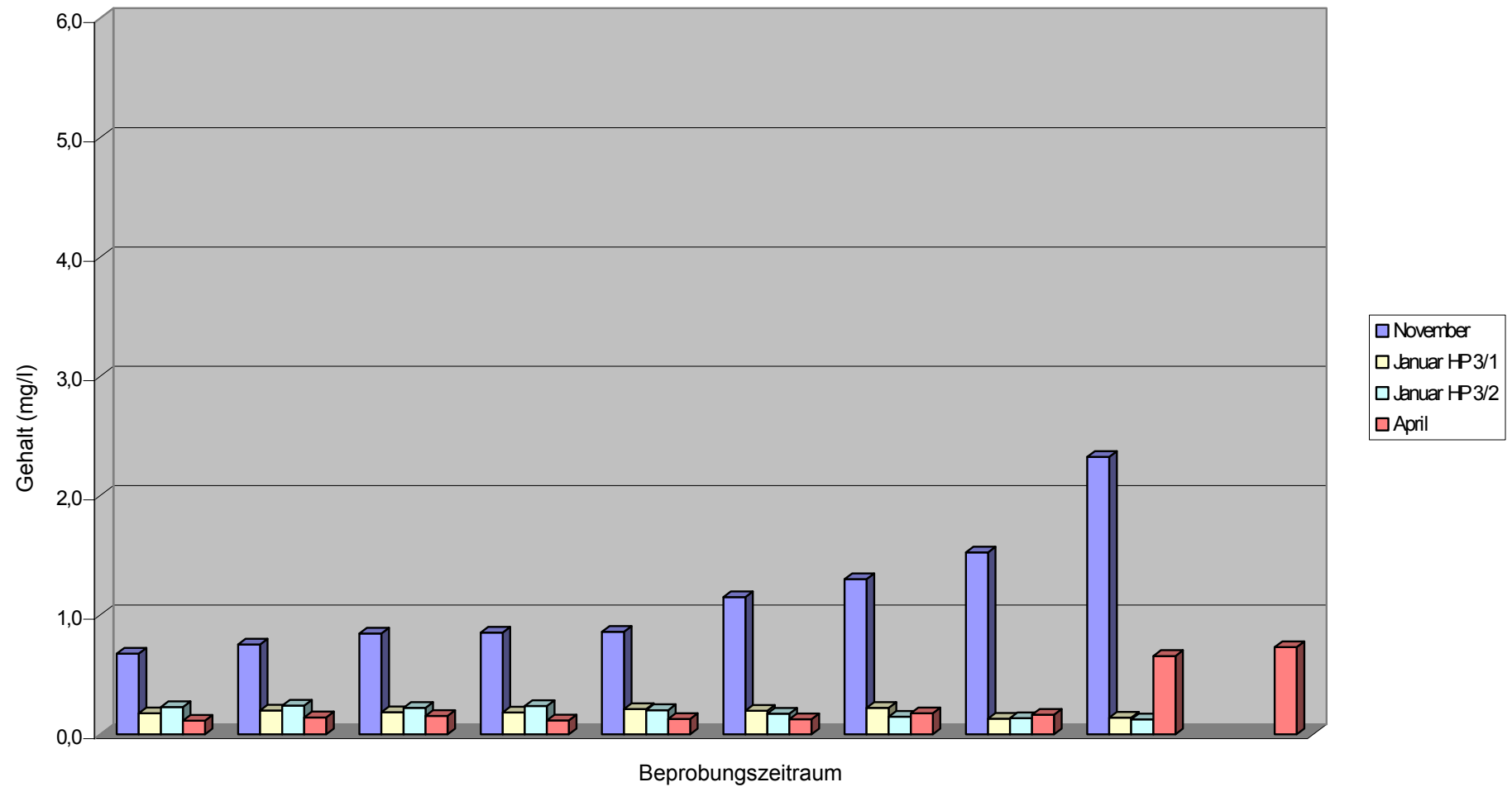
TP-Konzentration  
Vergleich November & Januar  
HP0



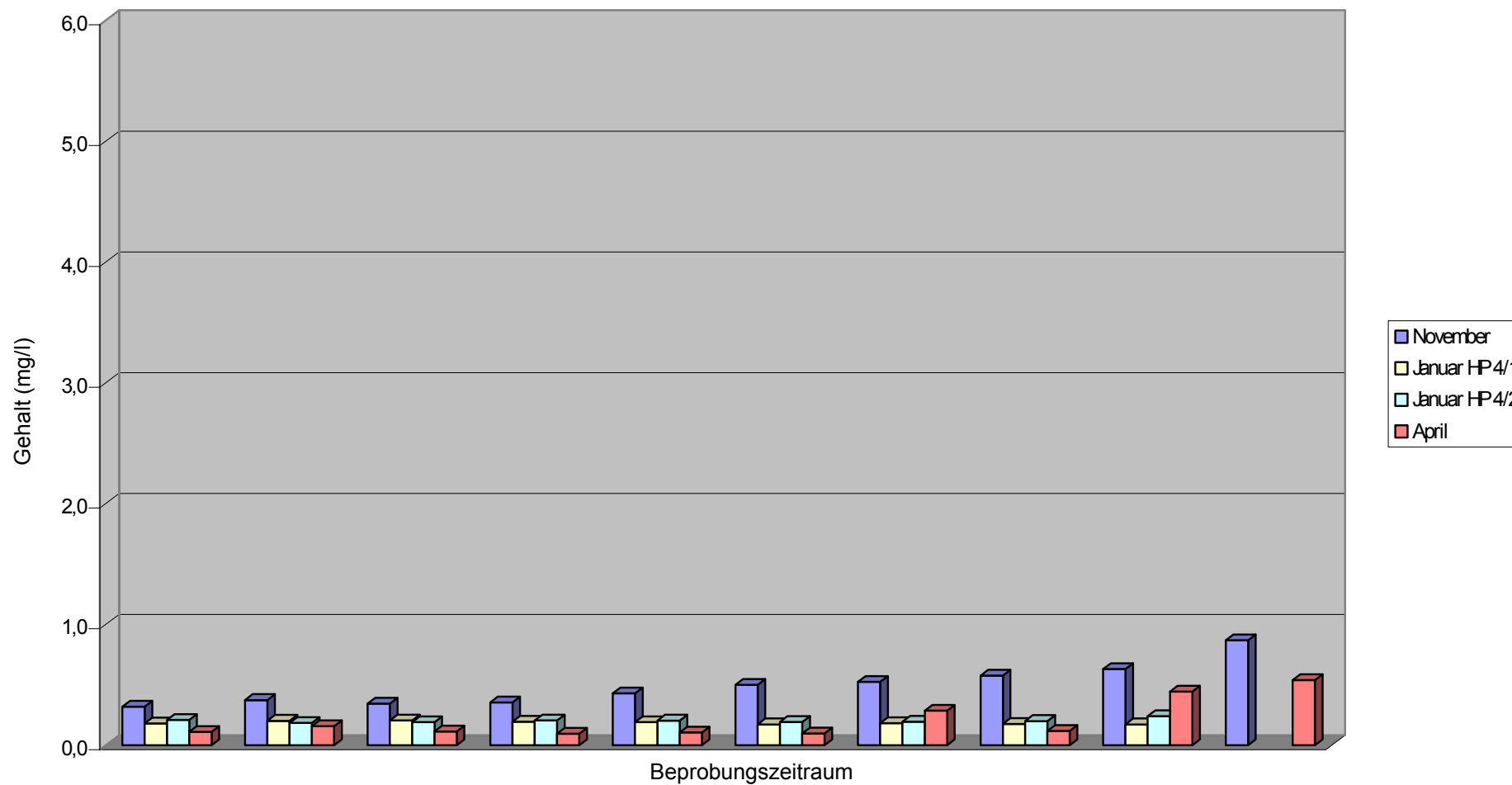
### TP-Konzentration Vergleich November & Januar HP2



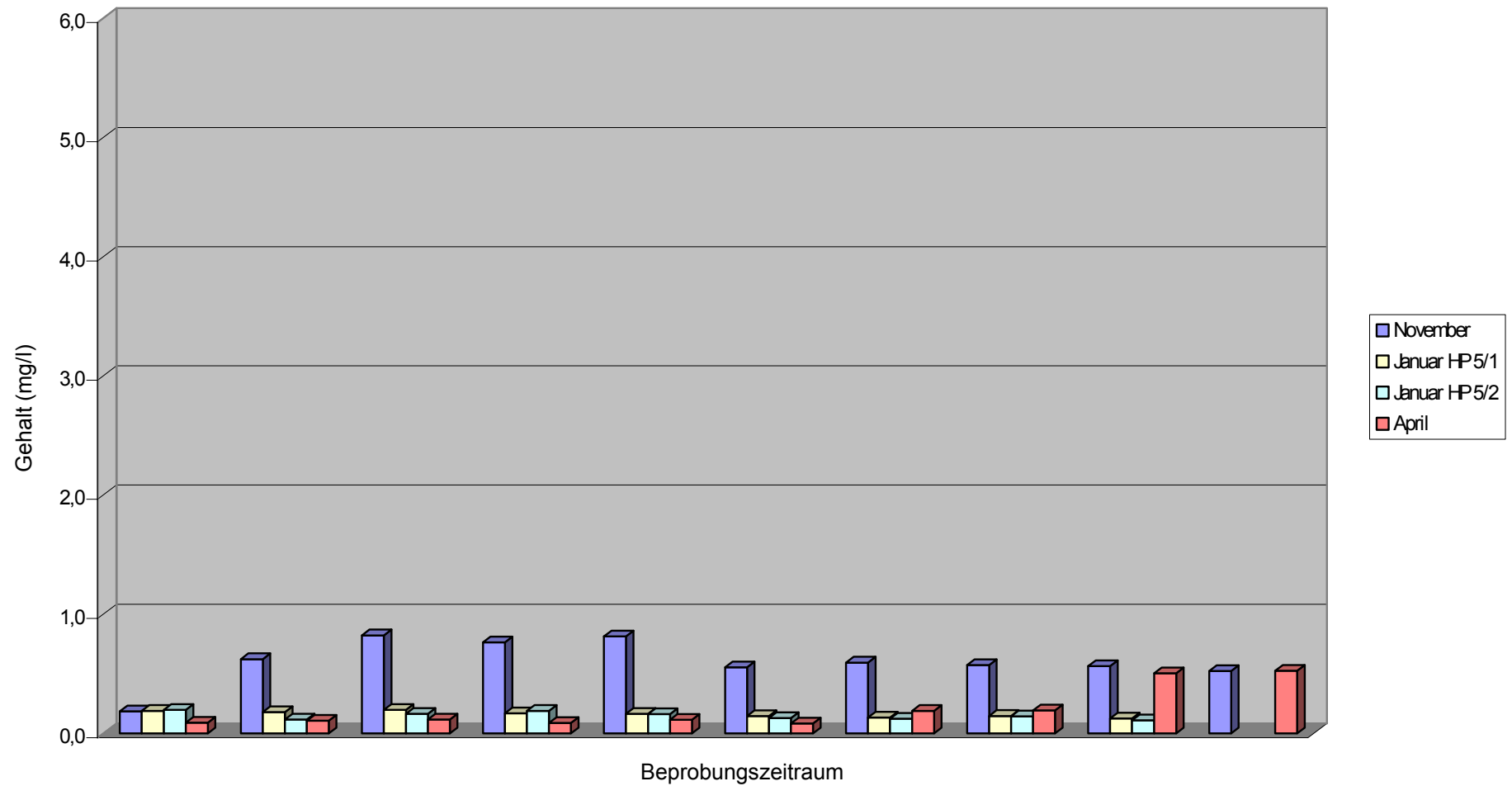
### TP-Konzentration Vergleich November & Januar HP3



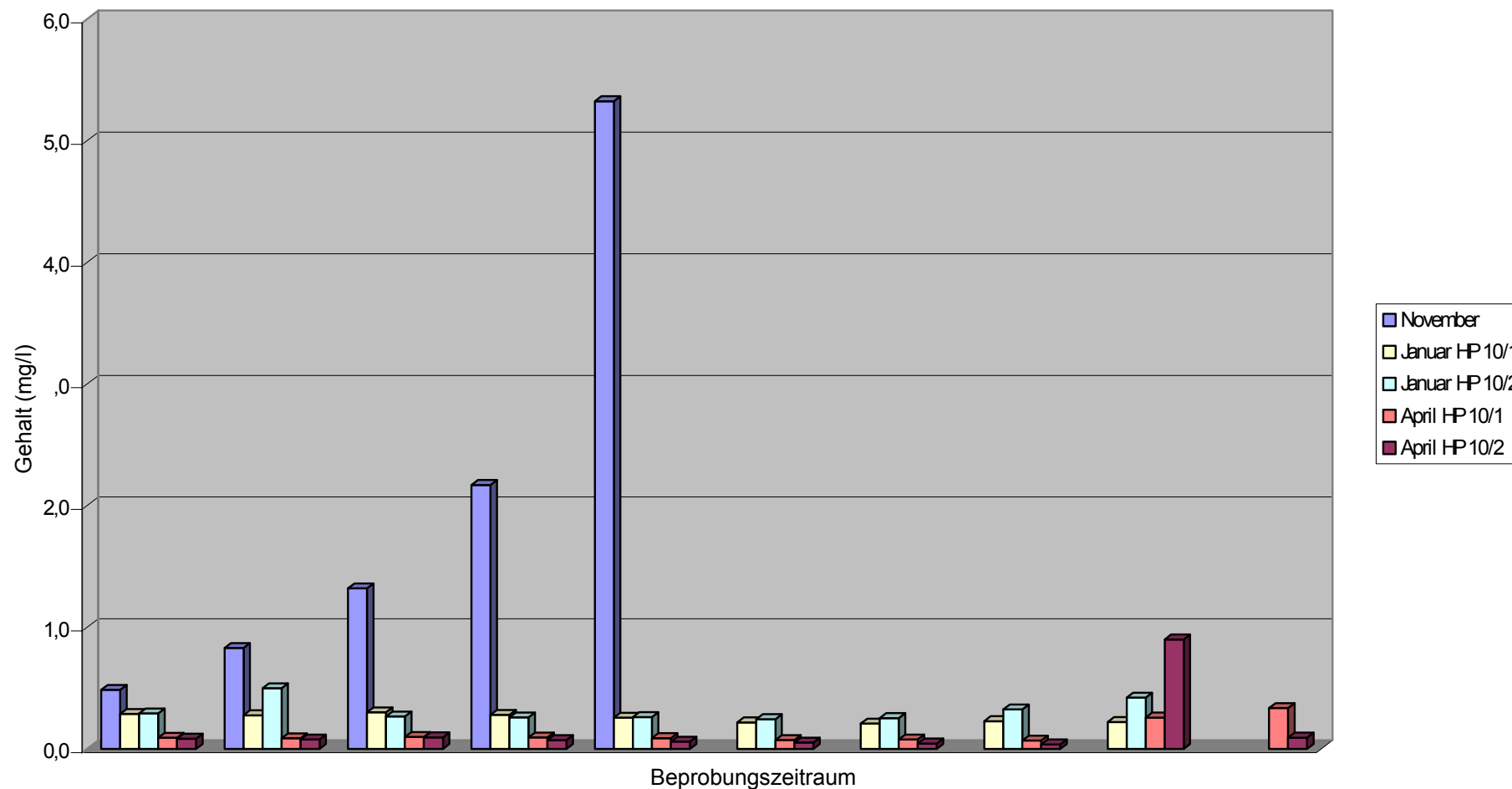
### TP-Konzentration Vergleich November & Januar HP4



### TP-Konzentration Vergleich November & Januar HP5

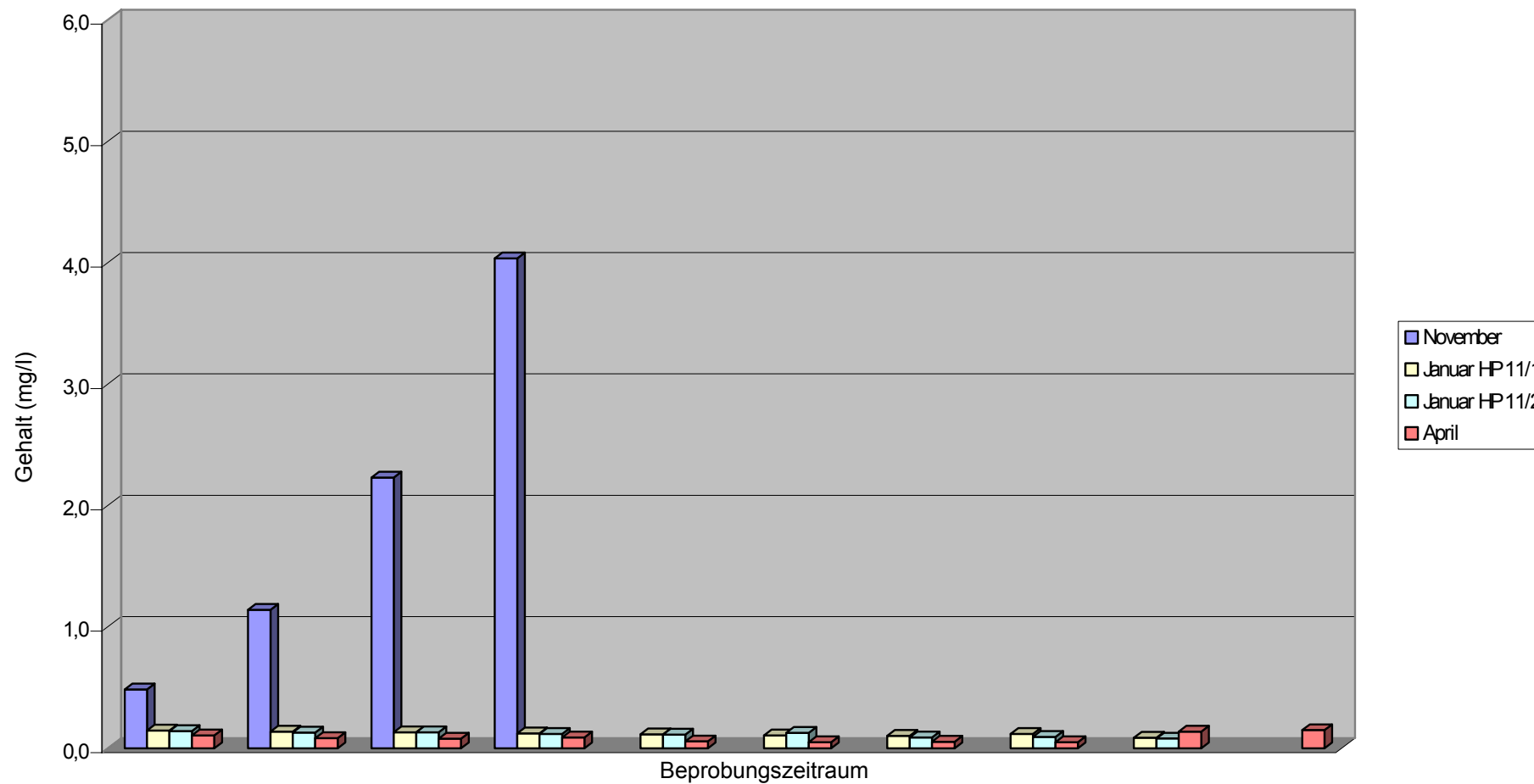


### TP-Konzentration Vergleich November & Januar HP10

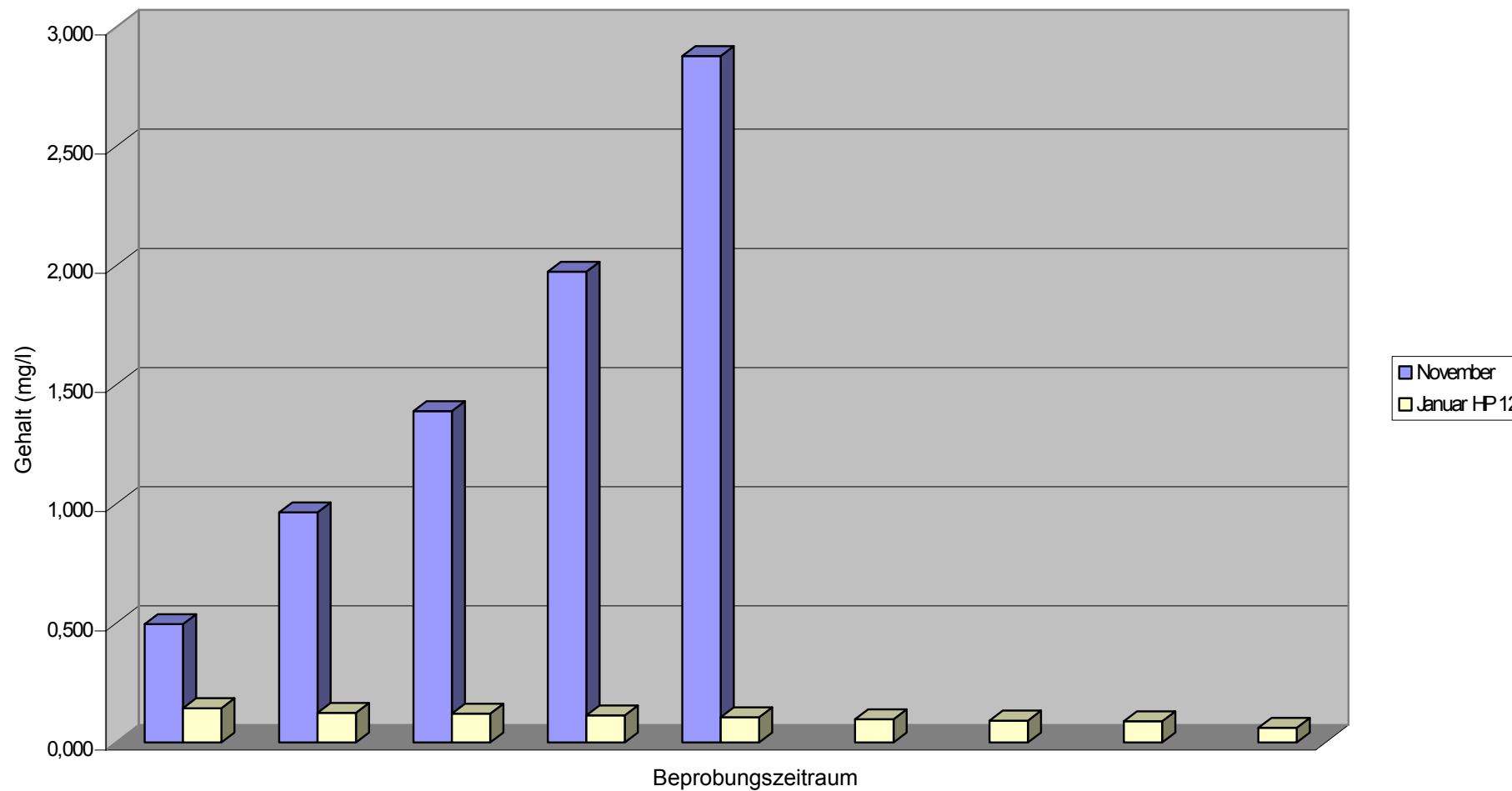




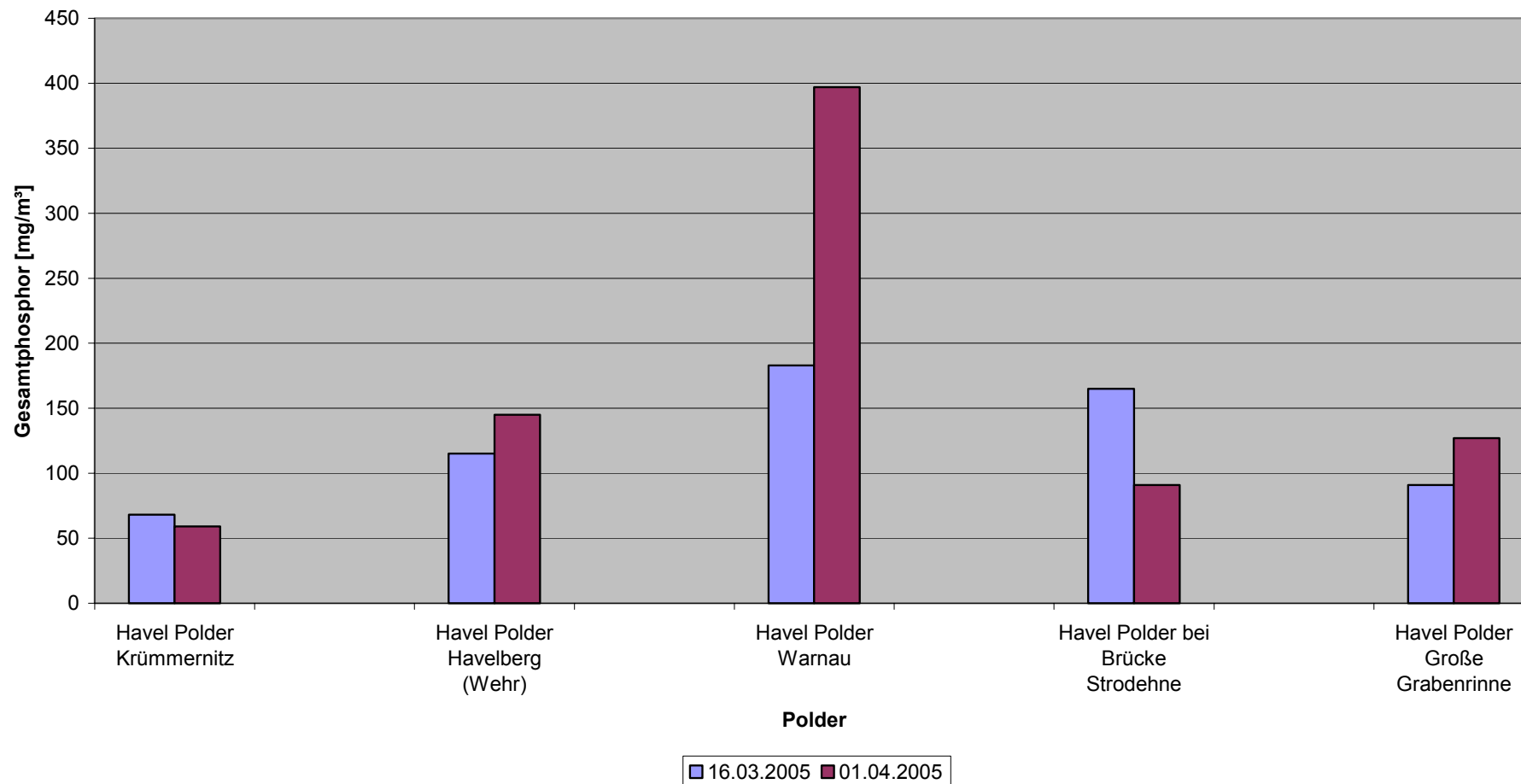
### TP-Konzentration Vergleich November & Januar HP11



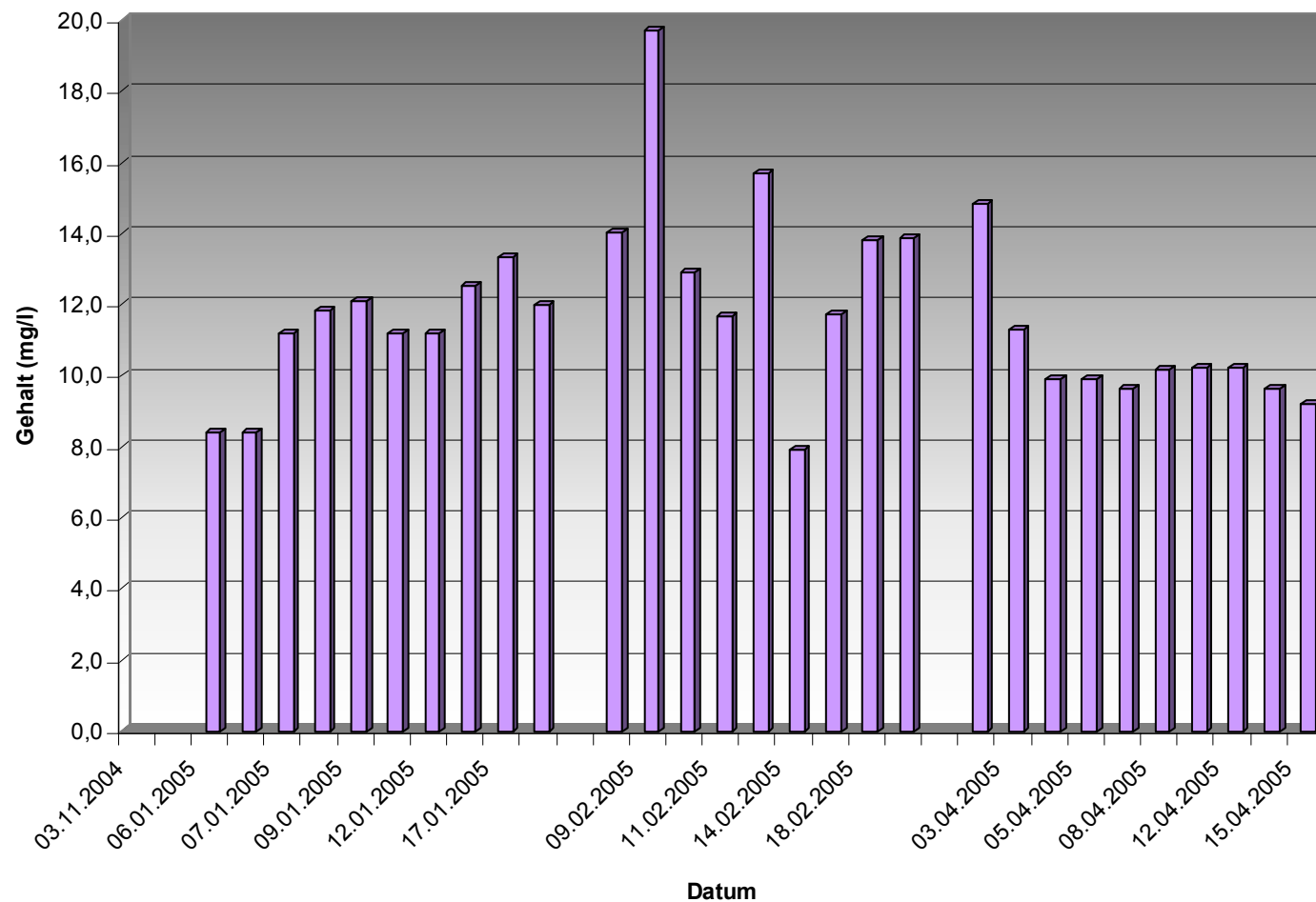
TP-Konzentration  
Vergleich November & Januar  
HP12



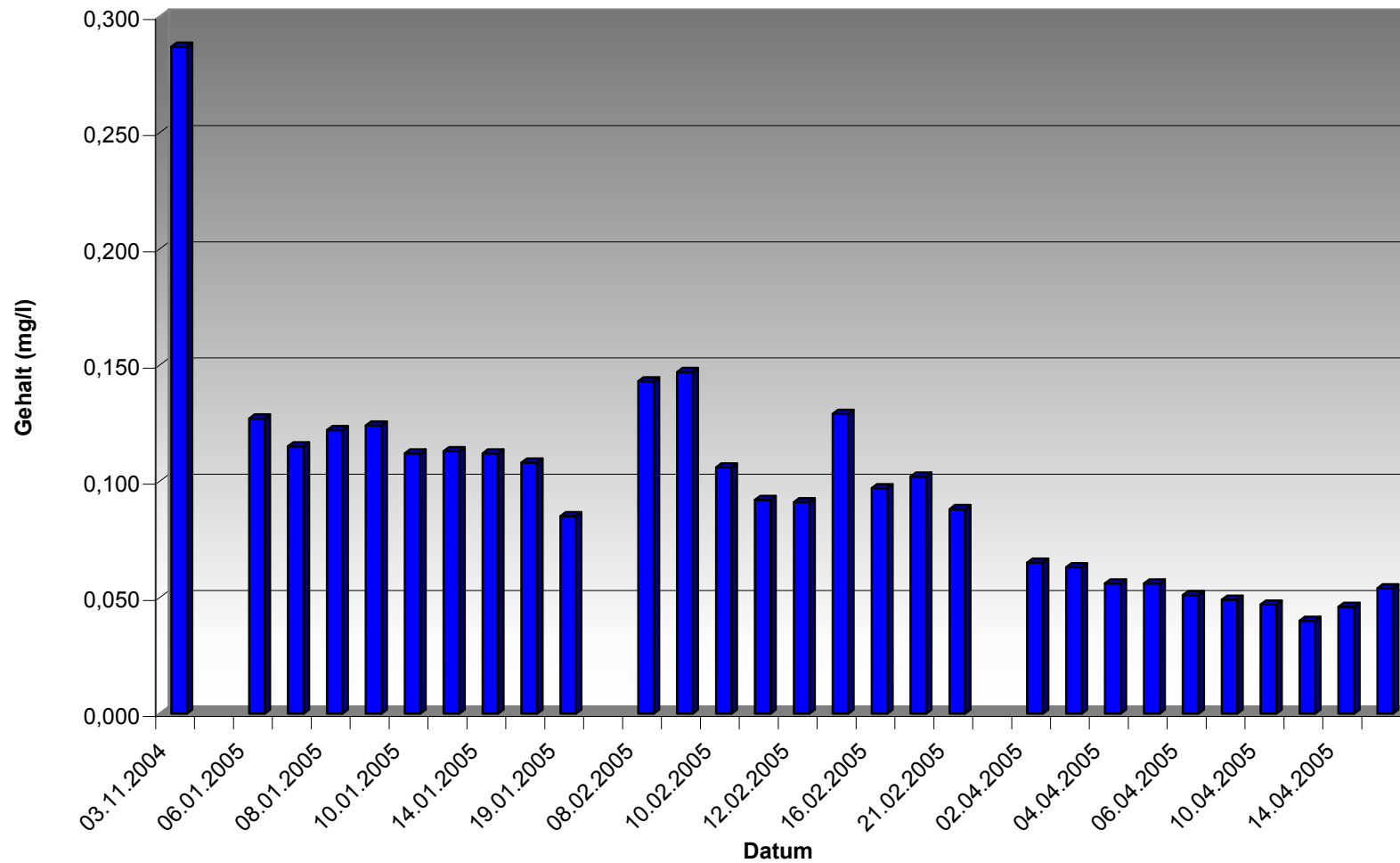
### Freilanduntersuchungen in den Havelpoldern Messwerte vom 16.03.2005 und 01.04.2005



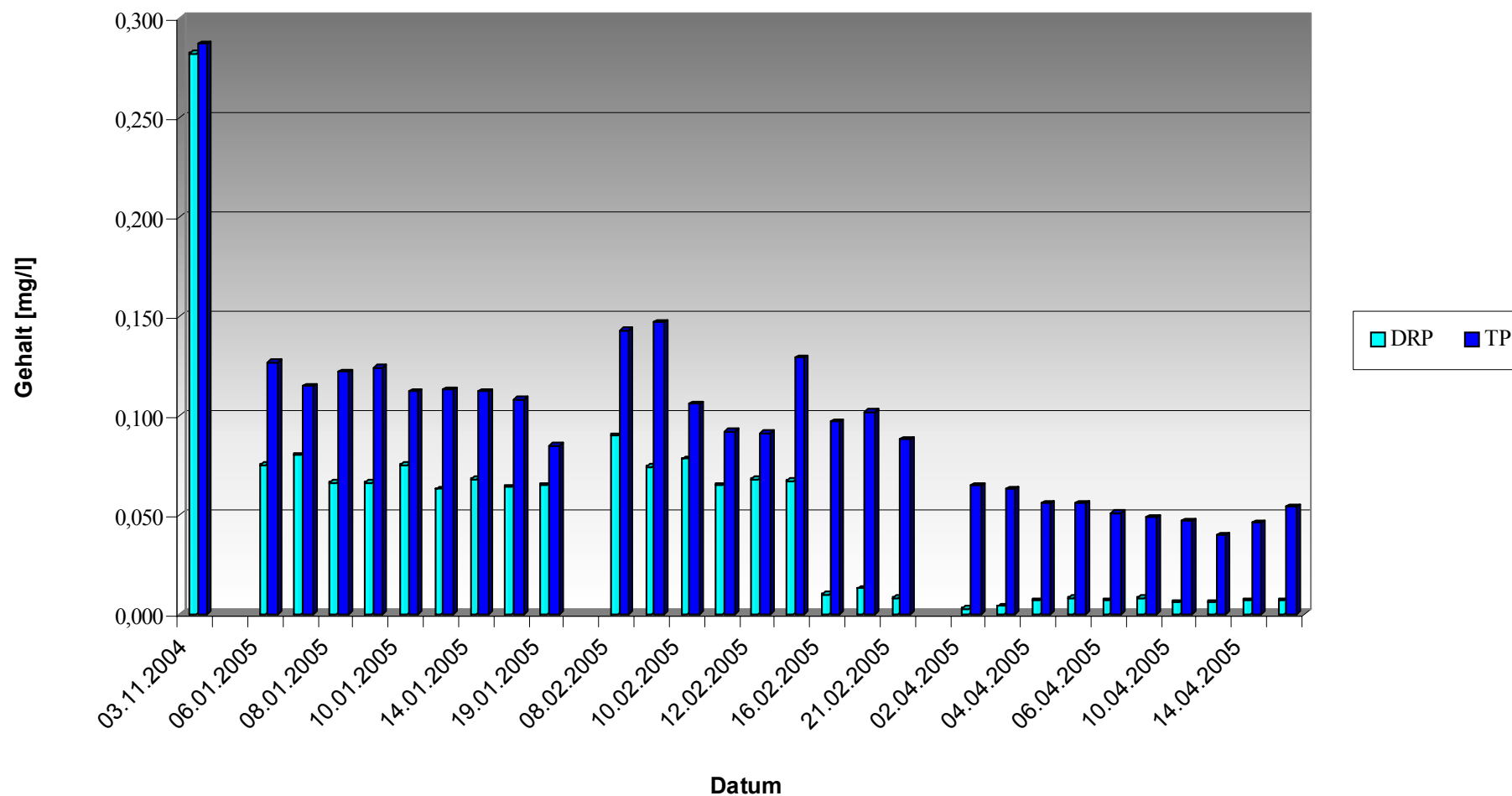
### Havelwasser bei Strodehne (HPO) - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



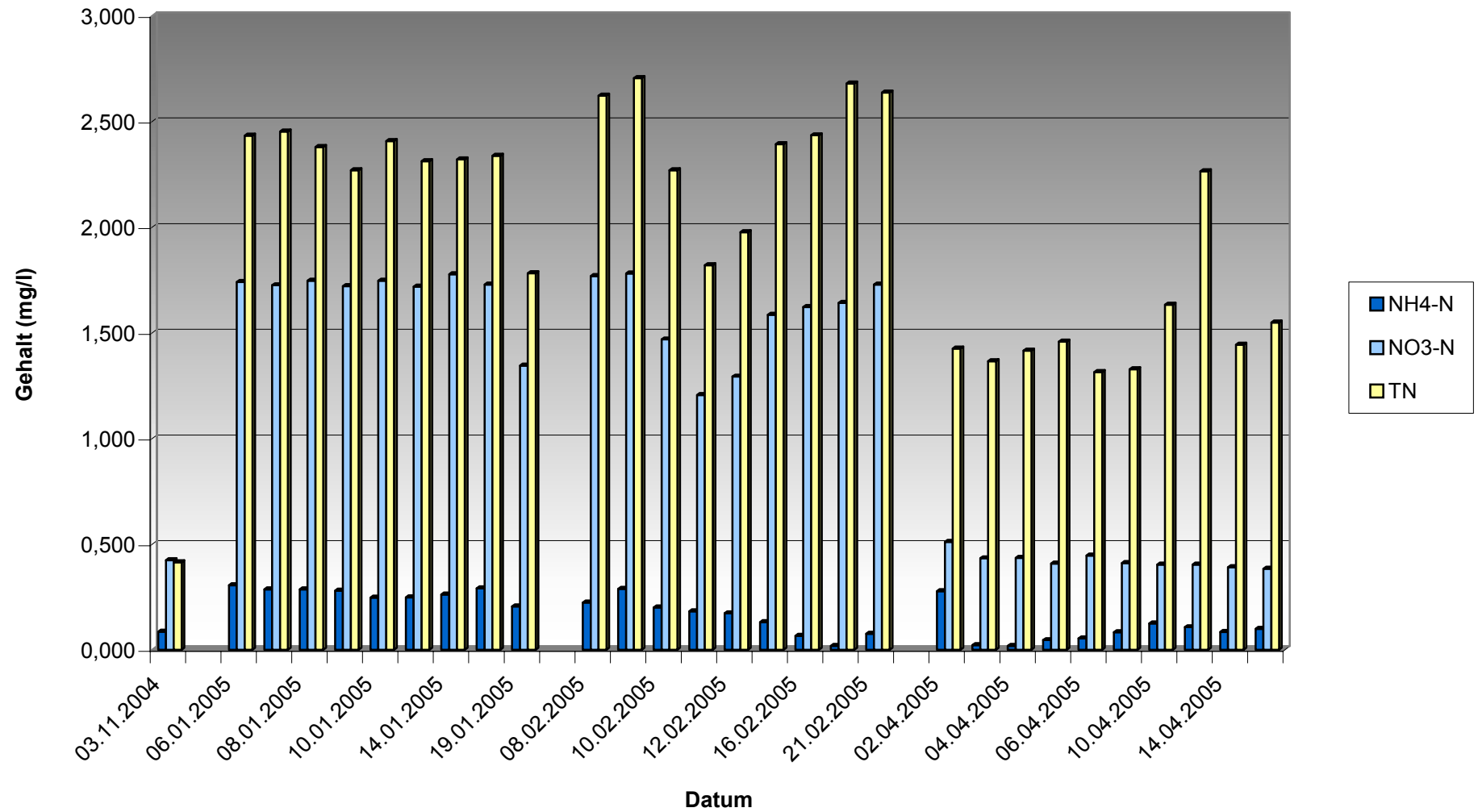
### Havelwasser bei Strodehne (HP0) Gesamtphosphorentwicklung



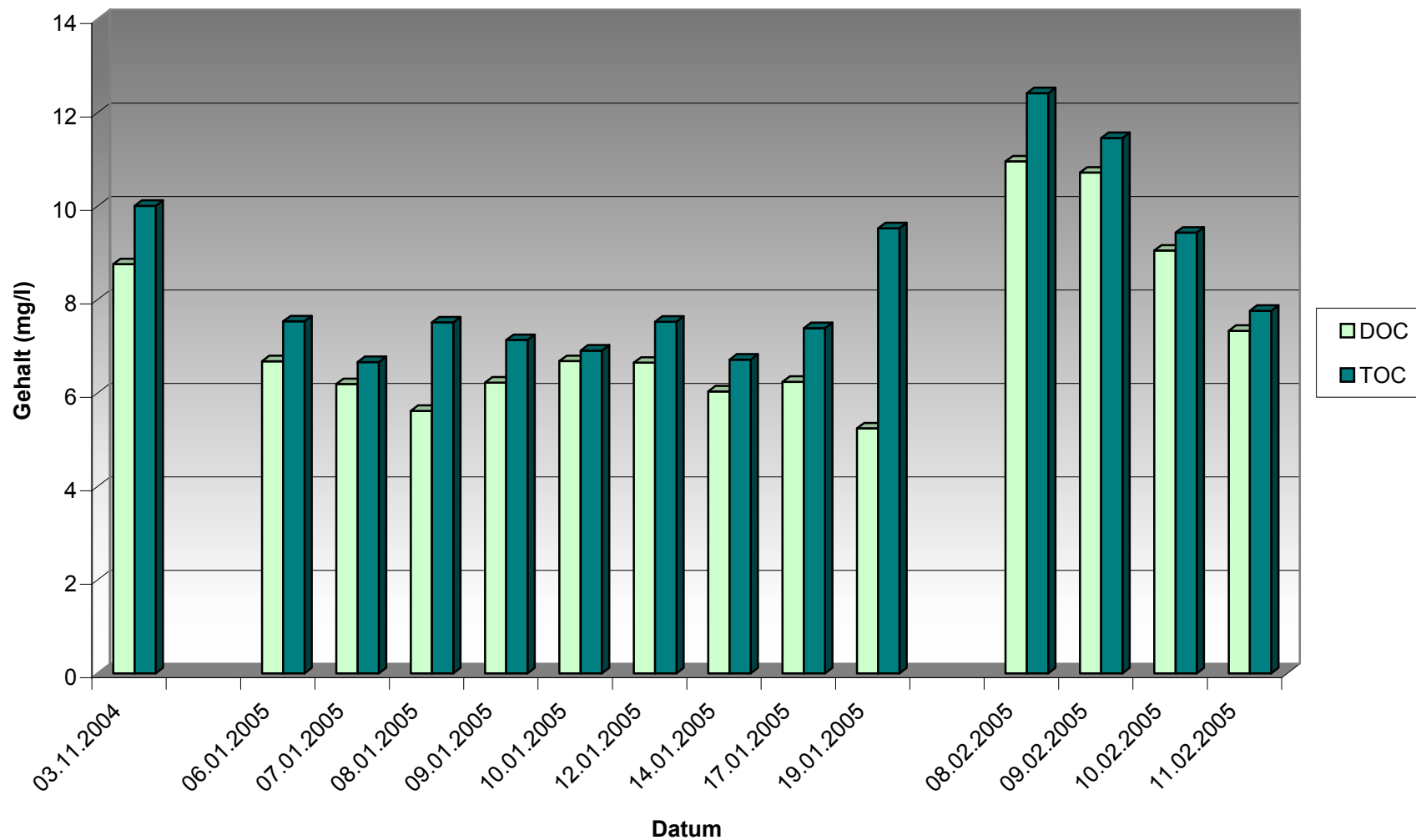
### Havelwasser bei Strodehne (HP0) Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung



### Havelwasser bei Strodehne (HP0) - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung

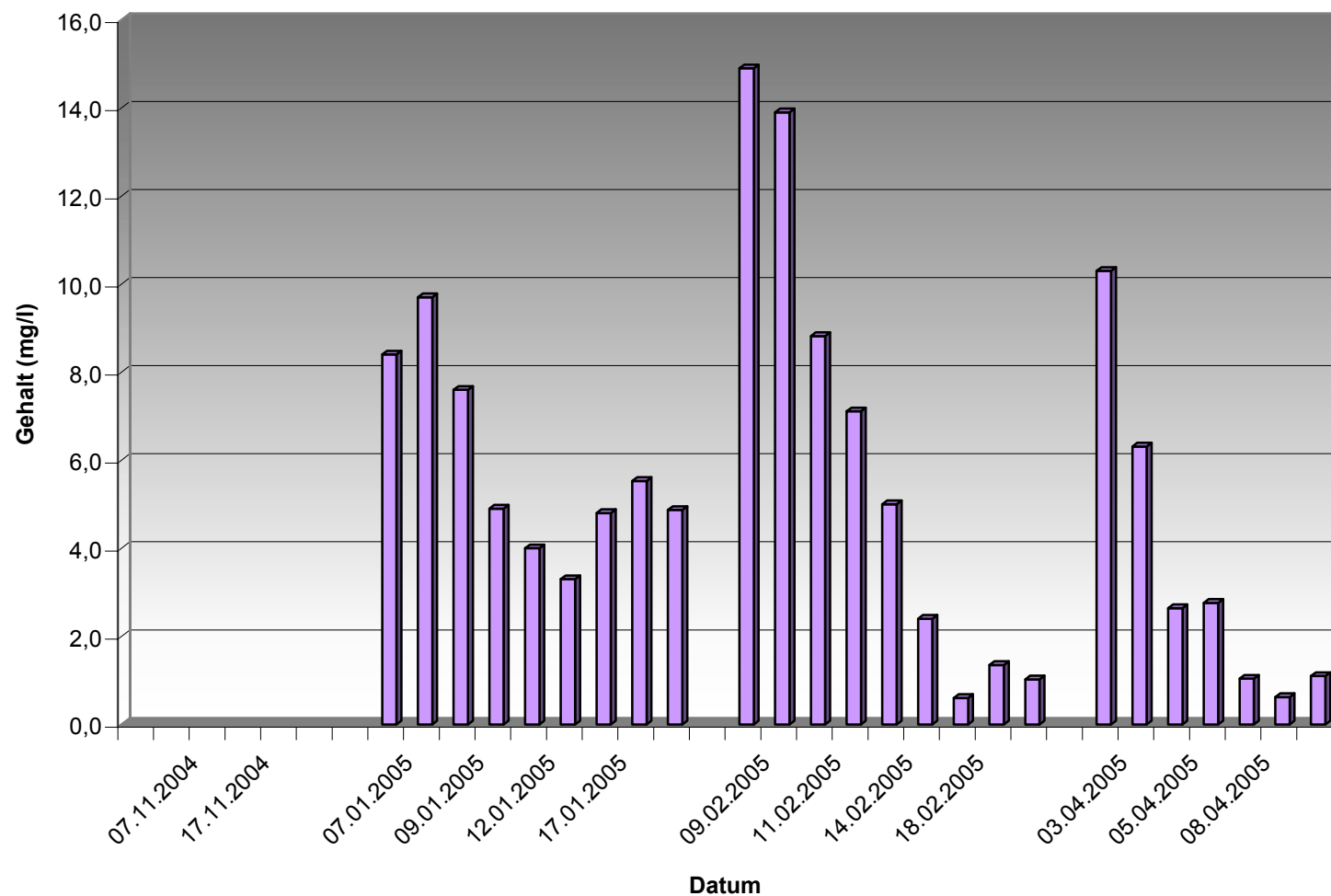


### Havelwasser bei Strodehne (HP0) DOC- und TOC-Entwicklung

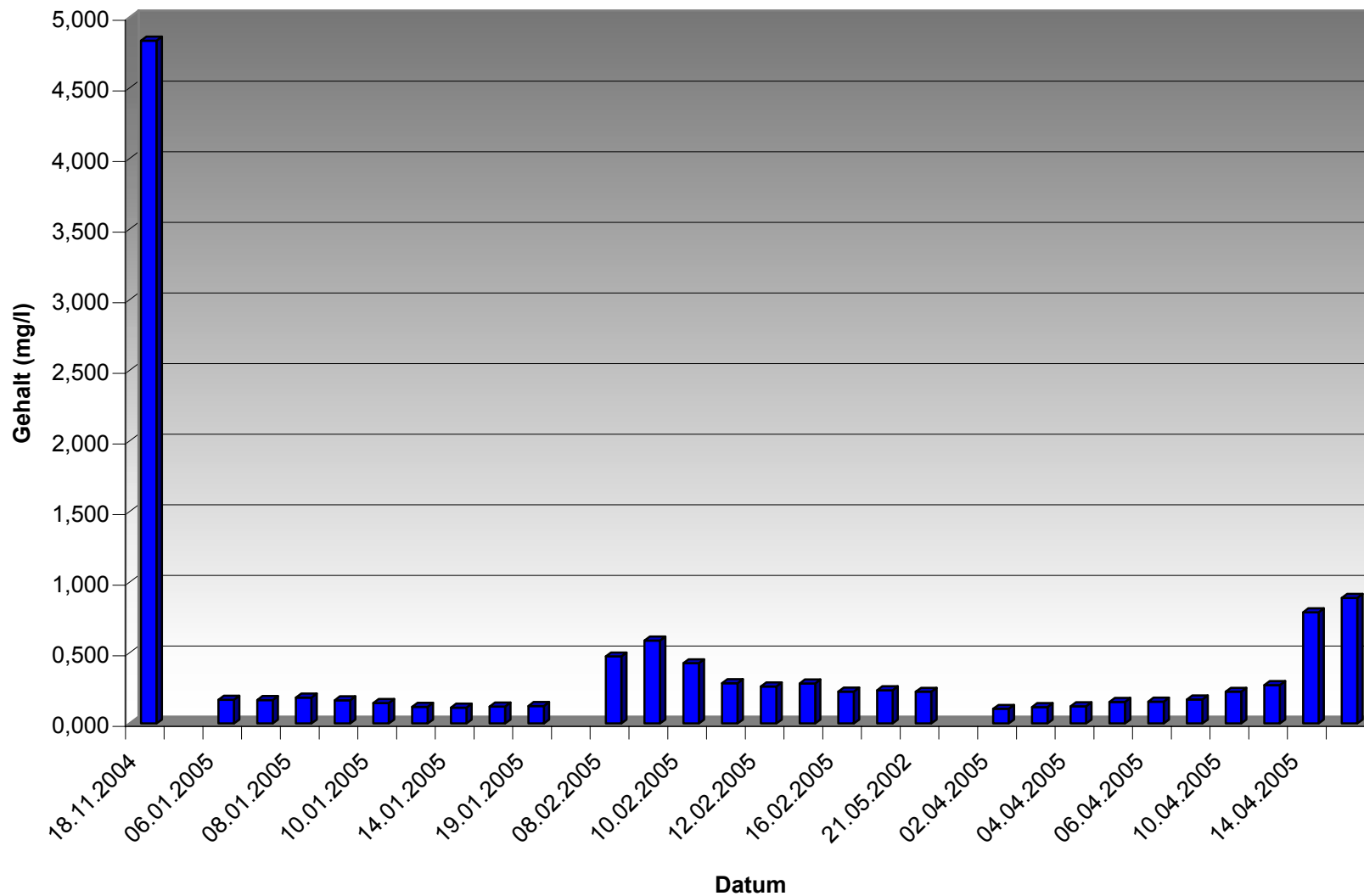




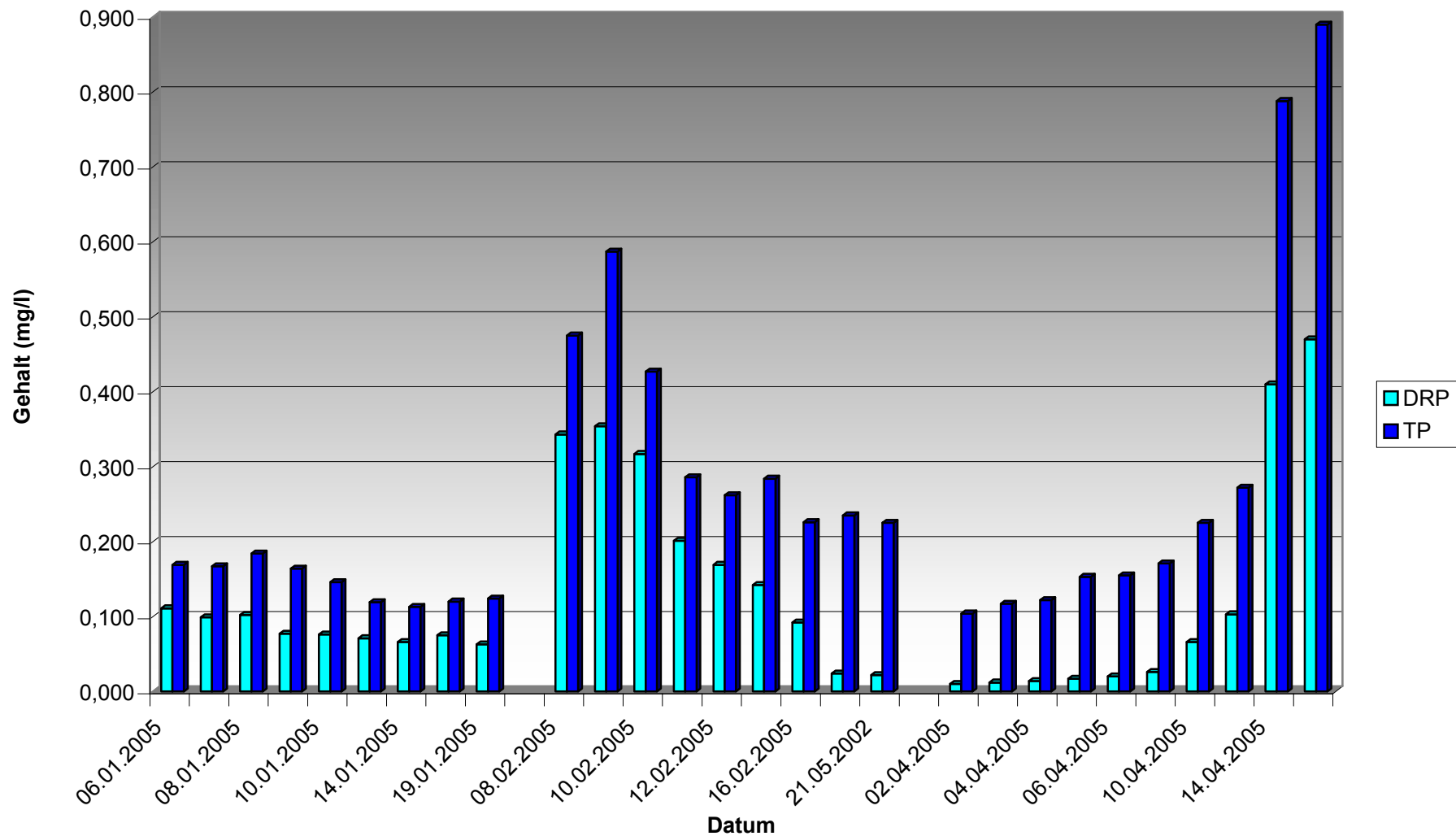
### HP1/1 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



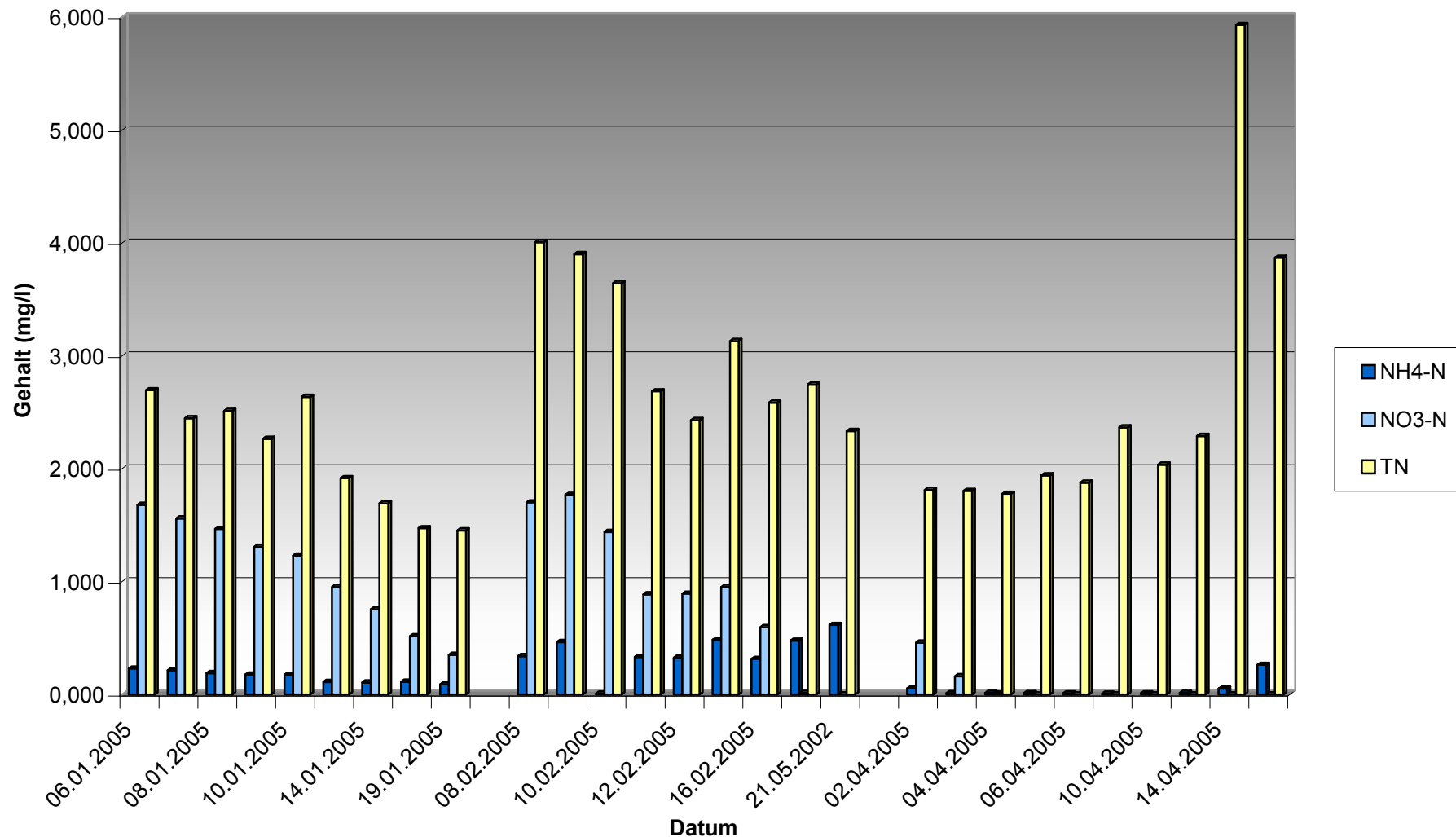
### HP1/1 - Gesamtphosphorentwicklung



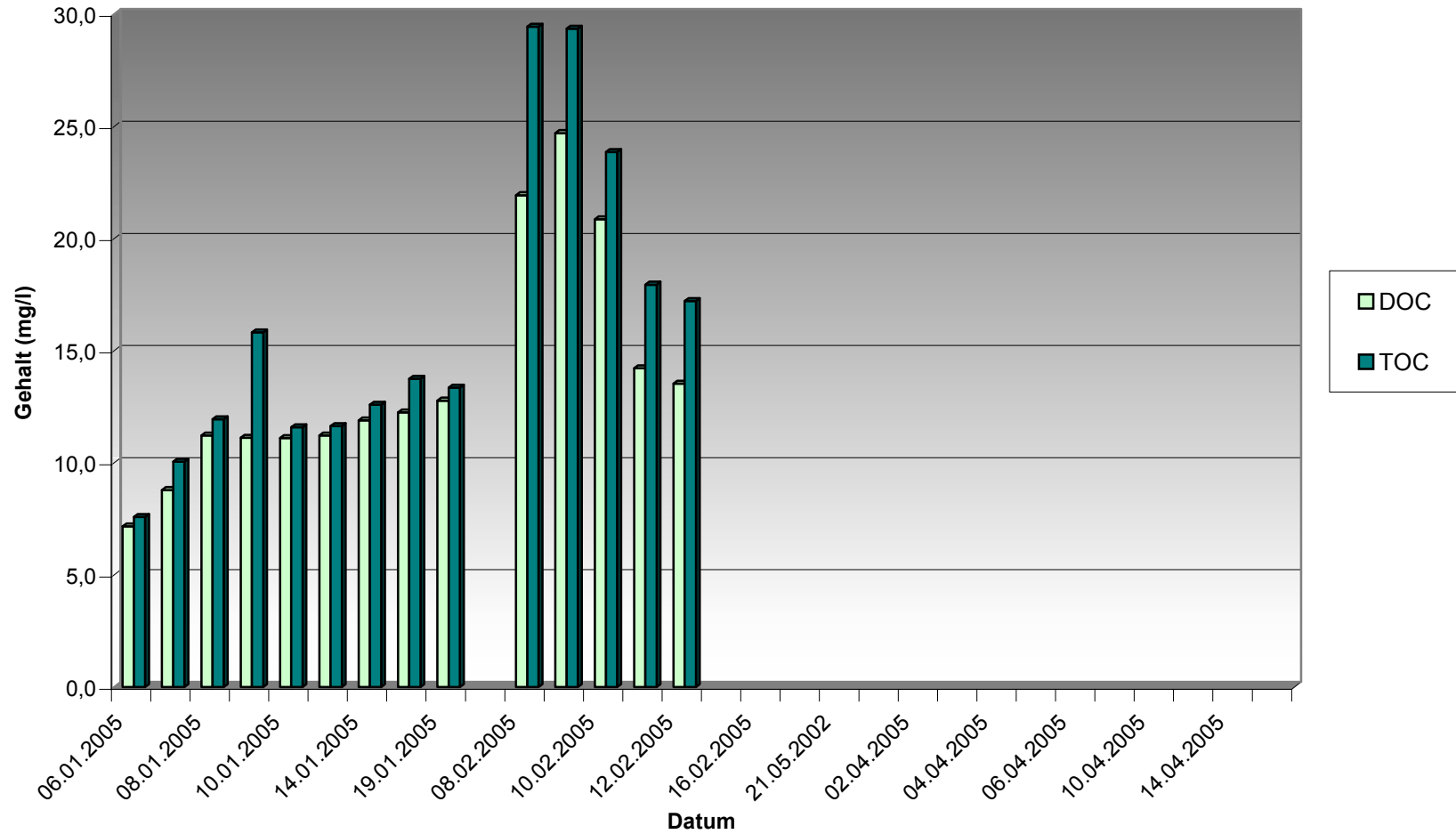
### HP1/1 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung



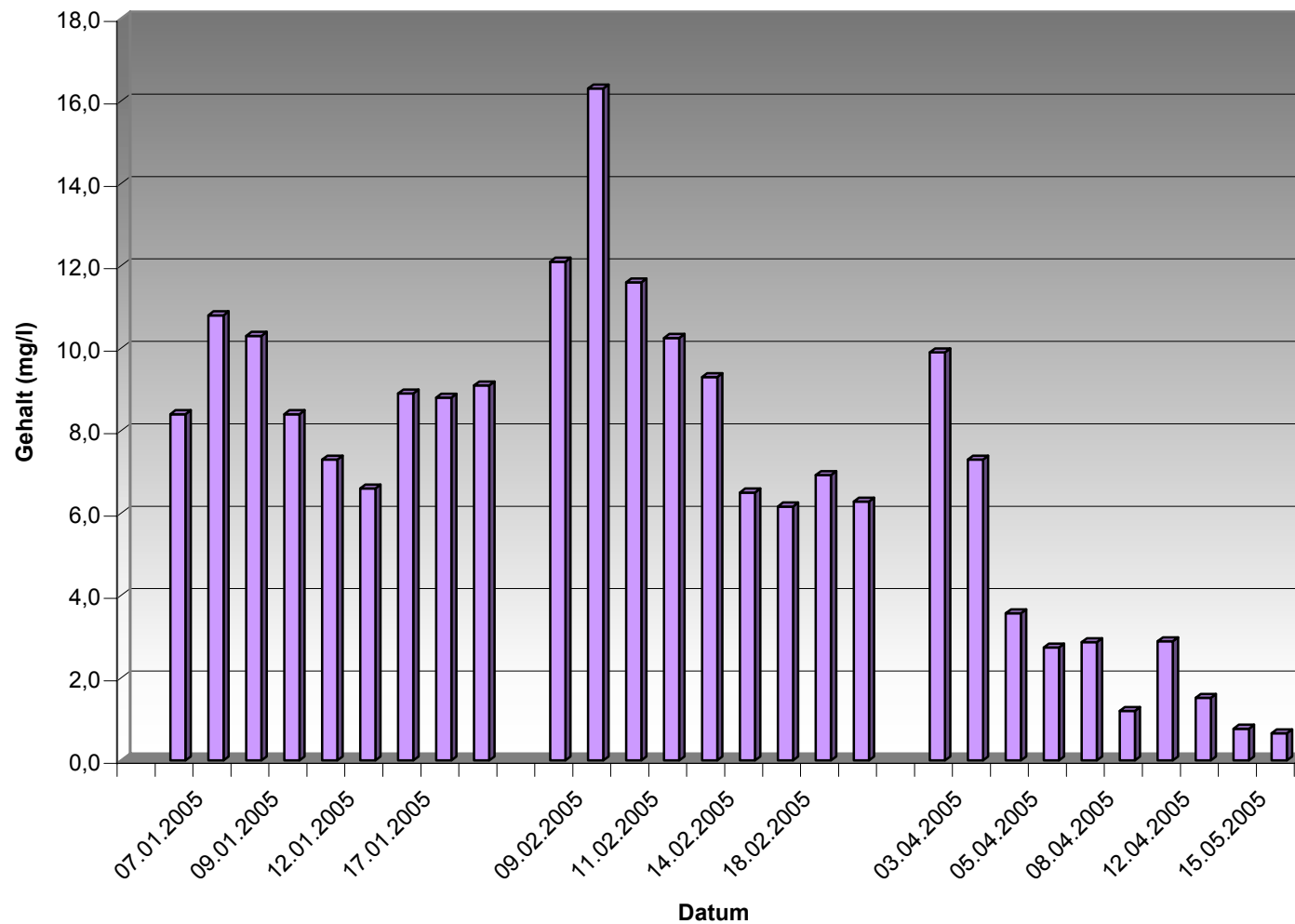
### HP1/1 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung



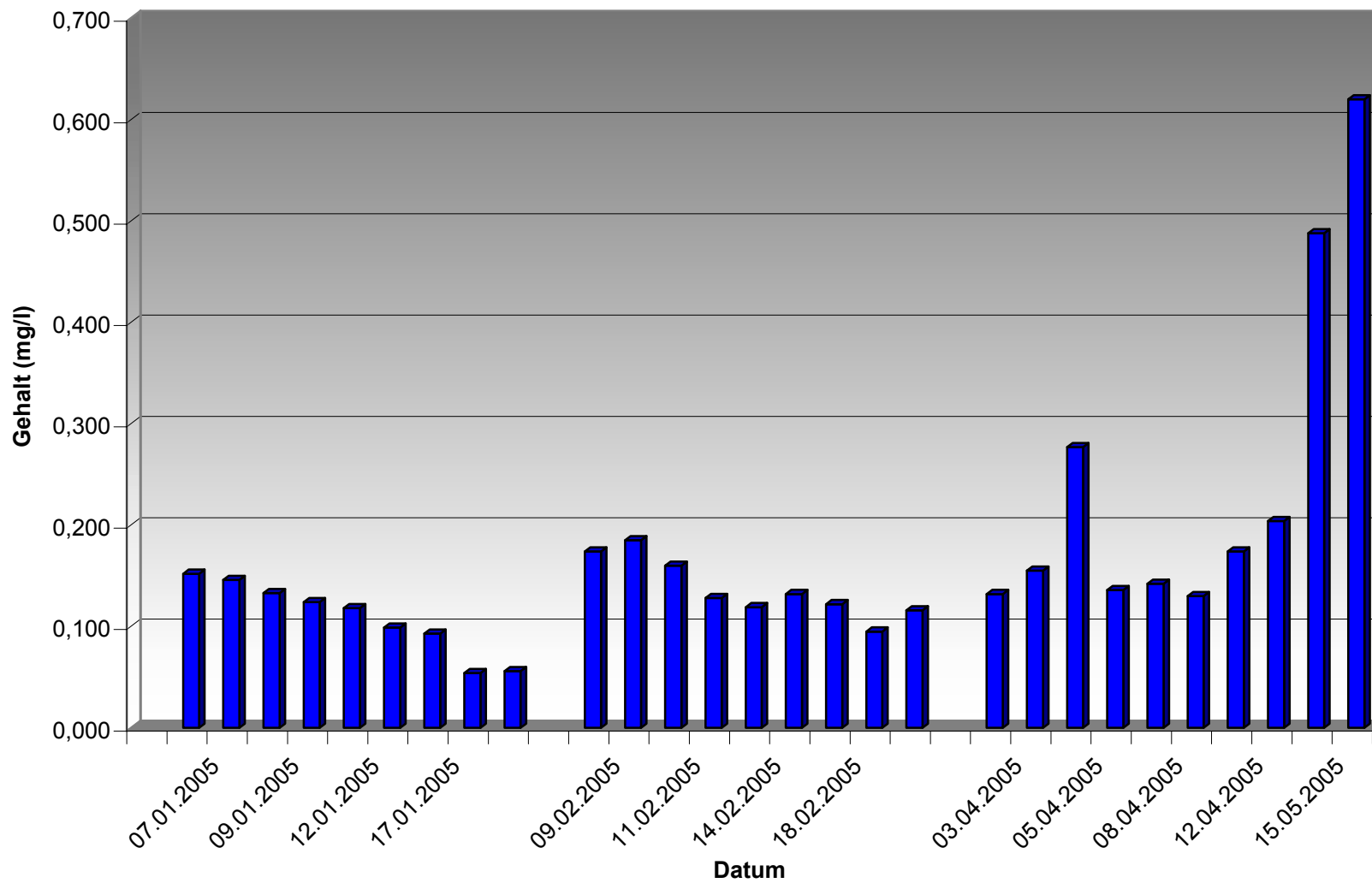
### HP1/1 - DOC- und TOC-Entwicklung



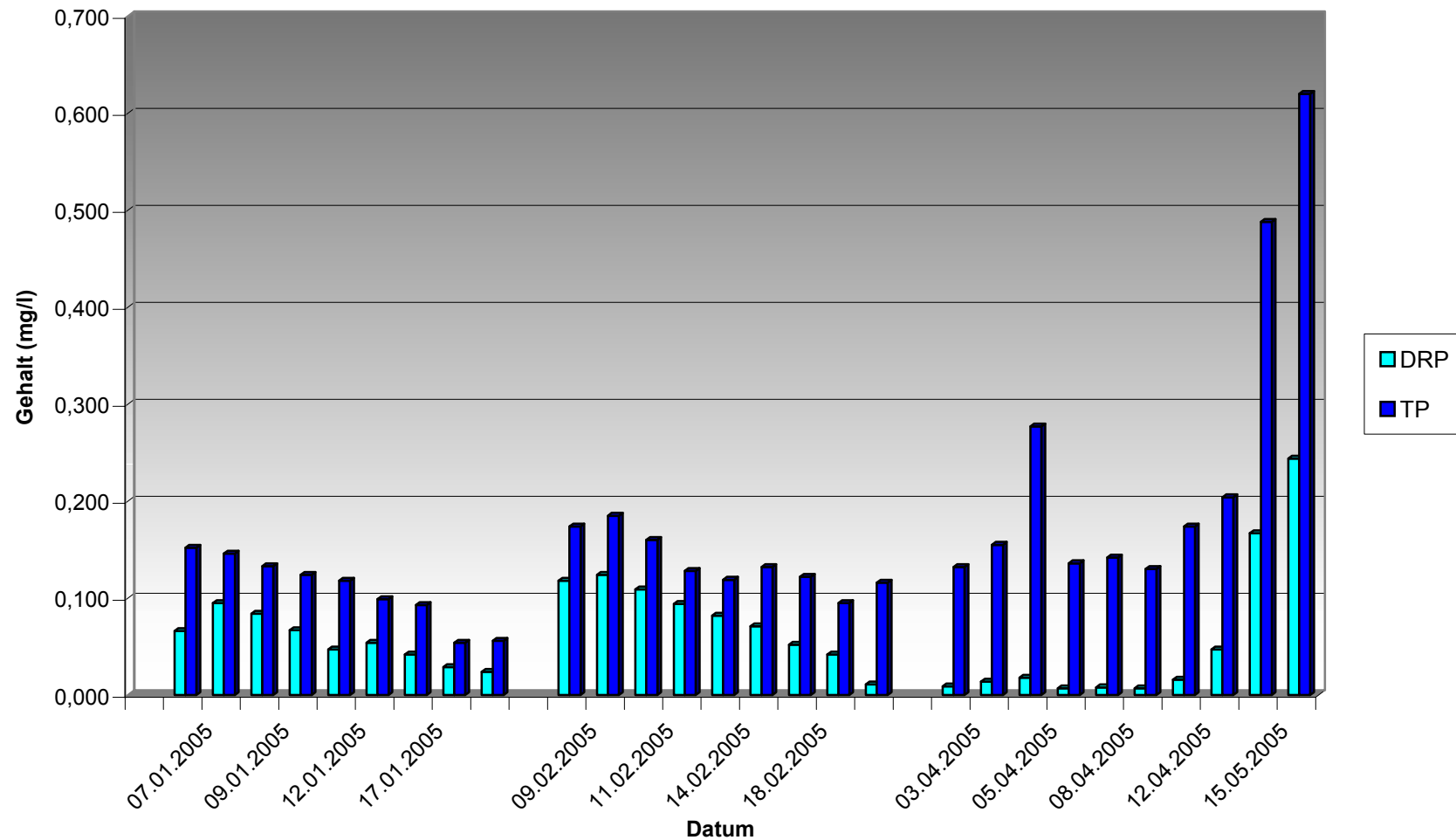
### HP2/1 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



### HP2/1 - Gesamtphosphorentwicklung

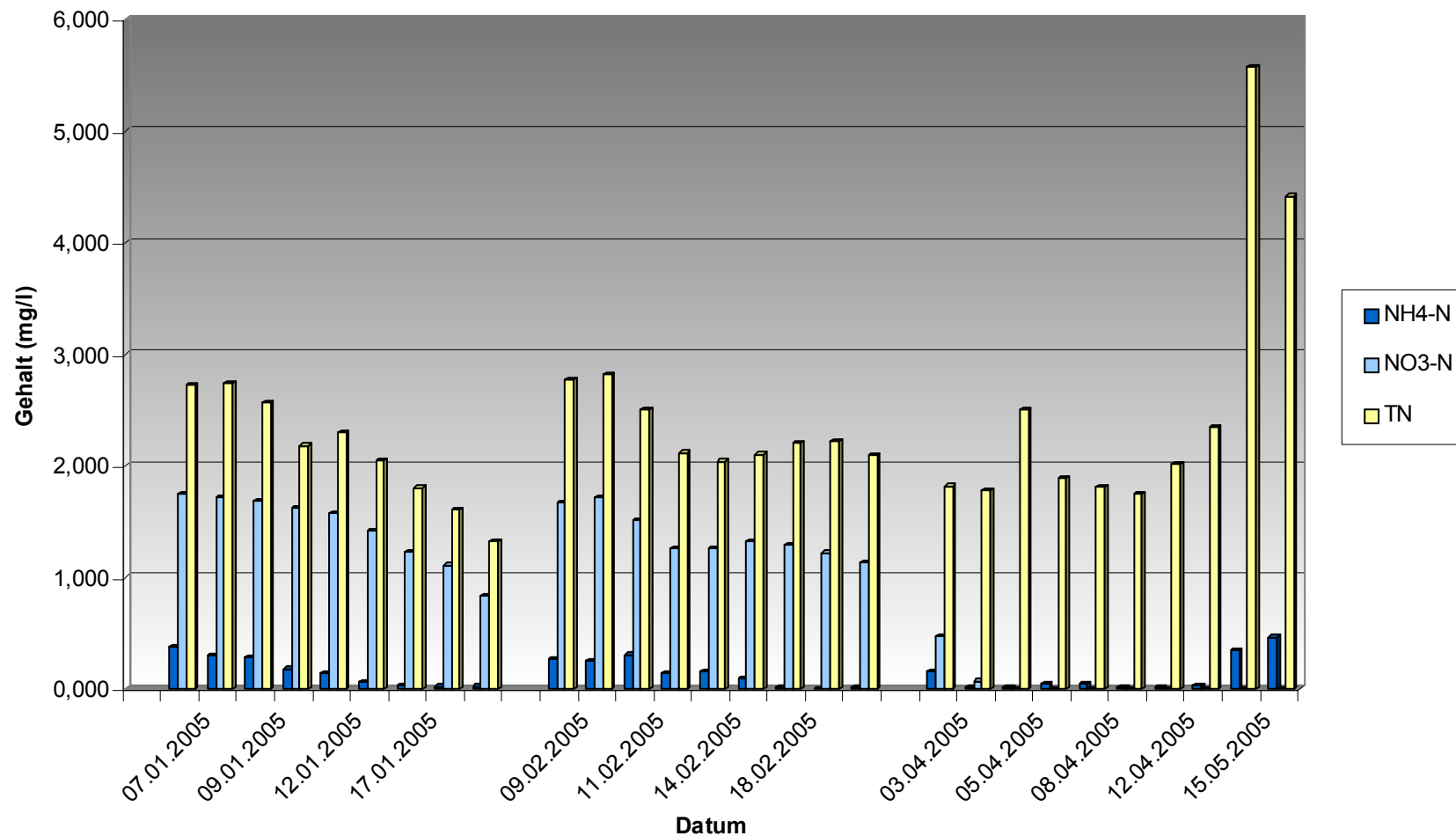


### HP2/1 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung

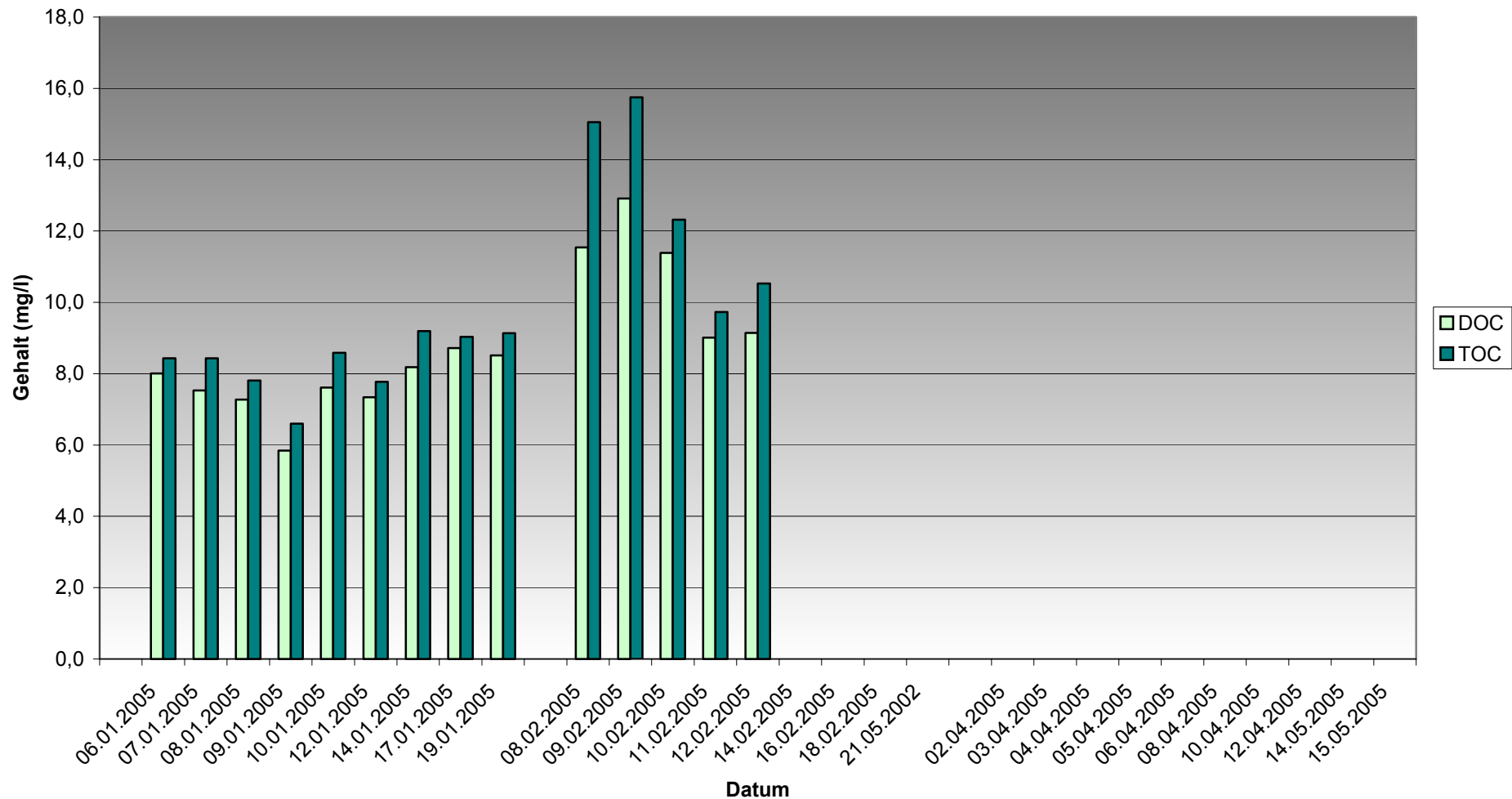




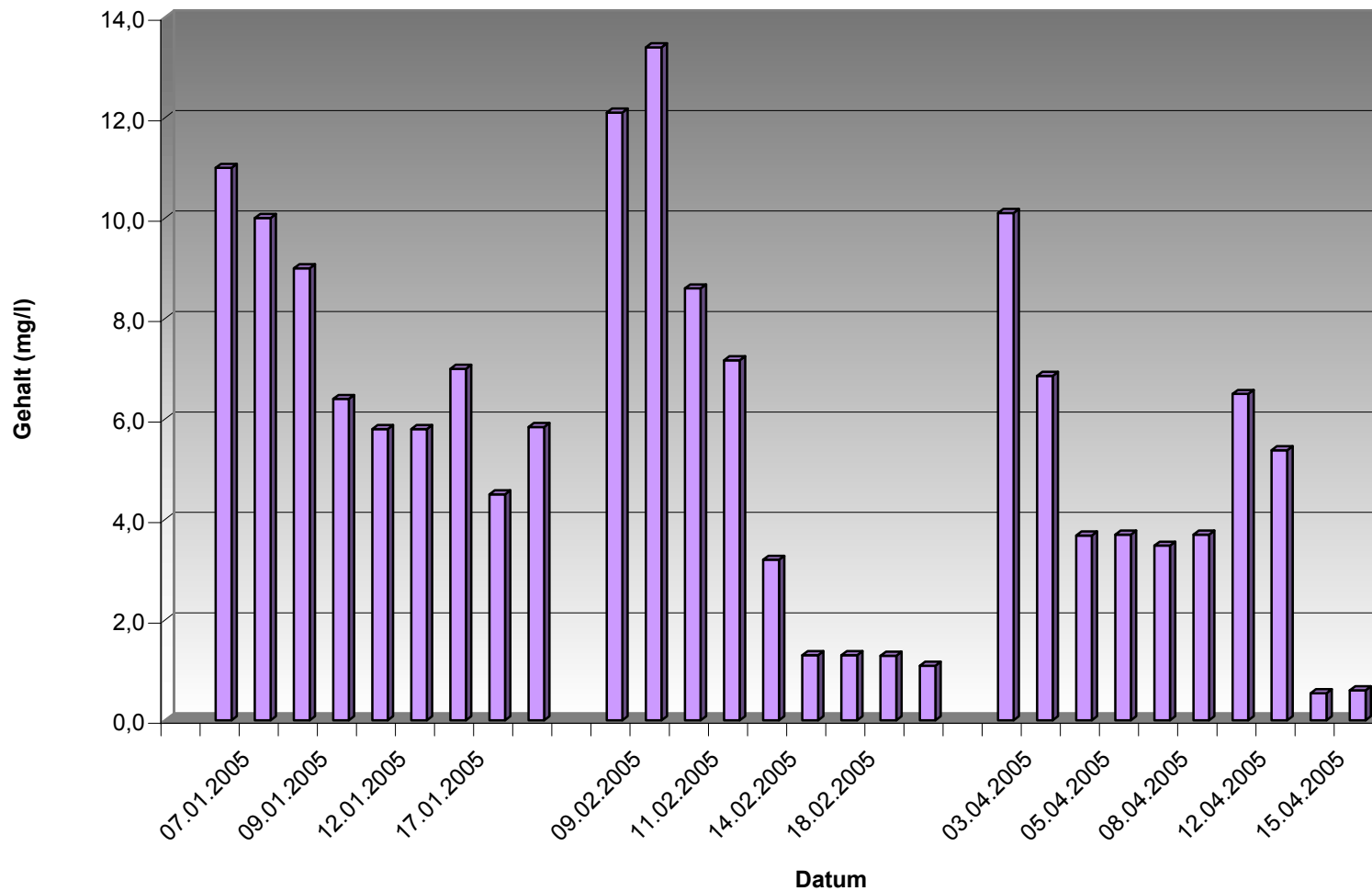
### HP2/1 - Gesamtstickstoff-, Nitrit- und Ammoniumentwicklung



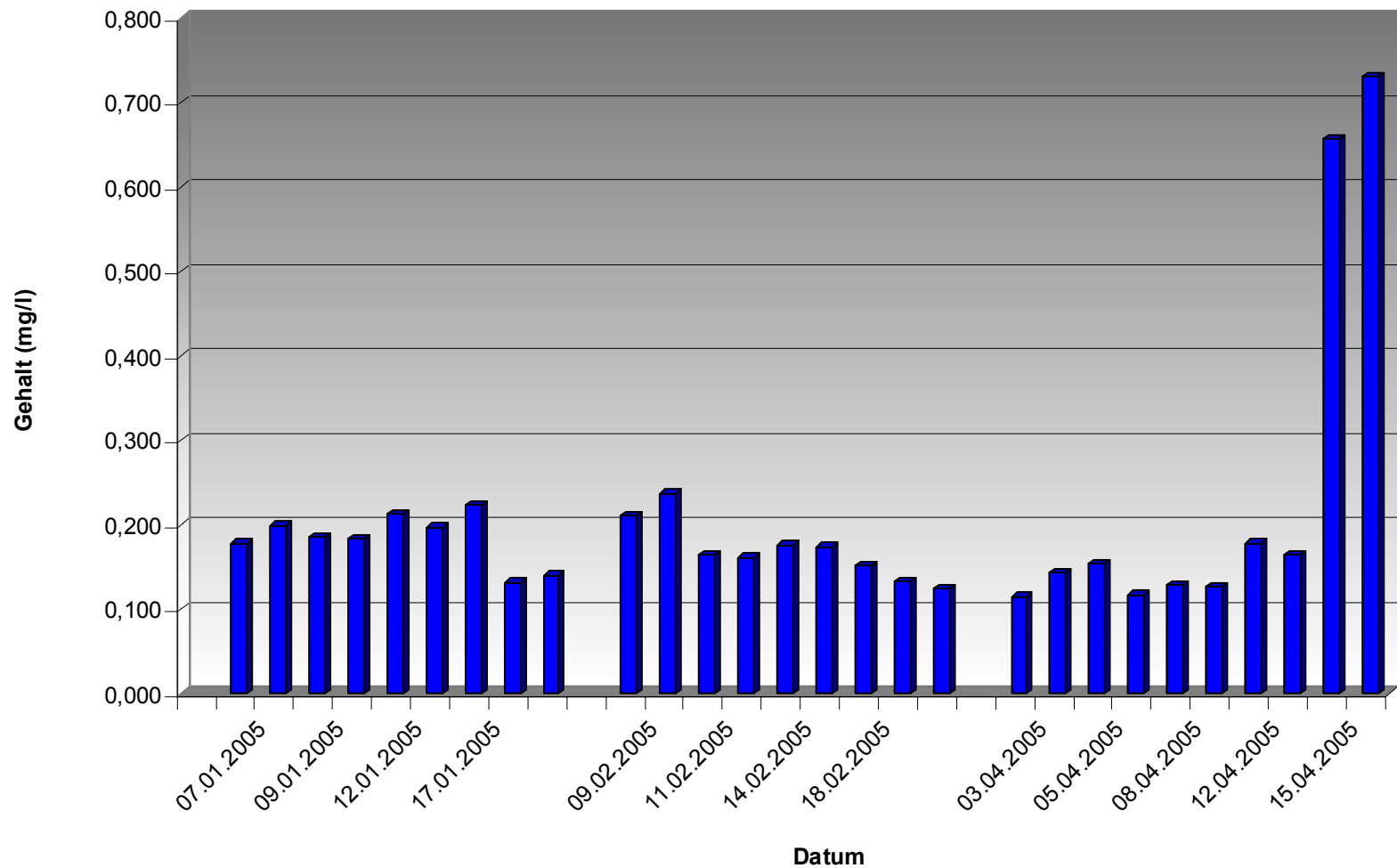
### HP2/1 - DOC- und TOC-Entwicklung



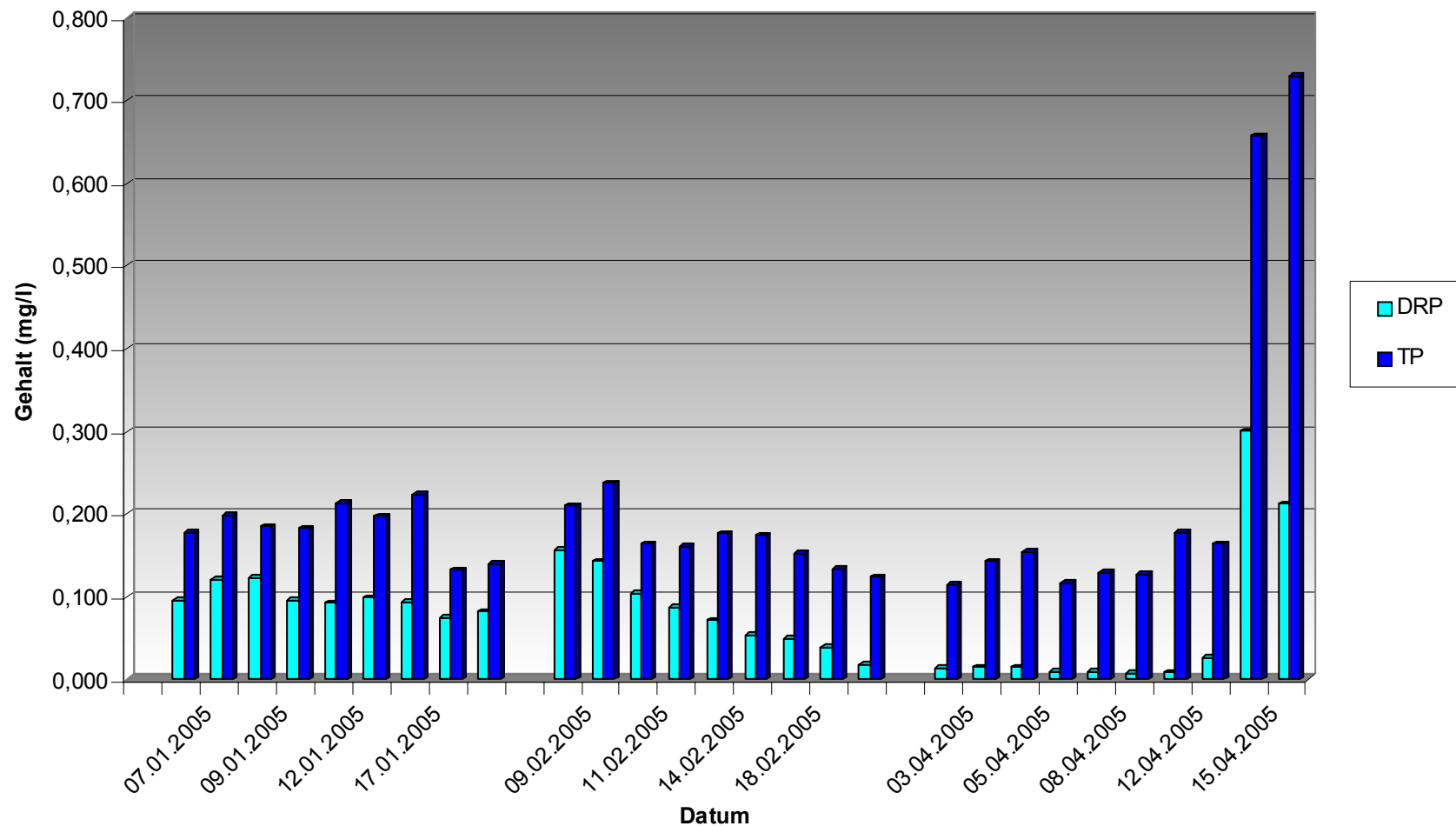
### HP3/1 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



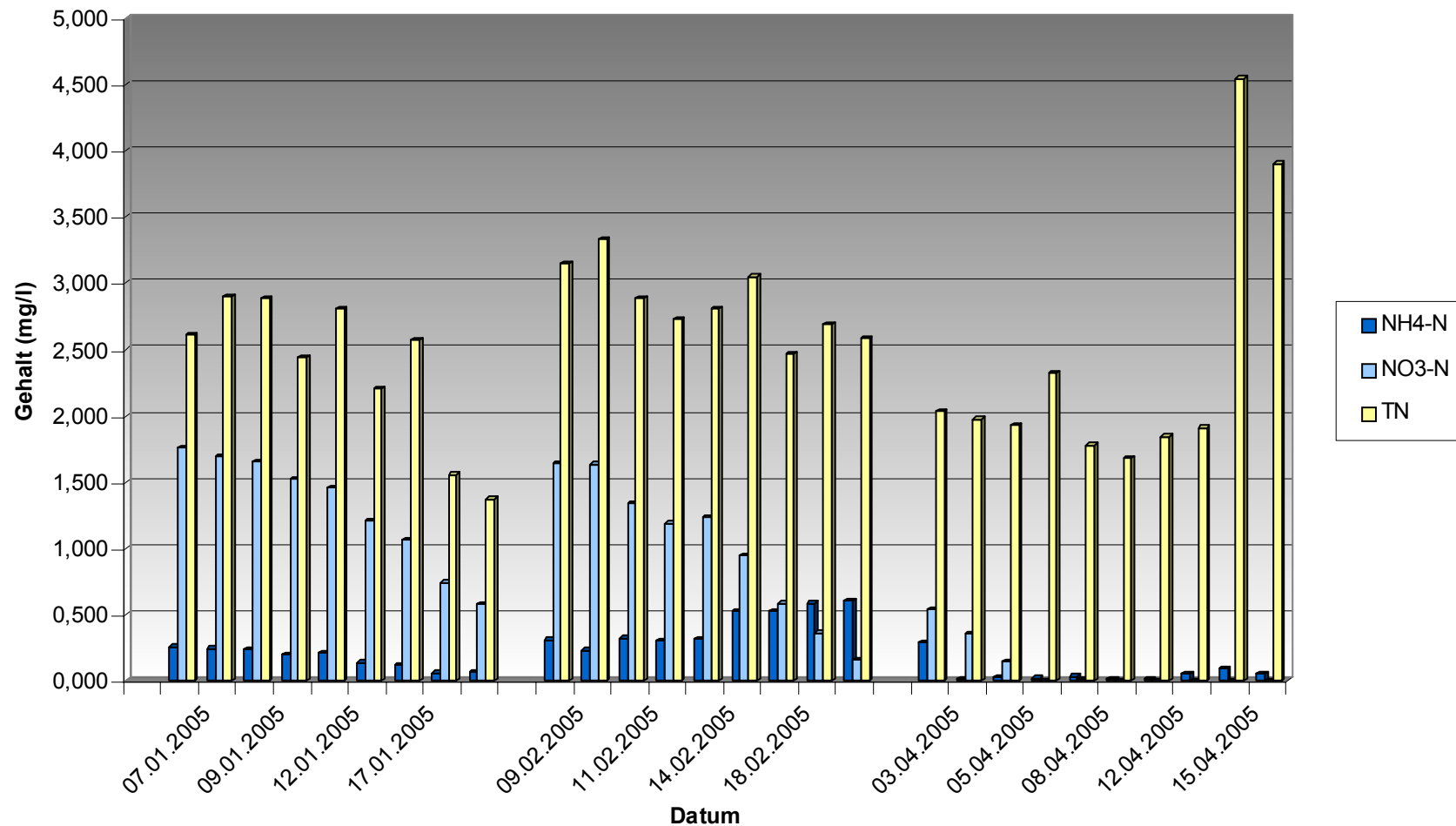
### HP3/1 - Gesamtphosphorentwicklung



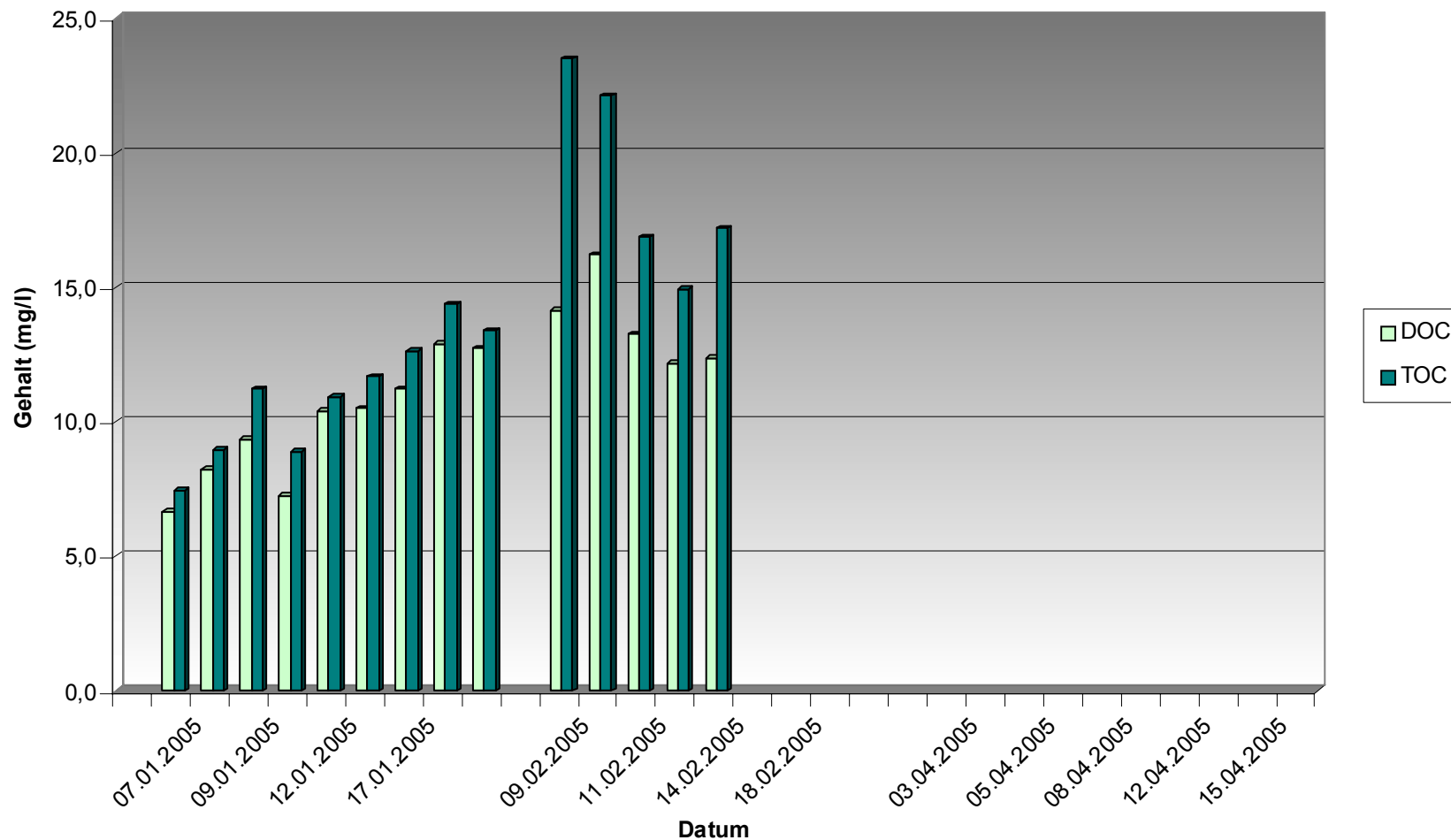
### HP3/1 - Gesamtphosphor und Orthophosphatentwicklung



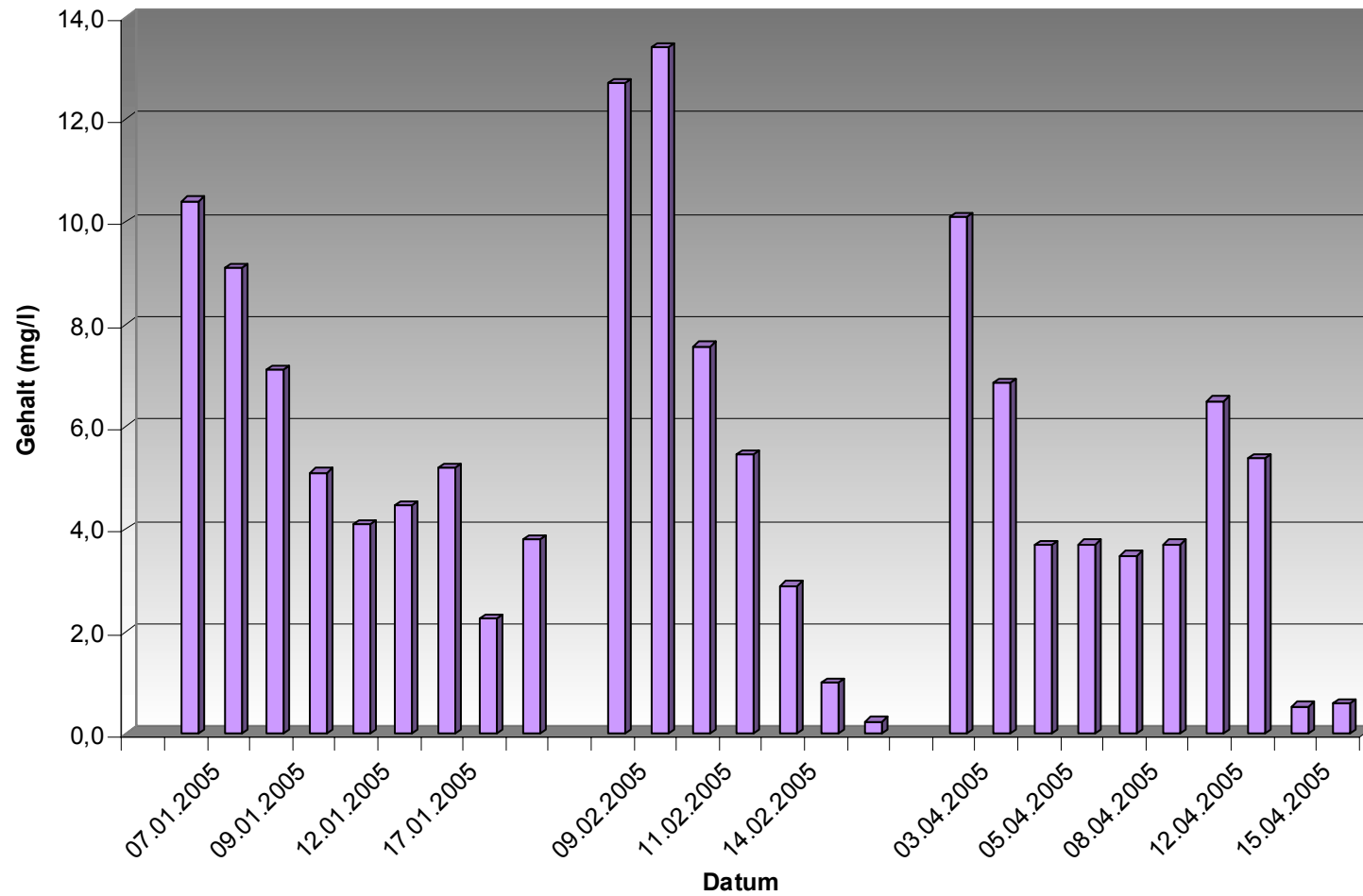
### HP3/1 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung



### HP3/1 - TOC- und DOC-Entwicklung

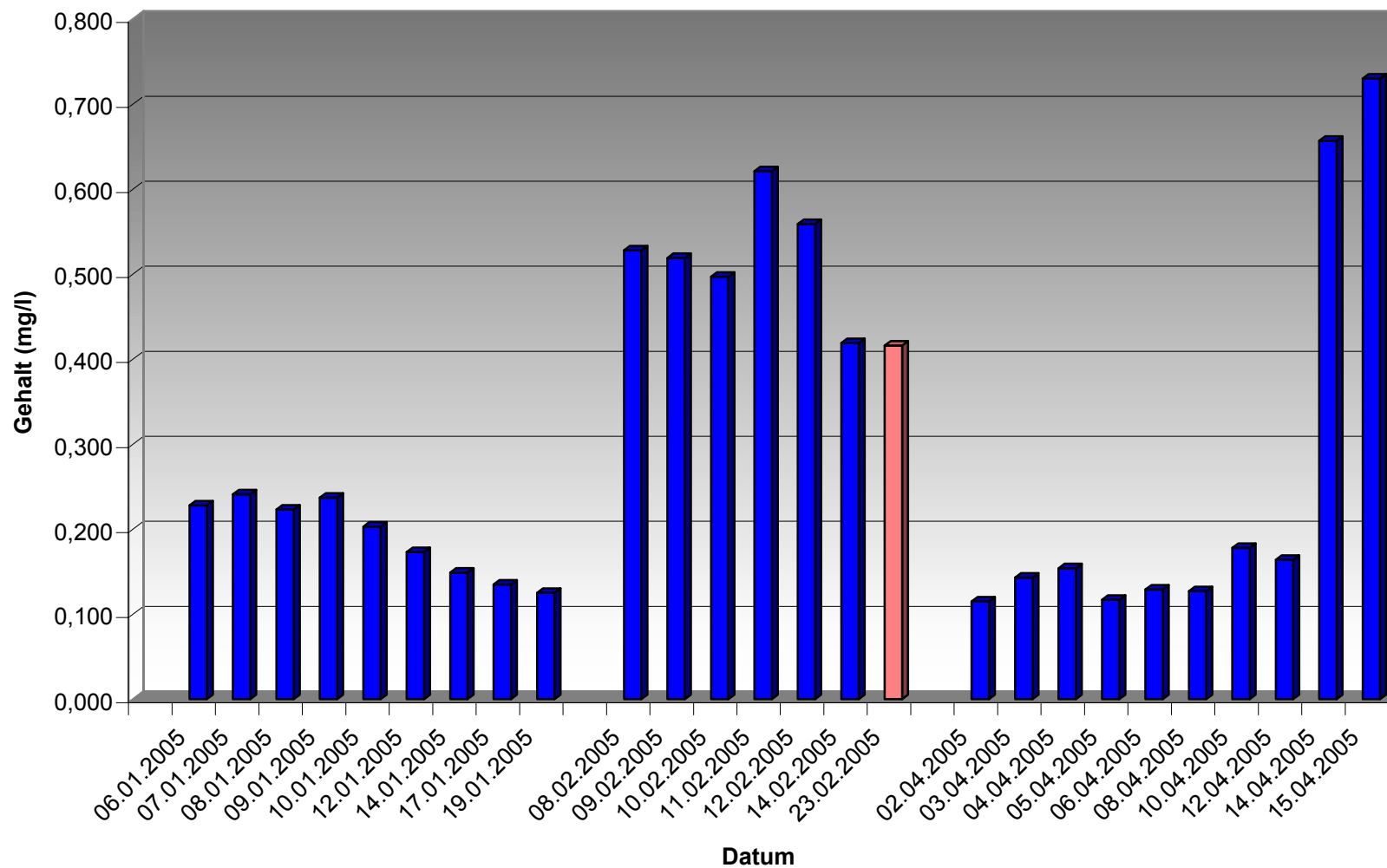


### HP3/2 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung

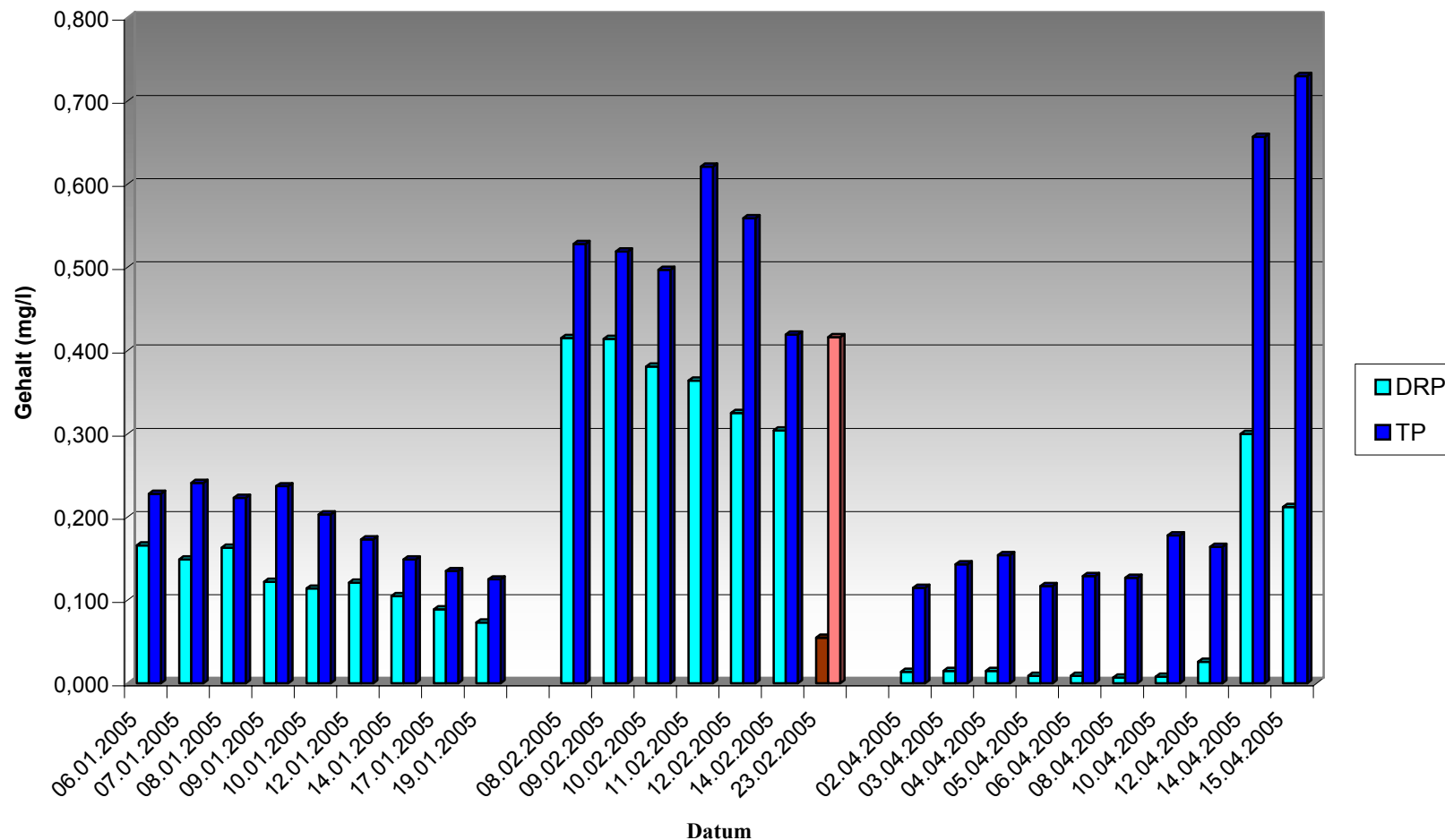




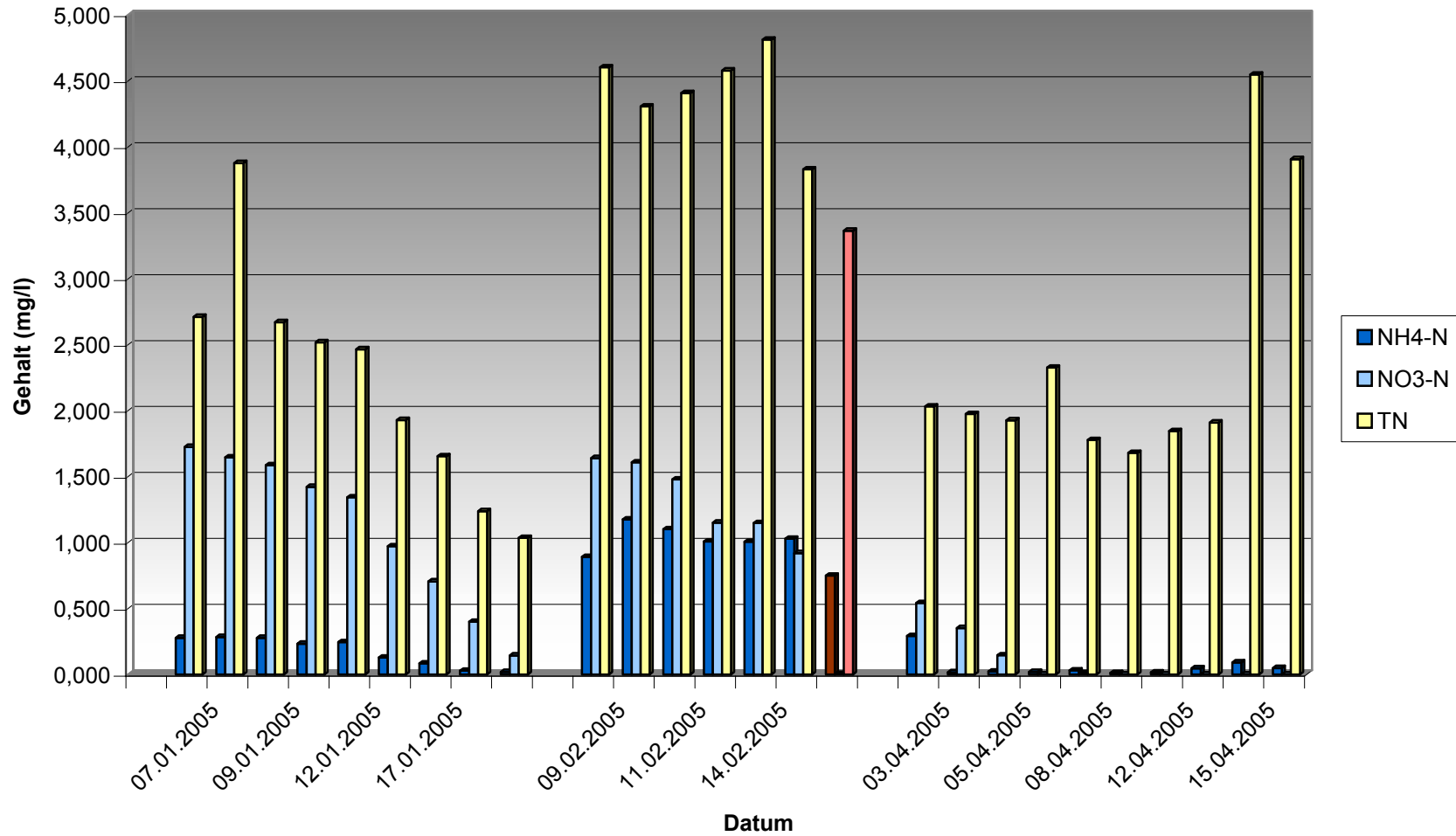
### HP3/2 - Gesamtphosphorentwicklung (rot = unter Eisdecke)



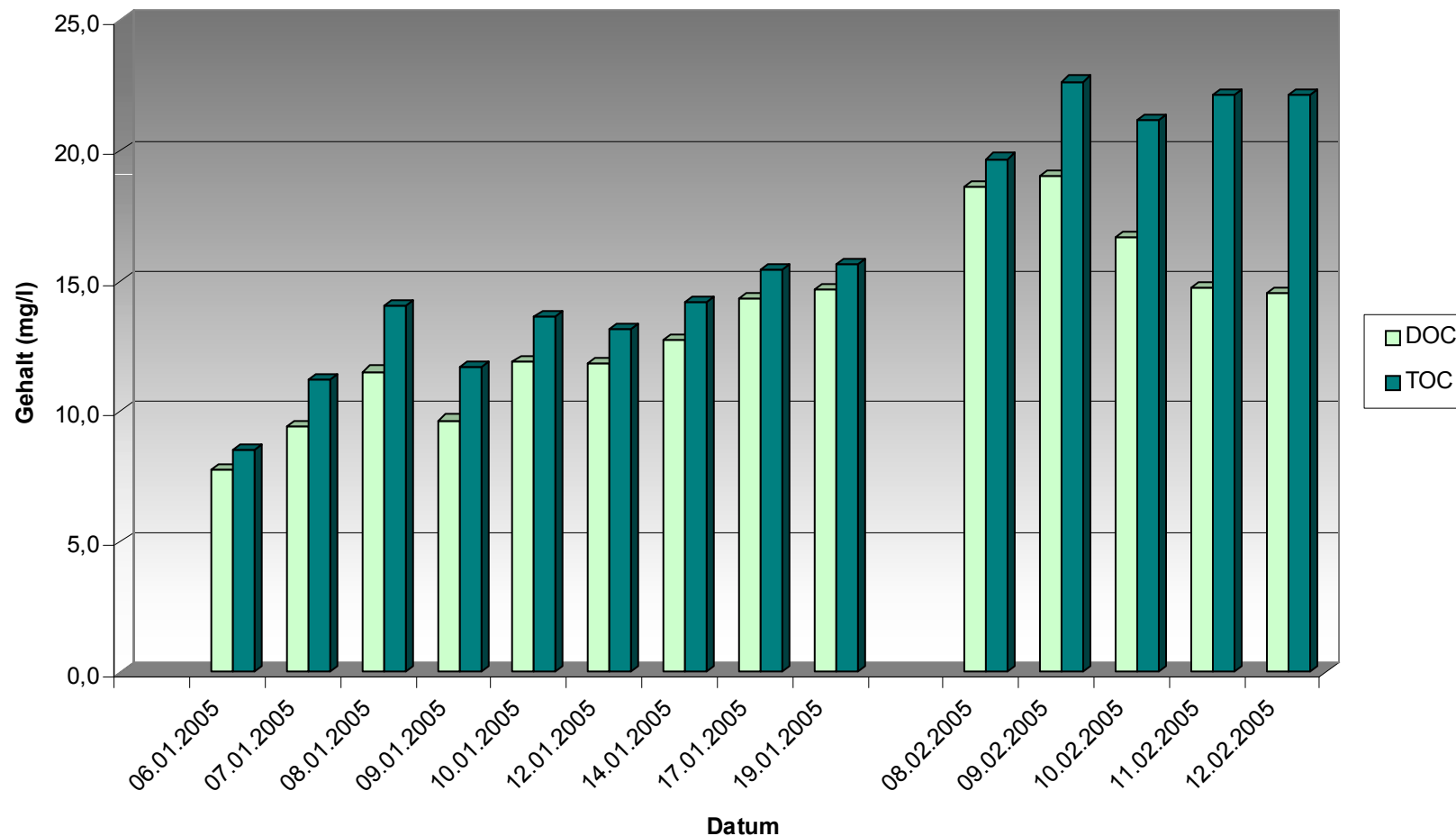
### HP3/2 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung (rot = unter Eisdecke)



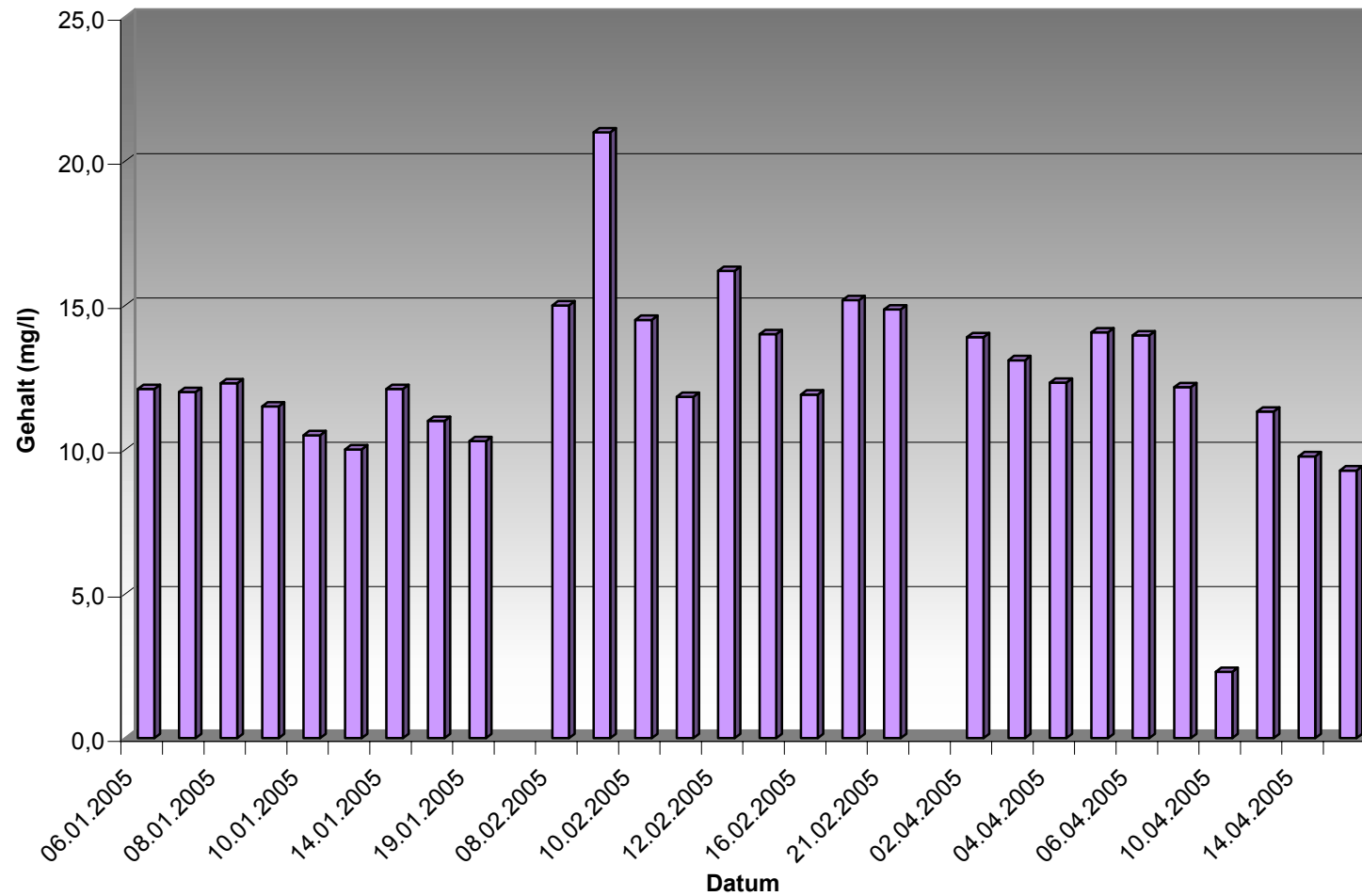
### HP3/2 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung (rot = unter Eisdecke)



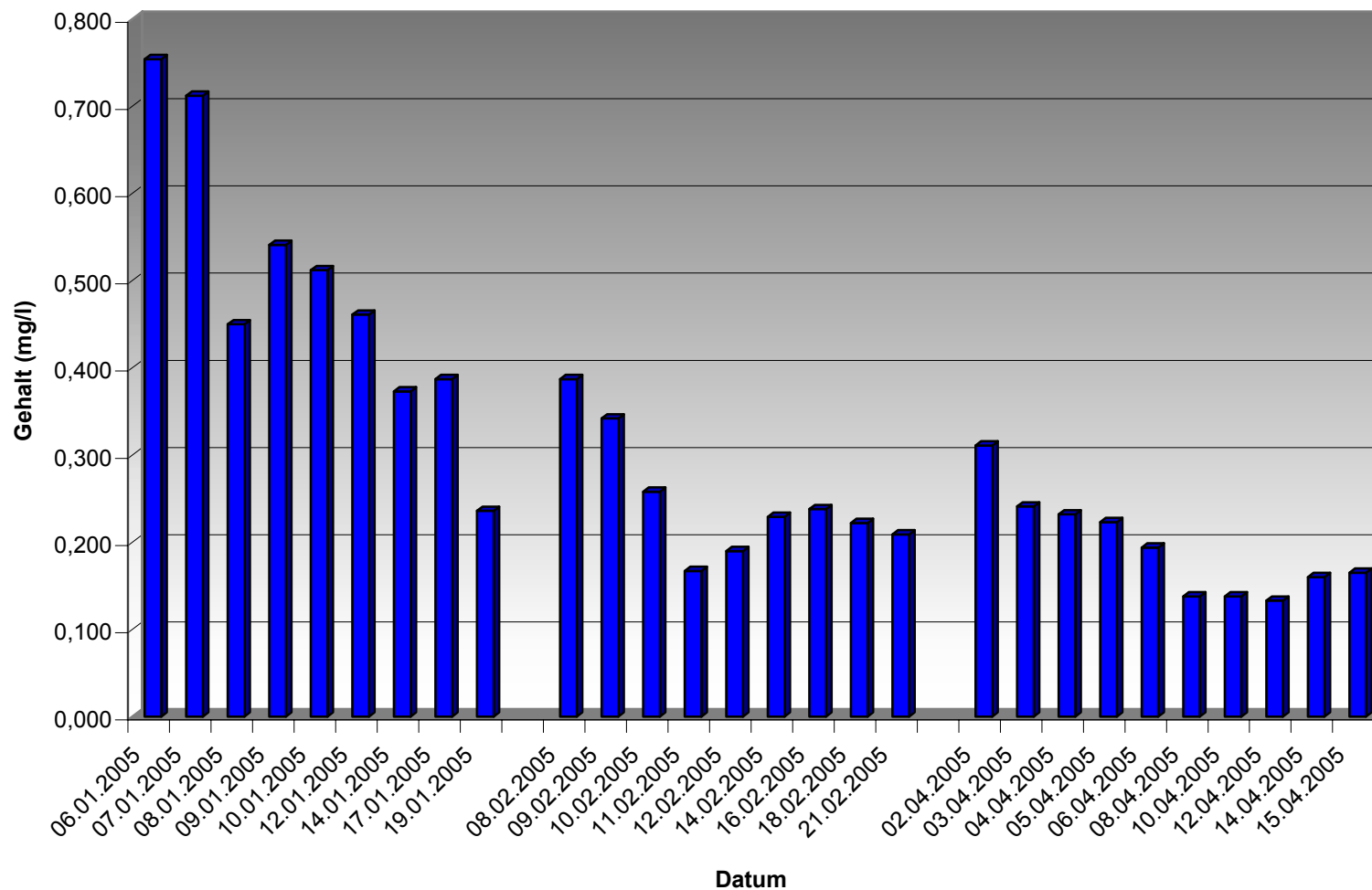
### HP3/2 - DOC- und TOC-Entwicklung



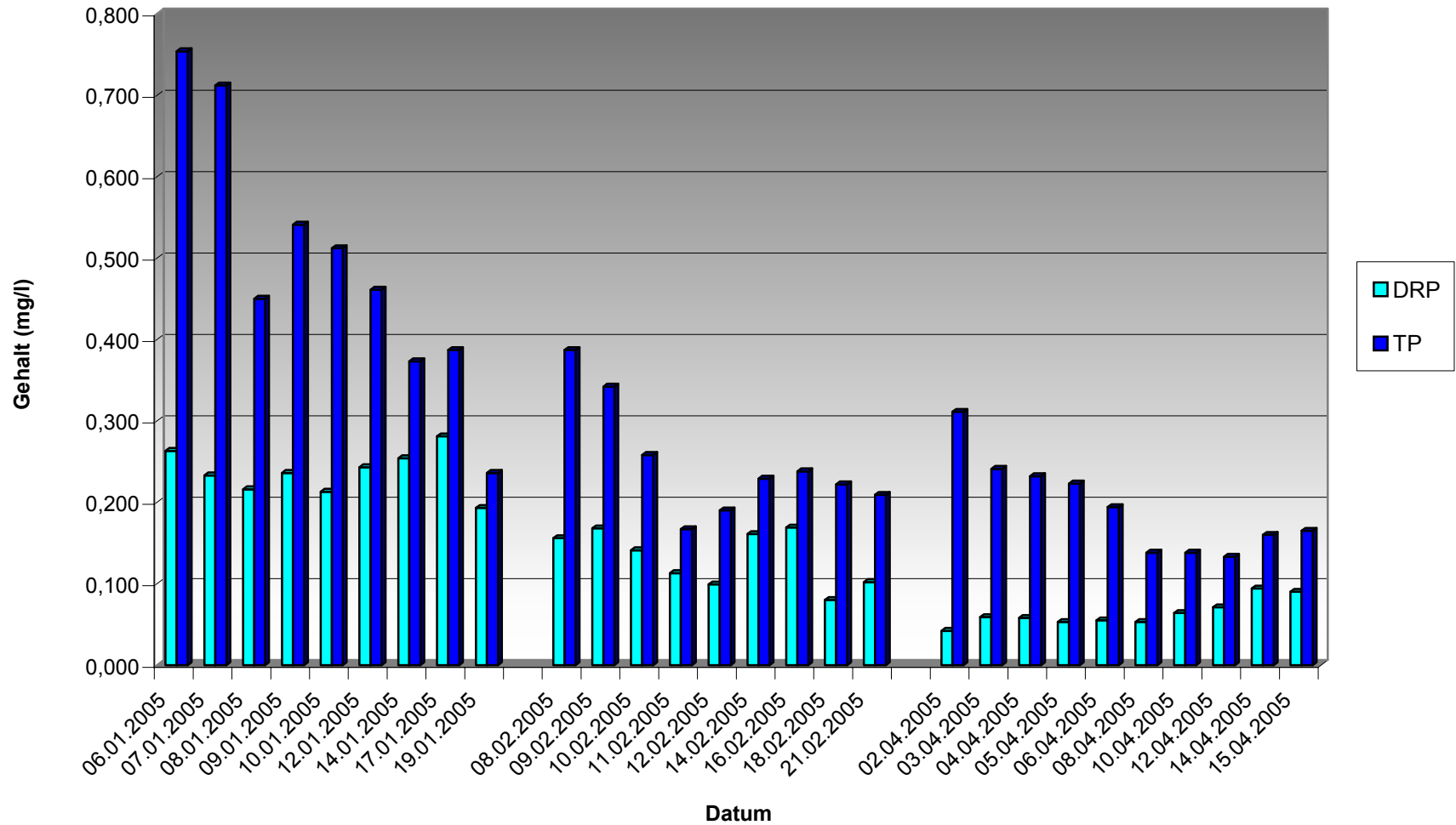
### HP6 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



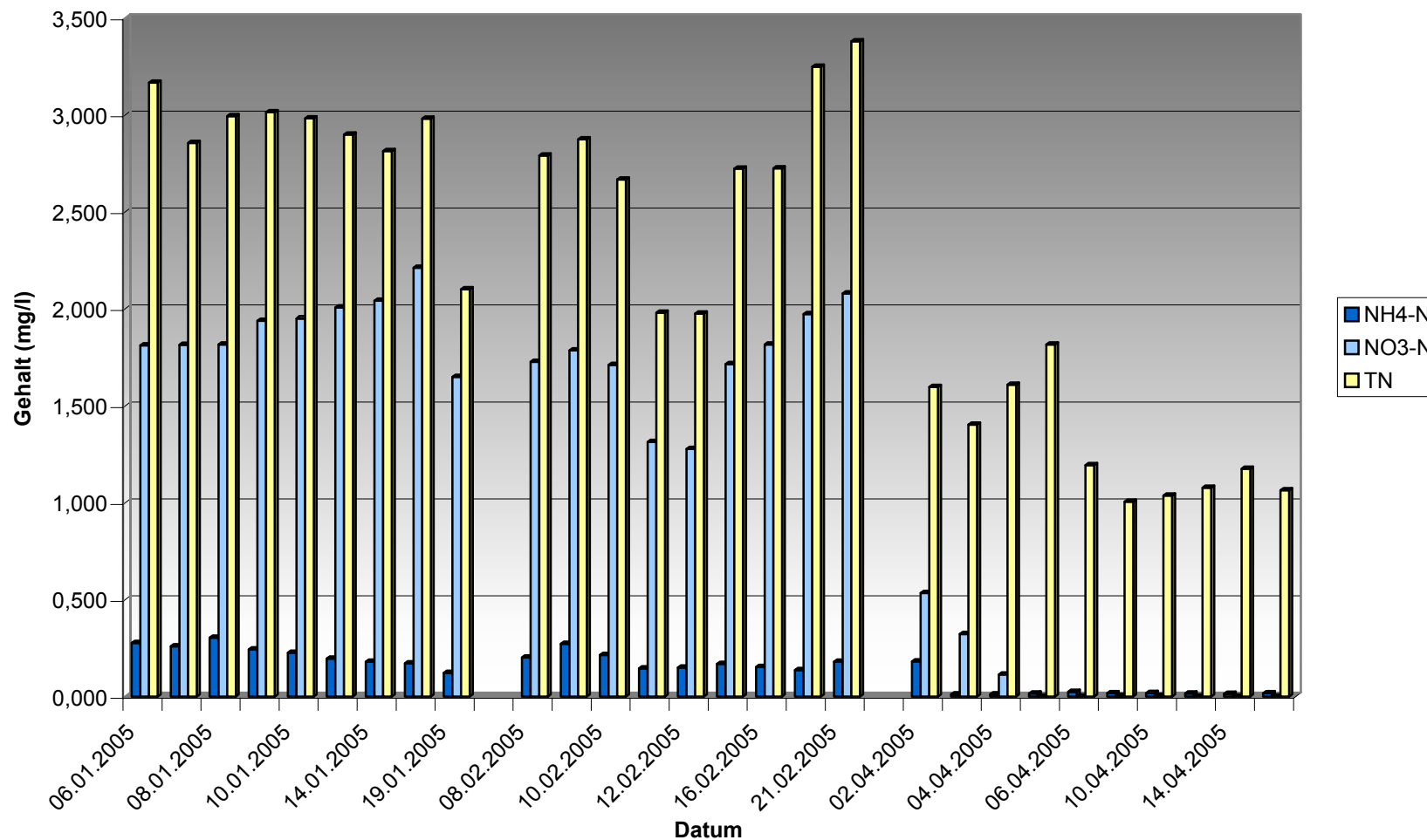
### HP6 - Gesamtphosphorentwicklung



### HP6 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung

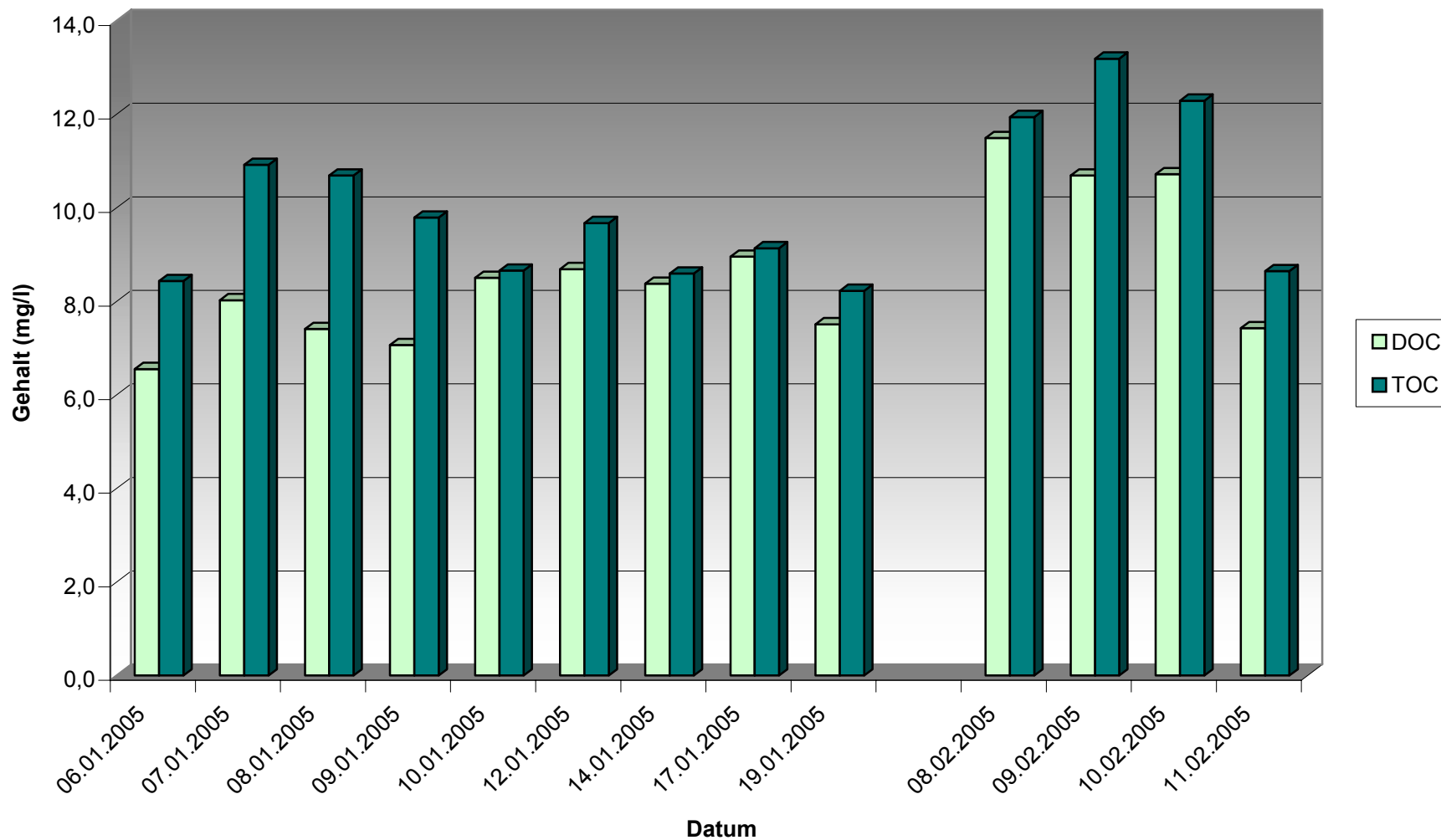


### HP6 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung

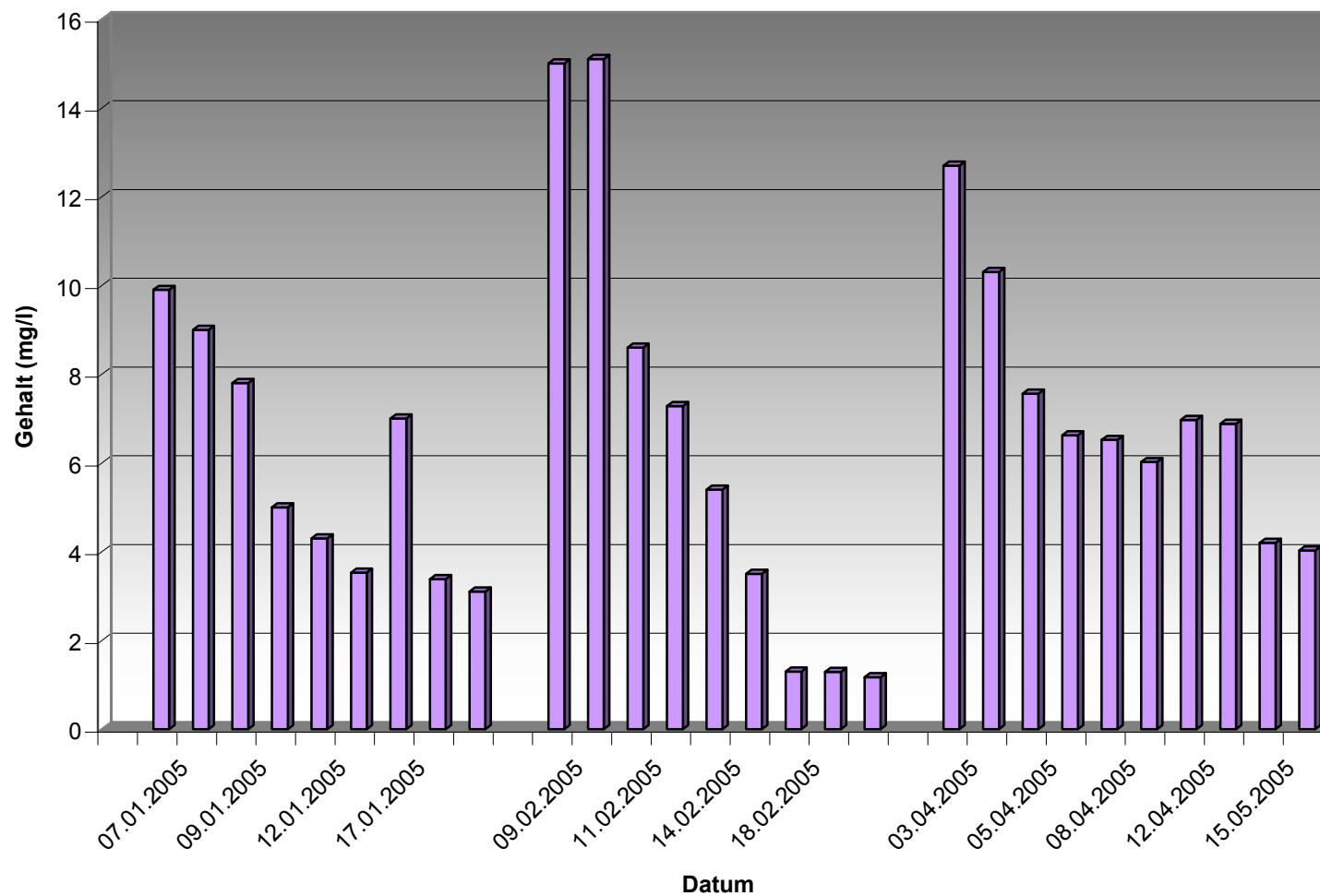




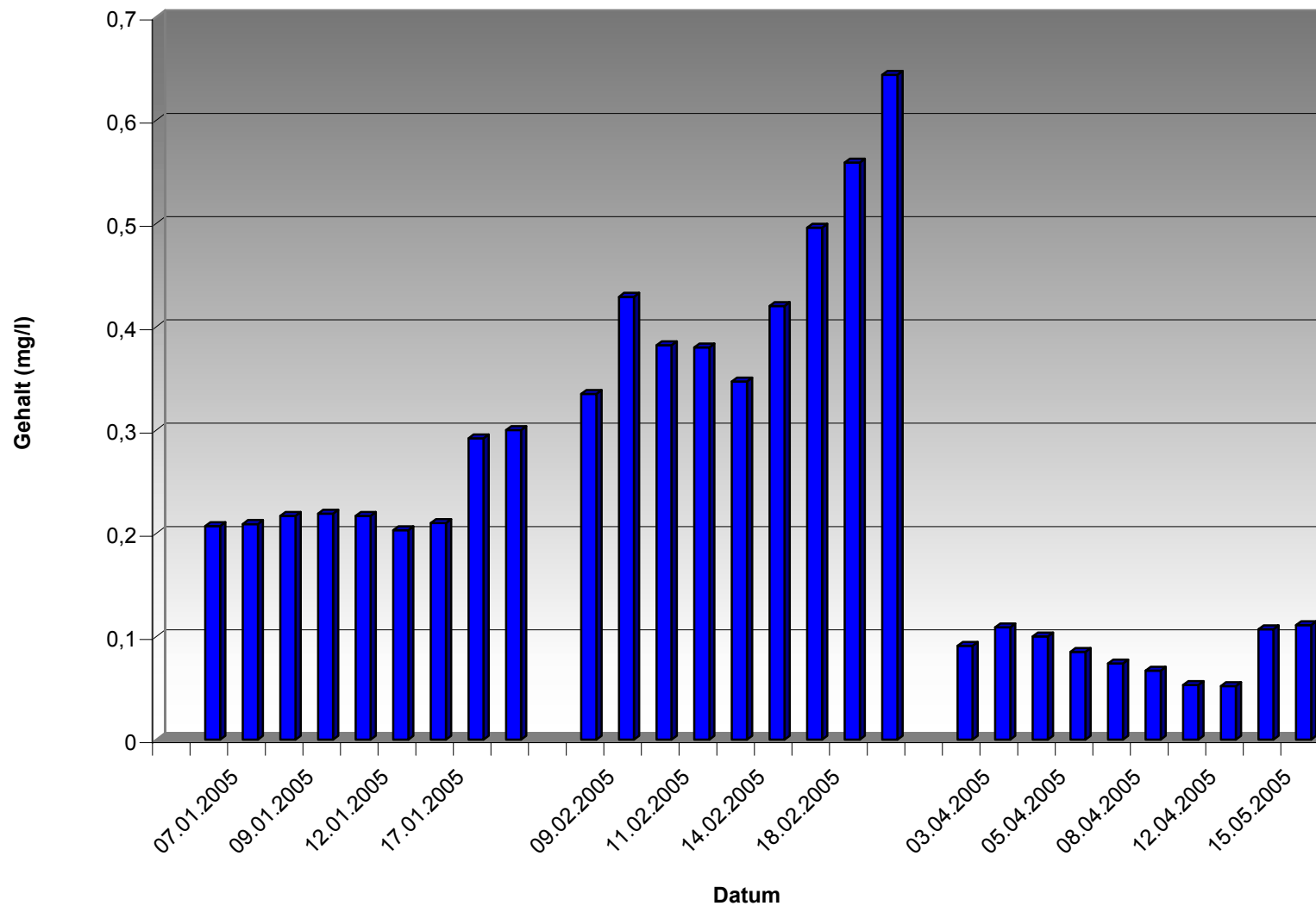
### HP6 - DOC- und TOC-Entwicklung



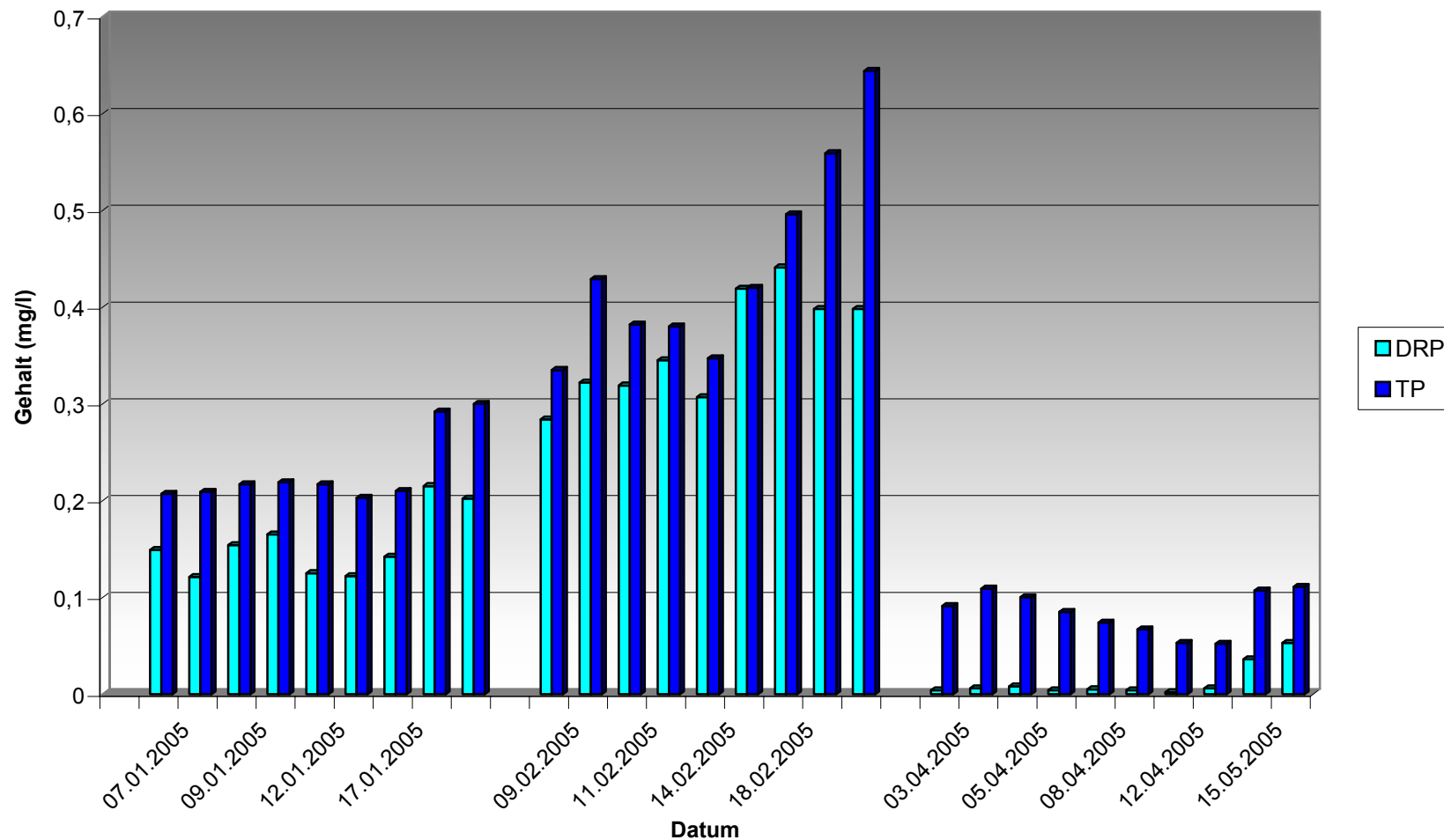
### HP7 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



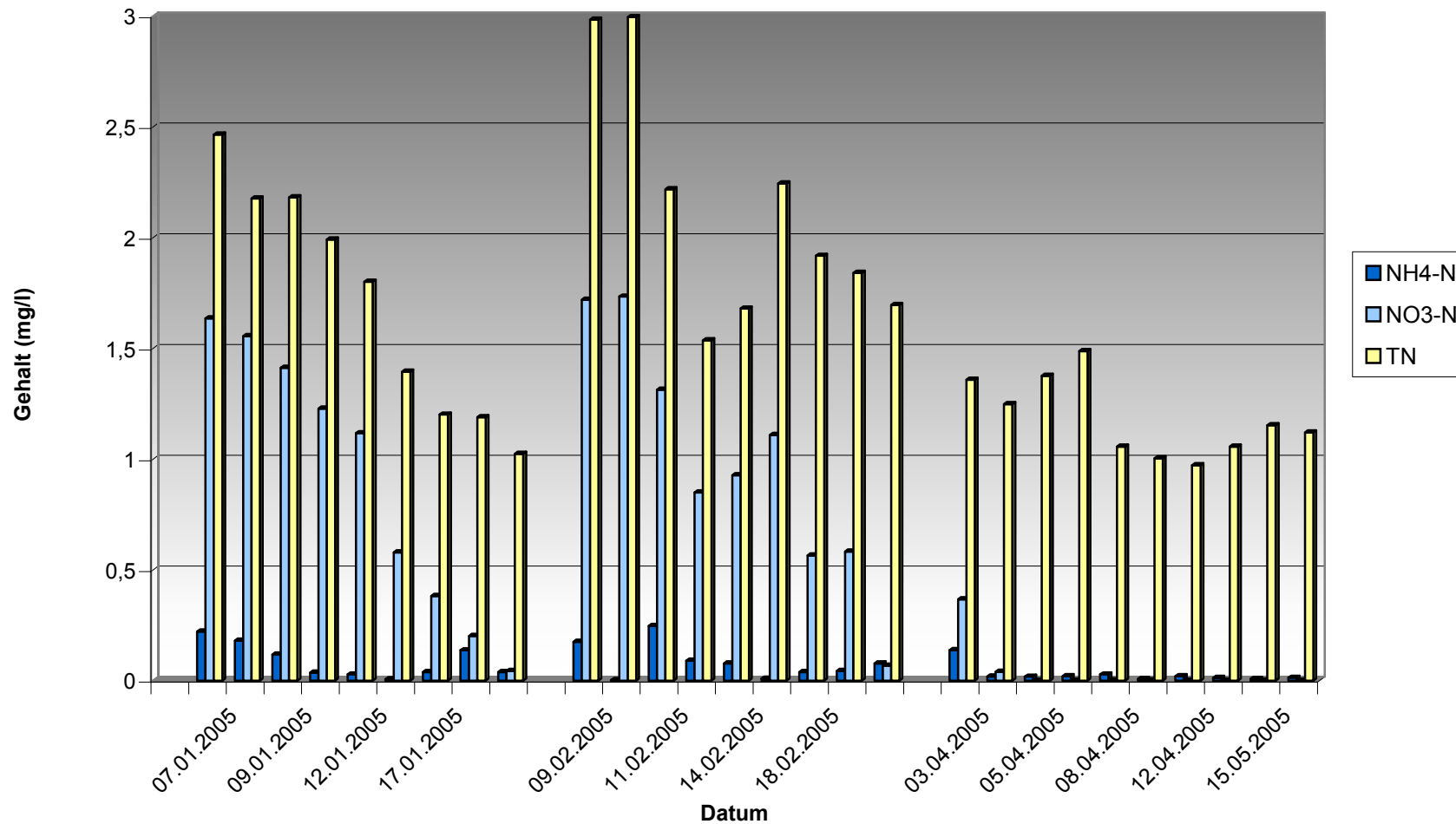
### HP7 - Gesamtphosphorentwicklung



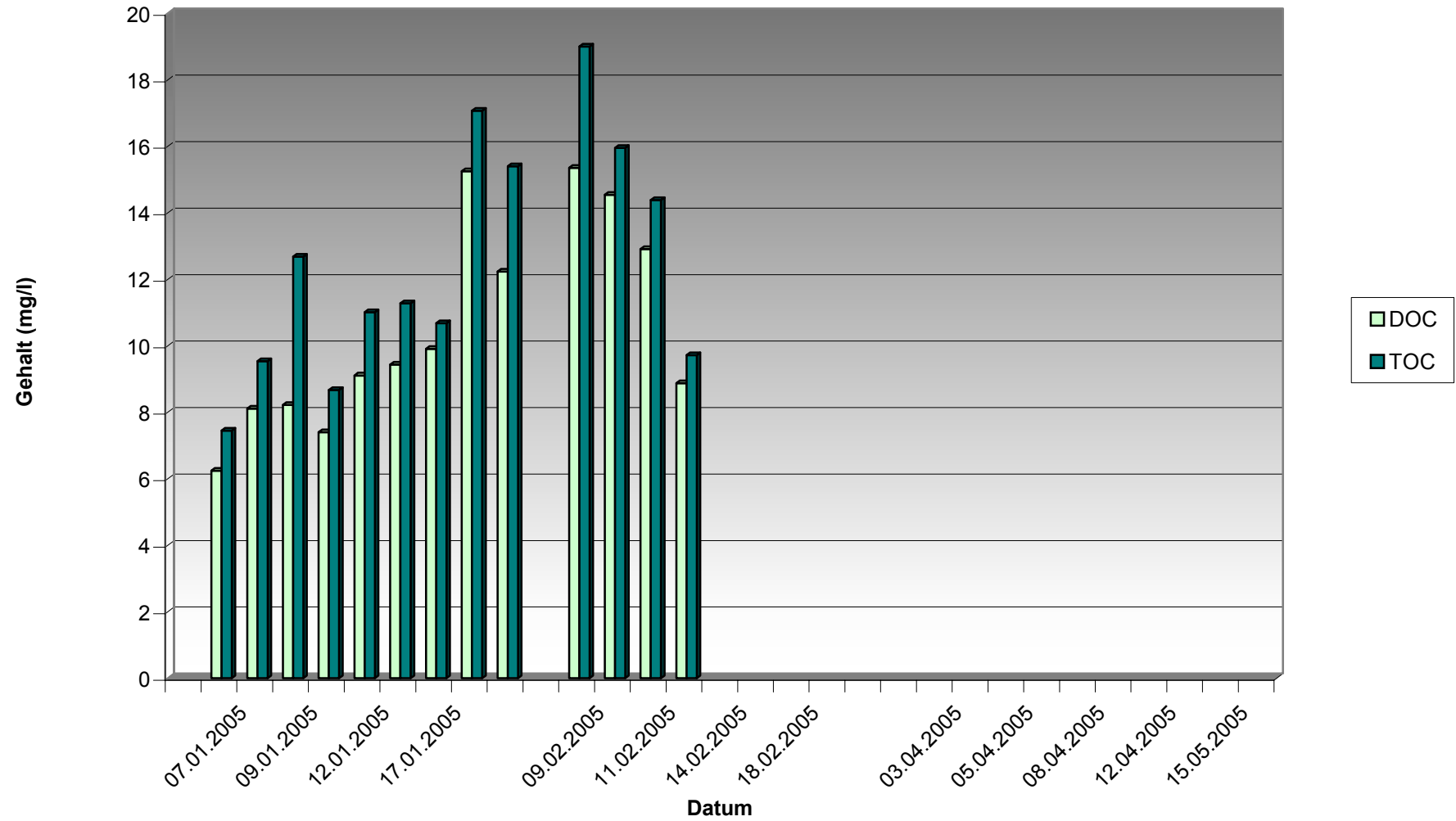
### HP7 - Gesamtphosphor und Orthophosphatentwicklung



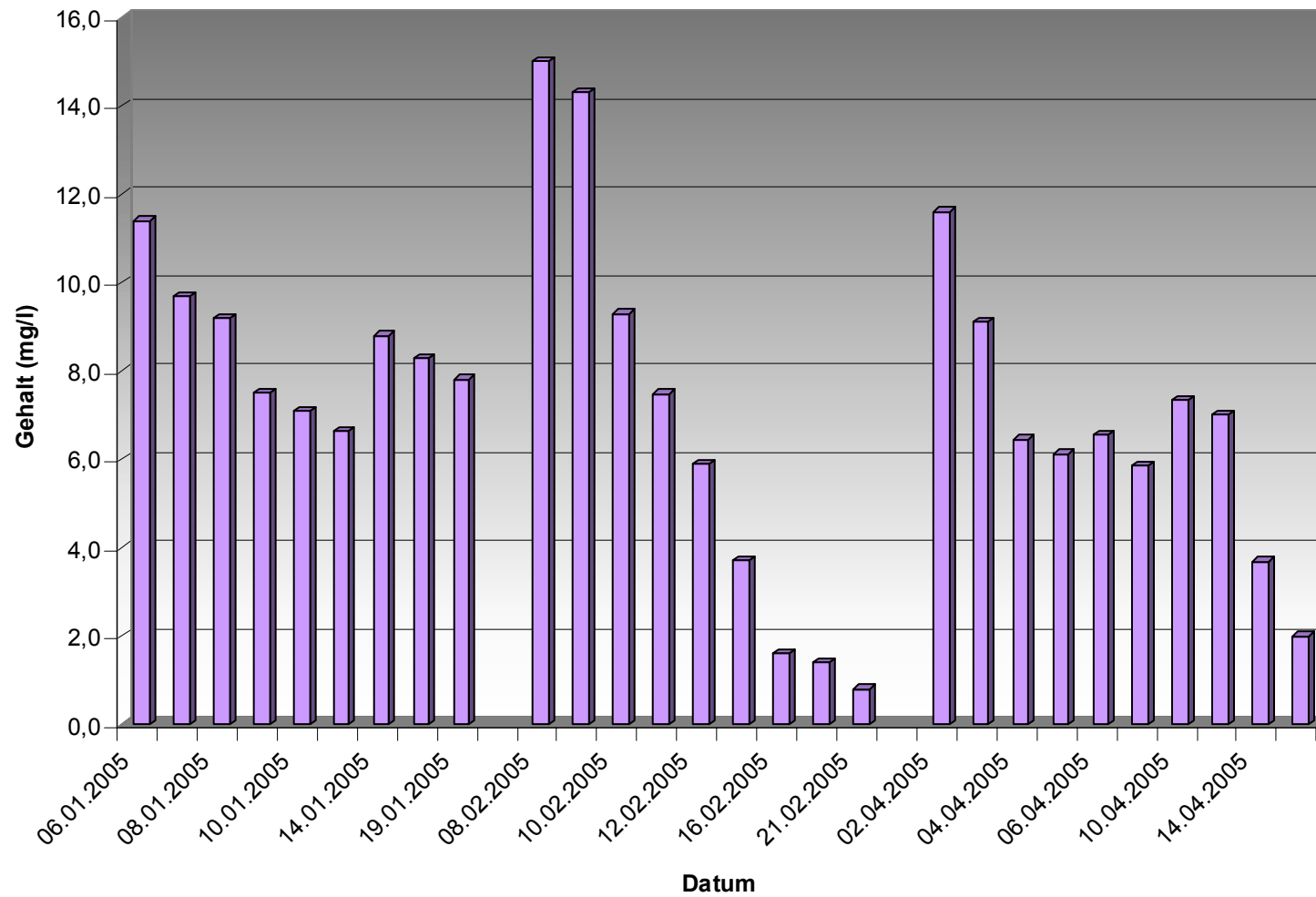
### HP7 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung



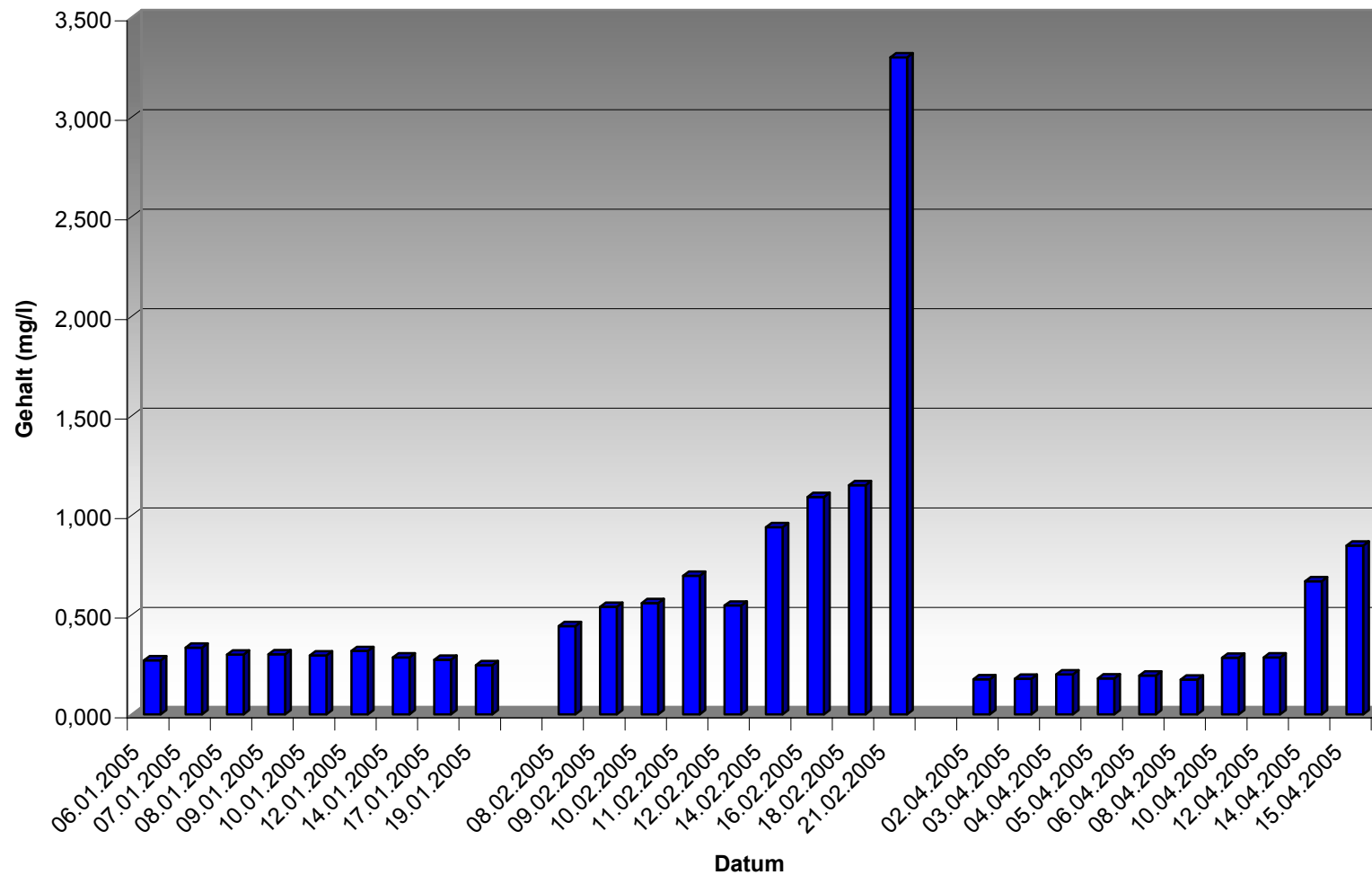
### HP7 - DOC- und TOC-Entwicklung



### HP8 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung

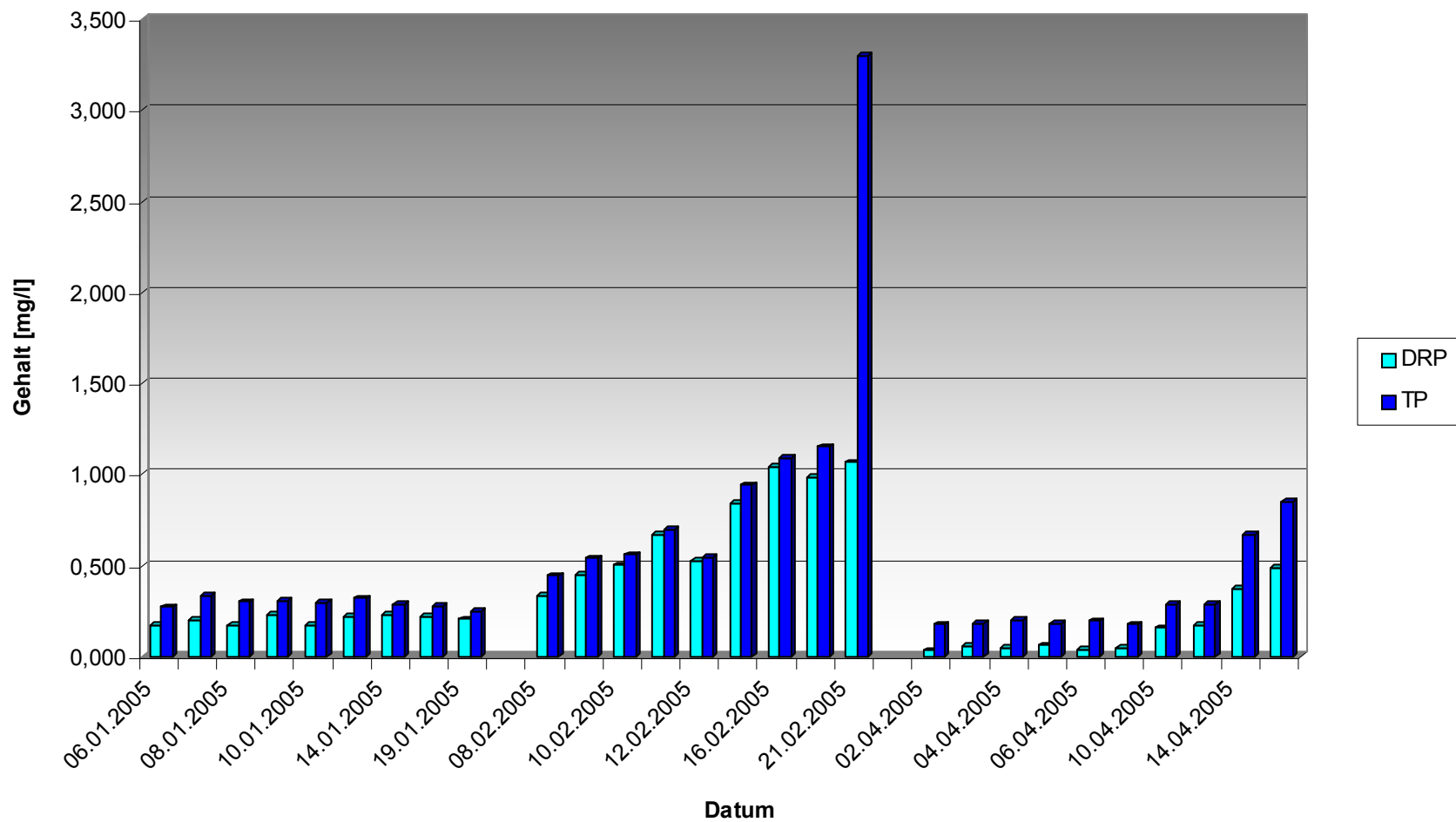


### HP8 - Gesamtphosphorentwicklung

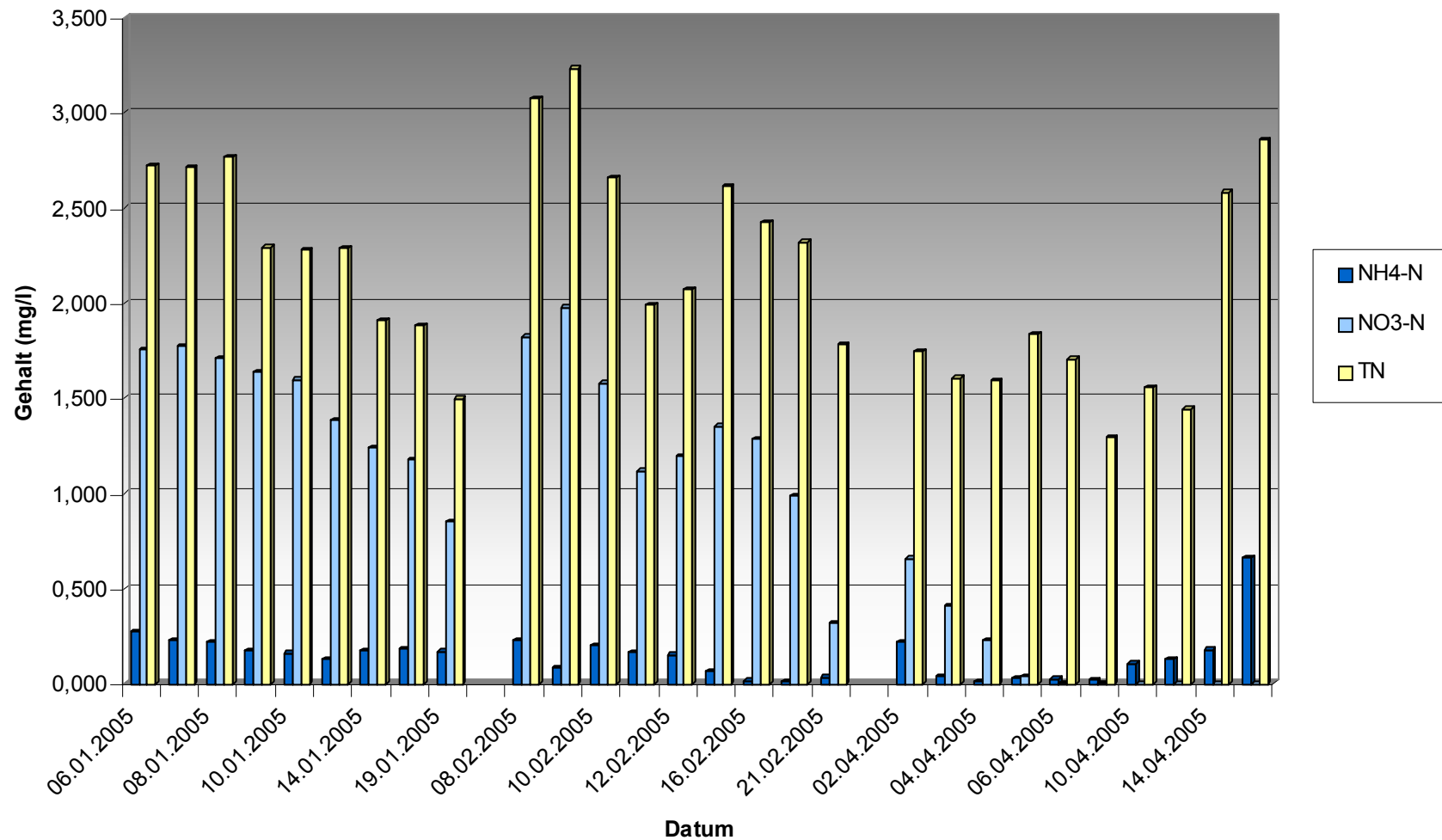




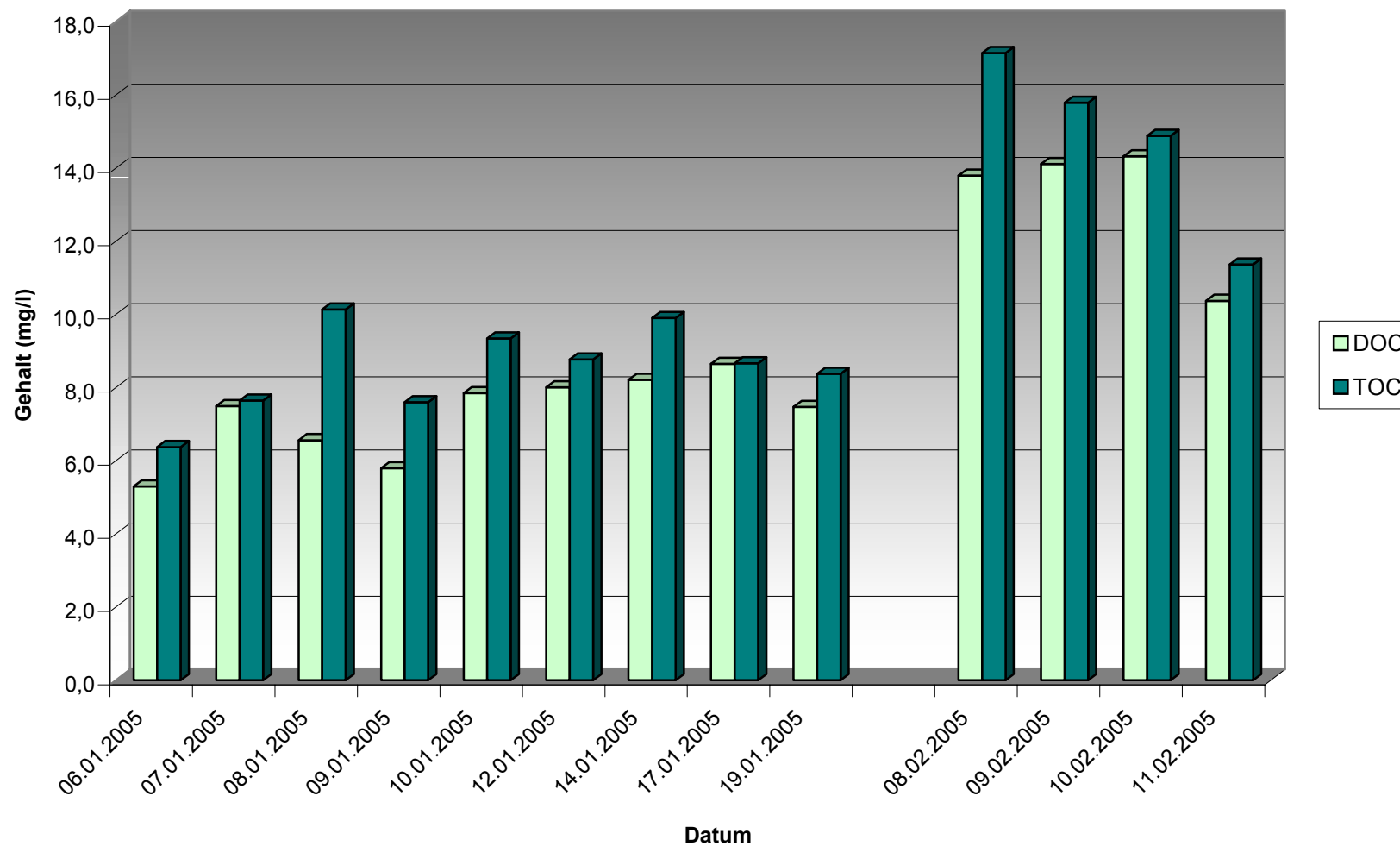
### HP8 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung



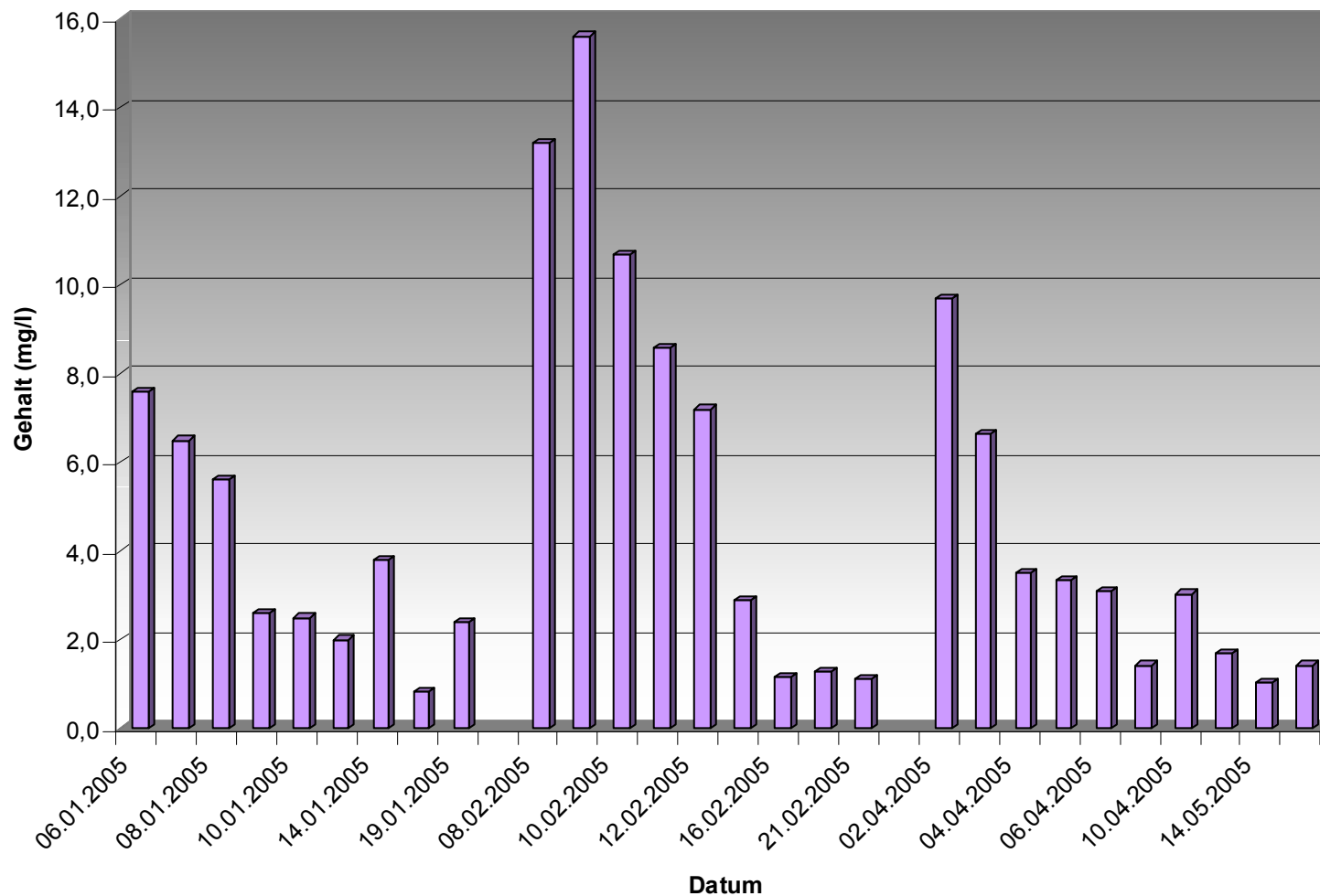
### HP8 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung



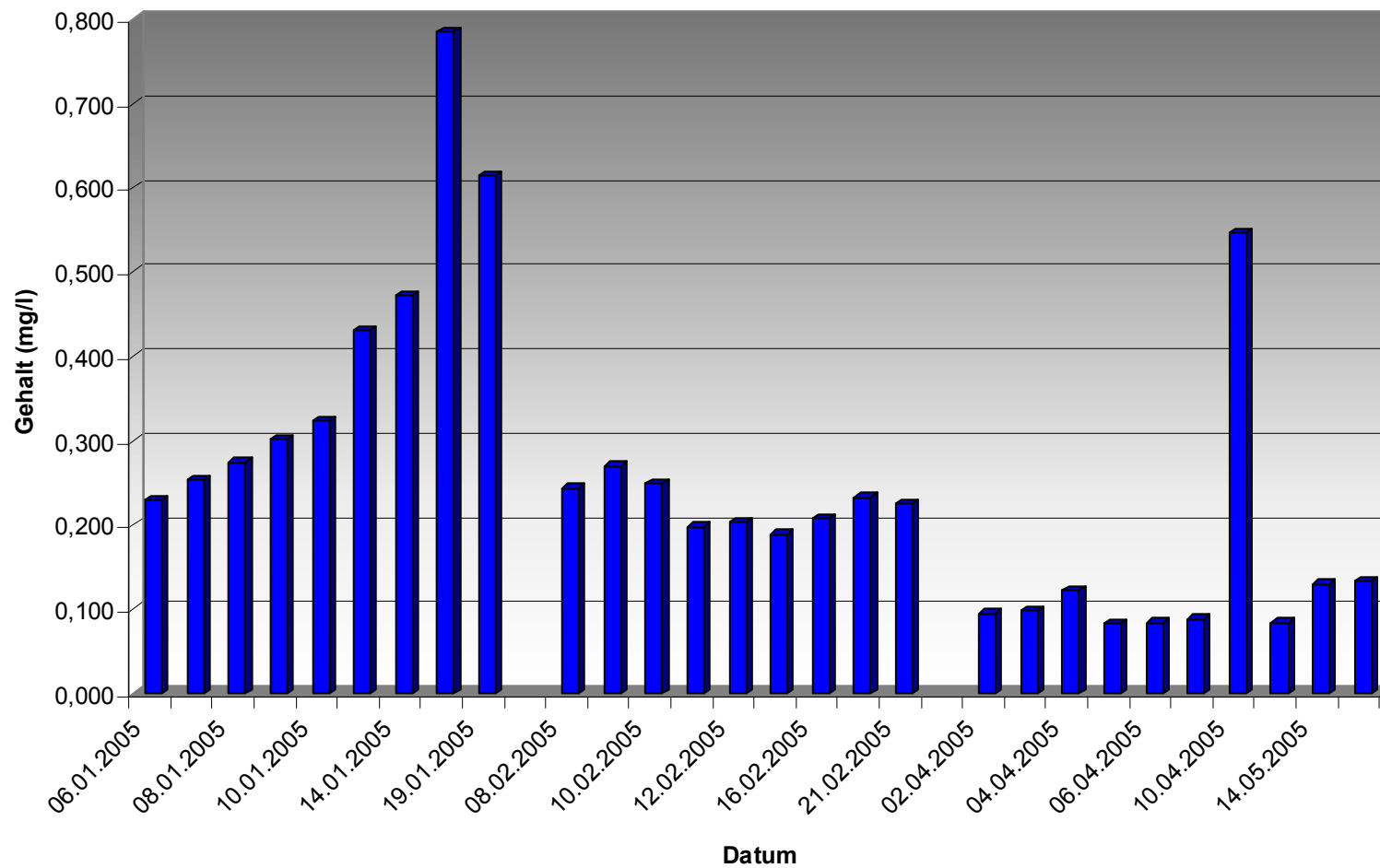
### HP8 - DOC- und TOC-Entwicklung



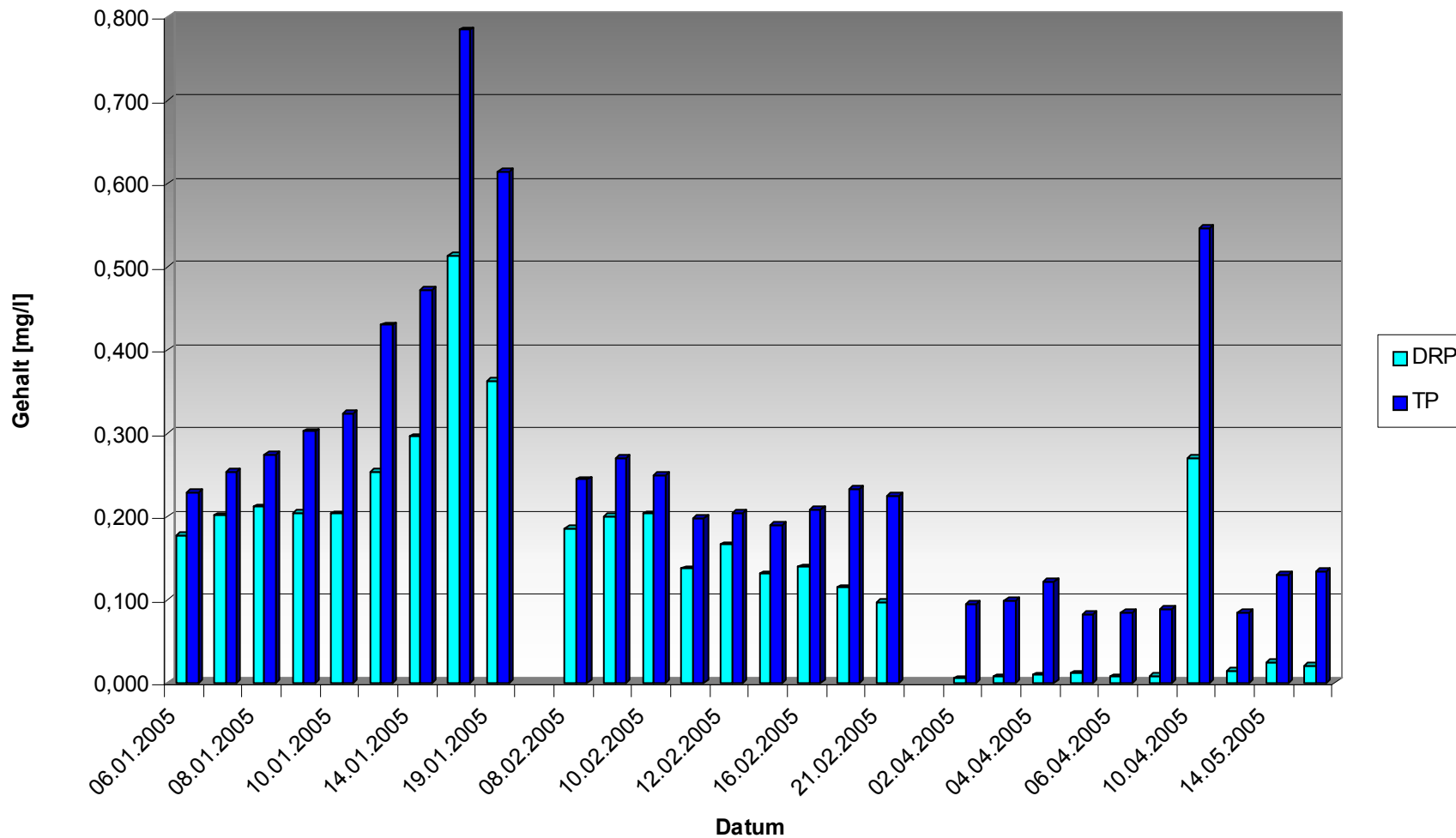
### HP9 - Sauerstoffkonzentrationsentwicklung



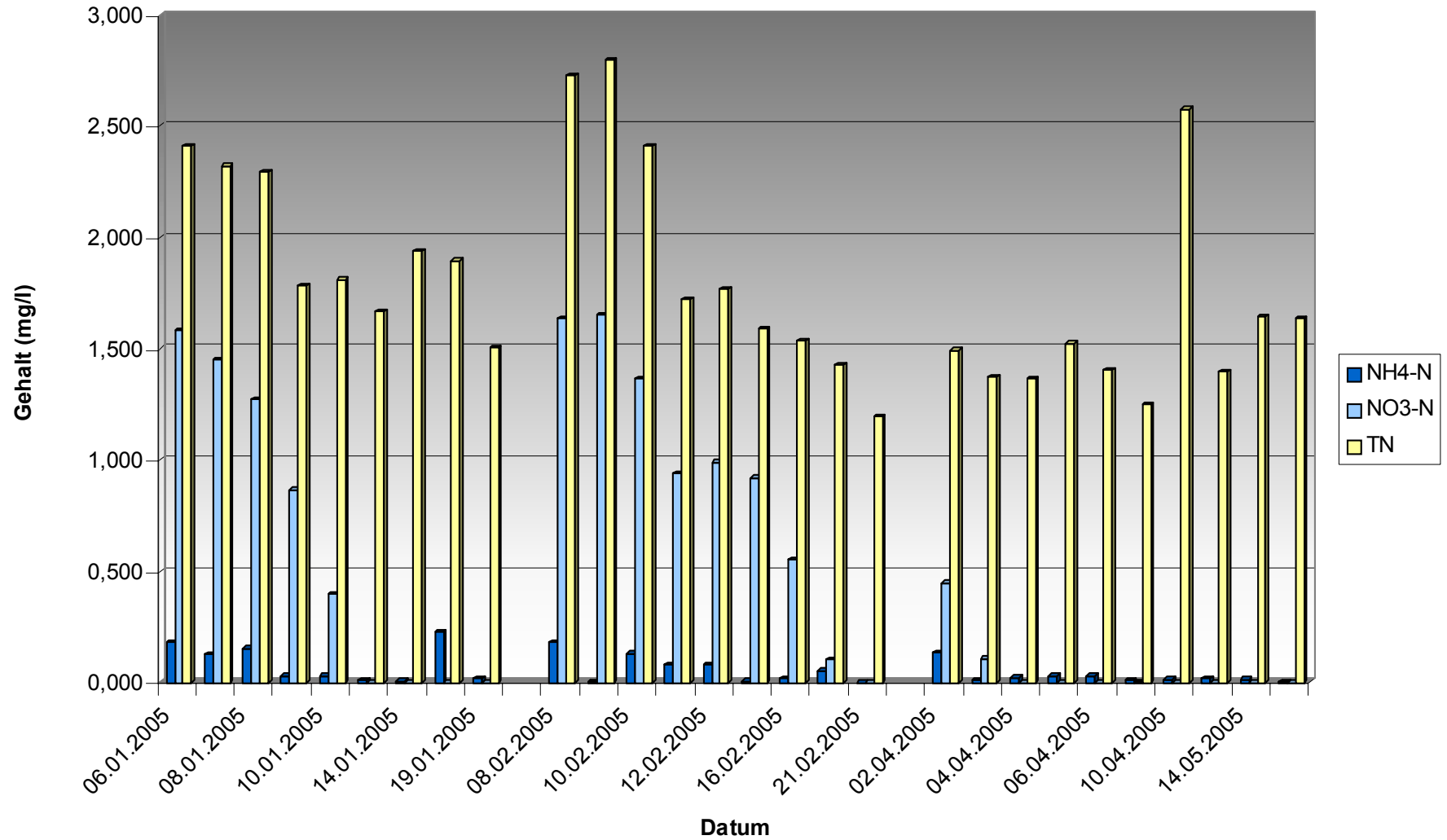
### HP9 - Gesamtphosphorentwicklung



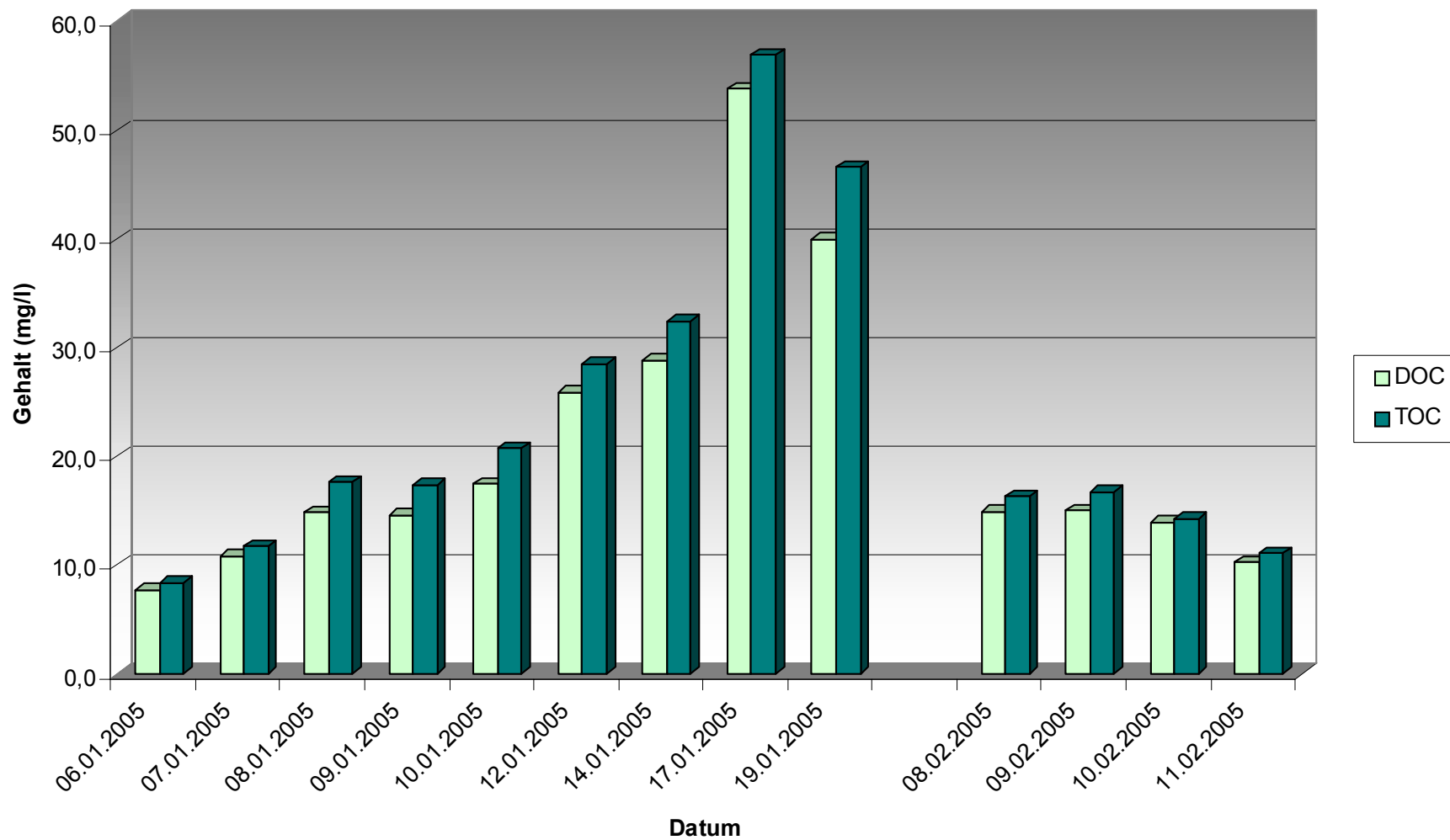
### HP9 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung



### HP9 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung

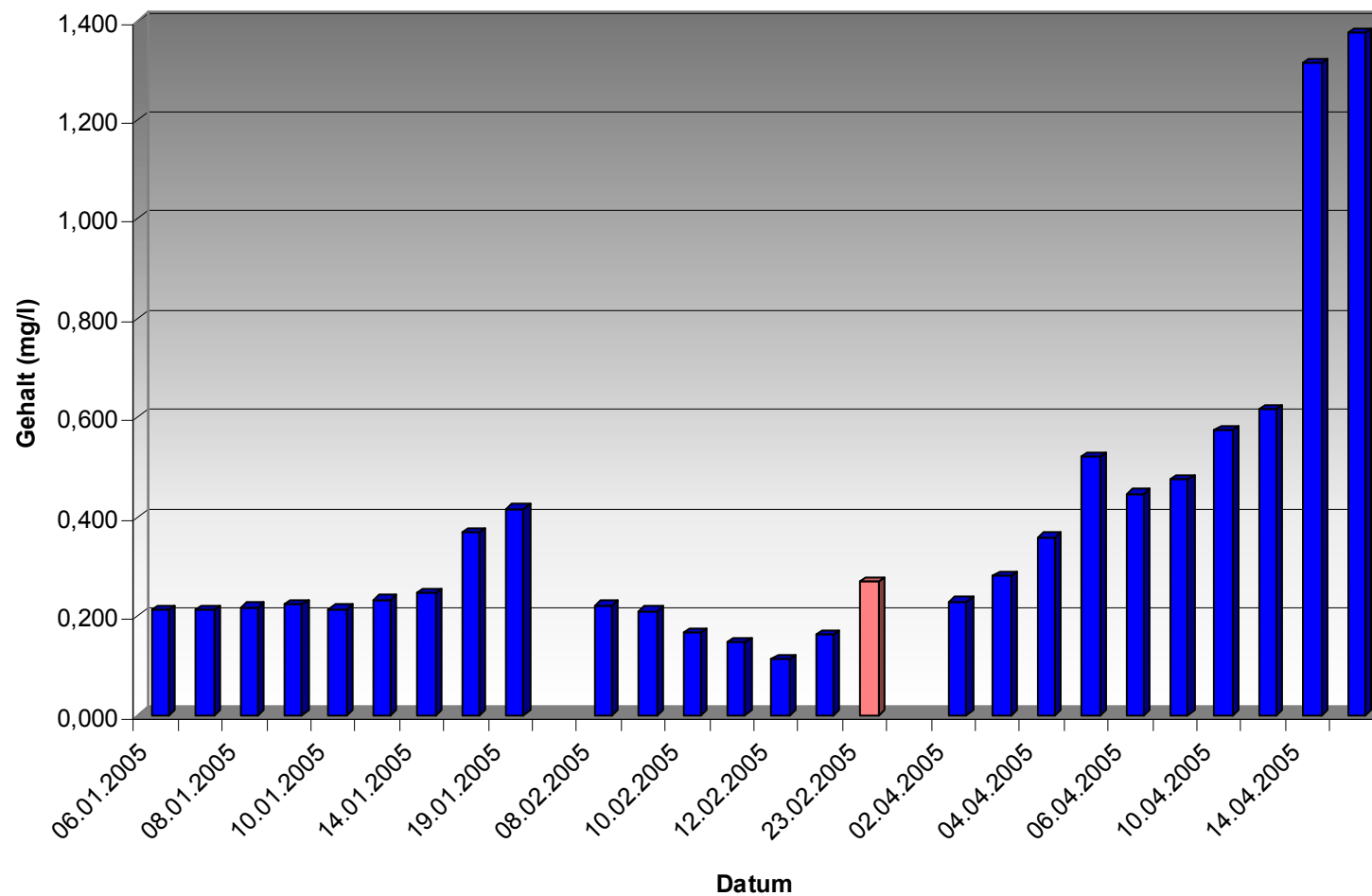


### HP9 - DOC- und TOC-Entwicklung

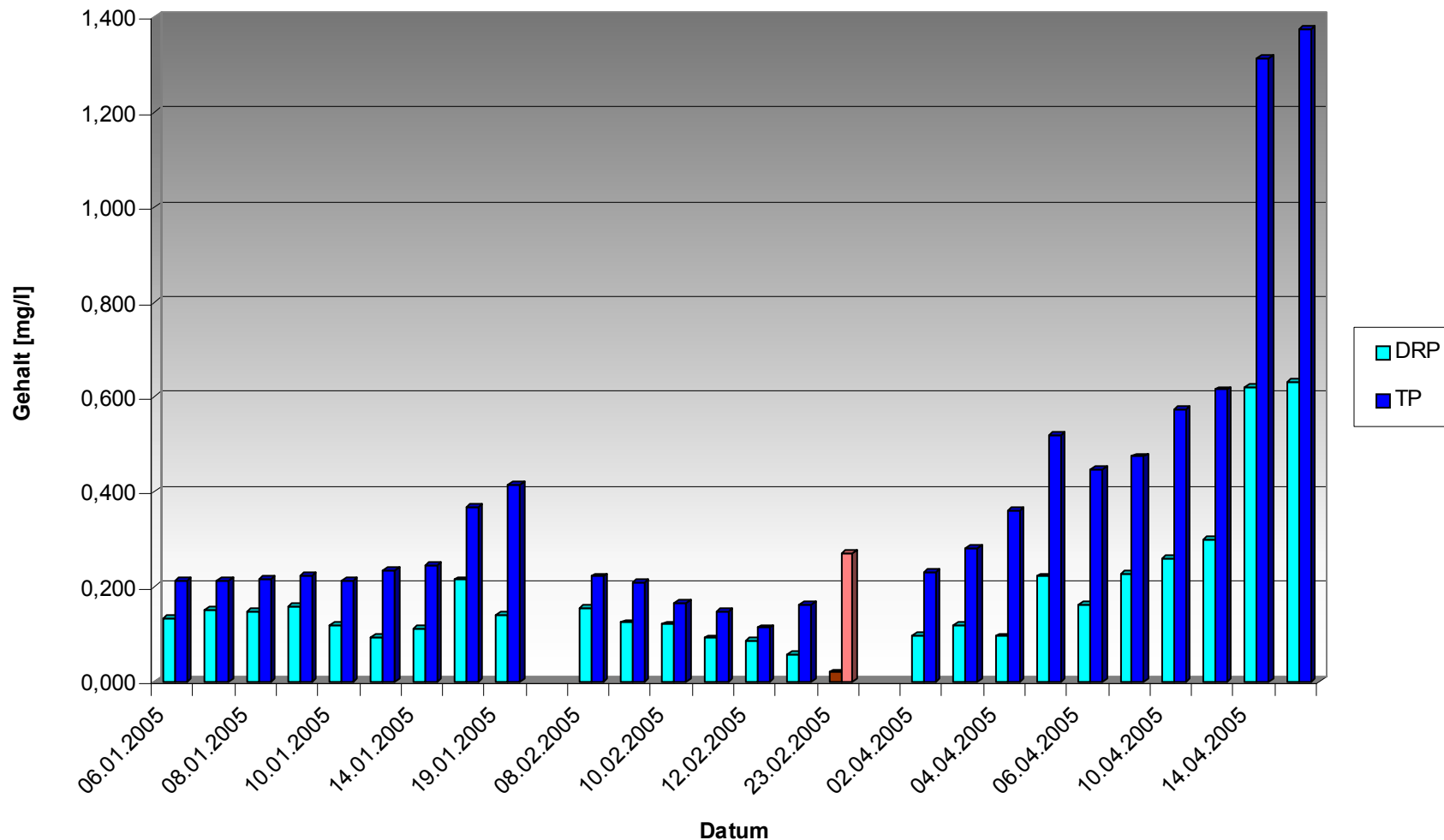




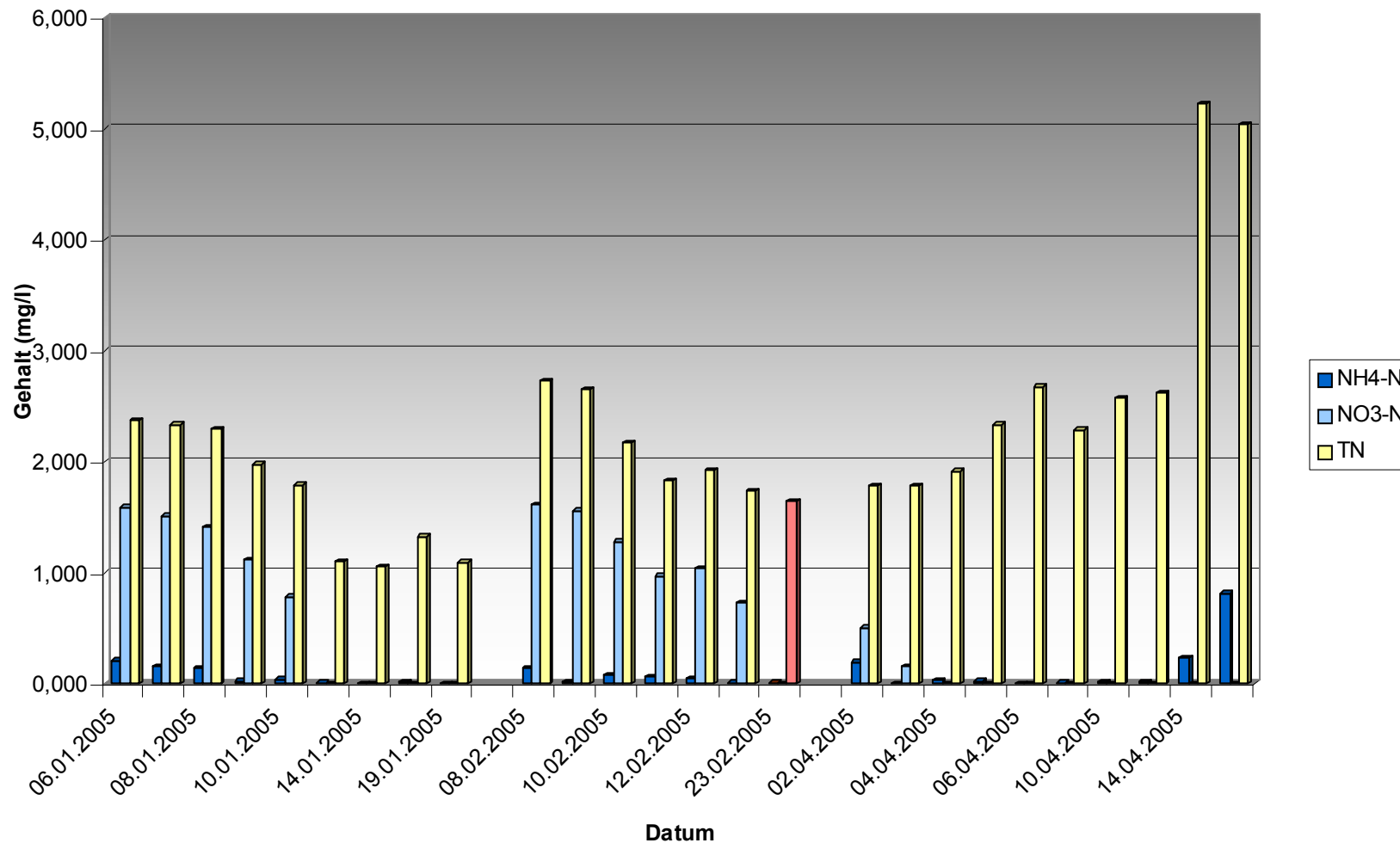
### HP9/2 - Gesamtphosphorentwicklung (rot = Probe eingefroren)



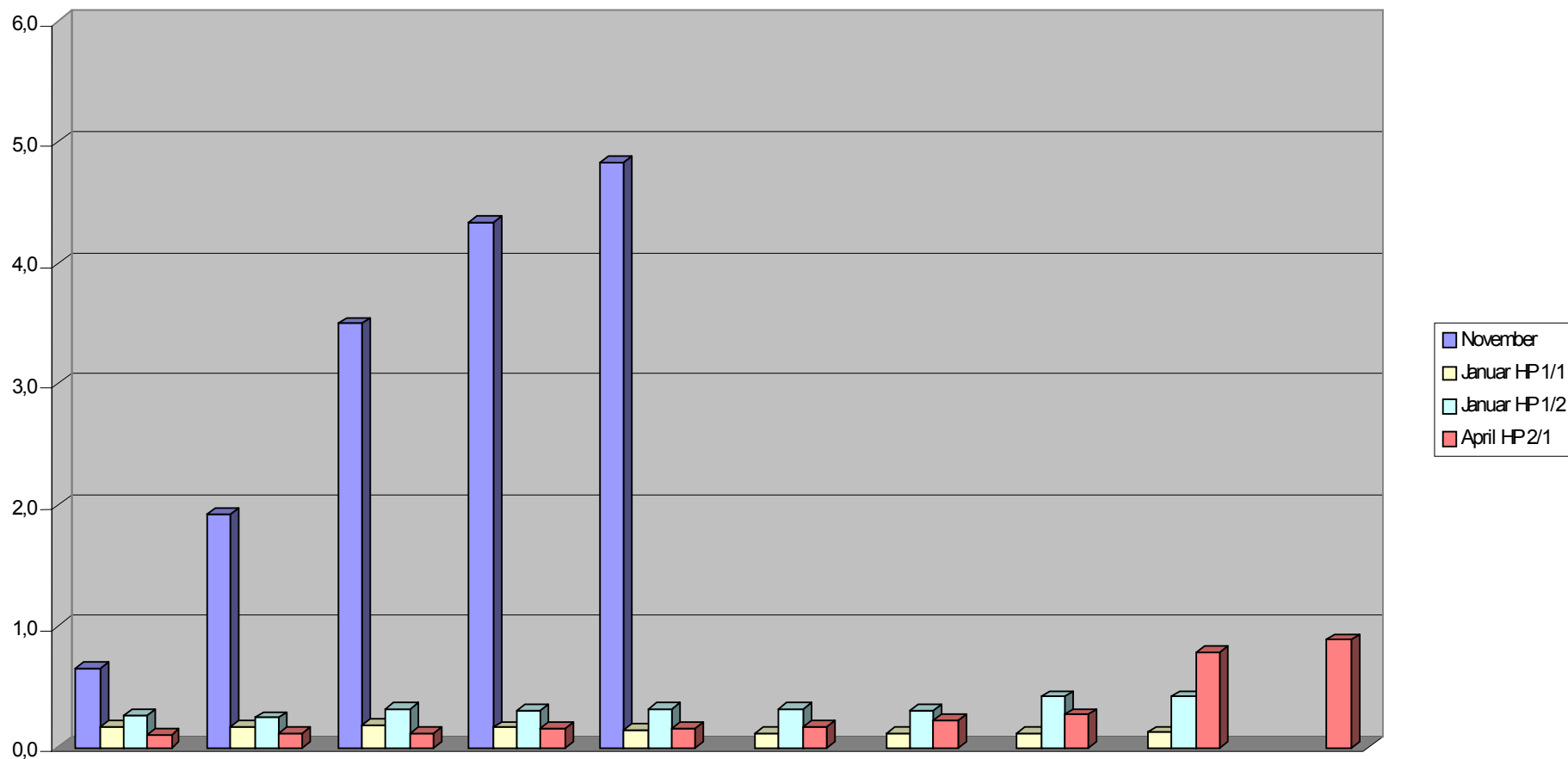
### HP9/2 - Gesamtphosphor- und Orthophosphatentwicklung (rot = Probe eingefroren)



### HP9/2 - Gesamtstickstoff-, Nitrat- und Ammoniumentwicklung (rot = Probe eingefroren)

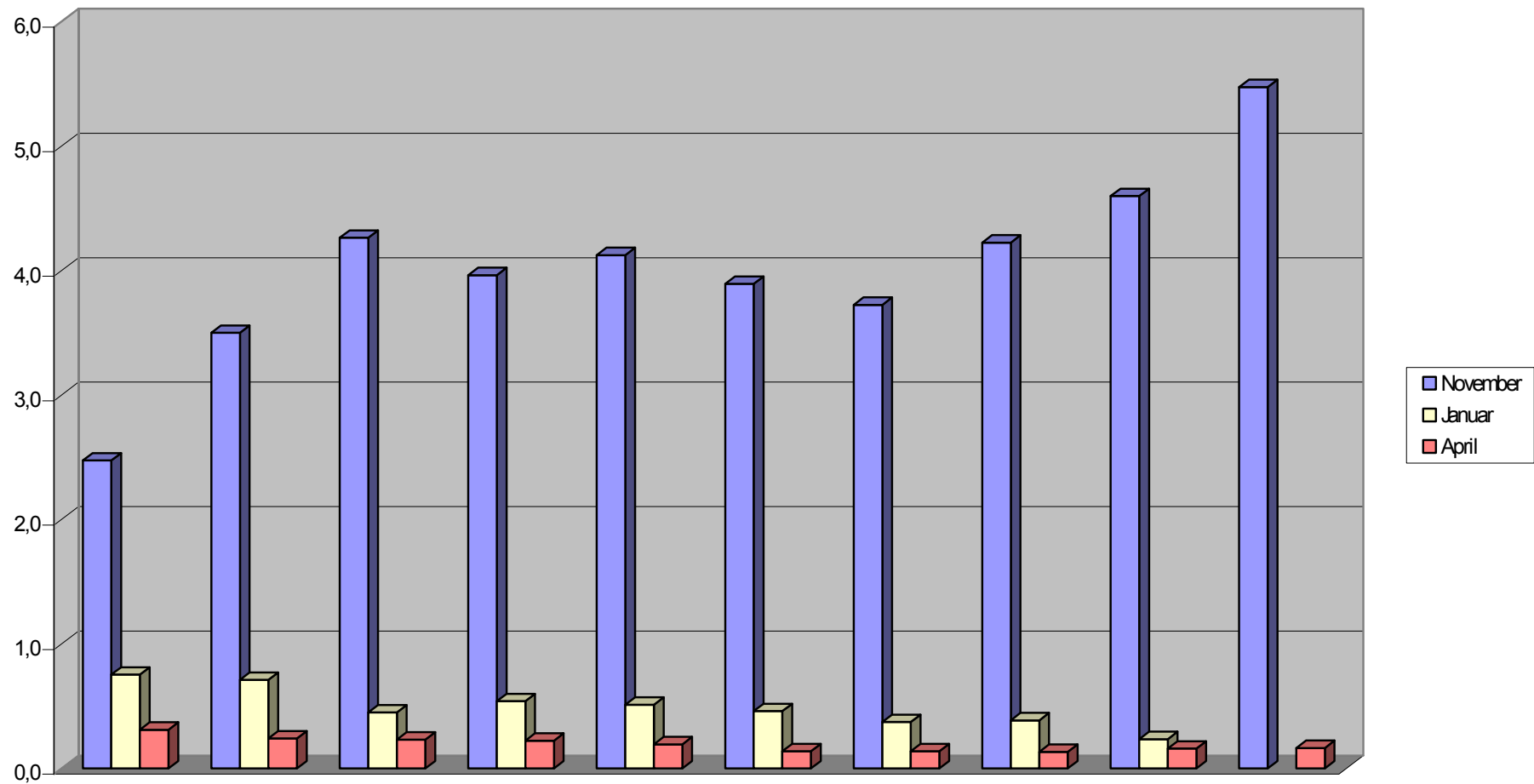


TP-Konzentration  
Vergleich November, Januar, April  
HP1

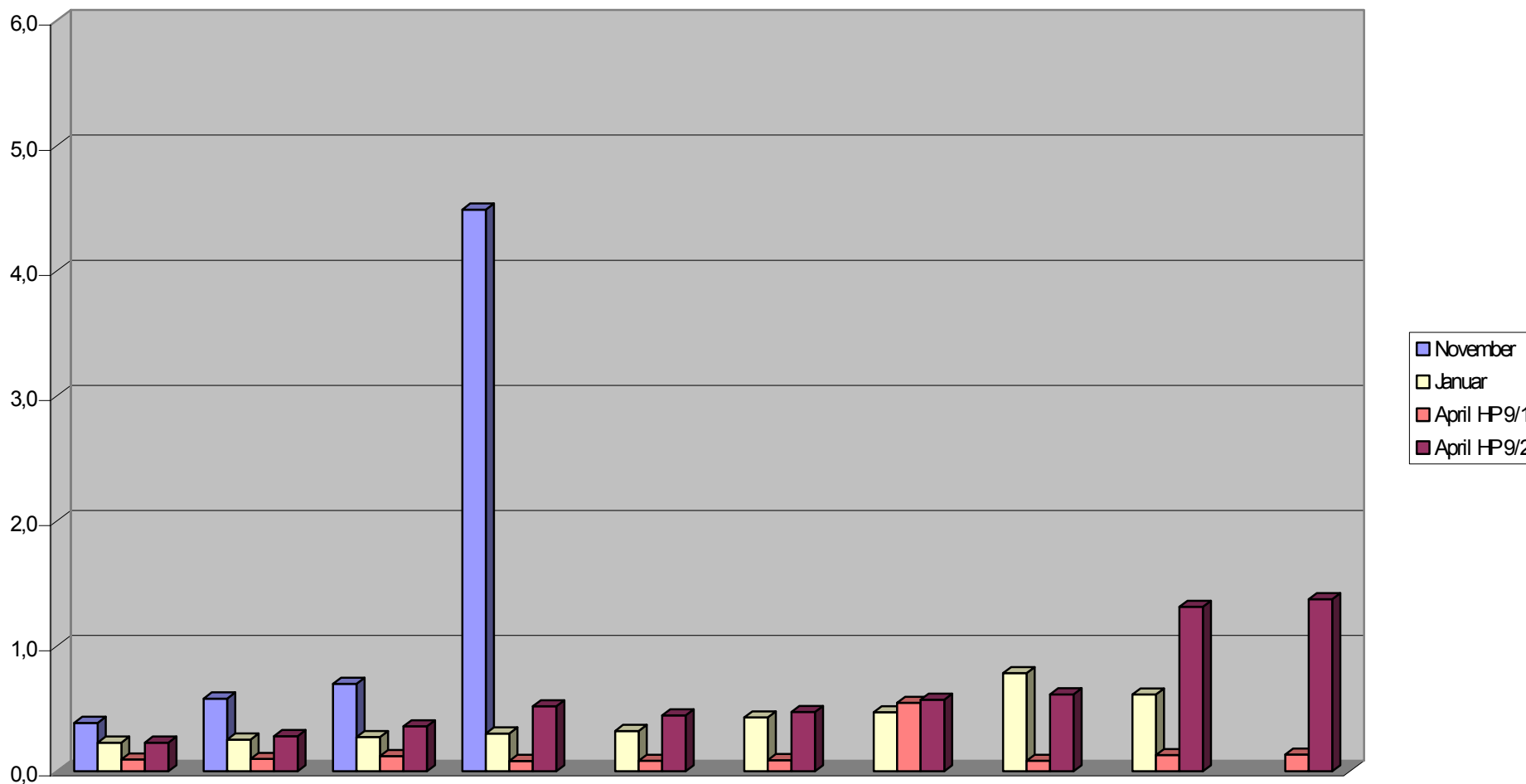


kihkkh

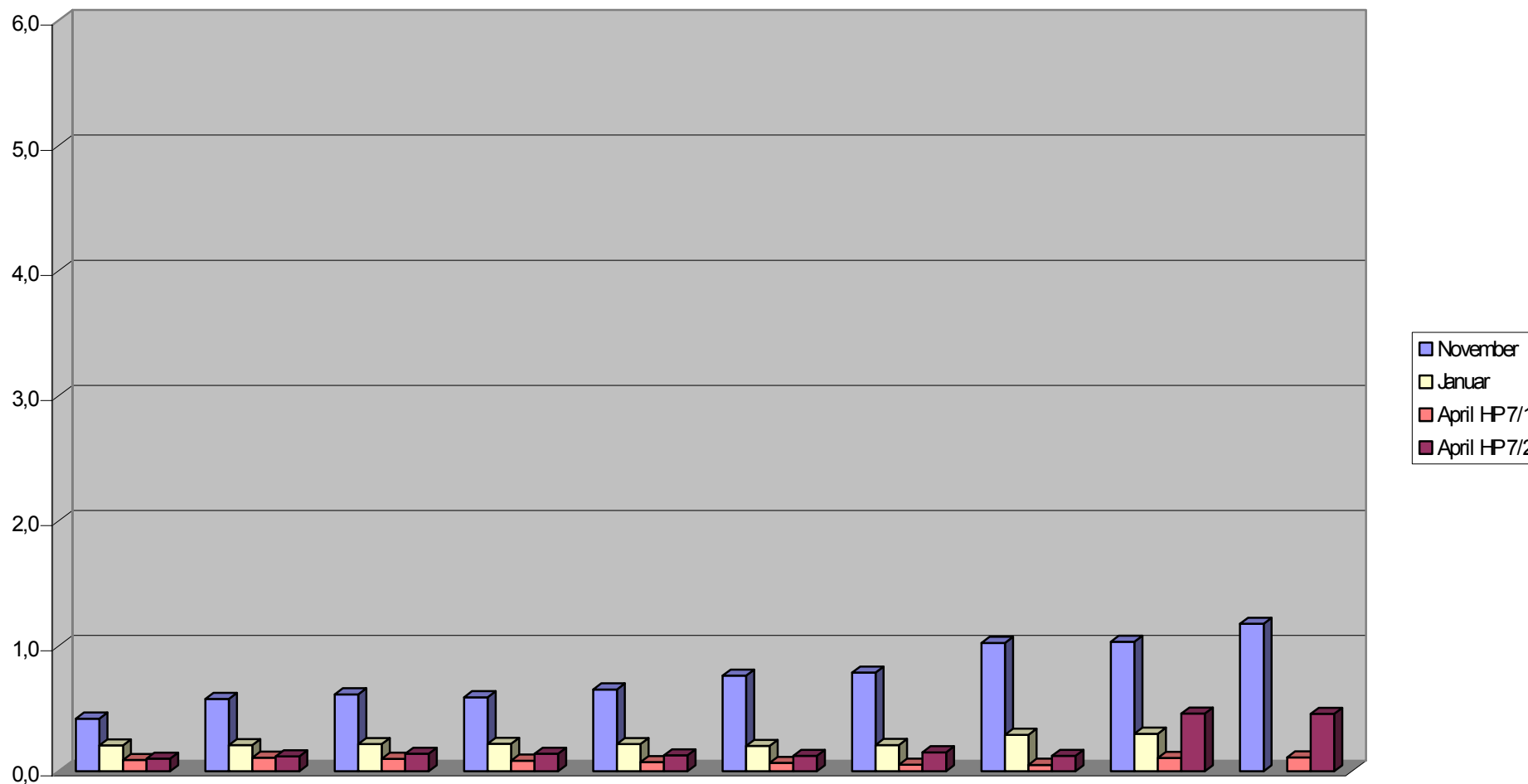
**TP-Konzentration**  
**Vergleich November, Januar, April**  
**HP 6 (Hochmoortorf, nahes Grundwasser)**



**TP-Konzentration**  
**Vergleich November, Januar, April**  
**HP9 (Flachmoortorf, nahes Grundwasser)**

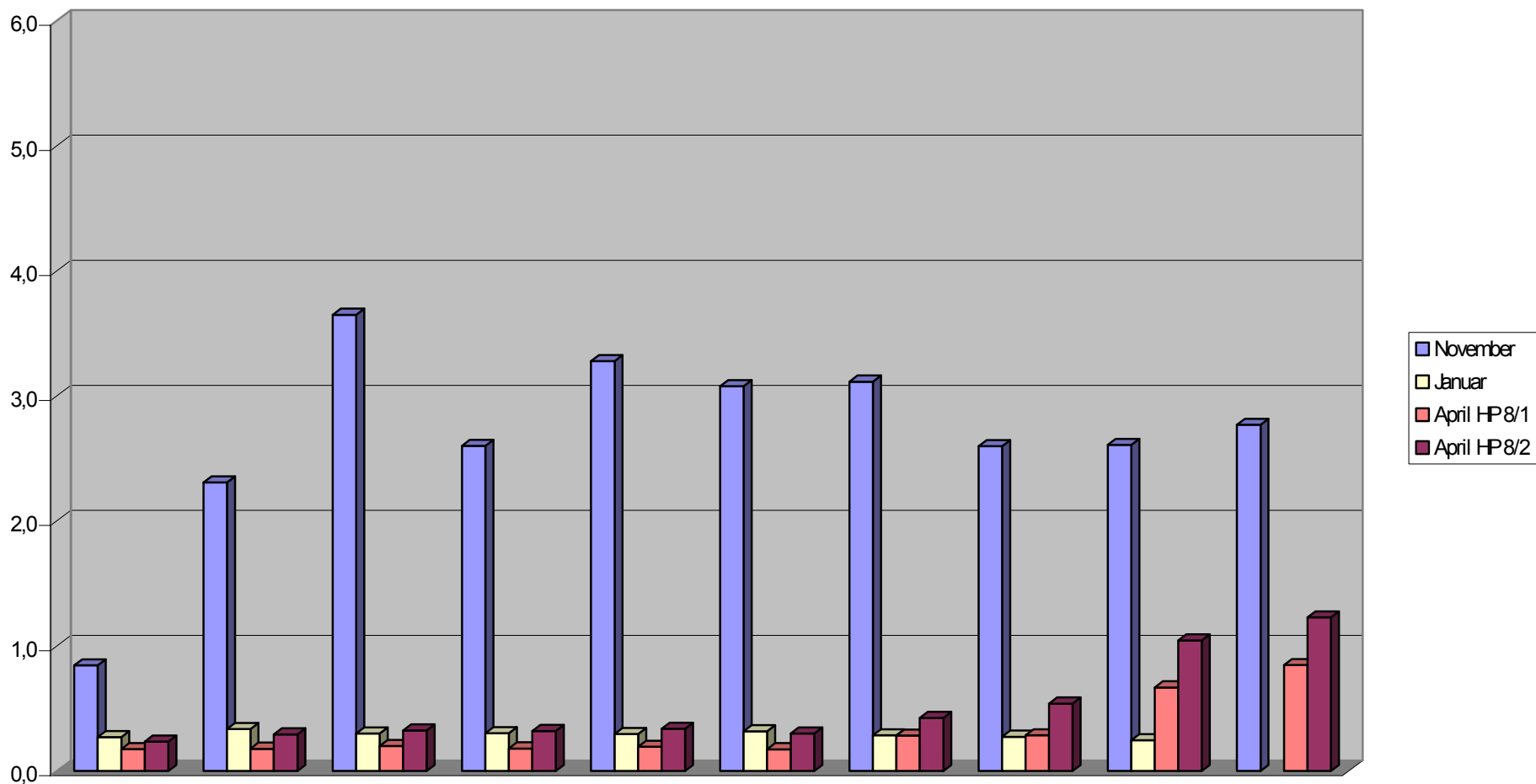


**TP-Konzentration**  
**Vergleich November, Januar, April**  
**HP7 (Sand, nahes Grundwasser)**

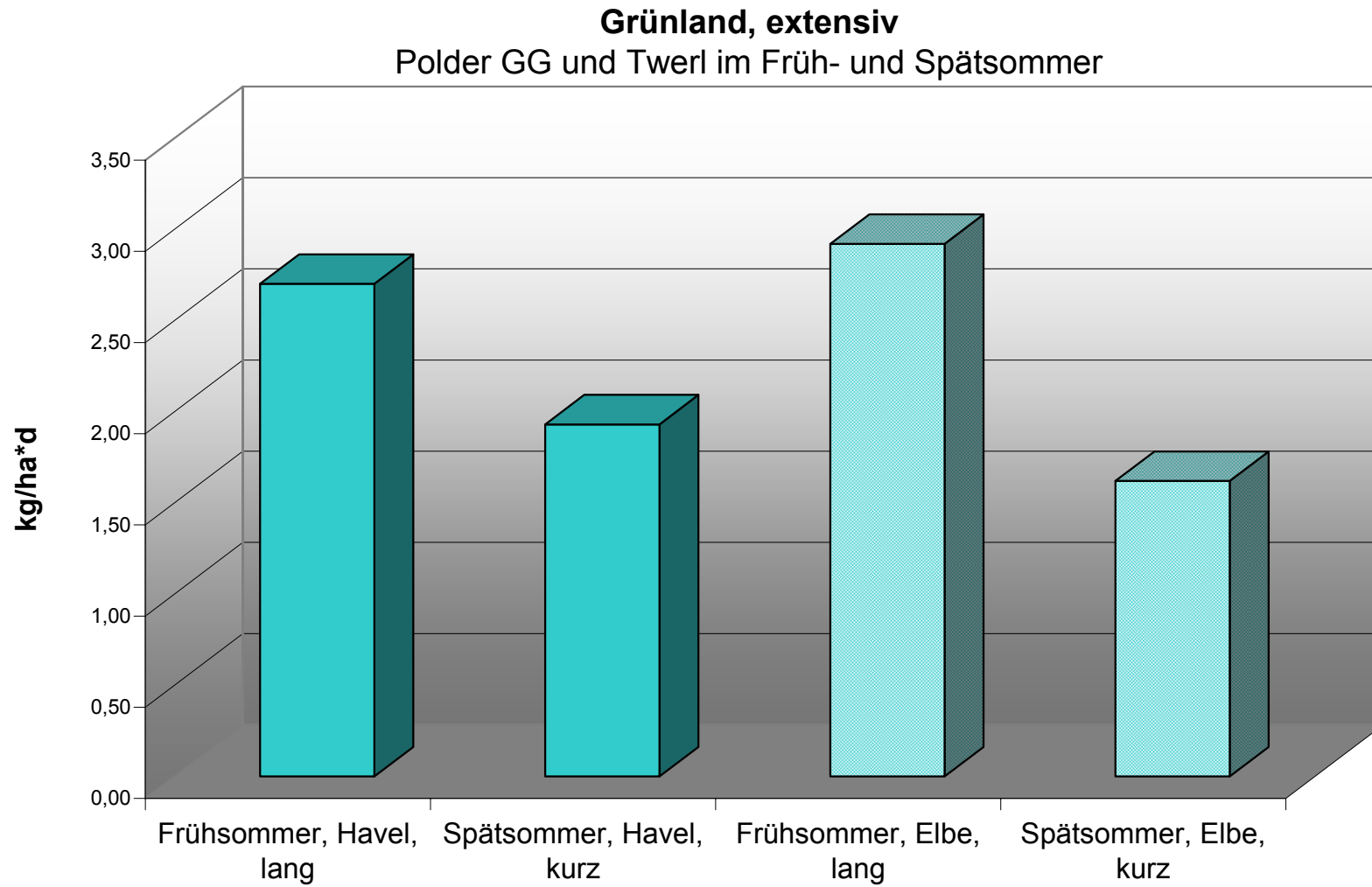


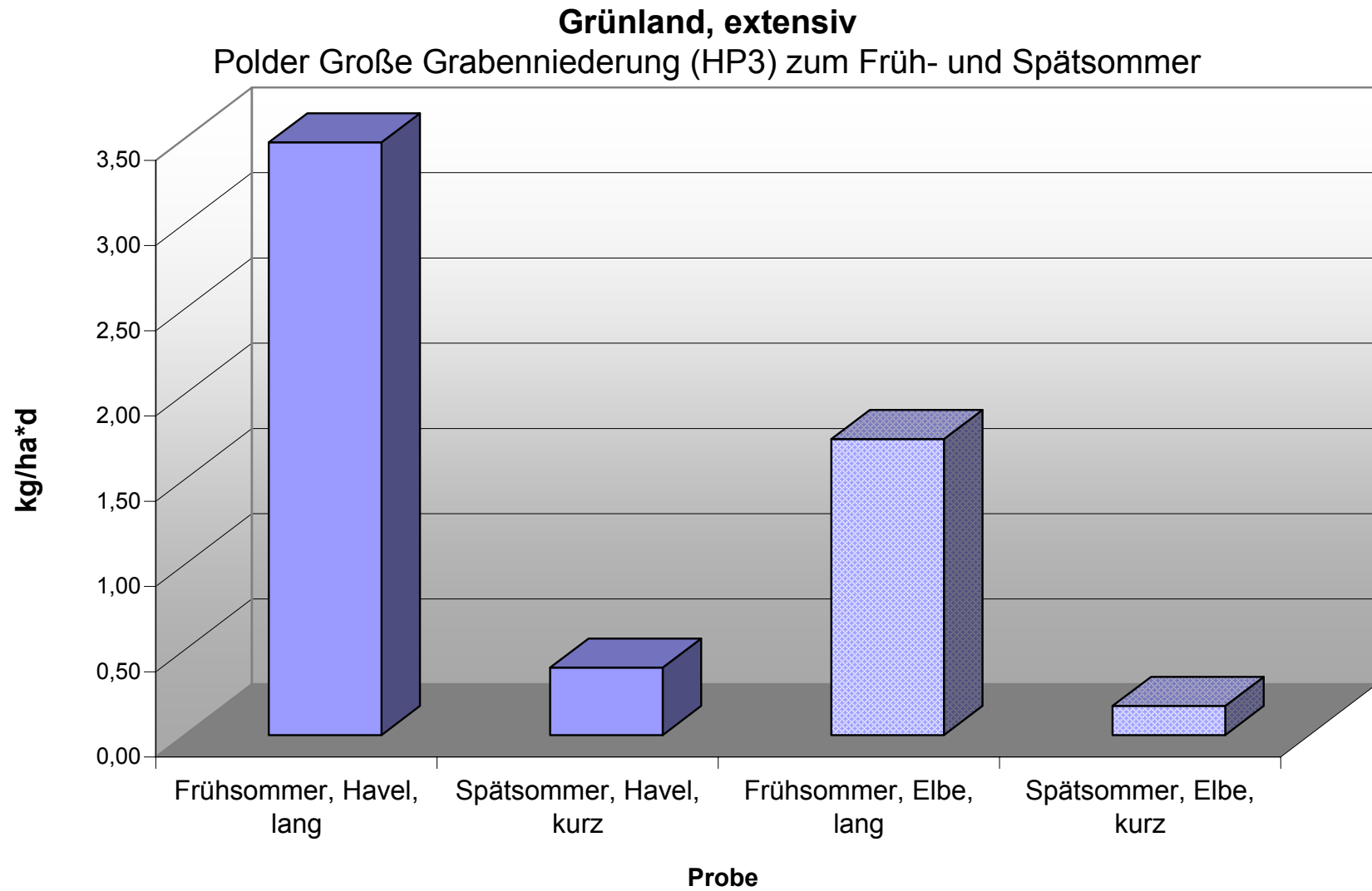


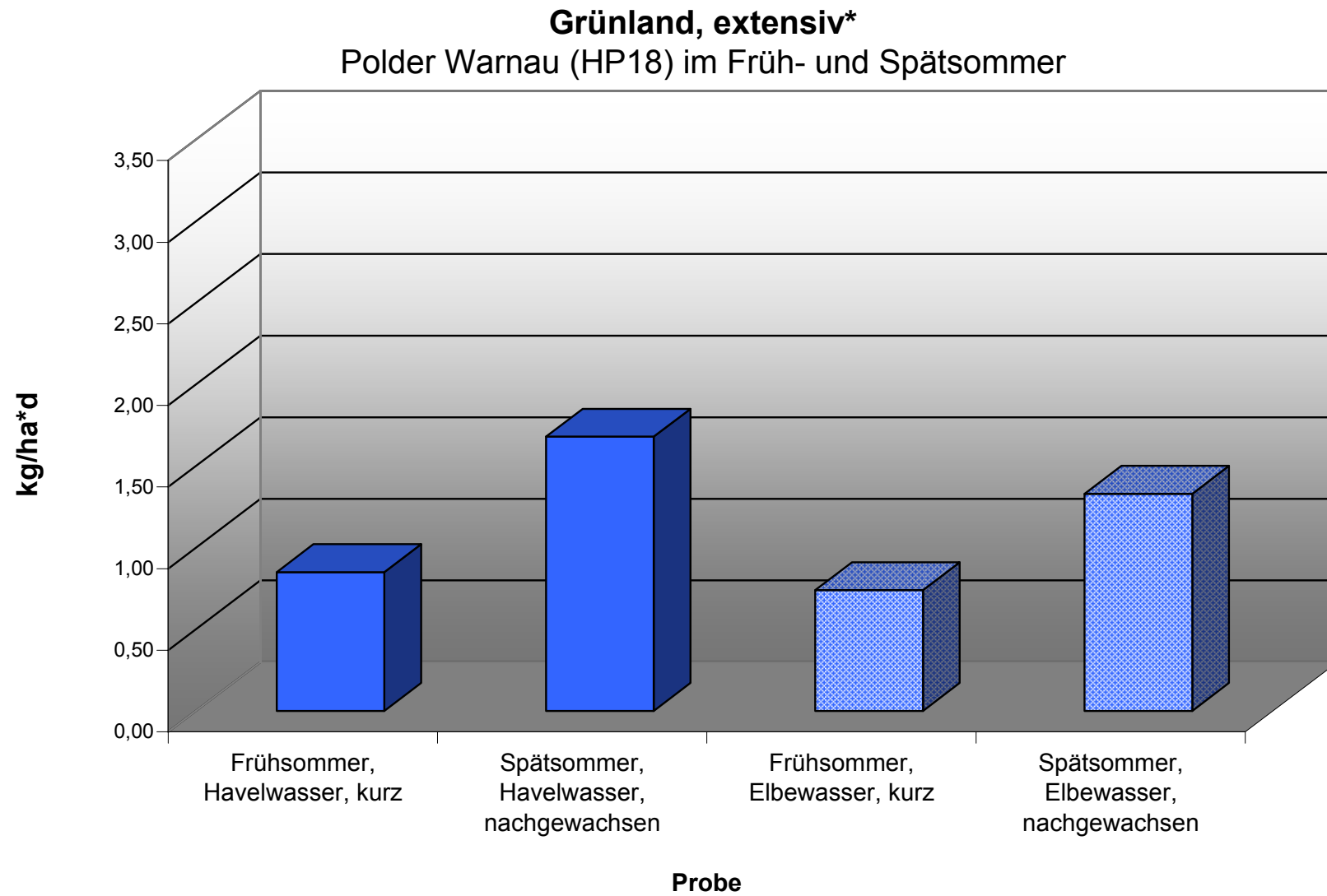
TP-Konzentration  
Vergleich November, Januar, April  
HP8 (Sand, trocken)



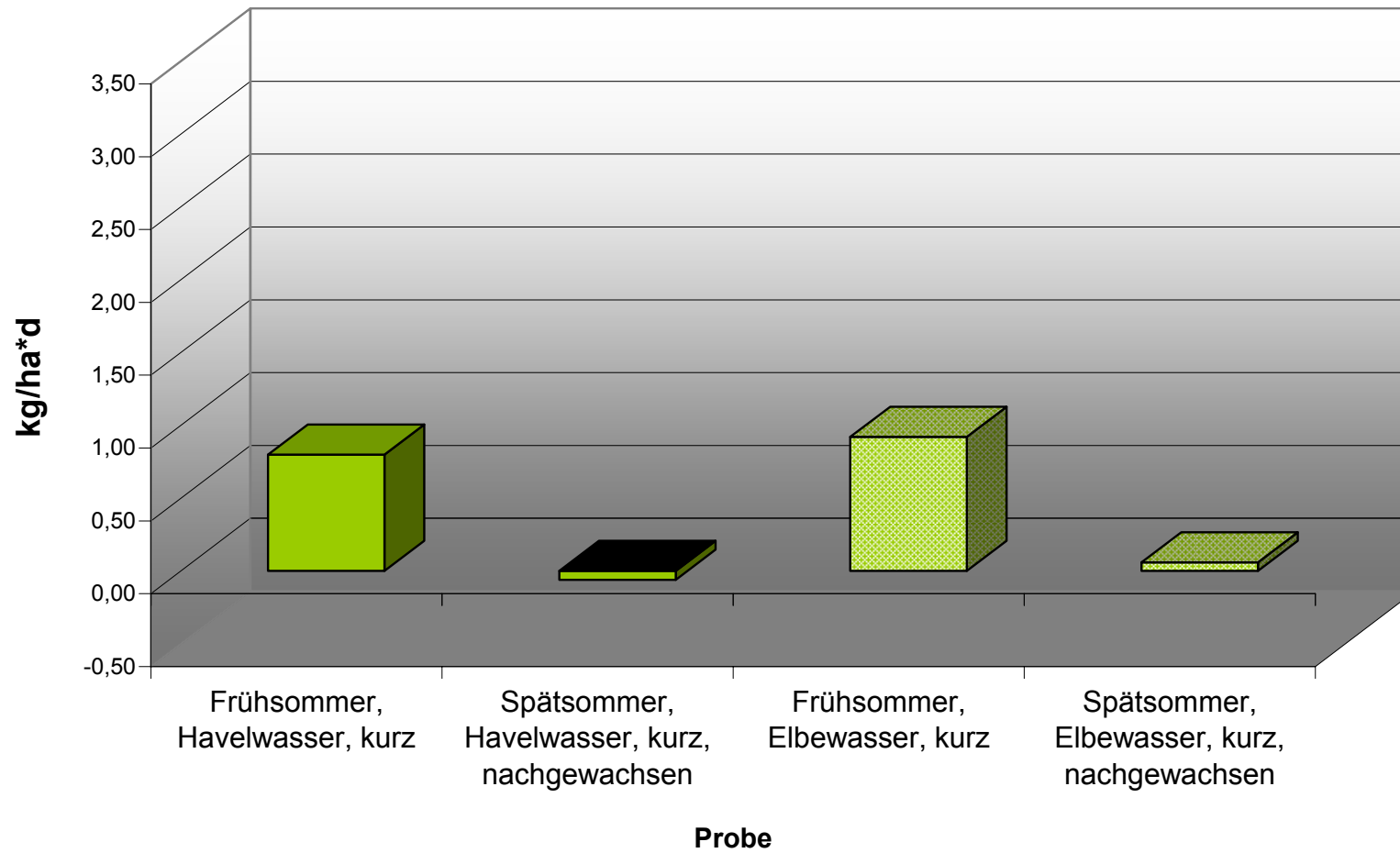
**Anlage 1-3: Vergleich ausgewählter Konzentrationen im Hochsommer- und Spätsommerszenario im hydrologischen Sommerhalbjahr**



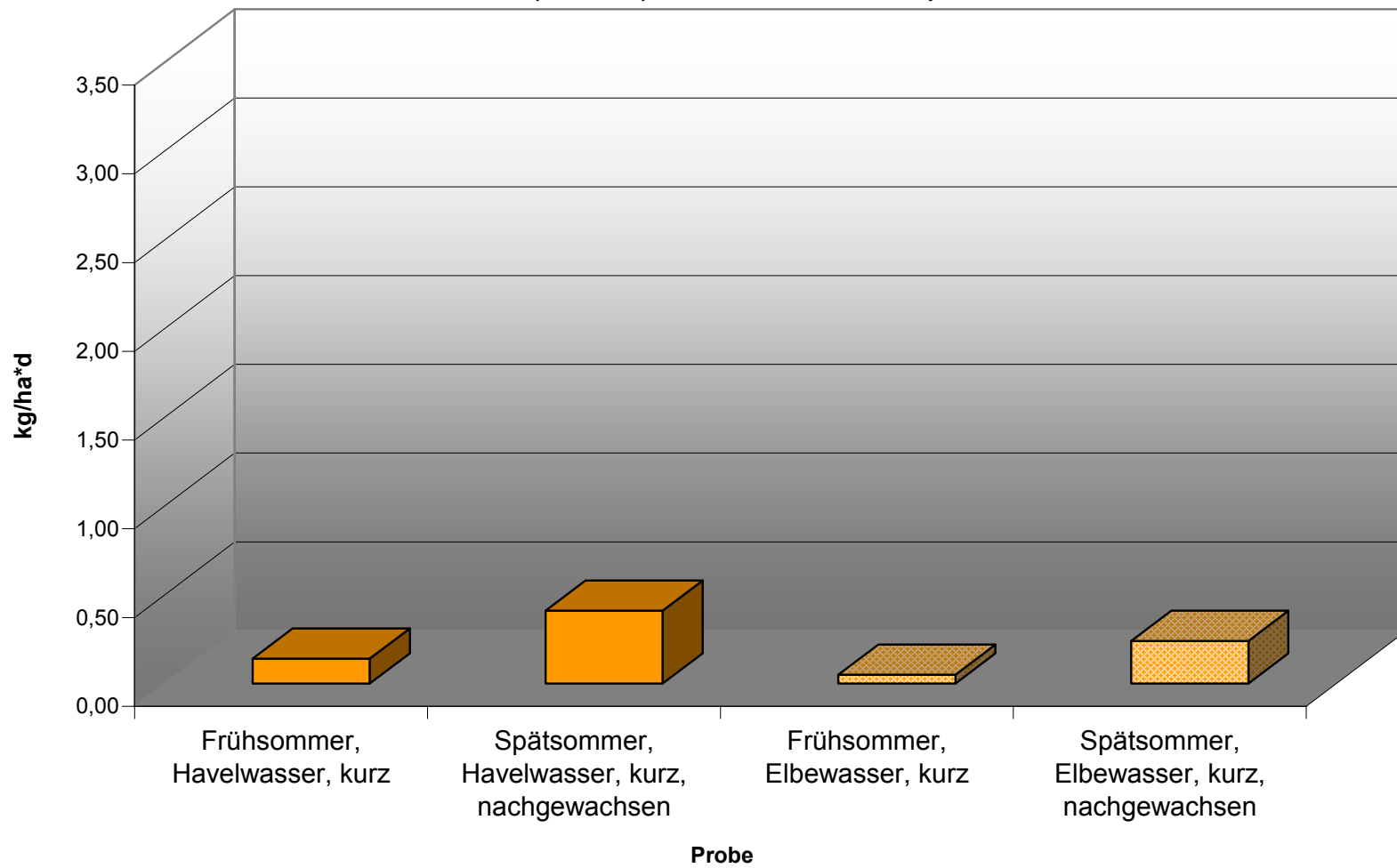




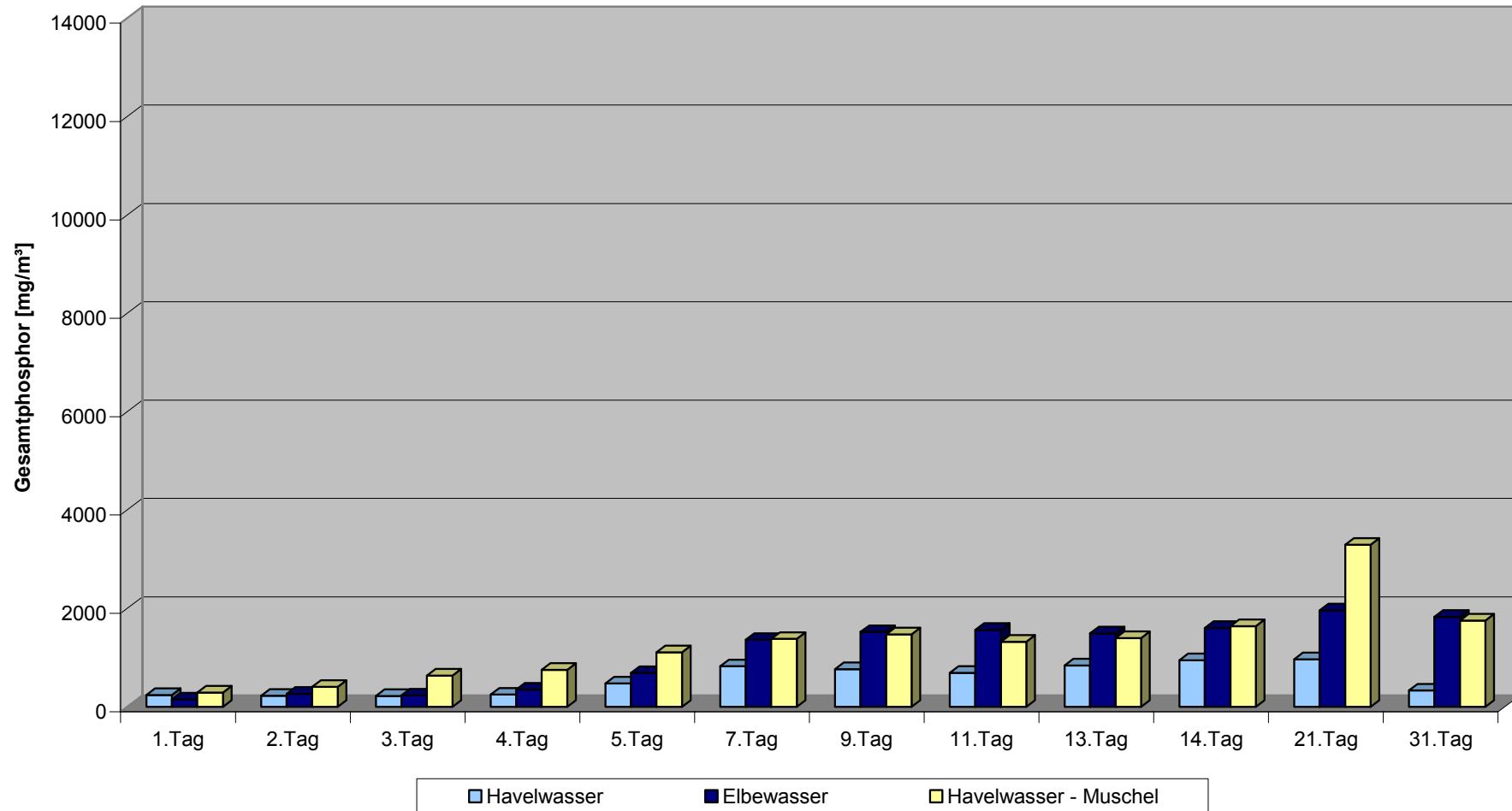
### Grünland, intensiv Polder Warnau (HP9) zum Früh- und Spätsommer



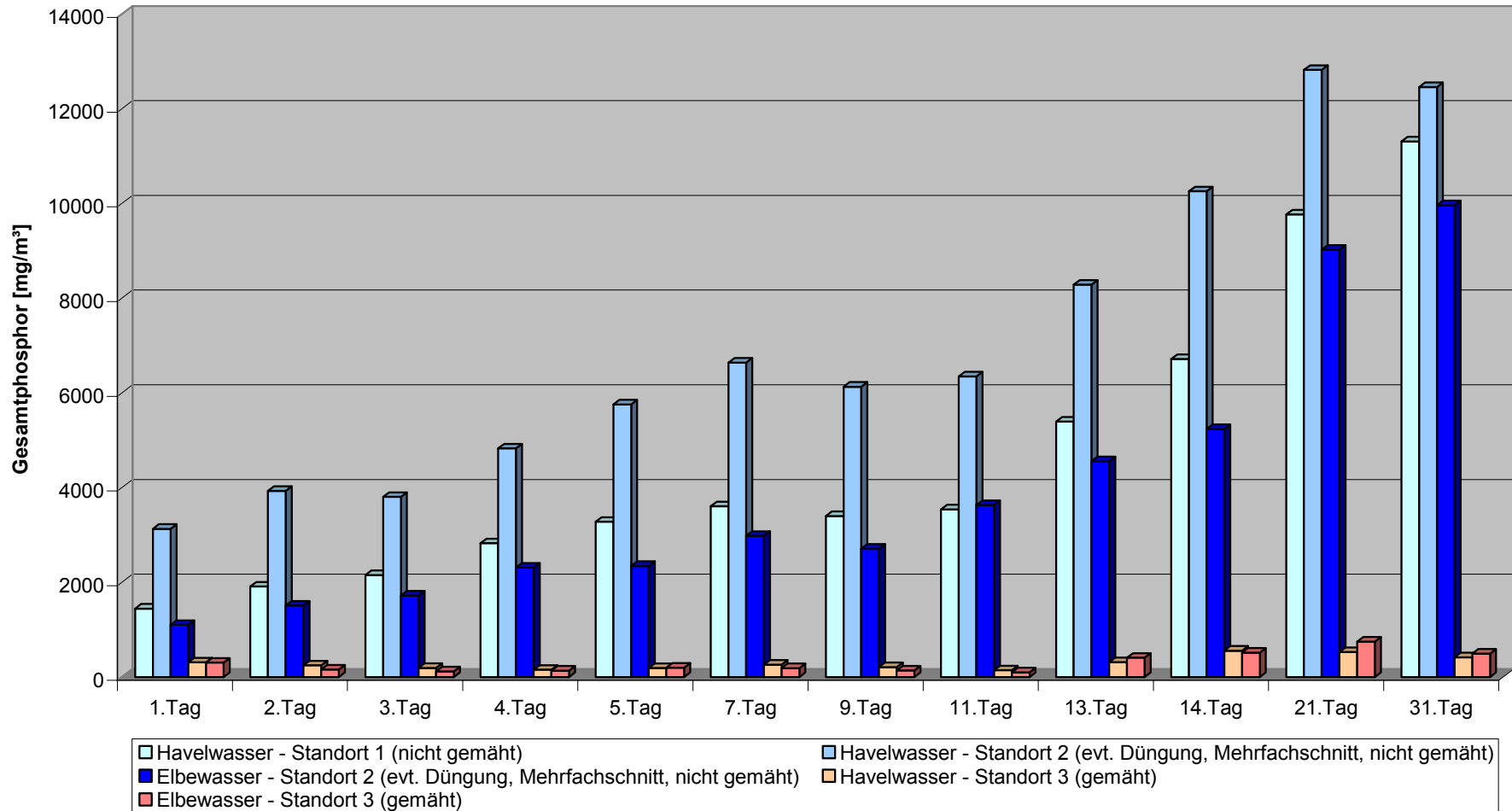
### Grünland, extensiv Polder GG (HP 21) zum Früh- und Spätsommer



**Große Grabenniederung, Niedermoor (naturnah)  
Gesamtphosphorkonzentrationen  
Hochsommerszenario (Juni/Juli)**

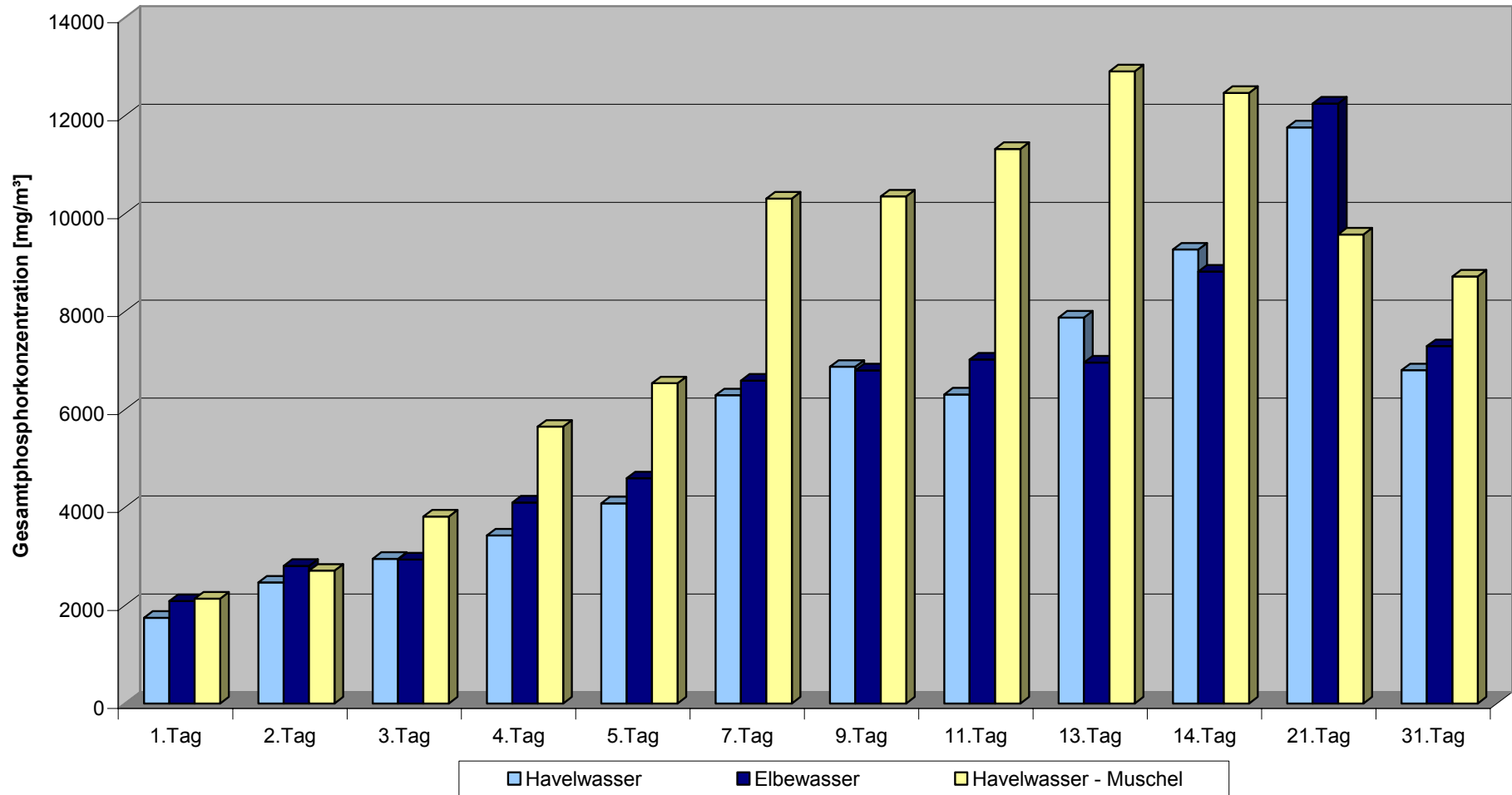


**Große Grabenniederung, mineralische Böden  
Gesamtphosphorkonzentrationen  
Hochsommerszenario (Juni/Juli)**

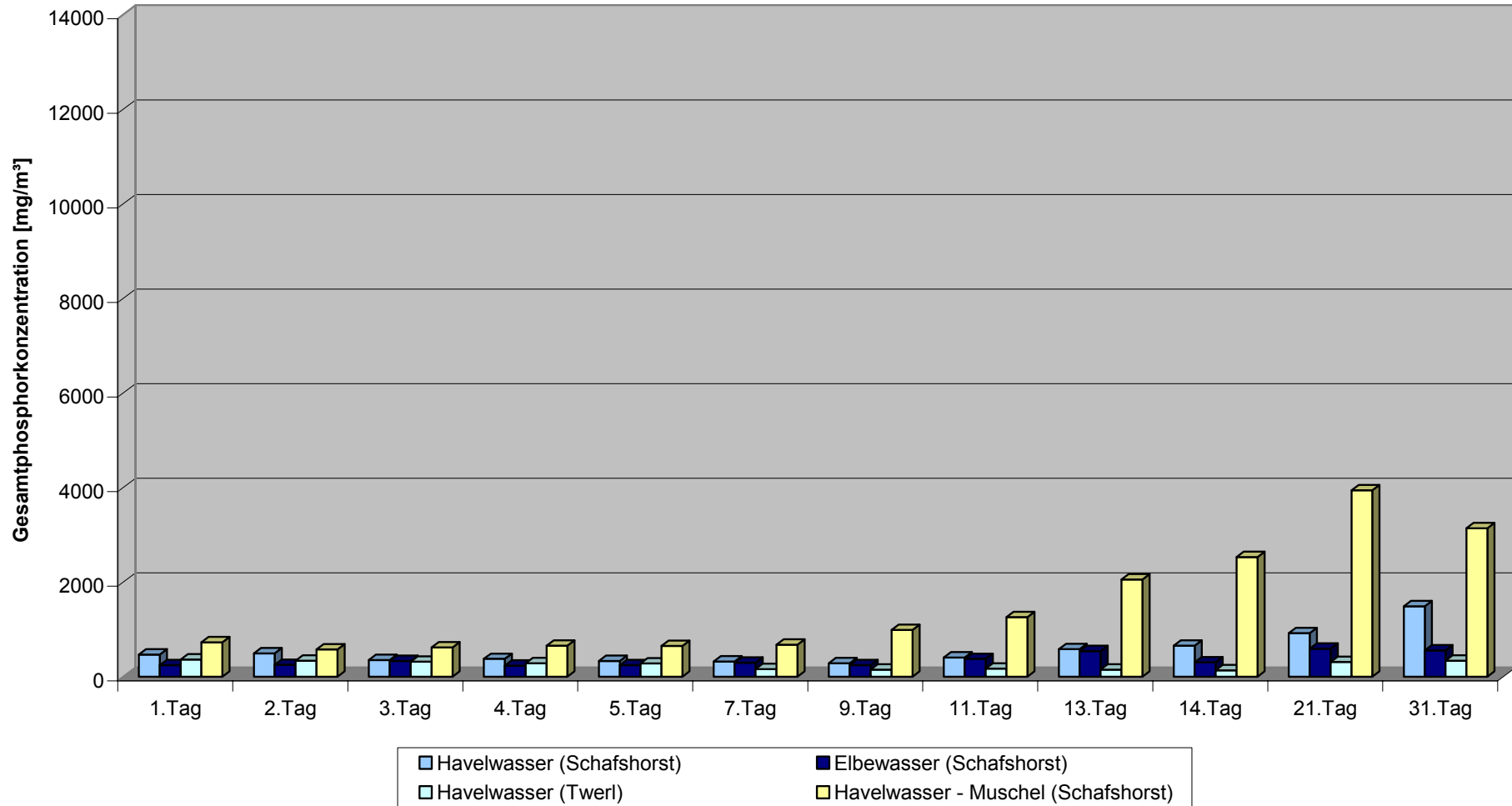




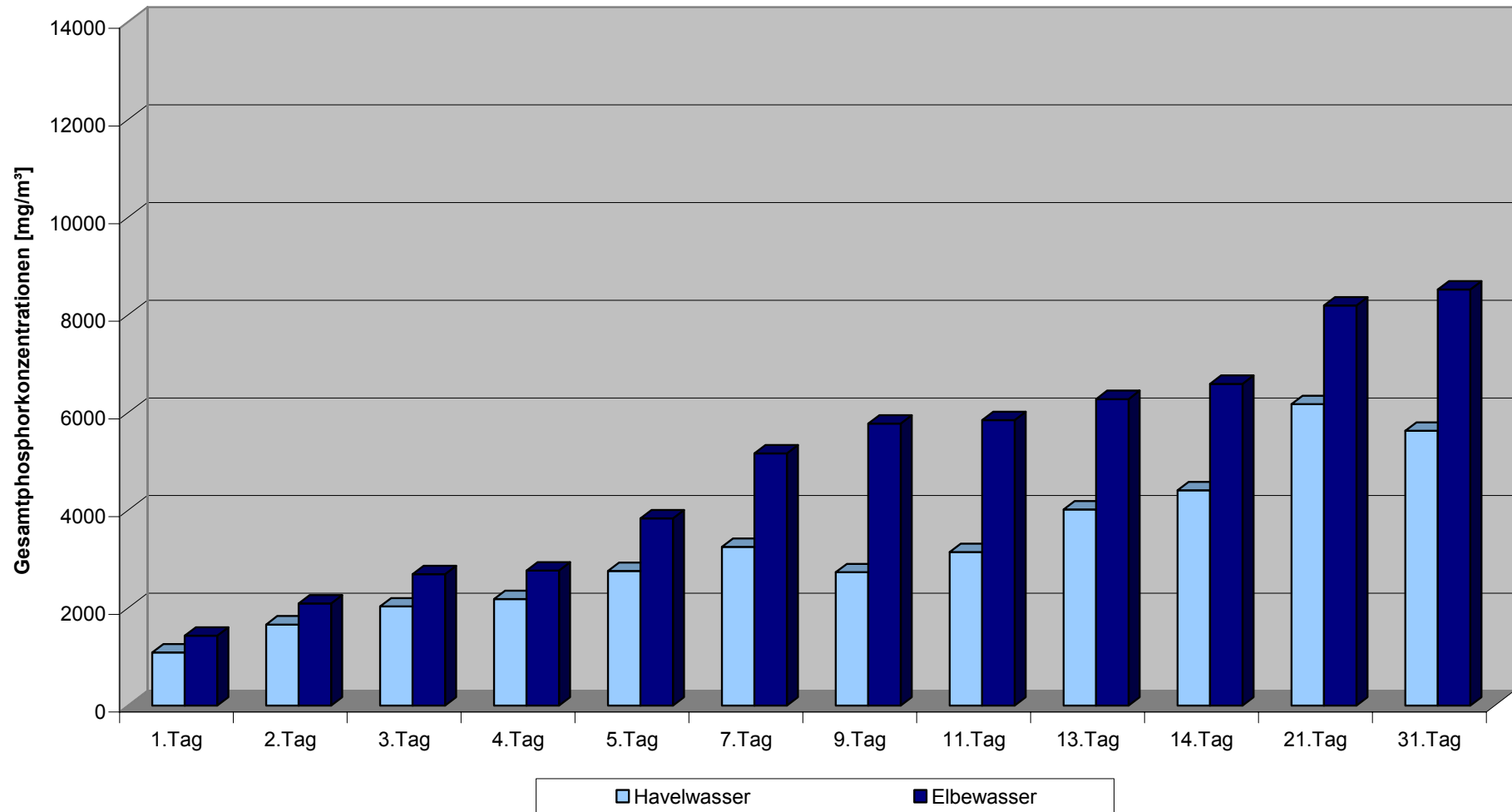
**Twertl, extensives Grünland (nicht gemäht)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Hochsommerszenario (Juni/Juli)**



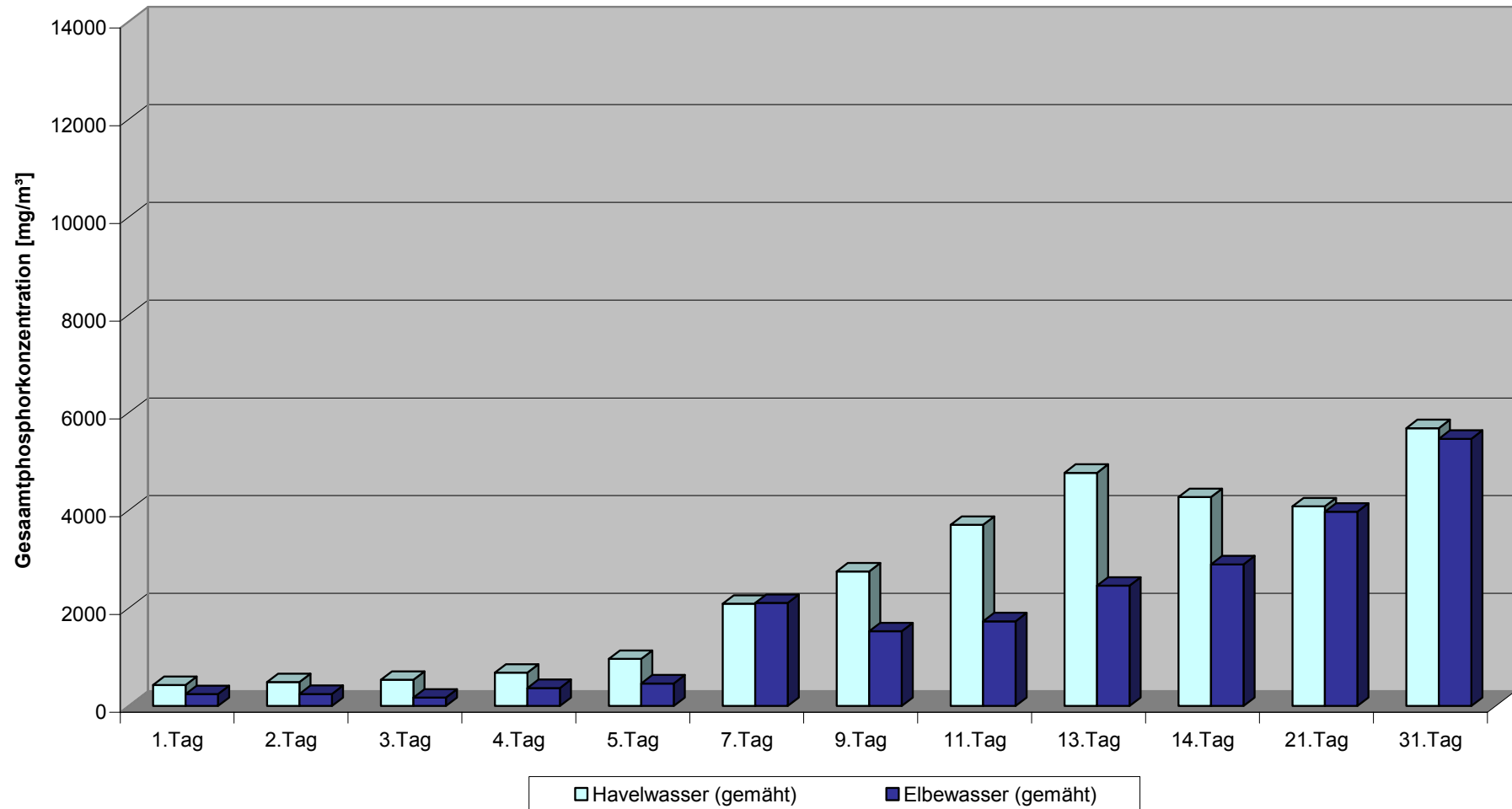
**Twert/Schafshorst, Acker (Mais)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Hochsommerszenario (Juni/Juli)**



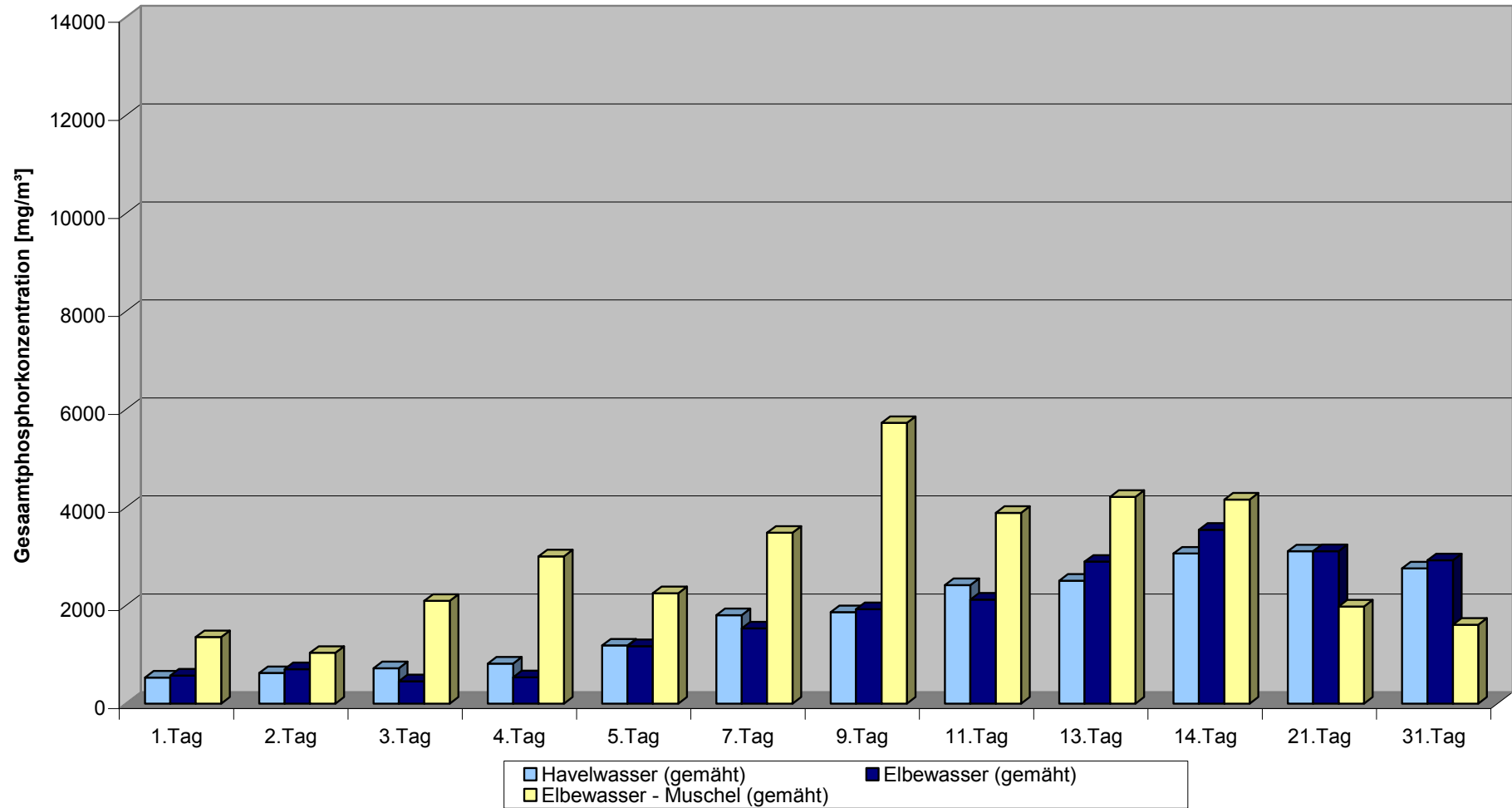
**Warnau, Acker (Getreide)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Hochsommerszenario (Juni/Juli)**



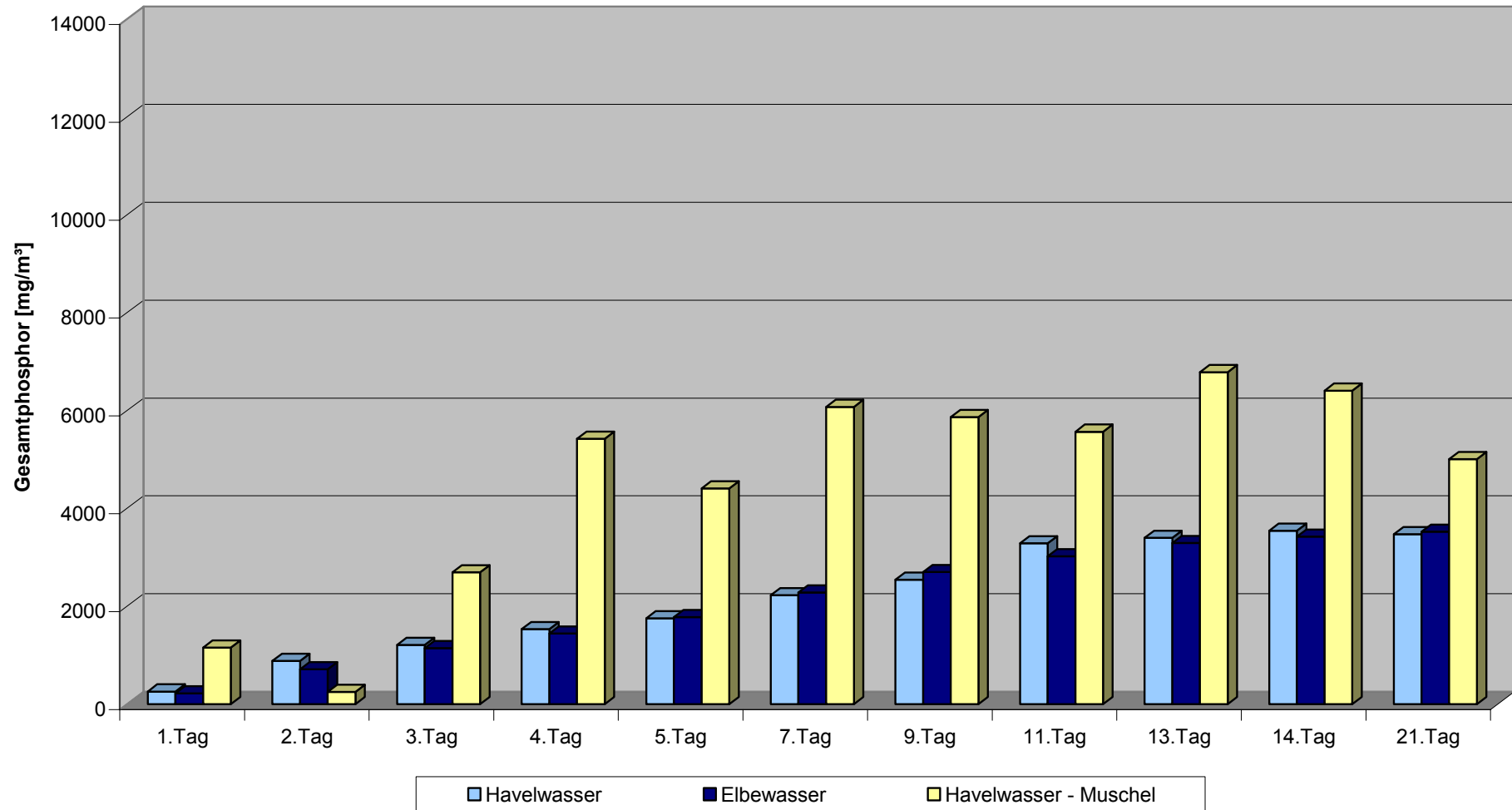
**Warnau, extensives Grünland (gemäht, zur PN nachgewachsen)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Hochsommerszenario (Juni/Juli)**



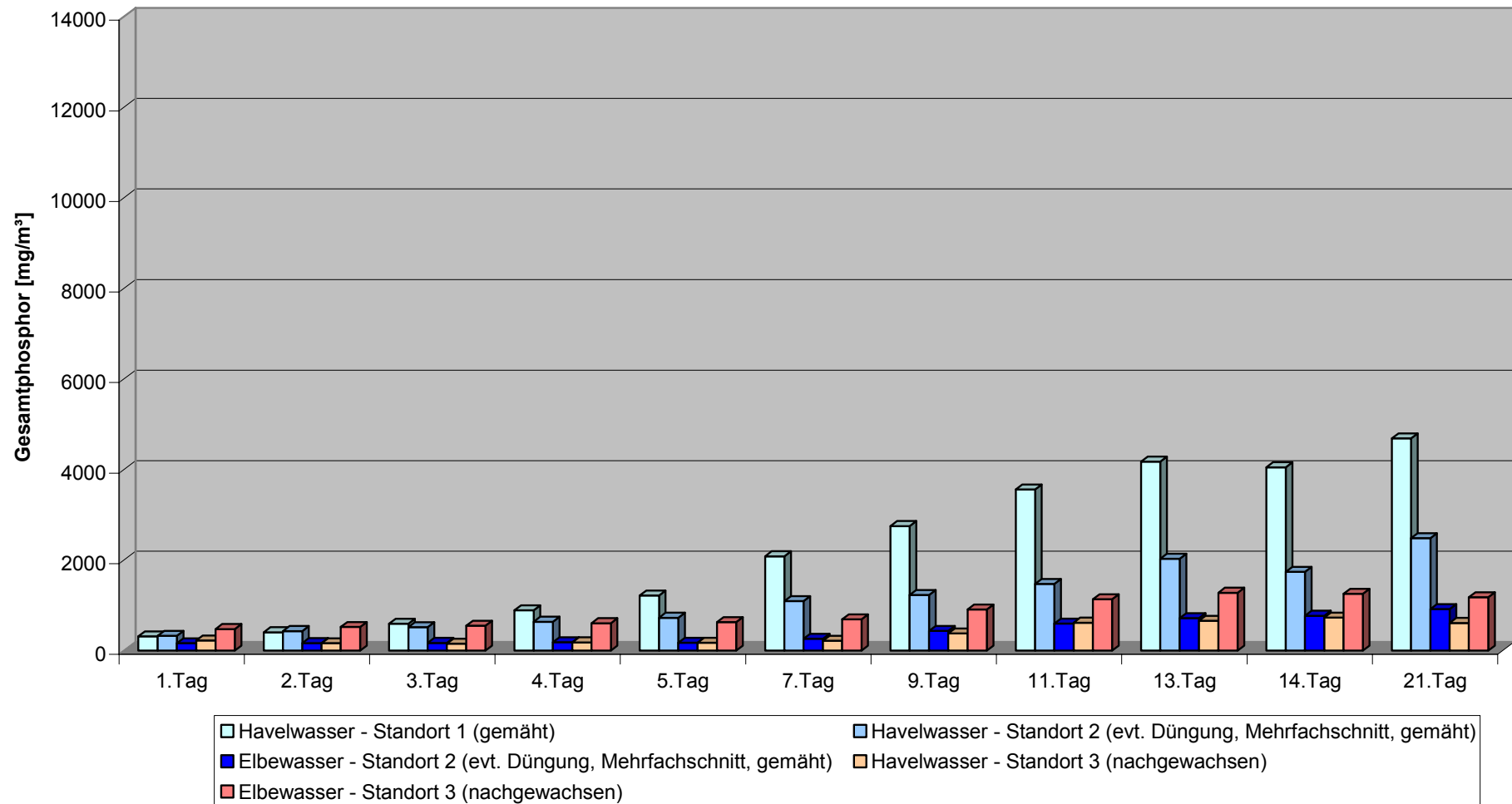
**Warnau, intensives Grünland (gemäht, nachgewachsen)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Hochsommerszenario (Juni/Juli)**



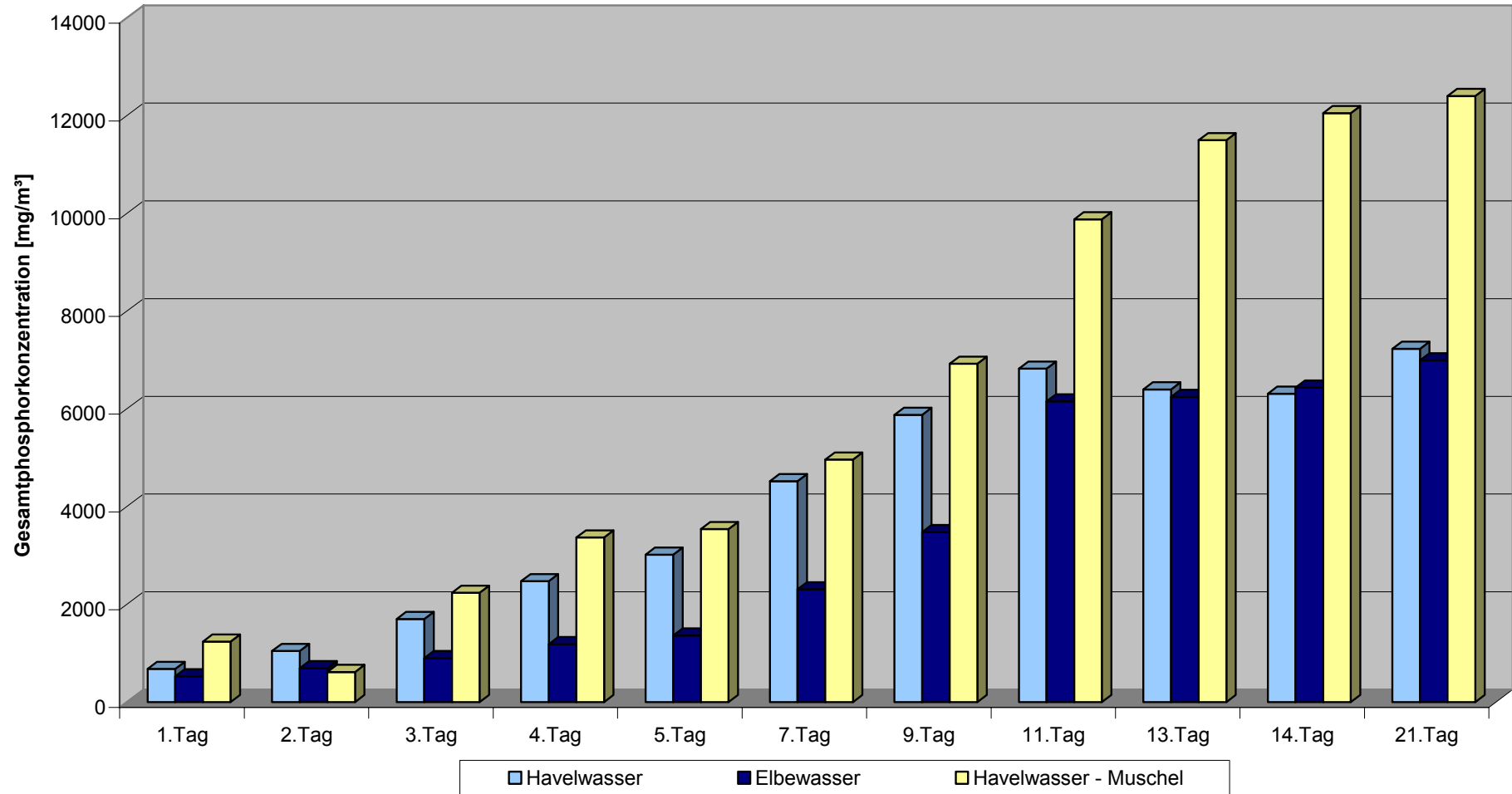
**Große Grabenniederung, Niedermoor (naturnah)  
Gesamtphosphorkonzentrationen  
Spätsommerszenario (September)**



**Große Grabenniederung, mineralische Böden  
Gesamtphosphorkonzentrationen  
Spätsommerszenario (September)**

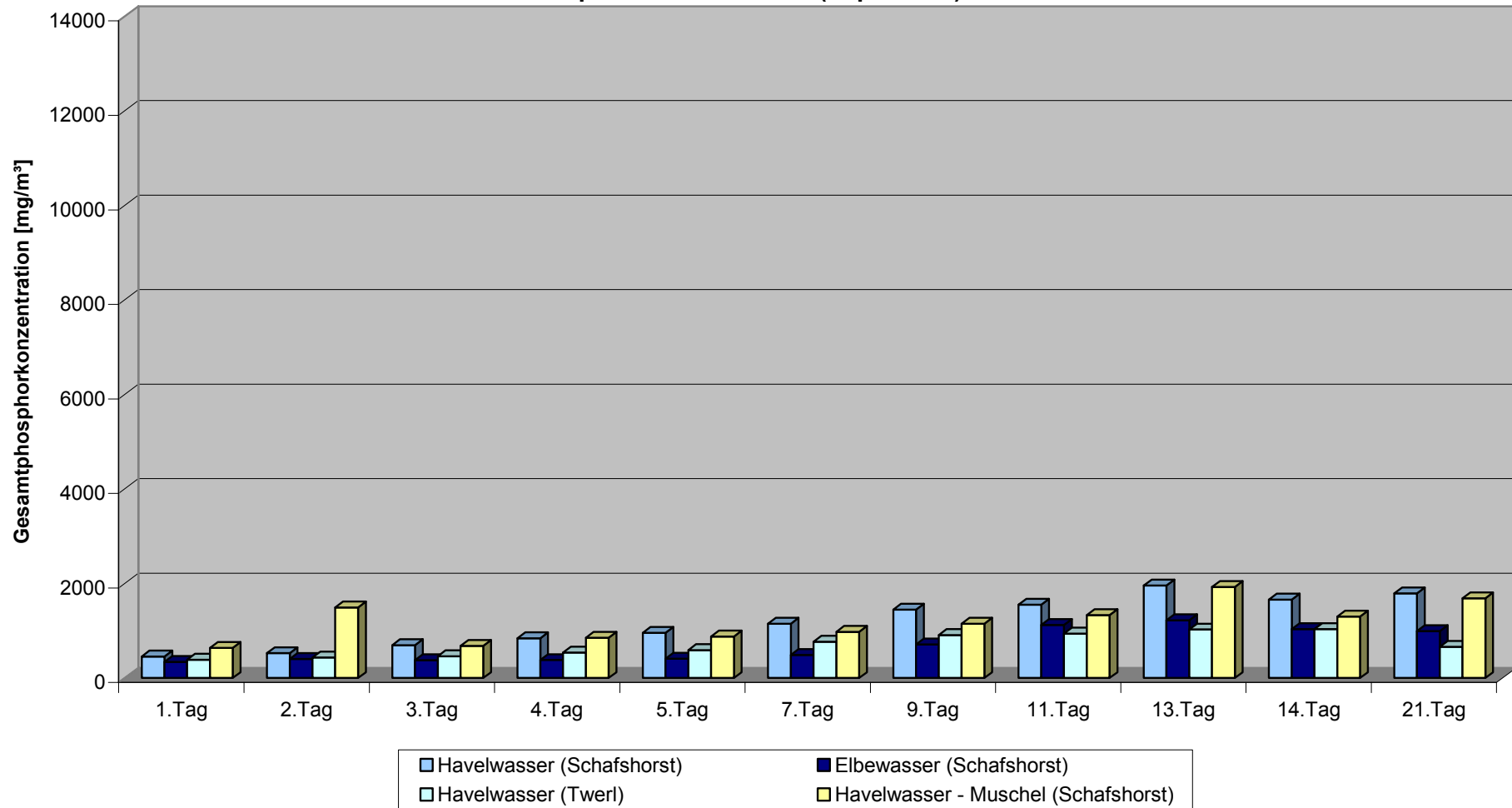


**Twertl, extensives Grünland, mineralische Böden, (gemäht, nachgewachsen)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Spätsommerszenario (September)**

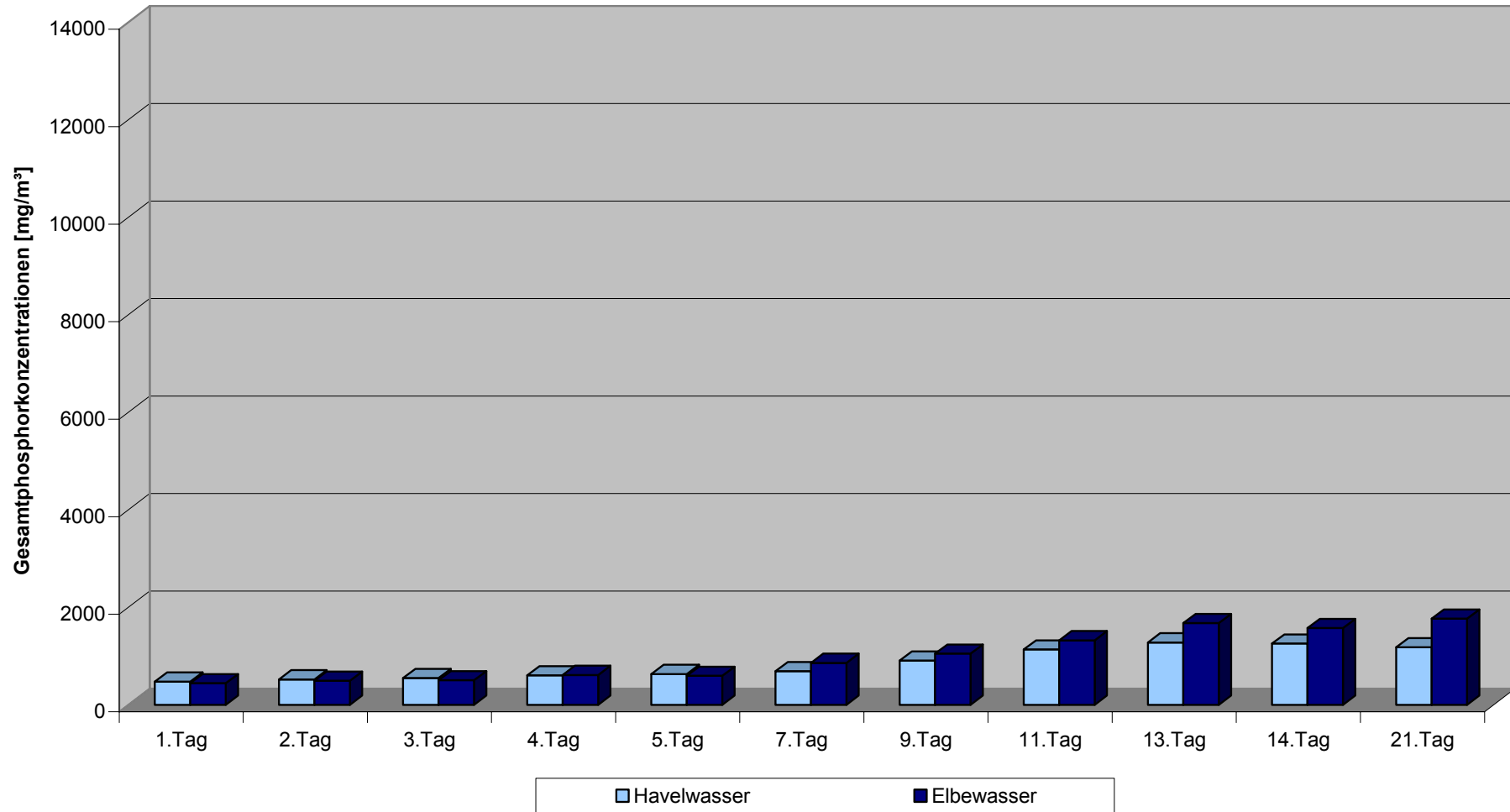




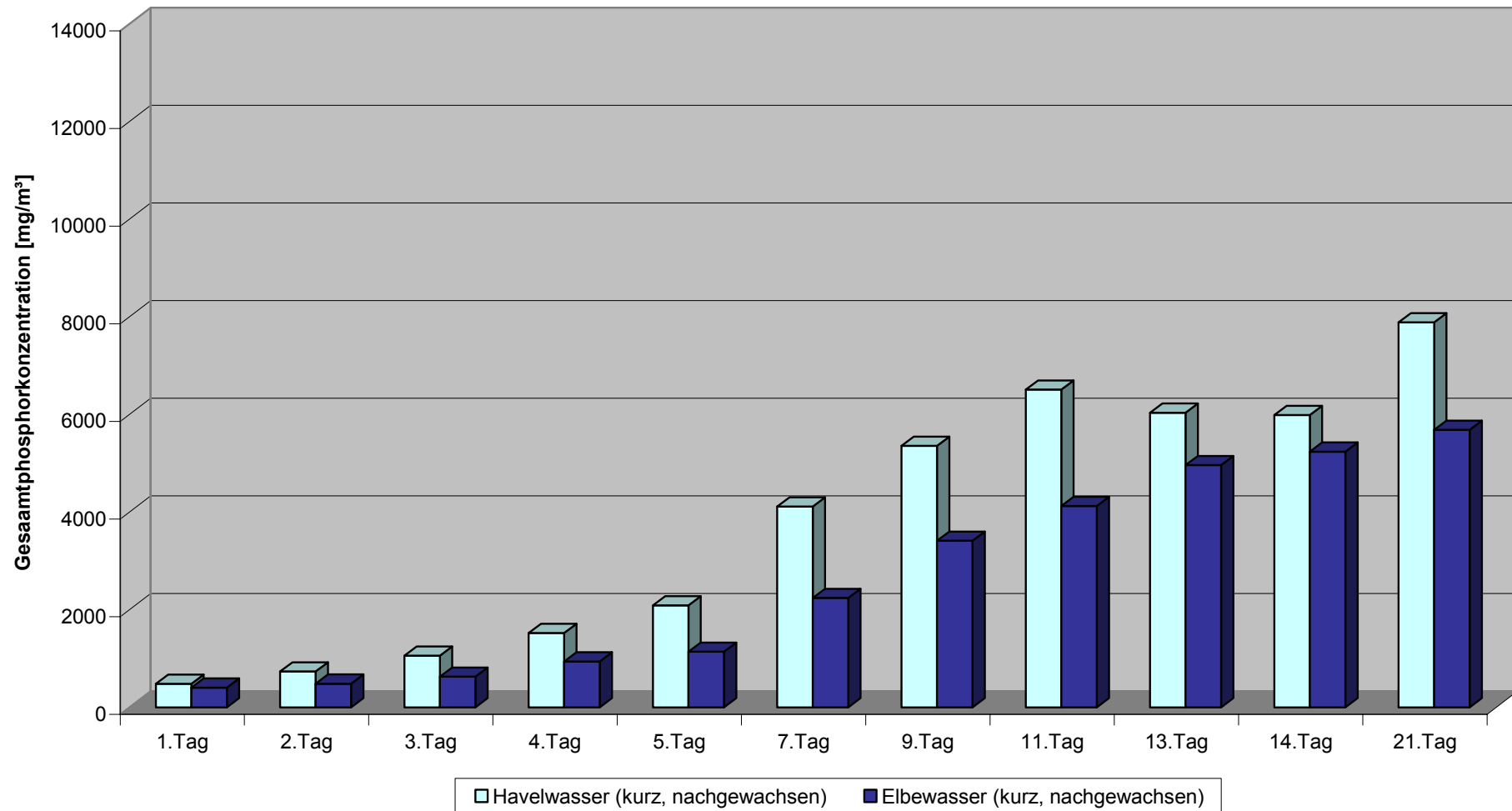
**Twert/Schafshorst, Acker (Mais)  
Gesamtphosphorkonzentrationen  
Spätsommerszenario (September)**



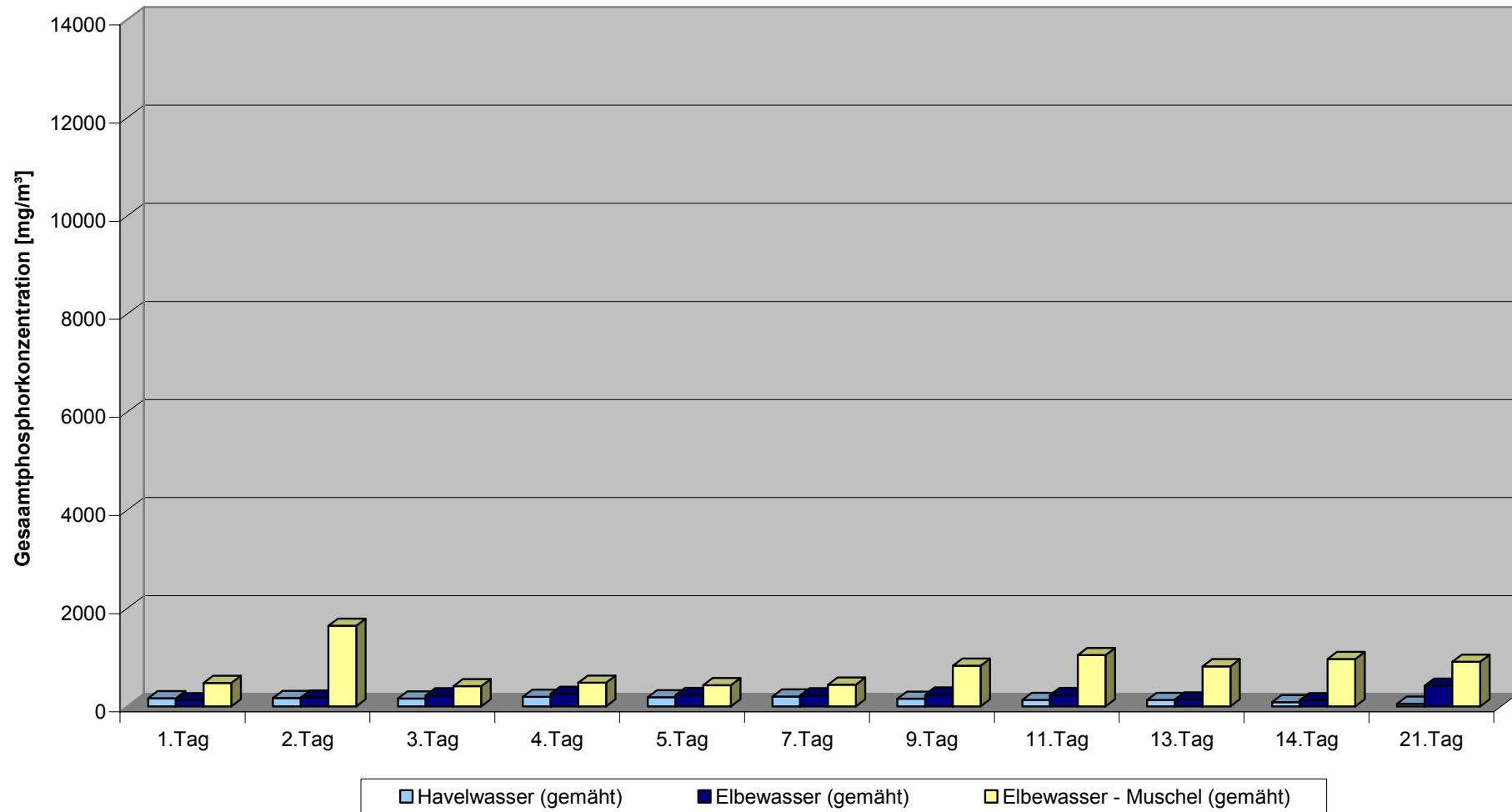
**Warnau, Acker (Getreide, gemäht)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Spätsommerszenario (September)**



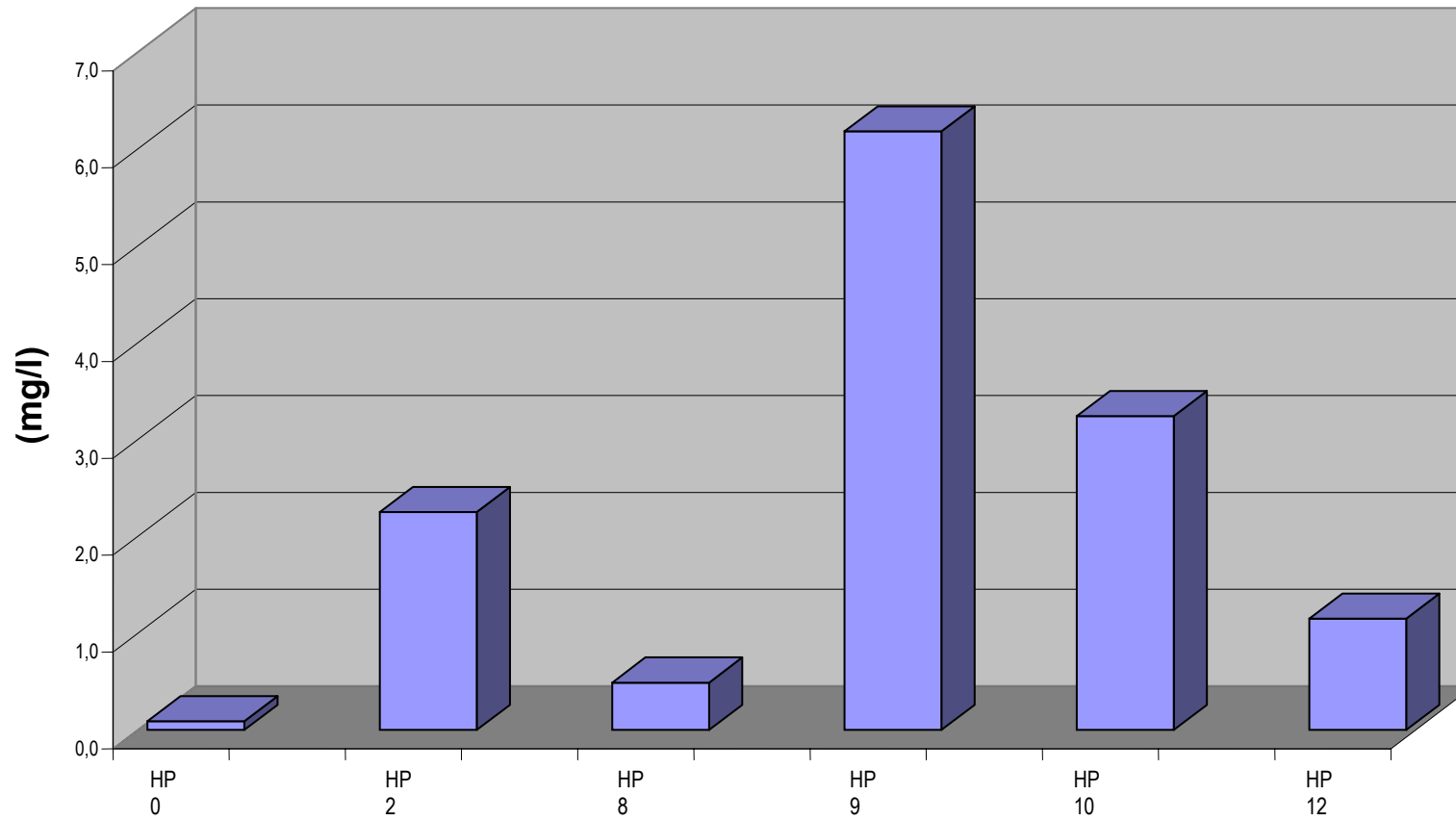
**Warnau, extensives Grünland (gemäht, zur PN nachgewachsen)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Spätsommerszenario (September)**



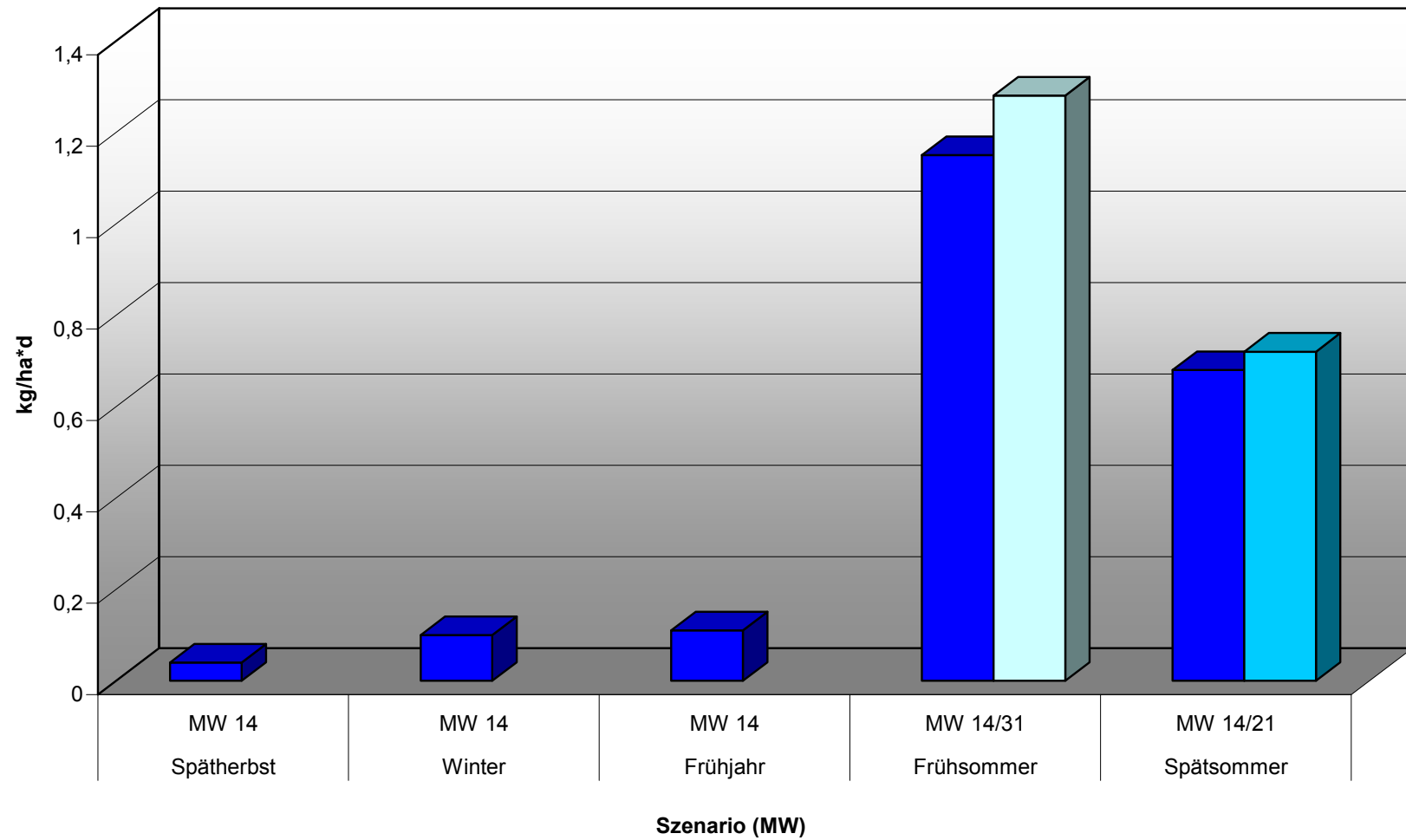
**Warnau, intensives Grünland (gemäht)**  
**Gesamtphosphorkonzentrationen**  
**Spätsommerszenario (September)**



### Mangankonzentration im Hochsommer



**Phosphorfreisetzungsrate in kg/ha\*d**  
(gemittelt nach 14 bzw. 21 oder 31 Tagen für Polder GG, Schafhorst, Twerl und Warnau)



### Anlage 1-4: Kartendokumentation

