



universität
wien

DISSERTATION

Titel der Dissertation

Sanierung des Moorökosystems "Rote Auen"
in der Gemeinde Weitersfelden, Oberösterreich
– Planung, Umsetzung und Erfolgskontrolle

angestrebter akademischer Grad

Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer.nat.)

Verfasserin / Verfasser:	Mario Pöstinger
Matrikel-Nummer:	9355303
Dissertationsgebiet (lt. Studienblatt):	Ökologie
Betreuerin / Betreuer:	Ao. Univ.-Prof. Dr. Gert Michael Steiner

Wien, am 18. Mai 2007

DANKSAGUNG

Ich bedanke mich bei all jenen, die direkt oder indirekt zur Sanierung der "Roten Auen" beigetragen haben und es mir dadurch ermöglichten, diese Dissertationsschrift zu verfassen.

Besonderer Dank gilt Herrn **Ao. Univ.-Prof. Dr. Gert Michael Steiner**, der diese Arbeit fachlich betreut und mit wertvollen wissenschaftlichen Ratschlägen ergänzt hat.

Herrn **Prof. Dr. habil. Michael Succow** (Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Universität Greifswald) und Herrn **Ao. Univ.-Prof. Mag. Dr. Paul Heiselmayer** (Institut für Organismische Biologie der Universität Salzburg) danke ich für ihre Bereitschaft, als Gutachter zur Verfügung zu stehen.

Dem **OÖ. NATURSCHUTZBUND** als Projektwerber und Grundstücksbesitzer danke ich für das entgegengebrachte Vertrauen und die finanzielle Unterstützung. Stellvertretend möchte ich an dieser Stelle all jenen Personen und Institutionen – insbesondere der **Naturschutzabteilung der OÖ. LANDESREGIERUNG** – danken, die Geldmittel für die Realisierung des Vorhabens zur Verfügung gestellt haben.

Meiner Lebensgefährtin Frau **Claudia Aichberger** danke ich für die unzähligen Stunden, die Sie ihrer Freizeit zu Gunsten der Sanierungsarbeiten geopfert hat sowie für die entgegengebrachte Geduld und die persönlichen Einschränkungen vor allem in den letzten Monaten.

Herr **Mag. Hannes Haubner** ist maßgeblich für den Erfolg der Sanierung verantwortlich zu machen. Für die Hilfe bei den Freilandarbeiten und den hydrologischen Untersuchungen bin ich ihm zu aufrichtigem Dank verpflichtet.

Der **Familie Stellberger** aus Stumberg sei für die tatkräftige Unterstützung bei der Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen gedankt.

Dem Oö. Umweltschutzanwalt Herrn **DI Dr. Johann Wimmer** danke ich dafür, dass er mir den notwendigen Freiraum gegeben hat, neben meiner beruflichen Tätigkeit meine universitäre Ausbildung fortsetzen zu können und für das entgegengebrachte Vertrauen, das "Moorentwicklungskonzept Oberösterreich" initiieren und betreuen zu dürfen.

INHALTSVERZEICHNIS

DANKSAGUNG	1
INHALTSVERZEICHNIS	3
1 EINLEITUNG.....	7
2 ALLGEMEINES.....	8
2.1 Das Untersuchungsgebiet.....	8
2.1.1 Lage.....	8
2.1.2 Historischer Überblick.....	9
2.1.3 Aktueller Zustand.....	10
2.1.4 Fauna.....	11
2.1.5 Flora.....	12
2.1.6 Name des Gebiets.....	13
2.2 Naturraum.....	13
2.2.1 Geologie, Geomorphologie und erdgeschichtliche Entwicklung.....	14
2.2.2 Postglaziale Vegetationsgeschichte.....	16
2.2.3 Klima und Wasserhaushalt.....	17
2.2.4 Boden und naturnahe Vegetation.....	18
2.2.5 Entwicklung der Kulturlandschaft, Land- und Forstwirtschaft.....	19
2.2.6 Moore – Alter und Entwicklung.....	21
2.2.7 Moore – Verbreitung, Typen, Vegetation.....	22
2.3 Grundlagen der Moorhydrologie.....	25
2.3.1 Wasserhaushalt.....	25
2.3.2 Wasserspiegel und hydraulisches Potential.....	27
2.3.3 Wasserstandsschwankungen und Aufbau des Torfkörpers.....	28
2.3.4 Hydraulische Leitfähigkeit und Selbstregulation.....	29
2.3.5 Grundwasserkuppeltheorie und Moorwachstum.....	30
2.3.6 Hydrologische und bodenbildende Prozesse entwässerter Moore.....	32
2.4 Gefährdung, Schutz und Sanierung von Moorökosystemen.....	33
2.5 Leitbild und Entwicklungsziele.....	35
3 METHODIK.....	36
3.1 Vegetationskundliche Untersuchungen.....	36
3.1.1 Vorkartierung und Aufnahmeflächenwahl.....	36
3.1.2 Aufnahmemethodik.....	37
3.1.3 Computergestützte Auswertung.....	38
3.2 Hydrologie.....	39
3.2.1 Wasserstandsmessungen mit Dauerpegeln.....	39
3.2.1.1 Manuelles Auslesen der Dauerpegelwasserstände.....	41
3.2.1.2 Automatisierte Messung der Dauerpegelwasserstände.....	41
3.2.2 Hydraulische Leitfähigkeit.....	42
3.3 Geländetopografie und digitale Höhenmodelle (DHM).....	44
3.3.1 Topografische Erfassung der Mooroberfläche.....	44
3.3.2 Ermittlung der Torfmächtigkeiten.....	45
3.3.3 Computergestützte Datenauswertung.....	46

3.3.4	Sanierungsmaßnahmen	47
3.3.4.1	Schwenden der Fichtenbestände	47
3.3.4.2	Errichtung von Grabensperren (Stauwehre)	47
4	ERGEBNISSE	49
4.1	Vegetation.....	49
4.1.1	Synsystematik der vorkommenden Pflanzengesellschaften	50
4.1.2	Beschreibung der Pflanzengesellschaften	53
4.1.2.1	Scheuchzerio-Caricetea fuscae R. Tx. 1937	53
4.1.2.2	Oxycocco-Sphagnetea Br.-Bl. et R. Tx. Ex Westhoff et al. 1946	58
4.1.2.3	Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939.....	66
4.1.2.4	Epilobietea angustifolii R. Tx. et Preisling in R. Tx. 1950	72
4.1.3	Vegetationsmonitoring.....	72
4.1.3.1	Monitoringfläche 1 (s. Abb. 46 & Tab.6, Aufn. 43).....	73
4.1.3.2	Monitoringfläche 2 (s. Abb. 47 & Tab. 6, Aufn. 44).....	74
4.1.3.3	Monitoringfläche 3 (s. Abb. 48 & Tab. 6, Aufn. 45).....	74
4.1.3.4	Monitoringfläche 4 (s. Abb. 49 & Tab. 6, Aufn. 46).....	75
4.1.3.5	Monitoringfläche 5 (s. Abb. 50 & Tab. 6, Aufn.47).....	76
4.1.3.6	Monitoringfläche 6 (s. Abb. 51 & Tab. 6, Aufn. 48).....	76
4.2	Hydrologie.....	78
4.2.1	Niederschlag und Lufttemperatur im Jahresvergleich.....	78
4.2.1.1	Das Jahr 2003	78
4.2.1.2	Das Jahr 2004	80
4.2.1.3	Das Jahr 2005	80
4.2.1.4	Das Jahr 2006	81
4.2.2	Lufttemperaturvergleich von Klimastation und Baro-Diver.....	81
4.2.3	Wasserstandsmessungen – hydrologisches Monitoring	83
4.2.3.1	Hydrologische Karten	83
4.2.3.2	Wasserganglinien, Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen der Dauerpegel	91
4.2.3.3	Wasserganglinien, Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen sowie Temperaturkurven der Diver-Peilrohre	110
4.2.4	Hydraulische Leitfähigkeit.....	115
4.3	Vermessung	116
4.3.1	Topografie des Mineralbodens	116
4.3.2	Topografie der Mooroberfläche.....	117
4.3.3	Torflager und Moormächtigkeit	117
4.3.4	Gräben und Sperren	117
4.3.4.1	Maßnahmen am Grabensystem A	124
4.3.4.2	Maßnahmen am Graben B.....	126
4.3.4.3	Maßnahmen am Graben C.....	126
4.3.4.4	Maßnahmen am Graben D.....	126
4.3.4.5	Maßnahmen am Graben E.....	128
4.3.4.6	Maßnahmen am Graben F.....	128
4.3.4.7	Maßnahmen am Grabensystem G	130
4.3.4.8	Maßnahmen am Graben H.....	130
4.3.4.9	Maßnahmen mit Einzelsperren	132
5	PRAXISBERICHT	133
5.1	Singuläre Maßnahmen.....	133
5.1.1	Lokalausweise und Vorerhebungen zur Situationsbeurteilung (Vorbegutachtung)	133
5.1.2	Machbarkeitsstudie und Projekterstellung	134
5.1.3	Finanzierung, Partner- und Sponsorensuche	134
5.1.4	Einrichtung des hydrologischen Messnetzes.....	135
5.1.5	Geländeerhebungen und Torfsondierung	135
5.1.6	GIS-gestützte Geländedatenauswertung und Planung der Sanierungsmaßnahmen	136
5.1.7	Festlegung der Sperrenstandorte im Gelände.....	137

5.1.8	Erhebung des Materialbedarfs.....	137
5.1.9	Transportlogistik und Endfertigung der Sperren	138
5.1.10	Sperrenbau.....	141
5.1.10.1	Maschinelles Sperrenbau.....	141
5.1.10.2	Manueller Sperrenbau	146
5.2	Dauermaßnahmen.....	148
5.2.1	Waldbauliche Maßnahmen.....	148
5.2.2	Hydrologisches Monitoring.....	149
5.2.3	Öffentlichkeits- und Pressearbeit.....	150
6	DISKUSSION	152
6.1	Geschichte der „Roten Auen“.....	152
6.1.1	Nacheiszeitliche Moorentstehung (Moorhydrogenese).....	152
6.1.2	Historische Moorentwicklung, Moor- und Torfnutzung (seit 1800).....	153
6.1.3	Rezente Moornutzung und –zerstörung (ab Mitte 20. Jhd.)	154
6.2	Das Sanierungsprojekt.....	155
6.2.1	Grabensanierung.....	155
6.2.1.1	Methode	155
6.2.1.2	Probleme	157
6.2.1.3	Empfehlungen.....	159
6.2.2	Schwenden der forstwirtschaftlich genutzten Moorflächen	160
6.2.2.1	Methode	160
6.2.2.2	Probleme	161
6.2.2.3	Empfehlungen.....	161
6.3	Hydrologische Betrachtungen.....	162
6.3.1	Methode.....	162
6.3.1.1	Datenerhebung.....	162
6.3.1.2	Datenauswertung und -darstellung.....	167
6.3.2	Moorwasserhaushalt.....	168
6.3.2.1	Wirkung der Grabensanierung.....	168
6.3.2.2	Wiedervernässung und Grundwasserkuppel.....	175
6.3.2.3	Wasserspeicher- und Rückhaltevermögen.....	178
6.4	Vegetationskundliche Erhebungen	181
6.4.1	Methode	181
6.4.2	Vegetation der „Roten Auen“.....	181
6.4.2.1	Vegetation und Wasserhaushalt.....	182
6.5	Ausblick.....	194
7	ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY	196
ANHANG 1	198
ANHANG 2	200
ANHANG 3	201
LITERATUR	202
LEBENSLAUF	207

1 EINLEITUNG

Die „Roten Auen“ im Gemeindegebiet von Weitersfelden im oberösterreichischen Mühlviertel wurden im Dezember 1995 aus Landesmitteln angekauft und dem OÖ. NATURSCHUTZBUND zur Betreuung und Realisierung eines Renaturierungsprojekts übertragen. Im Anschluss daran wurde das Gebiet am 13. Mai 1996 durch Verordnung der OÖ. LANDESREGIERUNG als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Zu diesem Zeitpunkt waren weite Bereiche des Moores forstwirtschaftlich genutzt und mit schlecht wüchsigen Fichtenreinbeständen bestockt. Ein engmaschiges Netz an tiefen Gräben durchzog das gesamte Moor und führte zu einem massiven Rückgang der moortypischen Vegetation.

Die Fichten wurden in den darauffolgenden Jahren sukzessive entfernt, wobei jene Flächen im Zentrum, die das größte Potential für eine Renaturierung aufwiesen, zuerst freigestellt wurden. Gleichzeitig wurden erste Versuche unternommen, die Austrocknung des Moores durch Einstau der Entwässerungsgräben zu unterbinden. Dazu wurden die Gräben an einigen Stellen mit Querbauwerken aus Verschalungsplatten oder verspreizten und mit Torf hinterfüllten Fichtenstangenholzsperrn versehen. Ein wirkungsvoller Rückstau des Wassers konnte dadurch zwar nicht erreicht werden, doch haben die Maßnahmen wesentlich dazu beigetragen, die Austrocknung des Torfkörpers zu verzögern und das Moor somit vor einer allzu raschen, weiteren Degradierung zu bewahren.

Um die „Roten Auen“ auf Dauer zu erhalten und um den negativen Entwicklungen wirksam Einhalt zu gebieten, wurden im Jahr 2002 erste Schritte für eine nachhaltige Sanierung des Moores angedacht. Nach eingehender Prüfung der Ausgangssituation und Abklärung der Finanzierungsfrage konnte nach Abschluss der umfangreichen Vorbereitungsmaßnahmen im Sommer 2004 schlussendlich durch den Einbau wirksamer Grabensperren der Moorwasserspiegel im westlichen Teil des Naturschutzgebiets deutlich angehoben werden. Im darauffolgenden Jahr wurde die hydrologische Sanierung des Ostteils in Angriff genommen, die im Juli 2006 abgeschlossen werden konnte. Das Schwenden bzw. Auflichten der Fichtenbestände in den Wintermonaten wird aus zeitlichen und logistischen Gründen noch einige Jahre andauern. Im Anschluss soll sich das Gebiet jedoch ohne weiteres menschliches Zutun frei entwickeln können.

Die vorliegende Arbeit gibt einen detaillierten Überblick über den Ablauf einer Moorsanierung. In diesem Zusammenhang wird auch speziell auf die praktische Umsetzung eingegangen und mit Hilfe zahlreicher Abbildungen die umfangreiche Transportlogistik, die aufwändige Fertigung der Grabensperren und deren mühsame Errichtung im Moor dargestellt. Zudem werden Probleme bei der Umsetzung aufgezeigt, Lösungsmöglichkeiten vorgestellt und deren Erfolg bzw. Wirksamkeit erörtert.

2 ALLGEMEINES

2.1 Das Untersuchungsgebiet

2.1.1 Lage

Das Naturschutzgebiet „Rote Auen“ befindet sich in einem der zahlreichen Mooregebiete auf dem Höhenzug des Frei- und Weinsberger Waldes im Gemeindegebiet von Weitersfelden, Bezirk Freistadt, unweit der Ortschaft Stumberg nahe der Gemeindegrenze zu Liebenau (Abb. 1a & b). Es umfasst die Grundstücke Nr. 5293, 5294, 5298/2 und 5299/2, alle KG. Weitersfelden.

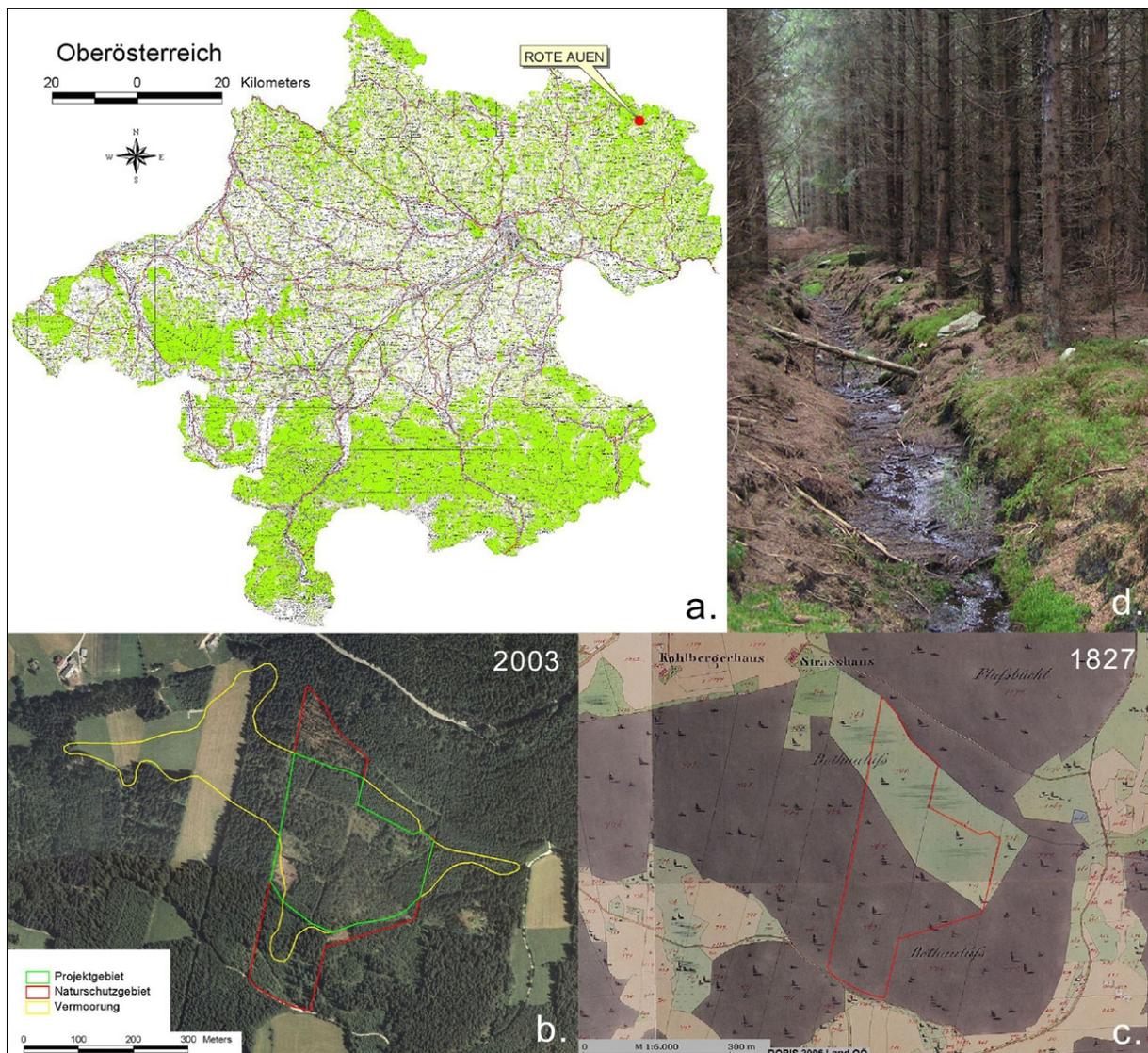


Abb. 1: a. Lage des Naturschutzgebiets "Rote Auen" im Nordosten von Oberösterreich b. Luftbild aus dem Jahr 2003 mit Darstellung der Naturschutz- und Projektgebietsgrenzen sowie der Ausdehnung der ursprünglichen Vermooring c. Urmappendarstellung des Gebiets aus dem Jahr 1827 d. Alter Entwässerungsgraben zur Trockenlegung und forstlichen Nutzung der Moorflächen.

Auf einer Höhenlage von etwa 890 m s.m. umfasst es inmitten ausgedehnter Fichtenforste die letzten naturnahen Bereiche einer einst großflächigen Sattelvermooring. Die sich in ost-westlicher Richtung erstreckende, vermoorte Sattelverebnung wird nördlich und südlich von parallelen Höhenrücken begrenzt (Abb. 1b).

STEINER (1985 & 1992) weist das von ihm nach der Flurbezeichnung im Franziszeischen Kataster (Urmappe) als „Rothaulüß“ bezeichnete Moor als Moorkiefern-Hochmoor von überregionaler Bedeutung aus. Er sieht vor allem in der Forstwirtschaft eine Gefährdung für die noch verbliebenen naturnahen Bereiche.

Das eigentliche Untersuchungsgebiet (= Projektgebiet), welches auch hydrologisch saniert werden soll, umfasst bevorzugt die am stärksten gefährdeten Moorbereiche innerhalb des Schutzgebiets. Die Grenzen des Projektgebiets entsprechen im Westen und Osten jenen des Naturschutzgebiets. Im Norden und Süden befinden sie sich am Übergang des Moores zu den angrenzenden Waldflächen (Abb. 1b).

Sanierungsmaßnahmen auf (potentiellen) Moorstandorten außerhalb des Naturschutzgebiets sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt aufgrund der aktuellen Bewirtschaftung (Fichtenforste, Dauerwiesen) und mangels Zustimmung der Grundeigentümer nicht umsetzbar. Dennoch soll im Zuge dieser Arbeit auch ein Minimum an Vorschlägen zur Erweiterung des Schutzgebiets bzw. für weiterführende Sanierungsmaßnahmen kurz erläutert werden.

2.1.2 Historischer Überblick

Über die historische Entwicklung der „Roten Auen“ ist wenig bekannt. In der Urmappe aus dem Jahr 1827 sind die Flächen des heutigen Naturschutzgebiets im zentralen und südlichen Bereich als „Wald“ vermerkt, der Norden und Osten sind als „Wiese“ ausgewiesen (Abb. 1c). Details über die damals bestandsbildende Vegetation sind aus dieser Kartendarstellung nicht ableitbar.

Anfang des 20. Jahrhunderts, zu einer Zeit, in der Teile der „Roten Auen“ Überlieferungen zufolge auf einer Fläche von etwa 3 ha waldfrei waren und als Moorwiesen bewirtschaftet wurden, hat man hier auch Torf gestochen (WILK et al. 1911).

Die Wiesen wurden in den 60er-Jahren durch das Ausheben tiefer Gräben entwässert und in Fichtenmonokulturen umgewandelt (Abb. 1d). Um ein Aufkommen der Fichten gewährleisten zu können, war man gezwungen, die Gräben in gewissen Zeitabständen regelmäßig zu räumen bzw. die Sohle weiter einzutiefen.

Die Fichtenplantagen verursachten eine gänzliche Vernichtung der moortypischen Vegetation. Lediglich in den Torfstichen hat eine Regeneration stattgefunden. Offene Wasserflächen stehen in engem Kontakt zu ausgedehnten Torfmoos-Teppichen und vereinzelt Hochmoorbulten. Heute präsentiert sich hier ein Komplex aus Torfmoos-Schlenken und -Bulten mit Sauergräsern (*Carex* spp., *Eriophorum* spp.) und einer sehr lockeren, niedrigwüchsigen Baum- und Strauchschicht aus Rot- und Berg-Kiefern (*Pinus sylvestris*, *P. mugo* agg.) (Abb. 2 & 156).

Die verbliebenen Moorwaldbestände mit einem einst wohl vermehrten Vorkommen von Moor-Kiefer (*Pinus rotundata*, *P. cf. uncinata*) und Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) befinden sich heute in einem degradierten Zustand. Die Dominanz der Rot-Kiefer und das

nahezu flächendeckende Auftreten der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) (Abb. 3, 40 & 41) weisen eindeutig auf die nachhaltige Wirkung der Entwässerungsmaßnahmen hin.



Abb. 2: Kleinräumiges Standortmosaik aus Torfmoosreichen Pflanzenbeständen innerhalb der Torfstichregenerationsflächen (19.07.2004)



Abb. 3: Heidelbeer-reicher Rotföhren-Moorwald mit vereinzeltem Vorkommen von *Pinus mugo* agg. (19.07.2004)

Torfmoose sind im gesamten Gebiet noch häufig anzutreffen, doch dürfte deren Vielfalt in den letzten Jahren massiv zu Gunsten einiger weniger konkurrenzstarker Torfmoosarten zurückgegangen sein.

Aufnahmen von STEINER (1985 & 1992) zufolge waren vor gut 25 Jahren neben den auch heute noch vorkommenden Arten *Sphagnum magellanicum*, *S. palustre*, *S. fallax*, *S. angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. russowii* und *S. girgensohnii* auch noch *S. subsecundum*, *S. denticulatum*, *S. contortum*, *S. majus*, *S. quinquefarium*, *S. riparium* und *S. cuspidatum* verbreitet. Diese sind heute, wenn überhaupt, dann wohl nur mehr vereinzelt im Untersuchungsgebiet bzw. außerhalb davon in und um regenerierende Torfstiche zu finden. Sammelbelege von Robert Krisai aus dem Herbarium der naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg belegen Funde aus dem Gebiet bzw. nahen Umfeld der "Roten Auen" für *Sphagnum brevifolium* und *S. riparium* aus dem Jahr 2001 und für *S. cuspidatum* und *S. flexuosum* aus dem Jahr 1982.

2.1.3 Aktueller Zustand

Die noch vorhandene moortypische Vegetation kennzeichnet die „Roten Auen“ floristisch eindeutig als oligotroph-saures Regenmoor bzw. Waldhochmoor (s. Abb. 165), in welches im

Bereich der ehemaligen Torfstiche sowie im Anschluss an Quellaufstöße Flächen mit Nieder- und Übergangsmoorcharakter eingebettet sind (s. Abb. 32)

Das heutige Naturschutzgebiet umschließt eine Fläche von 9,93 ha, wovon etwa 3,17 ha aufgrund ihrer Vegetation (Sukzessionsstadien der Torfstichregenerationen, Moorwald- und Moorersatzgesellschaften) noch als mehr oder weniger naturnahes bzw. bisher erst mäßig degradiertes Moor anzusprechen sind. Von den verbleibenden 6,76 ha werden derzeit noch weitere 3,51 ha von Torfböden eingenommen. Diese Flächen sind jedoch vorwiegend mit monotonen Fichtenbeständen bestockt oder von Schlagfluren bedeckt (s. Abb. 43 & 44).

In Anlehnung an die englische Bezeichnung „peatland“ beherbergt das Naturschutzgebiet derzeit somit noch etwa 6,68 ha an Torflandschaft mit und ohne moortypischer Vegetation.

Ohne Sanierungsmaßnahmen ist aufgrund bodenbildender Prozesse eine erhebliche Reduktion des Torfkörpers und ein damit einhergehender Verlust moortypischer Pflanzengesellschaften garantiert. Lediglich im Bereich der beiden zentralen Torfstichregenerationsflächen sowie im Anschluss an die im Süden befindlichen Quellhorizonte wäre ein längerfristiger Erhalt einer etwa 0,80 ha großen Fläche mit torfbildender Vegetation absehbar. Die einstige Ausdehnung des Moores, das nach heutigem Ermessen eine Fläche von zumindest 12,30 ha eingenommen haben dürfte, würde sich somit um mehr als 90 % verringern. Innerhalb des Schutzgebiets würde sich das eigentliche Moor auf etwa ein Viertel der derzeitigen Fläche minimieren. Dies veranschaulicht nicht nur deutlich die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen, sondern auch die Ausweitung der Schutzbemühungen auf außerhalb des Naturschutzgebiets liegende Flächen.

2.1.4 Fauna

Zur Erfassung der Tierwelt der „Roten Auen“ wurden im Zuge dieser Arbeit keine systematischen Untersuchungen durchgeführt. Mit Ausnahme der Insekten, deren Vorkommen schon seit einiger Zeit genauer von Martin Schwarz, Zoologe des OÖ. NATURSCHUTZBUNDES, dokumentiert wird, stammen die Nachweise meist aus Zufallsbeobachtungen, die im Zuge der Freilandarbeiten gemacht werden konnten.

An Säugetieren konnten Reh (*Capreolus capreolus*), Hase (*Lepus europaeus*), Fuchs (*Vulpes vulpes*) und Iltis (*Putorius putorius*) beobachtet werden, an Reptilien die Kreuzotter (*Vipera berus*) und die Mooreidechse (*Lacerta vivipara*). Aus der Gruppe der Amphibien der Grasfrosch (*Rana temporaria*), die Erdkröte (*Bufo bufo*), der Bergmolch (*Triturus alpestris*) sowie der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*). Ornithologisch sind vor allem der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) und das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) erwähnenswert.

Unter den Insekten hat SCHWARZ (mdl. Mtlg.) zahlreiche Arten nachgewiesen, die als Besonderheiten hervorzuheben sind. Die Speer-Azurjungfer (*Coenagrion hastulatum*) ist eine Charakterart der Verlandungszonen, deren Entwicklung überwiegend an saure Moorgewässer gebunden ist. Sie gilt in Oberösterreich als gefährdet.

Der Bockkäfer *Judolia sexmaculata* konnte erstmals mit Sicherheit im Mühlviertel nachgewiesen werden, der Fund der Blattwespe *Brachythops wuestneii* stellt seit dem Erstnachweis 1916 in Liebenau erst den zweiten bekannten Nachweis in Oberösterreich dar. Die Ameisenart *Formica picea* kommt unterhalb der subalpinen Stufe ausschließlich in Moorhabitaten vor.



Abb. 4: Brombeer-Zipfelfalter (*Callophrys rubi*) aus der Familie der Bläulinge (Foto: J. Limberger)

(*Vaccinium myrtillus*). Die adulten Tiere fallen vor allem aufgrund ihrer grün gefärbten Flügelunterseite auf (s. Abb. 4).

Unter den Schmetterlingen sind der an Hochmoore gebundene Hochmoor-Perlmutterfalter (*Boloria aquilonaris*), dessen Raupen an der Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*) fressen, sowie der in Übergangs- und Hochmooren heimische Hochmoor-Bläuling (*Vacciniina optilete*), dessen Raupen als Futterpflanze die Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) bevorzugen, hervorzuheben.

Die Raupen einer weiteren Bläulings-Art, dem Brombeer-Zipfelfalter (*Callophrys rubi*), ernähren sich unter anderem von der in den „Roten Auen“ sehr häufigen Heidelbeere

Ein vollständige Liste aller bisher in den „Roten Auen“ nachgewiesenen Tierarten befindet sich im Anhang 1.

2.1.5 Flora

Pflanzen saurer, nährstoffarmer Hoch- und Übergangsmoore sowie saurer Fichtenwälder sind im Untersuchungsgebiet teilweise noch häufig anzutreffen. So auch manche Arten, die sonst in Oberösterreich bereits selten und somit durch das Oö. Natur- und Landschaftsschutzgesetz 2001 geschützt sind.

Zu den „vollkommen geschützten Pflanzen“ zählen die Berg-Kiefer (*Pinus mugo* agg.; alle Arten in Mooren), der Siebenstern (*Trientalis europaea*), die Braun- und Schnabel-Segge (*Carex nigra*, *C. rostrata*), Schmalblättriges und Scheidiges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*, *E. vaginatum*), der Teich-Schachtelhalm (*Equisetum fluviatile*) und der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*).

Unter den „teilweise geschützten Pflanzen“ finden sich der Gemeine Wacholder (*Juniperus communis*), alle oben angeführten Torfmoose mit Ausnahme von *Sphagnum palustre*, *S. girgensohnii* und *S. capillifolium*, wenn diese auf Waldboden wachsen, und die ebenfalls an dieser Stelle angeführten Flechten Isländisch Moos (*Cetraria islandica*) und Rentierflechte (*Cladonia rangiferina*).

Von der Berg-Kiefer (*Pinus mugo* agg.) lassen sich im Gebiet aufgrund der Wuchsform verschiedene Taxa angeben. Die Latsche (*Pinus mugo* s.s.) mit niederliegenden bis bogig aufsteigenden Stämmen, die Spirke (*Pinus uncinata*) mit geradem, aufrechtem Stamm und eine halbaufrechte, wahrscheinlich hybridogene Form (*Pinus x rotundata*).

Inwieweit es sich bei den Spirken tatsächlich um *Pinus uncinata* handelt, ist unklar. FISCHER et al.(2005) verweisen auf aufrecht-wüchsige und dadurch spirken-ähnliche Exemplare, wie sie unter der Bezeichnung Moor-Spirke etwa in der Bayrischen Au im Bezirk Rohrbach in Oberösterreich vorkommen. Da systematische Fragestellungen jedoch für das geplante Vorhaben der Wiedervernässung von untergeordneter Bedeutung sind, wurden diesbezüglich

keine näheren Untersuchungen vorgenommen. Art-Angaben innerhalb des Aggregats beziehen sich in der vorliegenden Arbeit immer nur auf die Wuchsform!

Eine Liste der im Untersuchungsgebiet gefundenen Moose und Gefäßpflanzen befindet sich im Anhang 1.

2.1.6 Name des Gebiets



Abb. 5: Der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) kommt in den "Roten Auen" stellenweise noch sehr häufig vor (07.07.2006)

Der Name der „Roten Auen“ leitet sich laut KRISAI & SCHMIDT (1983) angeblich vom Massenvorkommen des Sonnentaus (*Drosera rotundifolia*) ab (s. Abb. 5). Zwar ist sein Bestand stellenweise noch sehr dicht, sodass dessen Blattfärbung der Bodenoberfläche einen rötlichen Schimmer verleiht, doch dürfte – zumindest nach heutigen Gesichtspunkten – eher die Färbung anderer Pflanzen für die Benennung des Gebiets ausschlaggebend gewesen sein.

Diesbezüglich wäre etwa das häufige Vorkommen rot gefärbter Torfmoose (*Sphagnum magellanicum*, *S. russowii*, *S. capillifolium*) zu erwähnen. Aber auch der Massenbestand der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), deren Blätter sich im Herbst rotbraun verfärben, könnte namensgebend für das Gebiet gewesen sein.

Historisch betrachtet käme auch die rote Herbstfärbung des Schmalblättrigen Wollgrases (*Eriophorum angustifolium*) – sofern es in den einst extensiv bewirtschafteten Feuchtwiesen im Gebiet der war – als farblich landschaftsprägend und

heutigen „Roten Auen“ entsprechend häufig möglicher Namensgeber in Frage.

2.2 Naturraum

Das Projektgebiet befindet sich gemäß der naturschutzfachlichen Raumgliederung von Oberösterreich in der Raumeinheit „Freiwald und Weinsberger Wald“, welche den nördlichsten und östlichsten Teil des Mühlviertels einnimmt. Im Norden grenzt die Tschechische Republik an, im Osten Niederösterreich. Südlich befindet sich das sogenannte Aist-Naarn-Kuppenland, im Westen das Leonfeldner und im Südwesten das Zentralmühlviertler Hochland (s. Abb. 6). Die Abgrenzungen zu den angrenzenden Raumeinheiten gehen dabei fließend ineinander über. Auch zwischen Freiwald und Weinsberger Wald selbst lässt sich keine klare Grenzlinie ziehen (FUCHS et al. 2004).

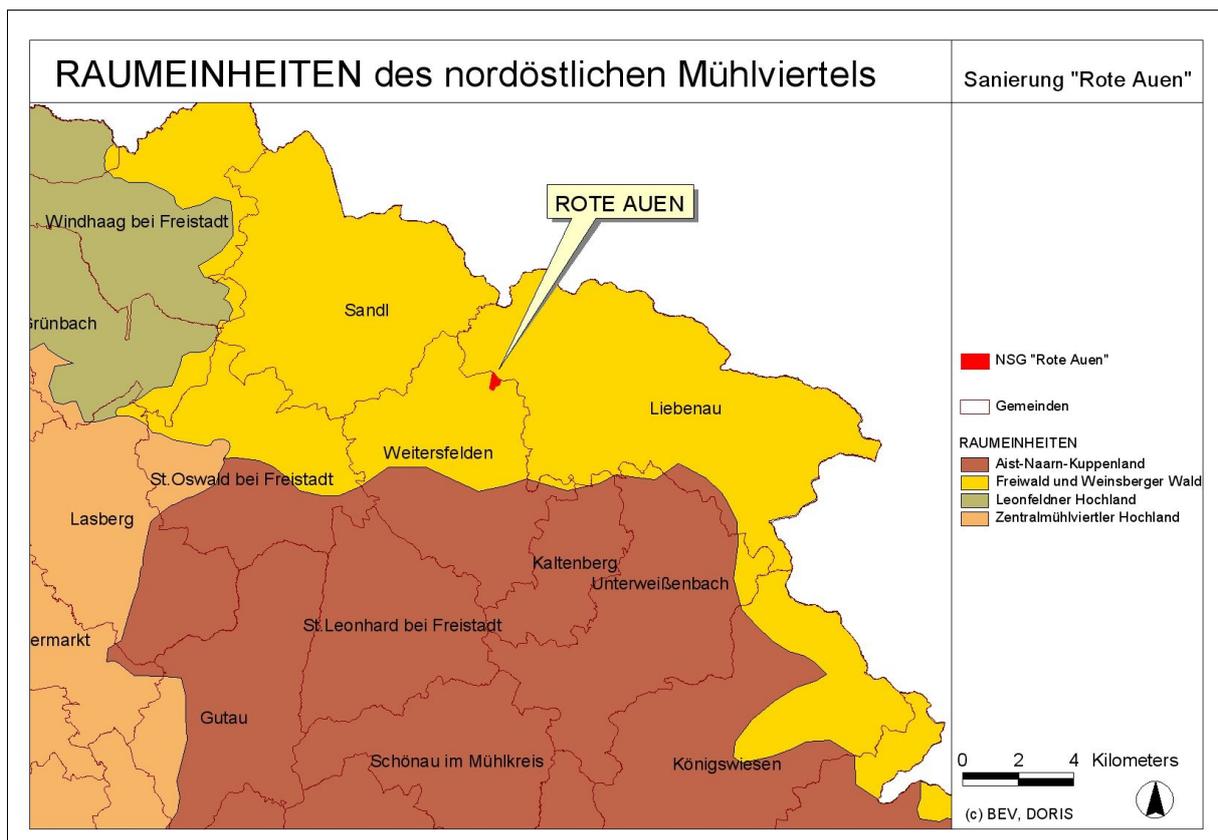


Abb. 6: Das Gebiet des Frei- und Weinsberger Waldes wird in Oberösterreich vom Aist-Naarn-Kuppenland sowie dem Zentralmühlviertler und Leonfeldner Hochland umgeben (Quelle: DORIS, NaLa)

Nachfolgend werden die entwicklungsgeschichtlichen und naturräumlichen Gegebenheiten im Österreichischen Granit- und Gneishochland kurz umrissen. Besonders wird dabei auf das unmittelbare Umfeld der „Roten Auen“ und ihre Lage an der Westabdachung des Weinsberger Wald-Freiwald-Höhenzugs eingegangen.

2.2.1 Geologie, Geomorphologie und erdgeschichtliche Entwicklung

Das Österreichische Granit- und Gneishochland erstreckt sich östlich von Bayern und südlich der tschechischen Grenze über das gesamte Mühlviertel bis ins niederösterreichische Waldviertel. Es bildet somit den südlichen Ausläufer der Böhmisches Masse, die im Wesentlichen durch die Donau vom Alpenvorland getrennt wird. Lediglich kleinräumig, wie etwa im oberösterreichischen Sauwald, reicht das Granitmassiv südlich über die Donau hinaus.

Tektonisch unterscheidet man im Österreichischen Granit- und Gneishochland zwei Teilbereiche: dem im Westen liegenden Moldanubikum wird das östlich anschließende Moravikum gegenübergestellt. Das Moravikum wird von Magmatiten und metamorphen Sedimentgesteinen aufgebaut, welche im Süden und Osten von tertiären und quartären Sedimenten überlagert sind. Im Westen wird es vom hier ebenfalls von metamorphen Gesteinen aufgebauten Moldanubikum überschichtet. Westlich anschließend herrschen Erstarrungsgesteine vor. In geologischer Hinsicht stehen somit Granitgesteine den Gneisen gegenüber (WRBKA 1994).

Der häufigste Gesteinstyp des Freiwaldes und Weinsberger Waldes ist der gleichnamige Weinsberger Granit. Charakterisiert durch seinen grobkörnigen Aufbau und das reiche

Vorkommen von großen Kalifeldspäten, derben Quarzkörnern und Biotit weist er einen vergleichsweise geringen Silikatgehalt und gleichzeitig reichlich Kaliumoxid, Calcium und Phosphorsäure auf. Die Verwitterungsfähigkeit begünstigt eine gute Nährstoffnachlieferung (LASSNER 1986).

Fein- bis mittelkörnige Granite stellen die zweithäufigste Gesteinsgruppe dar. Neben dem eigentlichen Feinkorngranit ist vor allem der dunklere Freistädter Granodiorit für das Gebiet charakteristisch. Verschiedene Gneise, Diorit und Mylonit kommen lediglich lokal beschränkt bzw. kleinräumig vor (FUCHS et al. 2004).

Im Erdzeitalter Devon vor etwa 395 Mio. Jahren begann im Rahmen der variszischen Gebirgsbildungsphasen die Auffaltung der Böhmisches Masse zu einem ausgedehnten Hochgebirge (KRAPPENBAUER 1994).

Am Übergang vom Devon zum Karbon vor annähernd 350 Mio. Jahren erfolgte eine ostvergente Überschiebung: das ausgedehnte Moldanubikum wurde auf das östlich gelegene, wesentlich kleinere Moravikum aufgeschoben.

An der Karbon-Perm-Grenze fand vor rund 285 Mio. Jahren die Hebung des Gebirges, die von einer Metamorphisierung der Altgesteine und von magmatischen Intrusionen geprägt war, ein Ende.

Im Mesozoikum (225-65 Mio. Jahre v.h.) dürften im Österreichischen Granit- und Gneishochland kaum größere geologische Ereignisse stattgefunden haben. Enorme exogene Wirkungen dürften jedoch Oberfläche und Relief überformt haben. Brüche sowie kleinflächige Hebungen und Senkungen müssen vor allem im Randbereich zu Abtragungen und Sedimentationen geführt haben.

Erst die Auffaltung der Alpen im Tertiär (65-2 Mio. Jahre v.h.) bewirkte bedeutende Umgestaltungen. Der als Widerlager für den nordwärts gerichteten Faltungsschub dienende alte Gebirgsstock der Böhmisches Masse sank im Süden, Südosten und Osten ab und wurde sodann von tertiären Sedimenten überlagert. Gleichzeitig kam es unter tropischen Klimabedingungen zur Bildung mächtiger Schuttdecken und zu unterirdischer Wollsackverwitterung.

Die Gestaltung der rezenten Oberflächen und in weiterer Folge die Entwicklung der Böden begann letztendlich vor 2 Mio. Jahren durch die Auswirkungen der quartären Kalt- und Warmzeitzyklen. Die Ausdehnung der polaren Eismassen in Richtung Äquator führte zur Ausbildung von Inlandgletschern in den höheren Lagen. Die Gletscherbewegung griff dabei landschaftsgestaltend in das Umland ein. Nicht vergletscherte Gebiete wie etwa das Granit- und Gneishochland unterlagen den periglaziären Frostwechselwirkungen. Lange, strenge Winter und kühle Sommer bewirkten ein zyklisches Auftauen und Durchfrieren des Bodens. Bereits geringe Hangneigungen führten zu Solifluktionerscheinungen. Durch Abfließen des aufgetauten Bodenbreis kam es zu Massenverfrachtungen, die zu einer Bodenverarmung und zu Einebnungen in den mittleren und unteren Hanglagen führten (FISCHER 1979, FUCHS et al. 2004, KRAPPENBAUER 1994, KUNTZE 1994, WRBKA 1994).

Die über Jahrtausende hinweg andauernden Abtragungen und Verwitterungen führten im Österreichischen Granit- und Gneishochland zur Ausbildung der heute vorliegenden Hügellandschaft mit Seehöhen von durchschnittlich 450 m bis 600 m. Diese ist von einigen deutlichen Höhenzügen mit über 1000 m Seehöhe durchzogen.

Mäandrierende Schluchtstrecken sowie als Zeugen einer ehemals tiefgründigen Verwitterung in Erscheinung tretende Blockströme und einzelstehende Felsburgen (Restlinge mit typischer Wollsackverwitterung) runden das Landschaftsbild ab.

Das Teilgebiet des Freiwaldes und Weinsberger Waldes bildet in Oberösterreich ein flachwelliges, wenig zertaltes Gewölbe mit nur wenigen unscheinbaren Kuppen bevorzugt zwischen 800 und 1000 m Seehöhe. Damit liegt es zwar deutlich höher als der Großteil des Mühlviertels, doch reichen die Mittelgebirgsgipfel nur selten über 1000 m Seehöhe empor, wie etwa am Viehberg bei Sandl (1112 m) oder am Richterberg bei Liebenau (1024 m) (FUCHS et al. 2004, PILS 1999).

2.2.2 Postglaziale Vegetationsgeschichte

Mit Hilfe von Pollenanalysen aus dem Tannermoor lässt sich die spät- und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte (Waldentwicklung) der Böhmisches Masse hervorragend nachzeichnen (s. Abb. 7).

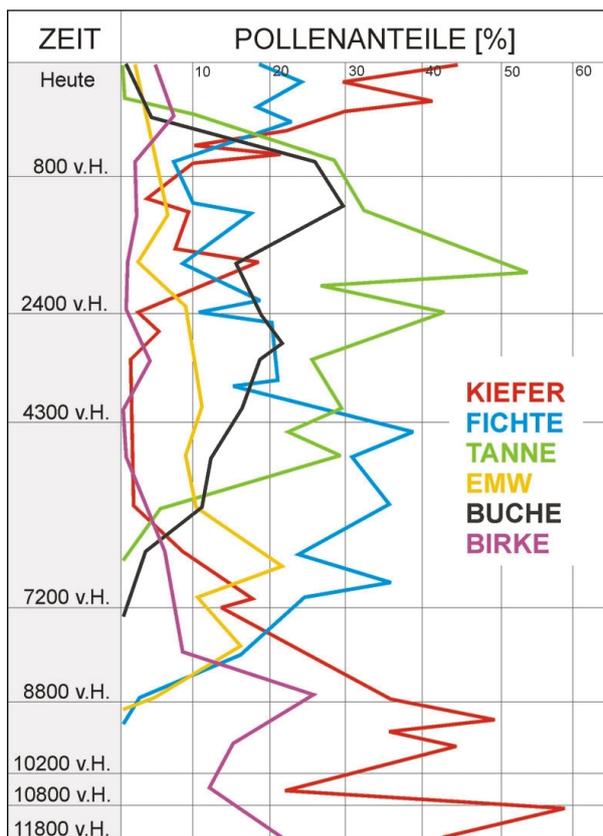


Abb. 7: Baumpollenanteile eines Torfbohrkerns aus dem Tannermoor (Quelle: Infotafel Moorwanderweg)

Birke, die das Vegetationsbild dieses Zeitabschnitts prägten. Allmählich drangen in diese Wälder Hasel, Fichte und Arten des Eichenmischwalds (EMW) – hier vor allem die Ulme – vor. Diese bestimmten in weiterer Folge im Boreal das Waldbild, während Birke und Kiefer zusehends verdrängt wurden.

Im ausklingenden Spätglazial vor rund 20000 Jahren war das Landschaftsbild des Böhmisches Massivs ähnlich heutiger nordborealer Tundren weitgehend frei von höherwüchsigen Gehölzen. Gräser- und Grasartige sowie Beifußgewächse prägten die karge Landschaft. Nur kleinräumig auf lokalklimatisch begünstigten Standorten konnten sich neben Weiden- und Birkengebüschen auch Latschen, Lärchen und Zirben etablieren. Das Klima war kontinental und baumfeindlich.

Langsam begannen sich jedoch in weiter Folge auch die Gehölze auszubreiten, bis im klimatisch kontinentalen, jedoch wärmeren Alleröd vor rund 11800 bis 10800 Jahren Birken und Kiefern ein erstes Maximum zeigten.

Die folgende Epoche (Jüngere Dryas) mit kalt-kontinentalem Klima führte zu einem gewissen Rückgang in der Waldentwicklung. Erst die Wiedererwärmung im Präboreal bewirkte vor etwa 10200 bis 8800 Jahren einen raschen Waldschluss durch Kiefer und

Nun änderte sich das Klima merklich, die kühl-kontinentalen Epochen wurden vom feucht-warmen, ozeanisch getönten Zeitabschnitt des Atlantikums abgelöst. In diesem avancierte vorerst die Fichte zur Hauptbaumart, bis ihre Ausbreitung in weiterer Folge verstärkt begleitet von Tanne und Buche am Ende des Jüngeren Atlantikums vor rund 4300 Jahren langsam ein Ende fand. Buchenwälder mit Eschen, Ulmen und untergeordnet Linden sowie in den höheren Lagen Fichten-Tannen-Wälder prägten das Waldbild.

Im Subboreal (4300 bis 2400 v.H.) und im Älteren Subatlantikum (2400 bis 800 v.H.) zeigten die Waldbestände eine hohe Stabilität in Bezug auf ihre Baumartenzusammensetzung. Vor rund 800 Jahren gewann mit Beginn des jüngeren Subatlantikums die Kiefer massiv an Bedeutung. Die Erklärung dafür ist menschlicher Natur. In Folge großflächiger Rodungen und einer damit einhergehenden Degradation des Bodens kam es zu einer Dezimierung der Tannen-Buchen-Bestände und zu einer Dominanz der Föhre. Gleichermäßen lässt sich die kontinuierliche Ausbreitung der Fichte in den höheren Lagen als anthropogen bedingt erklären (BORTENSCHLAGER 1969, KRAL 1980, KRISAI & SCHMIDT 1983, PESCHKE 1977).

2.2.3 Klima und Wasserhaushalt

Das Österreichische Granit- und Gneishochland wird durch den Höhenzug des Weinsberger Waldes in zwei klimatisch deutlich voneinander unterscheidbare Bereiche geteilt.

Das östlich gelegene Waldviertel weist, beeinflusst durch das pannonische Klima, eine hohe Kontinentalität auf. Im Gegensatz dazu ist das im Westen an den Weinsberger Wald angrenzende Mühlviertel deutlich subozeanisch geprägt. Abhängig von der Exposition und der Höhenlage liegen hier die Niederschlagswerte zwischen 50 und 250 mm höher als in den entsprechenden Lagen des Waldviertels.

Bedingt durch ein von Westwetterlagen geprägtes Großklima weist der im äußersten Nordwesten gelegene Höhenzug des Böhmerwaldes die höchsten Niederschlagsmengen auf. Diese nehmen nach Osten hin langsam ab und erreichen im Bereich der Freistädter Senke ein Minimum. Bedingt durch die Staulagen an der Westabdachung des Weinsberger Wald-Freiwald-Höhenzugs steigen die Niederschläge weiter östlich jedoch wieder an. Häufig auftretende Fröste und deutliche Niederschlagseinbußen vom Herbst bis zum Frühsommer weisen bereits auf einen kontinentalen Klimaeinfluss hin. Mit 800 bis 900 mm Jahresniederschlag, der bevorzugt von April bis August fällt, ist das Gebiet deutlich niederschlagsärmer als die gleichen Höhenlagen in den Nordalpen. Charakteristisch für das raue und kühle Hochlagenklima sind auch die winterlichen Einbrüche kontinentaler Kaltluft aus dem Norden („Böhmischer Wind“). Schnee liegt im Gebiet an durchschnittlich 100 bis 150 Tagen im Jahr, die mittlere Jännertemperatur liegt bei -5 °C . Das Jahresmittel liegt je nach Höhenlage zwischen 5 °C und 7 °C , der wärmste Monat ist der Juli mit durchschnittlich etwa 16 °C (DUNZENDORFER 1974, FUCHS et al. 2004, NAGL 1984a,b).

Die im Gebiet fallenden Niederschläge sammeln sich in den bis zu vier Meter dicken Verwitterungsdecken des Frei- und Weinsberger Waldes. Diese dienen als Grundwasserleiter und transportieren den Großteil des Wassers talwärts. In Form von Schichtquellen tritt dieses Wasser an den Kanten zu den Verebnungsflächen wieder zu Tage. An diesen Stellen liegen die Quellgebiete der zahlreichen Fließgewässer. Getrennt durch die zwischen Windhaag, Sandl und Karlstift verlaufende zentraleuropäische Wasserscheide entwässern sie entweder

nach Norden über das Elbe-Moldau-System in die Nordsee oder nach Süden über die Donau ins Schwarze Meer (FUCHS et al. 2004).

2.2.4 Boden und naturnahe Vegetation

Böden entwickeln sich als Folge des Zusammenwirkens verschiedenster Faktoren. Die Bodenbildung wird dabei wesentlich vom Ausgangsmaterial, vom Klima einschließlich der Vegetation und vom Relief bestimmt.

Die Böden sowohl des Weinsberger Waldes als auch des Freiwaldes werden von nährstoffarmen und sauren, häufig stark grusigen Felsbraunerden dominiert. Als Folge der geologischen Eigenschaften des Weinsberger Granits weisen diese lockeren, gut belüfteten Böden einen guten Nährstoff-, aber einen gefährdeten Wasserhaushalt auf. Vernässungen derartiger Böden sind somit selten. Versumpfungen und Moorbildungen sind dieserorts somit auf Bereiche mit einem Überschuss an Wasser gebunden und dürften sich vermutlich aus mehr oder weniger großflächig ausgebildeten Nassgallen weiterentwickelt haben.

Demgegenüber verwittern Feinkorngranit und Freistädter Granodiorit sandig-lehmig und neigen zur Vernässung, Vergleyung und Vermoorung. Der Überschuss an Feuchtigkeit führt dazu, dass der Boden zusätzlich abkühlt und die Durchlüftung und damit die mikrobielle Aktivität stark herabgesetzt wird. Das Ergebnis ist eine Anhäufung von unzersetztem Humus, der in weiterer Folge versauert und somit die Basis für die Bildung von Torflagerstätten darstellt.

Wenngleich naturnahe Hoch- und Übergangsmoore mit teilweise mächtigen Torfkörpern im Gebiet bereits selten sind, sind land- und forstwirtschaftlich genutzte Moor- und Anmoorböden (und somit potentielle Moorlandschaften) vor allem in klimatischen Ungunstlagen stellenweise noch relativ häufig.

Die Verbreitung dieser Bodentypen und die Ausdehnung der ursprünglichen Moorgebiete lässt sich auch anhand jener Fließgewässer nachvollziehen, die aufgrund ihres Huminstoffreichtums eine charakteristische Braunfärbung aufweisen. Hierzu zählt etwa das Einzugsgebiet der Schwarzen Aist, dem größten Quellfluss des Naturraums (FINK 1964, FUCHS et al. 2004, HUFNAGL 1966, WRBKA 1994).

Das natürliche, anthropogen unbeeinflusste Landschaftsbild des Österreichischen Granit- und Gneishochlandes wäre geprägt von großen geschlossenen Wäldern. Der Höhenlage und den Standortfaktoren entsprechend würden sich diese Wälder vorwiegend aus Laubgehölzen zusammensetzen. Der weitaus größte Teil des Areals erstreckt sich im Bereich der unteren montanen Stufe und wäre dementsprechend von ausgedehnten Rotbuchenwäldern bestockt.

Der äußerste Osten sowie der Süden würden, beeinflusst durch das pannonische Klima, von Eichen-Hainbuchenwäldern aufgebaut werden. Die höheren Lagen wären gemäß ihrer Ausdehnung über die obere Montanstufe durch das Auftreten von Fichten-Tannen-Buchen-Mischwäldern gekennzeichnet. Übergänge zu subalpinen Fichtenwäldern wären für die höchsten Erhebungen bezeichnend und sind vereinzelt etwa noch im Umfeld des Plöckensteins im Böhmerwald zu finden.

Der größte Waldreichtum erstreckt sich heute über das Gebiet der Höhenzüge des Freiwaldes und des Weinsberger Waldes. Hier stocken noch einige naturnah bewirtschaftete Waldbestände, echte Urwälder fehlen jedoch. Zu den Resten naturnaher Waldtypen zählt über

nährstoffreicheren Braunerden der submontanen bis montanen Stufe das Dentario enneaphylli-Fagetum, welches mit zunehmender Armut und Versauerung des Standorts vom Luzulo nemorosae-Fagetum sylvatici abgelöst wird. Flachgründige Rücken und Kuppen werden vom Dicrano-Pinetum eingenommen, welches zumeist sekundär in Folge der früheren Streunutzung entstanden ist.

Fichten-Tannen-Buchenwälder erstrecken sich bis in die höchsten Lagen, montane Fichtenwälder natürlicher oder naturnaher Ausprägung beschränken sich auf Sonderstandorte mit kaltem, kontinentalem Klima und basenarmen, nassen Böden. An unzugänglichen Steilhängen und in Schluchten treten kleinräumig laubholzreiche Hangwälder aus dem Verband des Tilio-Acerions auf, über sumpfigem bis staunassem Terrain stocken Schwarzerlen- und Eschenwälder unterschiedlicher Ausprägung.

Im Zuge der Besiedlung wurden die natürlichen Wälder größtenteils gerodet und die gewonnenen Freiflächen durch landwirtschaftliche Nutzflächen ersetzt. Die verbleibenden Waldreste wurden zumeist intensiv beweidet oder in Forste umgewandelt. Heute nimmt der Waldanteil im Gebiet aufgrund der Aufgabe der traditionellen Grünlandwirtschaft jedoch wieder deutlich zu.

Die im Gebiet vorkommenden Moore zählen zu den letzten Wildnisresten im Weinsberger Wald-Freiwald-Gebiet. Die Vegetation ungestörter Hochmoore wird charakterisiert durch das Sphagnetum medii (Syn. Sphagnetum magellanici) und das Pino rotundatae-Sphagnetum (Syn. Pinetum rotundatae), auf gestörten Standorten konnten sich Rotföhren-Moorwälder (Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris) etablieren. Die hier vorwiegend in Form von sauermesotrophen Durchströmungsmooren auftretenden Niedermoore weisen Vergesellschaftungen des Caricetum rostratae und Caricetum goodenowii (Syn. Caricetum nigrae) auf. In den aufgelassenen Torfstichflächen treten häufig Sukzessionsstadien der Oxycocco-Sphagnetea auf, die durch artenarme Dominanzbestände charakterisiert sind (STEINER 1992 & 1993a, WRBKA 1994).

2.2.5 Entwicklung der Kulturlandschaft, Land- und Forstwirtschaft

Die Besiedelung des unteren Mühlviertels durch slawische und bajuwarische Bevölkerungsgruppen setzte ausgehend von den Beckenlandschaften und Talweitungen an der Aist und Naarn im Frühmittelalter ein. Die unzugänglichen und rauen Hochlagen des Freiwaldes und Weinsberger Waldes wurden erst im Zuge der notwendigen Waldnutzung im 14. Jahrhundert erreicht und bis ins 17. Jahrhundert hinein planmäßig erschlossen. Grund dafür war im Wesentlichen die hohe Nachfrage nach dem Rohstoff Holz für die zahlreichen Glashütten im Gebiet. Aus dieser Zeit der ersten Rodungswelle stammen auch viele der teils heute noch vorhandenen mageren und artenreichen Wiesen, die im Nebenerwerb extensiv bewirtschaftet wurden.

Mit dem Niedergang der Glasindustrie im 19. Jahrhundert setzte die industrielle Erschließung der riesigen Waldgebiete des Frei- und Weinsberger Waldes ein. Grundvoraussetzung dafür war ein Ausbau der Flüsse zur Holztrift. Bereits Mitte des 18. Jahrhunderts wurde die Naarn ausgebaut, im Einzugsgebiet der Waldaist begann der Ausbau mit der darauffolgenden Jahrhundertwende. Riesige Mengen an Holz wurden in weiterer Folge mit Hilfe eines ausgeklügelten Triftsystems über die Aist und Naarn an die Donau geschwemmt und bis Wien

verfrachtet. Noch heute zeugen Schwemmteiche auf den Hochflächen des Frei- und Weinsberger Waldes von diesem Schwemmbetrieb, der erst im Jahre 1953 endgültig eingestellt wurde.

Die intensive forstwirtschaftliche Erschließung der damaligen Zeit führte im Gebiet praktisch zur Ausrottung von Buche und Tanne. Bereits Mitte des 18. Jahrhunderts wurden die Kahlschlagflächen gezielt mit Fichten aufgeforstet. Die Folge war, dass in weiterer Folge die Fichtenforste die Hochlagen im Frei- und Weinsberger Wald nahezu in Alleinherrschaft regierten. Lediglich in jenen (meist tiefer liegenden) Bereichen, die durch Streunutzung massiv ausgehagert wurden, konnte die Rot-Kiefer zur Dominanz kommen.

Die Abwanderung der Bevölkerung Mitte des letzten Jahrhunderts und der damit einhergehende Arbeitskräfteverlust führte gemeinsam mit der noch fehlenden Mechanisierung der Landwirtschaft zur Nutzungsextensivierung bzw. -aufgabe. Ungünstig gelegene Wiesen und Weiden wurden schlussendlich aufgeforstet.

Mit der zunehmenden Mechanisierung in den 60er und 70er-Jahren des 20. Jahrhunderts gingen großflächige Meliorierungsmaßnahmen einher. Drainagen und Entsteinungen waren die Grundlage für eine Intensivierung der Grünlandnutzung (FUCHS et al. 2004, PILS 1999).

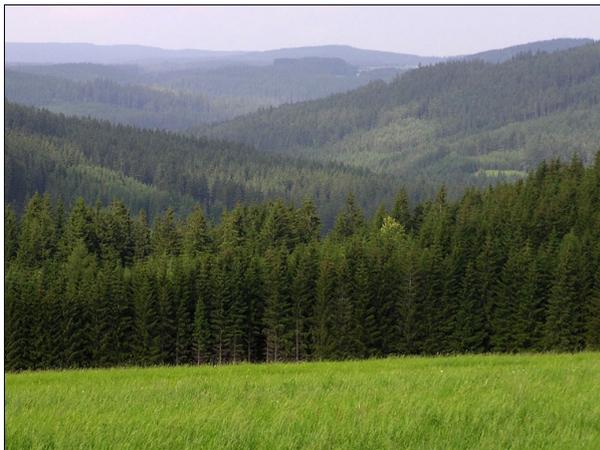


Abb. 8: Fichtenwälder dominieren das Landschaftsbild im Freiwald und Weinsberger Wald (26.07.2004)

Die charakteristische „Grünland-Waldwirtschaft“ ist heute abermals rückläufig. Die erhofften Vorteile einer Wiederaufforstung überwiegen den geringen Ertrag, der durch die landwirtschaftliche Nutzung erzielt werden kann. Der Bezirk Freistadt hat heute mit knapp 80 % den höchsten Fichtenanteil Oberösterreichs, knapp 60 % der Raumeinheit werden von Wald eingenommen. Dieser Wert wird aber vor allem in den höhergelegenen Gemeinden noch deutlich übertroffen. Hier dominieren arten- und strukturarme Fichtenmonokulturen das Landschaftsbild (s. Abb. 8).

Syntaxonomisch bzw. vegetationskundlich sind die meisten der forstwirtschaftlich genutzten Waldbestände noch am ehesten dem *Luzulo nemorosae-Piceetum* zuzuordnen. In den höchsten Lagen tritt auch das *Soldanello montanae-Piceetum* in Erscheinung. Meist jedoch handelt es sich um extrem artenarme Fichtenforste mit spärlichem bis nahezu fehlendem Unterwuchs. Sehr feuchte und teilweise anmoorige Standorte werden vom *Mastigobryo-Piceetum*, vom *Sphagno girgensohnii-Piceetum* und dem *Equiseto sylvatici-Abietetum* besiedelt. An den Rändern der Hochmoore sowie in Übergangsmooren treten lichte zwergstrauchreiche Wälder in Form des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* und des *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* auf (FUCHS et al. 2004, WALLNÖFER 1993, WRBKA 1994).

Ackerbau spielt klimabedingt in der Region eine untergeordnete Rolle, vielmehr setzt man auf Wiesenwirtschaft. Dies führt auch dazu, dass die wenigen Ackerflächen nun vermehrt als

Ansaatwiesen (Klee-Gras-Mischungen) genutzt werden. Der weitaus größte Teil der gehölzfreien Flächen wird als Dauerwiese genutzt, die bevorzugt dem *Lolio perennis-Alopecuretum* und dem *Poo-Trisetetum* zuzuordnen sind. Bei feuchten bis vernässten Böden gehen diese je nach Nährstoffangebot in das *Junco-Molinietum* oder *Angelico-Cirsietum oleracii* über. Beweidung fördert die Entwicklung des *Lolio-Cynosuretum*.

Als Reste extensiver und extrem nährstoffarmer Graslandnutzung sind bis heute Bürstlingsrasen (*Nardeten*) erhalten geblieben. Diese zählen vor allem dann zu den naturschutzfachlichen Besonderheiten der Raumeinheit, wenn sie eng verzahnt mit anderen extensiven Wiesentypen wie dem *Festuco commutatae-Cynosuretum*, dem *Caricetum nigrae* oder mit Grusrasen-Gesellschaften auftreten (ELLMAUER & MUCINA 1993, FUCHS et al. 2004, PILS 1994 & 1999).

Nutzungsaufgabe und Aufforstung einerseits sowie Nutzungsintensivierung und Ausräumung der Landschaft andererseits führten letztendlich zu einer Vereinheitlichung des Landschaftsbilds und Verarmung des Naturhaushalts. Die aktuellen Entwicklungstendenzen legen die Befürchtung nahe, dass der Verlust der letzten gehölzfreien Feuchtgebiete, die Rodung der verbliebenen Hecken und Feldgehölze und das Verschwinden von Blockheiden und Lesesteinwällen mit Ausnahme einiger weniger geschützter Flächen nicht aufzuhalten ist.

2.2.6 Moore – Alter und Entwicklung

Wahrscheinlich war das Landschaftsbild des Wald- und Mühlviertels bereits im Tertiär von mehr oder weniger großen Mulden geprägt. Frostbodenbewegungen im periglazialen Raum führten weiter dazu, dass sich aus den flachen Mulden stellenweise geschlossene Hohlformen entwickelten, die den Ausgangspunkt für anschließende Versumpfungen darstellten.

Erste Niedermoorbildungen im Waldviertel sind bereits vom Ende der jüngeren Dryas (8800-8200 v. Chr.) bekannt, wobei ¹⁴C-Daten aus dem Gebiet des Litschauer Hochlands sogar auf ein Alter von etwa 11500 Jahren hindeuten. Somit dürften erste Moorbildungen aus Versumpfungen bereits im Spätglazial stattgefunden haben, die jedoch von starken Erosions- und Umlagerungserscheinungen gekennzeichnet waren. Pollenanteile von Cyperaceen in Torfbohrkernen aus dem Tannermoor weisen darauf hin, dass im ausklingenden Spätglazial das heutige Bergkiefern-Hochmoor ein ausgedehnter Großseggensumpf war, der die Flachwasserbereiche einer weiten Mulde einnahm.

Im Anschluss an die klimatisch noch deutlich kontinentalen Zeitabschnitte des Präboreals und Boreals (6800-5200 v. Chr.) begann im Atlantikum (5200-2300 v. Chr.), welches durch warm-feuchtes, ozeanisch getöntes Klima gekennzeichnet war, die Entwicklung von Hochmooren. Im Tannermoor setzte ebenfalls die Hochmoorentwicklung ein. Rasch wurden mächtige Torfschichten gebildet, die unter Einbeziehung vernässender Randsumpfbereiche über mineralischen Untergrund transgredierte. Dieses direkte Aufwachsen von Hochmooren über mineralischem Untergrund wird als „wurzelechte“ Hochmoorbildung bezeichnet und ist ein im Gebiet häufig zu beobachtendes Phänomen. Gleichzeitig bildeten sich unter den herrschenden Klimabedingungen wiederum Staunässemoore mit Versumpfungsregime in nassen Senken und Mulden.

Der trockene und warme Zeitabschnitt des Subboreals (2300-400 v. Chr.) führte ausgelöst von Zersetzungsprozessen zu einer starken Einschränkung des Hochmoorwachstums und zu einem Wachstumsstillstand der Hangniedermoore.

Im Subatlantikum (400 v. Chr. bis heute) führten Temperaturrückgang und Niederschlagszunahme zu einer ausgeprägten Förderung der Moorentwicklung. Zu dieser Zeit waren die Torfbildungsraten am höchsten und es konnte sich die gesamte Fülle der hydrogenetischen Moorbildungen entfalten. In abgedichteten Staunässewannen setzte abermals die Entwicklung von Versumpfungsmooren ein (KRISAI & SCHMIDT 1983, PESCHKE 1977).

Erst durch das verstärkte Eingreifen des Menschen in den Naturraum und die Nutzung der Mooregebiete mit Beginn des 18. Jahrhunderts kam es weitgehend zu einer Stagnation des Torfwachstums. Neuzeitliche Moorzerstörung fand im großen Ausmaß durch Entwässerung und Urbarmachung der Hoch- und Niedermoore statt. Zu Beginn wurden diese Flächen bevorzugt als extensive Wiesen genutzt, in weiterer Folge wurden diese „sauren Wiesen“ aufgrund ihres geringen Ertrags und der schwierigen Bewirtschaftung sukzessive in Fichtenforste umgewandelt.

Aber auch Torfabbau hat im Gebiet eine lange Tradition. So wurde vorwiegend für Heizzwecke bis in die 70er und 80er Jahre des letzten Jahrhunderts Torf gestochen. Während viele dieser sich in Regeneration befindlichen Torfstiche heute oftmals die letzten Reste moortypischer Vegetation beherbergen, hat die land- und forstwirtschaftliche Nutzung zur fast vollständigen Auslöschung der einst weit verbreiteten und großflächigen Vermoorungen geführt.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt findet in den verbliebenen Durchströmungs- und Regenmooren des Böhmisches Massivs aufgrund aktueller Klimaentwicklungen keine Torfakkumulation statt (KRISAI & SCHMIDT 1983, PESCHKE 1977, SUCCOW 1988).

2.2.7 Moore – Verbreitung, Typen, Vegetation

Obwohl die geologischen und geomorphologischen Gegebenheiten eigentlich günstige Voraussetzungen für die Moorentwicklung bieten, ist deren Vorkommen aufgrund lokalklimatischer Gegebenheiten auf lediglich drei Bereiche des Österreichischen Granit- und Gneishochlandes beschränkt. Diese liegen im äußersten Westen im Böhmerwald, im Zentrum im Weinsberger Wald-Freiwald-Höhenzug und im Nordosten im Litschauer Hochland, der Fortsetzung der Böhmisches-Mährische Höhe in Österreich.

Aufgrund eines ausgeprägten Klimagradienten von subatlantisch bis kontinental weisen diese drei Regionen deutliche Unterschiede in Bezug auf Oberflächenstrukturen und Vegetation der Moore auf.

Die Böhmerwaldmoore zeigen eindrücklich die Charakteristika der westlichen Mittelgebirgsmoore. Die Schlenken werden vom Caricetum limosae bewachsen, *Sphagnum magellanicum* bildet die Basis für eine zwergstrauchreiche Bultvegetation. Die ausgedehnten Teppichhorizonte werden vom Eriophoro-Trichophoretum cespitosi und Sphagnetum medii dominiert. Neben den zahlreichen, von Seggen- und Pfeifengrasbeständen dominierten Hangniedermooren, deren Existenz und Bedeutung bis zuletzt nicht wirklich bekannt war, sind noch einige wenige, sehr naturnahe Hochmoore im Böhmerwaldgebiet zu finden. Diese

sind insofern interessant, da es sich um meist locker bestockte Waldhochmoore unterschiedlichster Ausprägung handelt (s. Abb. 9).

Neben Fichten- und Bergkiefernhochmooren befindet sich hier mit der „Bayrischen Au“ (Naturschutzgebiet, Naturwaldreservat) auch das einzige echte Spirkenhochmoor Österreichs, wengleich neuerdings angezweifelt wird, ob es sich hier wirklich um die „echte“ Spirke (*Pinus uncinata*) oder nur um eine ähnlich aussehende „Moor-Spirke“ (*Pinus x rotundata*) handelt (DUNZENDORFER 1992, FISCHER et al. 2005, FLASCHBERGER & ZUKRIGL 1990, KRISAI & SCHMIDT 1983).



Abb. 9: Zentralbereich des Auerl – ein weitgehend ungestörtes Fichten-Hochmoor im Böhmerwald (Foto: L. Reimoser, 05.09.2005)



Abb. 10: Moorbirkenwald in der Tobau – ein hydrologisch hochgradig gestörtes Versumpfungsmoor nahe Wulowitz (Foto: H. Haubner, 12.08.2005)

Im zentralen Bereich des Mühlviertels (Zentralmühlviertler und Leonfeldner Hochland, Aist-Naarn-Kuppenland) sind Moore klimabedingt selten. Siedlungsdruck und Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft haben dazu geführt, dass heute nur mehr sehr wenige Moorflächen existieren, die allesamt mehr oder weniger zerstört sind. Zu erwähnen wäre ein unbenannter Waldmoorrest bei Hellmonsödt, die Tobau bei Wulowitz und das Leonfeldner Moor westlich von Bad Leonfelden. Vorherrschend sind sekundäre *Betulion pubescentis*-, *Alnion glutinosae*- und *Salicion cinereae*-Gesellschaften (s. Abb. 10).

Vereinzelt werden Niedermoorflächen wie die Stadler Wiese bei Ottenschlag oder die Kammerschlagener Flachmoorwiesen (wieder) extensiv bewirtschaftet. Diese zählen zu den naturschutzfachlichen Besonderheiten der Region (HAUG et al. 2005, PILS 1999, STEINER 1985).

Im Gebiet des Weinsberger Waldes und des Freiwaldes sind die Hochmoore wenig strukturiert und bestehen vorwiegend aus Bultfußflächen, die bevorzugt vom *Pino rotundatae*-Sphagnetum und untergeordnet vom *Sphagnetum medii* eingenommen werden. Gehölzfreie Torfmoosvereine und vor allem das *Caricetum limosae* sind sehr selten. Letzteres weicht hier auf oligotrophe Quelltümpel in den wenigen Durchströmungsmooren aus.

Die Niedermoore sind meist extensiv bewirtschaftet und von Bürstlingsrasen und Braunseggenbeständen aufgebaut. Diese teils sehr artenreichen Feuchtwiesen sind zwar hier auch bereits selten, jedoch im Vergleich zu anderen Regionen des Mühlviertels noch relativ häufig anzutreffen.

Ufersäume von stehenden Gewässern, wie etwa am Rubner Teich in der Gemeinde Liebenau, zeigen von der Schnabel-Segge (*Carex rostrata*) und dem Teich-Schachtelhalm (*Equisetum fluviatile*) dominierte Verlandungsgesellschaften.

Das Wald-Mühlviertler Grenzbergland weist einen vergleichsweise hohen Reichtum an schutzwürdigen Mooren auf. Neben dem größten Hochmoor Österreichs, dem Naturschutz- und Natura 2000-Gebiet Tannermoor (s. Abb. 11), finden sich hier noch drei weitere Moorgebiete von internationaler Bedeutung: das Schönfelder Überländ mit vier und die Meloner Au mit 13 Teilmooren sind charakteristische, aus Bergkiefernhochmooren und Durchströmungsmooren aufgebaute Mittelgebirgsmoorkomplexe der montanen Stufe (s. Abb. 12). Im Norden des Gebiets liegen noch 17 weitgehend als intakt auszuweisende Hochmoore, die Karlstifter Moore (STEINER 1985 & 1992).



Abb. 11: Das Tannermoor – das größte Latschen-Hochmoor Österreichs (06.10.2005)



Abb. 12: Intaktes Durchströmungsmoor im Moorkomplex der Meloner Au (13.08.2000)

Nichtsdestotrotz ist der Großteil der Moore des unteren Mühlviertels (und des angrenzenden Waldviertels) mehr oder weniger stark beeinträchtigt. Spätestens in den 60er- und 70er-Jahren des 20. Jahrhunderts wurden sie entwässert und wenn irgendwie möglich mit Fichten aufgeforstet. Die Änderung des Wasserhaushalts hat zur Folge, dass die ursprüngliche Moorvegetation langsam aber sicher verschwindet und von Mooreratzgesellschaften, Degradationsstadien oder im schlimmsten Fall von standortsfremden und schlecht wüchsigen Fichtenforsten verdrängt wird (FUCHS et al. 2004, KRISAI & SCHMIDT 1983, STEINER 1985).



Abb. 13: Der Sumpfporst (*Rhododendron tomentosum*) kommt in Österreich an nur wenigen Moorstandorten im Granit- und Gneishochland vor (Foto: H. Haubner, 02.08.2005)

Als Besonderheit des Gebiets ist, bezogen auf Oberösterreich, das Vorkommen des Sumpfporsts (*Rhododendron tomentosum*) zu erwähnen (s. Abb. 13), welcher neuesten Erkundungen zufolge lediglich an fünf Standorten in nur sehr geringer Individuenzahl nachgewiesen werden konnte (HAUBNER 2007).

Häufiger ist der Sumpfporst auf tschechischem Staatsgebiet und im Litschauer Hochland, der nordöstlichsten Moorregion im Österreichischen Granit- und Gneishochland. Hier weist das Vorkommen des Ledo-Sphagnetum medii bereits auf eine deutliche Kontinentalität des Klimas hin (STEINER 1985 & 1992).

2.3 Grundlagen der Moorhydrologie

Moore sind Lebensräume, die in der Regel von Wasserüberschuss gekennzeichnet sind. Mikrobielle Abbauvorgänge sind mangels ausreichender Sauerstoffverfügbarkeit nur stark eingeschränkt möglich bzw. beschränken sich auf weniger produktive anaerobe Zersetzungs Vorgänge. Dies führt zur Anreicherung von organischem Material, welches in Form von Torf akkumuliert wird und die Grundvoraussetzung dafür ist, dass ein Moor wächst.

Torf besitzt besondere chemisch-physikalische und mechanisch-strukturelle Eigenschaften, die Wasserhaushalt und -chemismus nachhaltig beeinflussen. Deshalb unterscheiden sich Moore auch hydrologisch teils grundlegend von anderen wassergeprägten Lebensräumen und Naturlandschaften. Typisch für Moore sind etwa allgemein hohe Verdunstungsraten, hohe Grundwasserstände und geringe Wasserspiegelschwankungen.

Oxidationsprozesse und Druck (durch Auflast) bewirken maßgebliche Änderungen der hydraulischen Eigenschaften des Torfs. So verändern sich vor allem die Porosität, der Speicherkoeffizient und die hydraulische Leitfähigkeit. Torfwachstum, -sackung und -zersetzung sind somit eng mit dem hydrologischen Regime verknüpft.

Nur wenn auch der Wasserhaushalt als ein wesentlicher Faktor des Ökosystems Moor in die Untersuchungen mit einbezogen wird, lassen sich auch die ökosystemaren Zusammenhänge hinreichend genau erfassen und beurteilen (EDOM 2001, EGGELSMANN 1990a, ZEITZ & STEGMANN 2001).

2.3.1 Wasserhaushalt

Mit Hilfe einer Wasserhaushaltsgleichung lassen sich die komplexen Vorgänge, die beim Transfer von Wasser durch ein Ökosystem auftreten, durch die Gegenüberstellung der bestimmenden Parameter vereinfacht und übersichtlich darstellen.

Unter der Annahme, dass ein Moor ein mit seiner Umgebung in Kontakt stehendes System darstellt, ist davon auszugehen, dass Wasser, welches in das Moor gelangt, dieses auch früher oder später wieder verlässt.

Somit ergibt sich:

$$\text{Eintrag} - \text{Austrag} \pm \text{Vorratsänderung} = 0 \quad (\text{Glg. 1.1})$$

Der Vorrat in einem System ist also abhängig vom Volumen des zu- und abfließenden Wassers.

Bei Regenmooren erfolgt der Wassereintrag einzig und allein über Niederschläge (Q_P) in Form von Regen, Tau, Nebel, Hagel oder Schnee. In Niedermooren wird das Angebot vorwiegend vom eingebrachten Grund- und Oberflächenwasser (Q_G) bestimmt.

Der Eintrag setzt sich somit wie folgt zusammen, wobei bei Regenmooren $Q_G = 0$ zu setzen ist:

$$\text{Eintrag} = Q_P + Q_G \quad (\text{Glg. 1.2})$$

Die Art des Eintrags ist einer der wesentlichsten Faktoren, der für die Verbreitung von Mooren verantwortlich ist. In Gebieten mit geringen Niederschlagsmengen überwiegen Niedermoore, regenfeuchtere Gebiete sind durch Hochmoore gekennzeichnet, und an den feuchtesten Standorten überziehen Deckenmoore die Landschaft. Geologie und Topographie einer Landschaft führen im Laufe der Zeit zur Ausbildung unterschiedlichster Moorbildungen, die als hydrogenetische Moortypen bezeichnet werden.

Der Gesamtaustrag aus einem System wird ebenfalls von verschiedenen Größen bestimmt. Dies sind einerseits die Evapotranspiration (Q_E), andererseits der oberflächliche und oberflächennahe Abfluss (Q_a). Weiters sind unterirdischer Wasserverlust in Form von Versickerung in den Mineralboden (Q_e) und der seitliche Wasserverlust über die Moorbasis (Q_c) zu berücksichtigen.

Die Gesamtverdunstung steht in engem Zusammenhang mit der Vegetation eines bestimmten Gebiets. Sie setzt sich aus der Interzeption, also der direkten Verdunstung von an Pflanzen nach Niederschlägen anhaftendem Wasser, der Transpiration und der direkten Verdunstung von der Boden- und Wasseroberfläche zusammen. In Mooren ist die Gesamtverdunstung stark abhängig von der bestandsbildenden Vegetation und der Lage des Wasserspiegels. Liegt er knapp unter der Mooroberfläche, ist die Verdunstungsrate hoch. Sinkt der Wasserspiegel, nimmt auch die Verdunstung in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Torfes kontinuierlich bis sprunghaft ab.

Der Wasserverlust in den Untergrund bzw. der laterale Abfluss aus der Moorbasis ist in Summe besonders bei Regenmooren von untergeordneter Bedeutung, da die Entwicklung von Mooren unter anderem vom Vorhandensein (weitgehend) undurchlässiger Bodenschichten und einer geringen Leitfähigkeit bzw. einem hohen Speicherkoeffizienten des zentralen Torfkörpers abhängig ist. Nichtsdestotrotz haben, wie später noch gezeigt wird, gerade diese Verluste eine wichtige Bedeutung für die Entwicklung von Hochmooren.

Die größten Defizite ergeben sich neben der Verdunstung über den oberflächlichen oder oberflächennahen Abfluss. Vor allem in soligenen Niedermooren mit ständig bewegtem, die Torfmassen überrieselnden oder durchströmenden Grund- und Oberflächenwasser erfolgt der größte Verlust an Wasser auf diese Weise. Aber auch bei Hochmooren ist vor allem unter ausgeprägt ozeanischen Klimabedingungen der Oberflächenabfluss für die Aufrechterhaltung des Wasserhaushalts bedeutend. Dies wird etwa durch die Ausbildung eines natürlichen oberflächlichen Entwässerungssystems in Form von Erosionsrillen verdeutlicht.

Der Austrag aus einem bestimmten Gebiet lässt sich also wie folgt charakterisieren:

$$\text{Austrag} = Q_E + Q_a + Q_e + Q_c \quad (\text{Glg. 1.3})$$

Die Wasserhaushaltsgleichung ergibt sich somit gemäß Glg. 1.1 zu:

$$Q_P + Q_G - Q_E - Q_a - Q_e - Q_c - \Delta S = 0 \quad (\text{Glg. 1.4})$$

ΔS gibt hier die Änderung des Wasservorrats (Speicher) wieder und wird, da sich der Betrag an gespeichertem Wasser S mit steigendem Eintrag erhöht (Auffüllung des Speicherraums), als weitere, dem Austrag zuzuordnende Größe (und somit mit negativem Vorzeichen versehen) angeführt. Die den Ein- und Austrag bestimmenden Größen stellen Flussdichten dar, also Volumina [L^3], die eine festgelegte Querschnittsfläche [L^2] in einer gegebenen

Zeitspanne [T] durchströmen. Ihre Einheit ist $[L^3L^{-2}T^{-1}] (= [LT^{-1}])$. Die Vorratsänderung ΔS wird als Weg (Amplitude der Wasserspiegelschwankungen) pro Zeiteinheit definiert $[LT^{-1}]$ (EDOM 2001, INGRAM 1983 & 1992, VAN DER SCHAAF 1999).

2.3.2 Wasserspiegel und hydraulisches Potential

Der Wasservorrat ΔS ist für Moore von entscheidender Bedeutung. Dieser ist, wie die Wasserhaushaltsgleichung andeutet, bedingt durch räumlich und zeitlich variierende Ein- und Austragsraten nicht konstant. Diese Änderung wird durch Wasserspiegelschwankungen ausgeglichen und ist ein wesentlicher Faktor für die Entwicklung von Mooren und der sie aufbauenden Vegetation.

Der Wasserspiegel stellt in wassergesättigten Substraten eine bedeutende hydraulische Größe dar. Seine Lage wird im Wesentlichen vom hydraulischen Potential bestimmt. Dieses ist ein Maß für die Energie einer Flüssigkeit an einem bestimmten Punkt. In isotropen, ungeschichteten Substraten ist das hydraulische Potential senkrecht zu den Stromlinien (= bevorzugte Bewegungsrichtung der Wasserteilchen) konstant. Dort wo der hydrostatische Druck des Bodenwassers mit dem atmosphärischen Luftdruck im Gleichgewicht steht, befindet sich der Wasserspiegel. Darunter ist der Bodenwasserdruck positiv, darüber negativ. Im Zusammenhang mit dem Wasserstand in Mooren ist anzumerken, dass durch die Ausbildung eines Kapillarsaumes entlang pflanzlicher Strukturen im oberflächennahen Torfkörper der Wasserspiegel scheinbar um bis zu 40 cm angehoben werden kann. Vor allem die speziellen, wasserleitenden und –speichernden Strukturen und Gewebe lebender und toter Torfmoose sind für die hohe Sättigung des Substrats oberhalb des eigentlichen Wasserspiegels verantwortlich (DIERSSEN 1996, INGRAM 1983, SCHNEEBELI 1988).

DIERSSEN (2001) gibt für nicht entwässerte Hochmoore im Bereich der offenen, torfmoosreichen Moorweite mittlere Wasserstände zwischen 15 und 40 cm unter Flur während der Vegetationsperiode an, in zwergstrauchreichen Beständen schwanken sie zwischen 20 und 70 cm, in Randwäldern zwischen 35 und 70 cm unter Flur.

Eigene Untersuchungen in einem hydrologisch ungestörten Moorkomplex aus Durchströmungs-, Quell- und Übergangsmooren mit angrenzenden Moorwaldbeständen legen den Schluss nahe, dass jeweils die oben angegebenen geringeren Flurabstände den natürlichen Verhältnissen am ehesten entsprechen (PÖSTINGER 2001).

Ein fortwährender Anstieg des (mooreigenen) Grundwasserspiegels ist die entscheidende Voraussetzung für die Torfbildung und somit für das Moorwachstum. In Hochmooren wird dies durch die Wasserhaltefähigkeit der im Wesentlichen von Torfmoosen aufgebauten Bodenvegetation und der von dieser gebildeten Torfe gewährleistet. Eine positive Rückkopplung zwischen Moorwachstum und Wasseranstieg ist aber nur dann möglich, wenn begonnene Zersetzungsprozesse durch den Übergang der Torfschichten in die ständig wassergesättigten Tiefenzonen gestoppt werden (GROSSE-BRAUCKMANN 1990).

2.3.3 Wasserstandsschwankungen und Aufbau des Torfkörpers

Die Schwankungen des Wasserspiegels spielen bei der moorhydrologischen Charakterisierung des Torfkörpers eine bedeutende Rolle. IVANOV (1981) definiert die über einen langen Beobachtungszeitraum hinweg gemessenen Tiefstwasserstände als Grenze zwischen dem oberflächlichen, torfbildenden Acrotelm und dem darunter liegenden, im Wesentlichen als Torflagerstätte dienendem Catotelm (s. Abb. 14). Streng genommen bezieht sich diese Unterteilung nur auf ausschließlich vom Niederschlagswasser versorgte Hochmoore, doch dürfte ein ähnlich geschichteter Aufbau vor allem bei torfmoosdominierten und gehölzfreien Niedermooren ebenfalls gegeben sein (PÖSTINGER 2001, SUCCOW 1988).

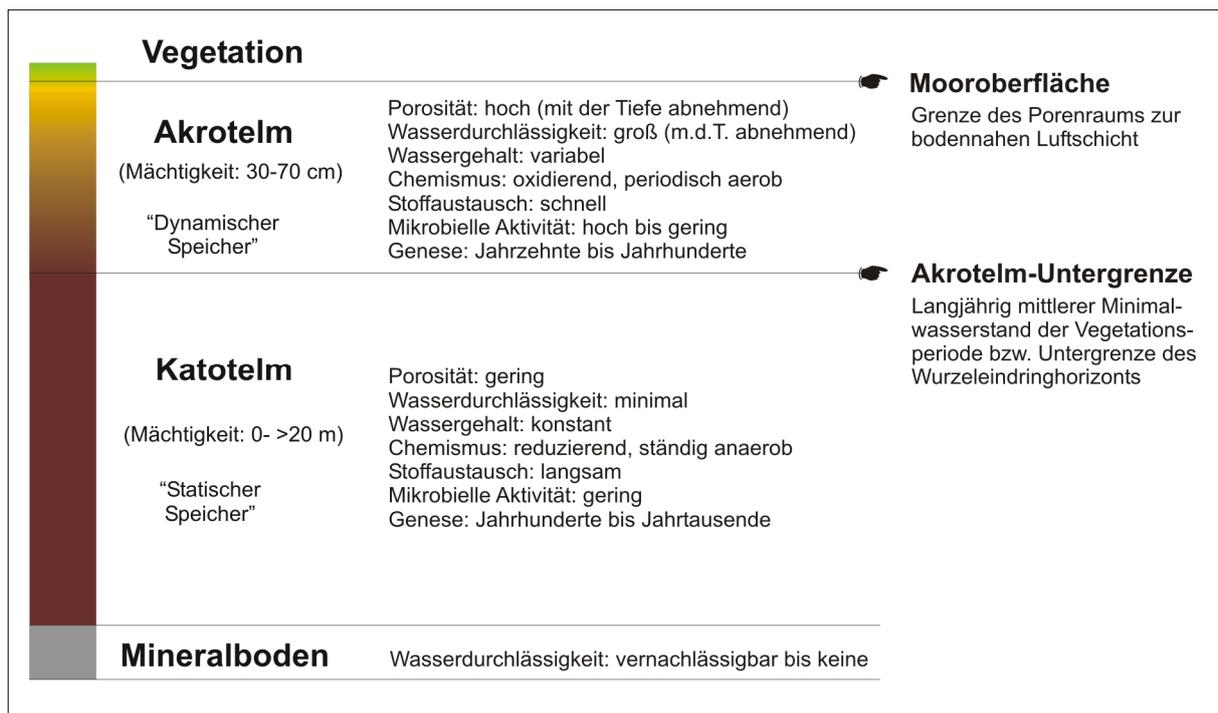


Abb. 14: Schematischer Querschnitt durch den zweischichtigen (= diplotelmischen) Aufbau eines Torfkörpers

Acrotelm und Catotelm weisen sehr unterschiedliche Eigenschaften auf. Das Acrotelm nimmt etwa den obersten halben Meter des Torfkörpers ein und unterliegt einem intensiven Feuchtigkeitsaustausch mit der Atmosphäre und dem Umland. Verdeutlicht wird dies durch einen veränderlichen Wasservorrat, der sich in Form von Wasserspiegelschwankungen äußert. Das Absinken des Wasserspiegels bewirkt eine periodische Durchlüftung des Kapillarsystems und die Möglichkeit eines raschen Abbaus von Biomasse durch aerobe Mikroorganismen. Nichtsdestotrotz ist das Substrat vor allem in den obersten Schichten noch vergleichsweise wenig zersetzt und weist eine hohe Wasserleitfähigkeit auf. Mit zunehmender Tiefe nimmt der Zersetzungsgrad und somit die Porosität jedoch erheblich zu.

Demgegenüber sind die Torfe des häufig mehrere Meter mächtigen Catotelms generell meist stark zersetzt und weisen eine geringe hydraulische Leitfähigkeit auf. Permanente Wassersättigung verhindert den Zutritt von Luftsauerstoff und schränkt in weiterer Folge einen mikrobiellen Abbau sehr stark ein. Auch anaerobe Abbauprozesse spielen lediglich eine sehr untergeordnete Rolle. Diese sind auf ein Mindestangebot von verfügbarem Stickstoff angewiesen, der aber im Wesentlichen in Huminstoffen festgelegt und somit einem mikrobiellen Zugriff weitestgehend entzogen ist. Dadurch wird die Humifizierung in tieferen

Schichten praktisch gestoppt und der Zersetzungsgrad der Torfe als Ergebnis der Prozesse vor dem Eintritt ins Catotelm weitestgehend festgelegt (GROSSE-BRAUCKMANN 1990, IVANOV 1981).

2.3.4 Hydraulische Leitfähigkeit und Selbstregulation

Grundlage jener Erkenntnisse, die dazu Anlass gaben, eine zweischichtige, diplotelmische Gliederung des Torfkörpers anzunehmen, waren die hydrodynamischen Eigenschaften, die sich aus der Wirkung von fließendem Wasser ergeben.

Acro- und Catotelm zeigen grundlegend unterschiedliche hydraulische Eigenschaften (s. Abb. 14). Im Acrotelm nehmen Porengröße und hydraulische Leitfähigkeit von oben nach unten charakteristisch und in extremer Art und Weise ab. Die generell große Porosität bewirkt eine Verringerung der Wasserspiegelschwankungen innerhalb des Acrotelms, da die gleiche Wassermenge in einem grobporigen Medium zu weniger Wasserstandsänderungen führt als in einem feinporigen. Zusätzlich führt die erwähnte Tiefenveränderlichkeit dazu, dass die Wasserspiegelschwankungen minimiert werden.

Steigt der Wasserspiegel durch vermehrten Zustrom, so wird der Spiegelanstieg durch die größeren Porositäten in den oberen Acrotelm-lagen gering gehalten und das Wasser durch die höhere Leitfähigkeit rasch horizontal abtransportiert. Sinkt hingegen der Wasserspiegel infolge von geringen Einträgen, so wird der Abfluss durch die geringe Leitfähigkeit der unteren Acrotelm-Schichten gebremst. Diese Prozesse sind gemeinsam mit der Wasserstandsabhängigkeit des Verdunstungsprozesses der grundlegende Mechanismus der hydrologischen Selbstregulation (Abfluss- und Speicherverhalten) von Mooren. Besonders in torfmoosreichen Hochmooren nimmt die Verdunstung von Wasser über die Mooroberfläche mit dem Fallen des Wasserspiegels sprunghaft ab, wodurch atmosphärische Verluste in Zeiten knappen Wasserangebots reduziert werden (EDOM 2001, INGRAM 1983, IVANOV 1981).

Um das Wasserspeicherverhalten von Mooren beschreiben zu können, ist es notwendig, zwischen statischem Speichervorrat und dynamischer Speicheränderung zu unterscheiden. Ersteres kennzeichnet das Wasservolumen des Catotelms. Je nach Art und Zersetzungsgrad des Torfes besteht der Moorkörper zu 88 bis 97 Vol.% aus Wasser. Moore besitzen in Abhängigkeit von ihrer Mächtigkeit und Flächenausdehnung einen sehr hohen statischen Speichervorrat. Die dynamische Speicheränderung umfasst die veränderlichen Wassermengen, die bevorzugt im Acrotelm fluktuieren (BADEN & EGGELSMANN 1963, EDOM 2001, IVANOV 1981).

Regulationsmechanismen ermöglichen, dass sich Moore auf veränderliche hydrologische Bedingungen einstellen können. Kurzfristige Extremereignisse werden durch die hydrodynamischen Eigenschaften des durchströmbaren Acrotelms, durch die Mooroszillation, die Veränderung der wasserstandsabhängigen Verdunstung und einer damit in Verbindung stehenden erhöhten Reflexion der Sonnenstrahlung infolge der austrocknungsbedingten (und reversiblen) Bleichung der Torfmoose abgepuffert.

Auf mittel- bis langfristige Veränderungen reagiert das Moor mit einer vertikalen Verschiebung der Acrotelm-Catotelm-Grenze. Nicht zu vergessen ist, dass sogar der natürliche Prozess des Moorwachstums eine ständige Anpassung an die sich ändernden Bedingungen notwendig macht (EDOM 2001, EGGELSMANN 1990a, INGRAM 1983).

2.3.5 Grundwasserkuppeltheorie und Moorwachstum

Das Catotelm, jener mehrere Meter mächtige, ständig wassergesättigte und somit biologisch, mechanisch und chemisch-physikalisch sehr stabile Moorkörper spielt in der Ökohydrologie von Hochmooren eine entscheidende Rolle.

Die äußere Form eines Hochmoores nimmt in einer idealisierten Ausbildung die Form eines Uhrglases an und ist das Ergebnis der Interaktion von Wasser und Vegetation. INGRAM (1982) hat zur Beschreibung dieses Vorgangs die Grundwasserkuppeltheorie entwickelt, welche die Kuppelform eines Hochmoores (bzw. des Catotelms) mit dem Gleichgewichtszustand von Niederschlag und verzögertem Abfluss durch den Porenraum des Torfs in Verbindung bringt.

Der seitliche Wasserverlust aus der Moorbasis lässt sich unter der Annahme eines ausschließlich von Regenwasser gespeisten Hochmoores ($Q_G = 0$), welches sich über wasserundurchlässigem Grund ($Q_e = 0$) befindet, gemäß Glg. 1.4 wie folgt darstellen:

$$Q_P - Q_E - Q_a - \Delta S = Q_c \quad (\text{Glg. 1.5})$$

Da ein Wasserverlust über den mineralischen Untergrund ausgeschlossen ist, entspricht der laterale Verlust an der Moorbasis Q_c der Nachflussrate vom Acrotelm in das Catotelm Q_{ac} [LT^{-1}]. Somit gilt:

$$Q_c = Q_{ac} \quad (\text{Glg. 1.6})$$

Die Theorie besagt, dass es unter gewissen Bedingungen für jedes Q_{ac} eine bestimmte Grundwasserkuppel gibt. Die potentielle Höhe der Kuppel (= ihr hydrologisches Maximum) hängt neben der Wassermenge auch von der Größe und der Umrissform des Moores sowie der Durchlässigkeit des Catotelms ab. Die Durchlässigkeit bzw. die hydraulische Leitfähigkeit von Torfen ist von mehreren Faktoren abhängig. INGRAM (1983) listet neben der Zusammensetzung der torfbildenden Vegetation vor allem den Zersetzungsgrad, die Dichte, den Fasergehalt, die Porosität und die Auflast als entscheidende Parameter auf.

Die Gestalt des Moores bzw. die Höhe der Grundwasserkuppel ist also eine Funktion der horizontalen hydraulischen Leitfähigkeit k_{hc} des Catotelms und der Nachflussrate vom Acrotelm ins Catotelm Q_{ac} .

Anhand eines Bodenabschnitts, der randlich von Drainagegräben begrenzt ist, lässt sich das Konzept anschaulich darstellen (s. Abb. 15)

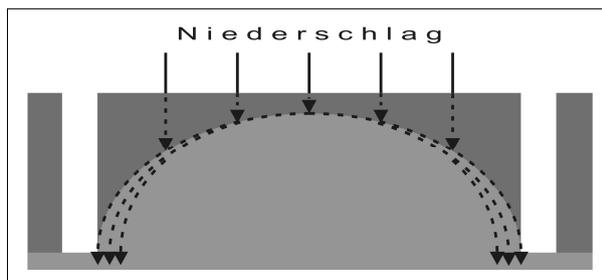


Abb. 15: Ausbildung einer Grundwasserkuppel zwischen zwei Entwässerungsgräben

Niederschläge versickern vertikal und seitlich zum nächstgelegenen Graben und durchströmen dabei den Lückenraum des Bodens, dessen Porosität die Durchsickerungsrate bestimmt. Übertrifft der Eintrag die aus dem Catotelm versickernde Wassermenge staut sich das Wasser im Boden und der Grundwasserspiegel wird steiler. Stellt sich ein Gleichgewichtszustand zwischen Eintrag und Austrag ein, weist der

Grundwasserspiegel eine gewölbte Form auf, die sich mathematisch wie folgt darstellen lässt (INGRAM 1992, STEINER 2005a).

Für ein idealisiertes, kreisrundes Moor auf einer horizontalen, undurchlässigen Ebene können die beiden folgenden Zusammenhänge als gegeben angenommen werden (vgl. Abb. 16).

$$\frac{dh}{dr} = \frac{-Q_{hc}}{2r\pi r k_{hc} h} \quad (\text{Glg. 1.7})$$

$$Q_{hc} = \pi r^2 Q_{ac} \quad (\text{Glg. 1.8})$$

Anm.: h = Wasserstand [L], r = Entfernung Moorrand – Zentrum [L], Q_{hc} = horizontaler Catotelmfluss [L^3T^{-1}]

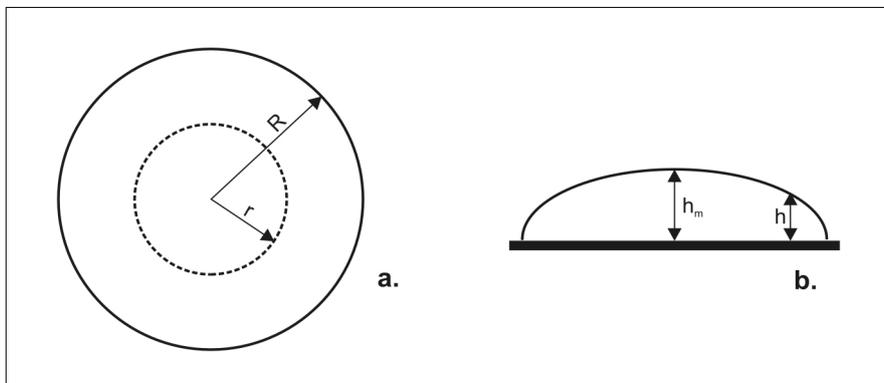


Abb. 16: Idealisiertes, kreisrundes und kuppelförmiges Hochmoor: r, R =Abstände zum Moorzentrum; h, h_m =Moorhöhen

Unter der Annahme, dass $r = R$ und $h = 0$ ist ergibt sich durch Integration von dh nach dr

$$\frac{Q_{ac}}{k_{hc}} = \frac{2h^2}{(R^2 - r^2)} \quad (\text{Glg. 1.9})$$

Für das Moorzentrum gilt: $h = h_m, r = 0$

$$\frac{Q_{ac}}{k_{hc}} = \frac{2h_m^2}{R^2} \quad (\text{Glg. 1.10})$$

Anm.: Q_{ac} = Flussdichte vom Acro- ins Catotelm [LT^{-1}], k_{hc} = horizontale Leitfähigkeit des Catotelms [LT^{-1}], h_m = Höhe des Moorzentrums [L], R = Radius des Moores [L]; der vollständige Rechengang ist im Anhang 2 angeführt.

Moore sind in der Regel jedoch flacher als die Grundwasserkuppeltheorie es erwarten lässt. Diese Diskrepanz kann mehrere Ursachen haben. So wachsen etwa Hochmoore nur in den seltensten Fällen auf völlig ebenem, ungeneigtem oder ungewölbtem sowie absolut wasserundurchlässigem Untergrund auf. Auch die Abnahme der horizontalen Leitfähigkeit k_{hc} des Catotelms vom Zentrum zum Rand oder umgekehrt eine Zunahme der Flussdichte Q_{ac}

beim Übergang des Wassers vom Acro- ins Catotelm entlang eines randwärts gerichteten Transekts bedingt eine Abflachung der Kuppel (VAN DER SCHAAF 1999).

Nichtsdestotrotz verdeutlicht die Grundwasserkuppeltheorie die fundamentalen Zusammenhänge der Ökohydrologie von Mooren und kann bei Berücksichtigung der realen Verhältnisse als Grundlage für eine Modellkalkulation herangezogen werden.

Biologische Abbauprozesse sind ein weiterer Grund, warum Moore das theoretische hydrologische Maximum nicht erreichen können. Diese können dazu führen, dass das Höhenwachstum bereits früher zum Erliegen kommt. Eine biologische Limitierung der Höhe ist bedingt durch eine Stagnation des Torfwachstums, wenn sich Zuwachs im Acrotelm und Abbau im Catotelm die Waage halten (CLYMO 1978 & 1984).

Mittel- bis langfristige Verminderungen des Wasserangebots etwa durch Klimaänderungen bewirken ein Absinken des Grundwasserspiegels im Moor und eine Verschiebung der Acrotelm-Catotelm-Grenze nach unten. Unter Verlust von Volumen läuft dieser Vorgang solange weiter, bis wieder ein stabiles Gleichgewicht bzw. eine stabile Grundwasserkuppel erreicht worden ist. Da dieser Prozess reversibel ist, kann umgekehrt der Grundwasserspiegel bei hohem Wasserangebot wieder steigen, und damit auch der eigentliche Torfbildungsprozess bzw. das Moorwachstum.

Acrotelmwachstum stellt eine Funktion aus jährlicher Produktion, Abbau und Verdichtung organischen Materials dar. Relevant sind die mittleren Wasserspiegellagen sowie die Schwankungsamplituden. Kurz zusammengefasst ist das Torfwachstum umso größer, je höher der Wasserspiegel und je geringer die Schwankungen sind (VAN DER SCHAAF 1999).

2.3.6 Hydrologische und bodenbildende Prozesse entwässerter Moore

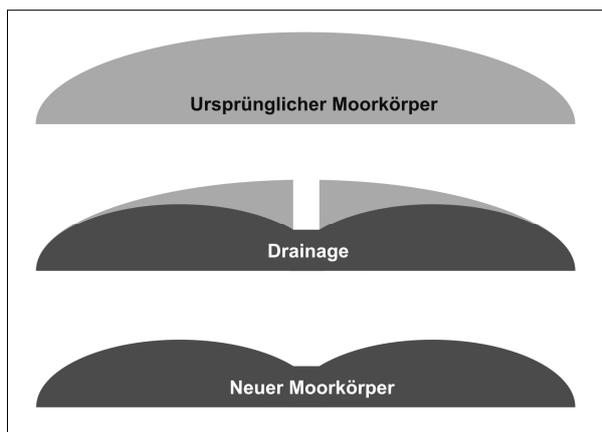


Abb. 17: Substanzverlust des Moorkörpers nach Entwässerung und Regeneration

Die oben angeführten Sachverhalte demonstrieren deutlich, dass Moore sensible hydraulische Systeme darstellen.

Anthropogen bedingte Störungen wie Entwässerung, Aufforstung oder Torfabbau wirken sich nachhaltig negativ auf das Ökosystem Moor aus. Entwässerung führt zu einer Verschiebung des ausbalancierten Wasserhaushalts, indem der Abfluss bei gleichbleibender Nachlieferung erhöht wird. Dies bewirkt, wie in Abbildung 17 für den Fall einer Grabenentwässerung dargestellt, die Ausbildung einer bzw. mehrerer neuer Grundwasserkuppeln, die abhängig von der

Entwässerungsleistung kleiner sind als der Ausgangszustand.

Der ursprüngliche Moorkörper beginnt auszutrocknen, Sauerstoff kann in tiefere Torfschichten vordringen und die Torfbildung findet ein Ende. Auf oxidativen Reaktionen basierende bodenbildende Prozesse (Zersetzungs Vorgänge) werden eingeleitet. Dies führt zu bleibenden Veränderungen der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften

von Moorböden. Reduzierende Vorgänge werden von Oxidationsprozessen abgelöst, die eine Kettenreaktion weiterer Vorgänge auslösen (STEGMANN & ZEITZ 2001, STEINER 1992 & 2005a).

Eine unmittelbare Folge der Entwässerung ist die Moorsackung. Diese führt zur Verdichtung der Torfe, wobei es sich nicht um eine natürliche, auflastbedingte Verdichtung handelt, sondern, da der Auftrieb gänzlich verloren gegangen ist, um eine Kompression der Moorablagerungen durch vertikale Spannungen nach der Entwässerung. Dieser primäre Effekt der Entwässerung, der zu einer Porenverdichtung und Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit führt, ist auch bei Wiedervernässung nur teilweise reversibel. Der verringerte Speicherkoeffizient lässt Wasserspiegelschwankungen größer werden, Schrumpfung und Quellung führt zu Gefügebildung im Boden. Diese Prozesse laufen ausschließlich im grundwasserfreien Teil des Moores ab und sind witterungsabhängig.

Schrumpfung ist die Volumenverminderung des Bodenmaterials durch Anziehung der Teilchen infolge des Wasserentzugs. Quellung kann diese Vorgänge nur unvollständig rückgängig machen, die Verdichtung des Bodens bleibt bestehen. Grund dafür ist unter anderem die Tatsache, dass trockener Torf im Gegensatz zum feuchten, hydrophilen Torf, stark hydrophob ist. Die Entwässerung leitet eine sekundäre, aerobe Torfzersetzung ein, die Aktivität der Bodentiere führt zu einer Lockerung und Durchlüftung des Bodens. Es kommt zu weiterem Torfschwund durch Mineralisation (Torfzehrung). Der Abbau hochmolekularer organischer Verbindungen zu einfachen anorganischen Verbindungen führt zum Verlust organischer Substanz. Diese Vorgänge laufen besonders in kalkreichen Torfen sehr rasch ab, während hingegen die Torfzehrung in sauren Torfen wesentlich langsamer vonstatten geht. Die geschilderten Prozesse werden in ihrer Summe als Moorschwund bezeichnet. Verlagerung, Auswaschung und Winderosion können zu weiteren Torfverlusten beitragen (GROSSE-BRAUCKMANN 1990, SCHWEIKLE 1990, STEGMANN & ZEITZ 2001).

2.4 Gefährdung, Schutz und Sanierung von Moorökosystemen

Das Moorwachstum kommt zum Stillstand, wenn die Grenzen der Selbstregulation (hydraulisches Maximum, biologisches Maximum) wachsender Moore erreicht werden oder große, meist plötzliche Änderungen im hydromorphologisch-klimatischen Faktorenkomplex, wie ihn die Grundwasserkuppeltheorie beschreibt, auftreten. Es kommt zur Bildung natürlich und/oder anthropogen gestörter Moore.

Die wohl aktuell größte Gefährdung geht von einer direkten, anthropogen bedingten Beeinträchtigung durch Entwässerung aus. Indirekt beeinflussen aber auch Klimaänderungen, Wasserbilanzänderungen und Schadstoffimmissionen das Wachstum von Mooren. Die hydrologische Selbstregulation kann dazu führen, dass eine Rückentwicklung eines gestörten zu einem wachsenden Moor grundsätzlich und über lange Zeiträume hinweg möglich sein kann. Eine Moorregeneration ist ein autoregulativer, natürlicher Prozess der auf die Wiedereinstellung eines wachsenden Moores gerichtet ist. Regeneration ist generell von langer Dauer, meist sind Jahrhunderte nötig, eine Vollendung der Regeneration kann dabei aber nicht immer möglich sein. Somit ist der Erhalt verbliebener intakter oder naturnaher Moore neben der Unterstützung der Regeneration durch eine vom Menschen unterstützte Restauration vordringlichste Aufgabe des Moorschutzes (EDOM 2001, EGGELSMANN 1990b).

Die Bedeutung von Mooren ist vielfältig. Ihr Einfluss auf Klima und Wasserhaushalt, ihre Funktion als Rückzugsraum seltener und bedrohter Tier- und Pflanzenarten und ihre Eignung zur Rekonstruktion der Klima- und Landschaftsgeschichte der letzten gut 10000 Jahre anhand von Pollenanalysen ist unbestritten (KRISAI 1983, STEINER 1992 & 2005b).

Moore bedecken bei einer Ausdehnung von cirka 3,2 Mio km² rund 3 % der Landfläche der Erde und speichern dabei neben etwa 10 % der globalen Süßwasservorkommen auch allein in den Mooren der borealen und subarktischen Zonobiome zwischen $270 \cdot 10^{12}$ und $370 \cdot 10^{12}$ kg Kohlenstoff. Das bedeutet, dass etwa ein Drittel des weltweit in Böden gespeicherten Kohlenstoffs (= $1395 \cdot 10^{12}$ kg) in Mooren deponiert ist bzw. das Moore die gleiche Menge an Kohlenstoff speichern wie die gesamte übrige Biomasse der Erde zusammen!

Moorzerstörung führt nun nicht nur dazu, dass dieser Kohlenstoff zu Kohlendioxid umgesetzt werden kann, sondern dass auch gleichzeitig andere treibhauswirksame Gase wie etwa Methan sowie Wasserdampf freigesetzt werden und den Prozess verstärken. Die Kohlenstoffvorräte der Moore wurden bislang nicht oder nur sehr unzureichend in den Emissionsbilanzen zur Auswirkung des Klimawandels berücksichtigt.

Die einstigen Kohlenstoffsinken, die jährlich bis zu 70 Mio. Tonnen Kohlenstoff gebunden haben, verwandeln sich zu Kohlenstoffquellen bzw. Kohlendioxidlieferanten von riesigem Ausmaß (EPPEL 2006, JOOSTEN & CLARKE 2002, LAPPALAINEN 1996).

Moore sind Wasserspeicher und wirken durch ihre ökohydrologischen Eigenschaften stabilisierend auf den Wasserhaushalt einer Region. Gleichzeitig bewirkt die Fähigkeit von Torfen zum Kationenaustausch eine Reinigung von verschmutztem oder mit Schadstoffen belastetem Wasser. Die hohe Nettoakkumulation von Pflanzennährstoffen im Moorboden führt zu einer verringerten Nährstoffverfügbarkeit, umgekehrt führt eine hohe Moorbodenzersetzung zu einem erhöhten Nährstoffangebot. Das erklärt die wasserreinigende Wirkung wachsender bzw. die gewässerbelastende Wirkung entwässerter Moore (EDOM 2001).

Weltweit wurden (außerhalb der Tropen) durch menschliche Aktivität bisher etwa 20 % der ursprünglichen Moorflächen zerstört, in Europa sind es gar 60 %. In Österreich sind mit knapp 300 km² überhaupt nur mehr 10 % der ursprünglichen Moorfläche vorhanden. Landwirtschaft (50 %), Forstwirtschaft (30 %) und Torfgewinnung (10 %) waren und sind weltweit die Hauptverursacher der Moorzerstörung (JOOSTEN & COUWENBERG 2001, STEINER 1992).

Ziel von Schutzbemühungen muss es sein, nicht nur das Moor als Lebensraum an sich zu erhalten, sondern durch Sicherung intakter bzw. naturnaher und Sanierung beeinträchtigter Mooregebiete ihre Funktion im lokalen, regionalen und globalen Stoffkreislauf aufrecht zu erhalten bzw. wiederherzustellen.

Sanierungsbestrebungen in Österreich sind vor allem durch eine Kooperation der ÖBf AG mit dem WWF ÖSTERREICH unter der wissenschaftlichen Leitung von Gert Michael Steiner in Angriff genommen und umgesetzt worden (STEINER 2005c).

Für Oberösterreich stellt die Restauration der „Roten Auen“ eine Art Pilotprojekt dar. Das seit 2005 auf Initiative der OÖ. UMWELTANWALTSCHAFT laufende Projekt

„Moorentwicklungskonzept Oberösterreich“ soll bewirken, dass auch in anderen Moorgebieten Maßnahmen zur Sanierung getroffen werden. Erste Erfolge sind bereits zu verzeichnen!

2.5 Leitbild und Entwicklungsziele

FÜRST & KIEMSTEDT (1990) definieren das Leitbild als ein sehr allgemein formuliertes, potentiell mögliches Grobziel für die nachhaltige und umweltgerechte Entwicklung von Ökosystemen und Landschaften. Für Moorökosysteme – und somit auch für die „Roten Auen“ – beinhaltet das Leitbild die Reaktivierung der Senkenfunktion für Wasser, Nähr- und Feststoffe durch die Reaktivierung eines sich hydrologisch selbstregulierenden Systems, mit dem Ziel, Torfbildungsprozesse einzuleiten. Geeignete Klimabedingungen vorausgesetzt kann auf diese Weise der Erhalt bzw. die Entwicklung von Lebensräumen mit ihren charakteristischen Artengemeinschaften ermöglicht werden (KRATZ & PFADENHAUER 2001).

Aus dem übergeordneten Leitbild heraus sind in weiterer Folge unter den vorgegebenen zeitlichen, räumlichen und standörtlichen sowie umweltpolitischen Voraussetzungen Entwicklungsziele zu definieren (PFADENHAUER 1994).

Im vorliegenden Fall ist dies ein konkretes Sanierungsziel im Sinne des integrierten Naturschutzes. Durch die Anhebung des Wasserspiegels auf ein für ungestörte Hochmoorökosysteme charakteristisches Niveau und das Schwenden der standortfremden Fichtenbestände soll die Ausbreitung der moortypischen Vegetation eingeleitet werden.

Als Zielvorgabe wird mittelfristig ein lichter Moorwald im Sinne einer feuchten Ausbildung des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* definiert, der von einem kleinteiligen Mosaik bzw. Netz aus Moorentwicklungsstadien und Verlandungsgesellschaften im Bereich der Torfstiche und eingestauten Gräben durchzogen ist (s. Abb. 164).

Langfristige Zielvorstellungen zu definieren oder Langzeitprognosen zu erstellen erscheint in Hinblick auf die unsichere und vermutlich sehr rasch ablaufende globale Klimaentwicklung als nicht zweckmäßig.

3 METHODIK

Die folgenden Ausführungen geben einen Überblick über die dieser Arbeit zugrunde liegenden Methoden. Sie umfassen vegetationskundliche Untersuchungen, hydrologische Messungen und eine terrestrische Vermessung samt Torfsondierung. Die Wiedervernässung zur Stabilisierung des Wasserhaushalts erfolgte durch den Einbau massiver Querbauwerke aus Holz in die das Moor entwässernden Gräben.

Die gegenständliche Moorsanierung ist gleichsam Pilotprojekt und Teil des „Moorentwicklungskonzepts Oberösterreich“ (MEK Oö.). Dieses von der OÖ. UMWELTANWALTSCHAFT betriebene Projekt zur Erfassung, Beurteilung und gegebenenfalls Sanierung der Moore Oberösterreichs setzt gewisse Erhebungsstandards voraus, die auch im gegenständlichen Fall berücksichtigt wurden (PÖSTINGER & REIMOSER 2006).

3.1 Vegetationskundliche Untersuchungen

Die Erfassung der Vegetation soll vor allem den aktuellen Zustand der „Roten Auen“ noch vor Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen festhalten. Sie stellt die Basis für ein vegetationsökologisches Monitoring dar, welches in bestimmten Zeitabständen innerhalb der nächsten Jahre und Jahrzehnte die zu erwartende Umwandlung der Vegetation nachzeichnen soll.

Zur Erhebung der Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebiets und zur Erstellung von Tabellen und Karten wurde aus Gründen der Reproduzierbarkeit auf bewährte Methoden vegetationskundlicher Arbeitsweisen zurückgegriffen.

3.1.1 Vorkartierung und Aufnahmeflächenwahl

Auf Basis dominanter Moose und Blütenpflanzen und unter Zuhilfenahme eines Farb-Orthofotos (Aufnahmedatum: 20.06.2002) des BUNDESAMTS FÜR EICH- UND VERMESSUNGSWESEN (BEV), welches von der Abteilung Geoinformation und Liegenschaft des Amtes der OÖ. LANDESREGIERUNG zur Verfügung gestellt wurde, konnte im Juni 2005 eine Vorkartierung und erste Flächenabgrenzung der unterschiedlichen Pflanzenbestände im gesamten Naturschutzgebiet vorgenommen werden. Die Vegetation im Bereich der Traktorwege und Rückegassen, die allesamt als Erdwege ausgeführt, jedoch streckenweise durch verdeckte Granitsteinschichtungen stabilisiert sind, wurde nicht gesondert ausgewiesen, da diese Flächen im Zuge der Maßnahmenumsetzung einem ständigen Umbruch unterworfen waren.

Eine Umlandkartierung erfolgte auf sehr allgemeiner Basis gemäß den Vorgaben des MEK Oö.. Weiters wurden auch sämtliche natürlichen und künstlichen Strukturen wie Quellaufstöße, Wege, Gräben, Torfstickanten oder jagdliche Einrichtungen erfasst und in das Orthofoto übertragen.

Mit wenigen Ausnahmen wurden in weiterer Folge fast ausschließlich auf jenen Flächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt, die noch weitestgehend von moortypischen

Pflanzengesellschaften geprägt waren. Die Anzahl der Vegetationsaufnahmen wurde in Abhängigkeit von der Flächengröße gewählt, wobei Flächen mit weniger als 100 m² nur von einer Aufnahme, zwischen 100 und 200 m² von zwei und darüber hinausgehende Flächen von drei Aufnahmen charakterisiert wurden. Die Standortwahl erfolgte am Orthofoto, wobei vor allem darauf geachtet wurde, dass die jeweiligen Aufnahmeflächen räumlich möglichst homogen und repräsentativ verteilt waren (s. Abb. 18).

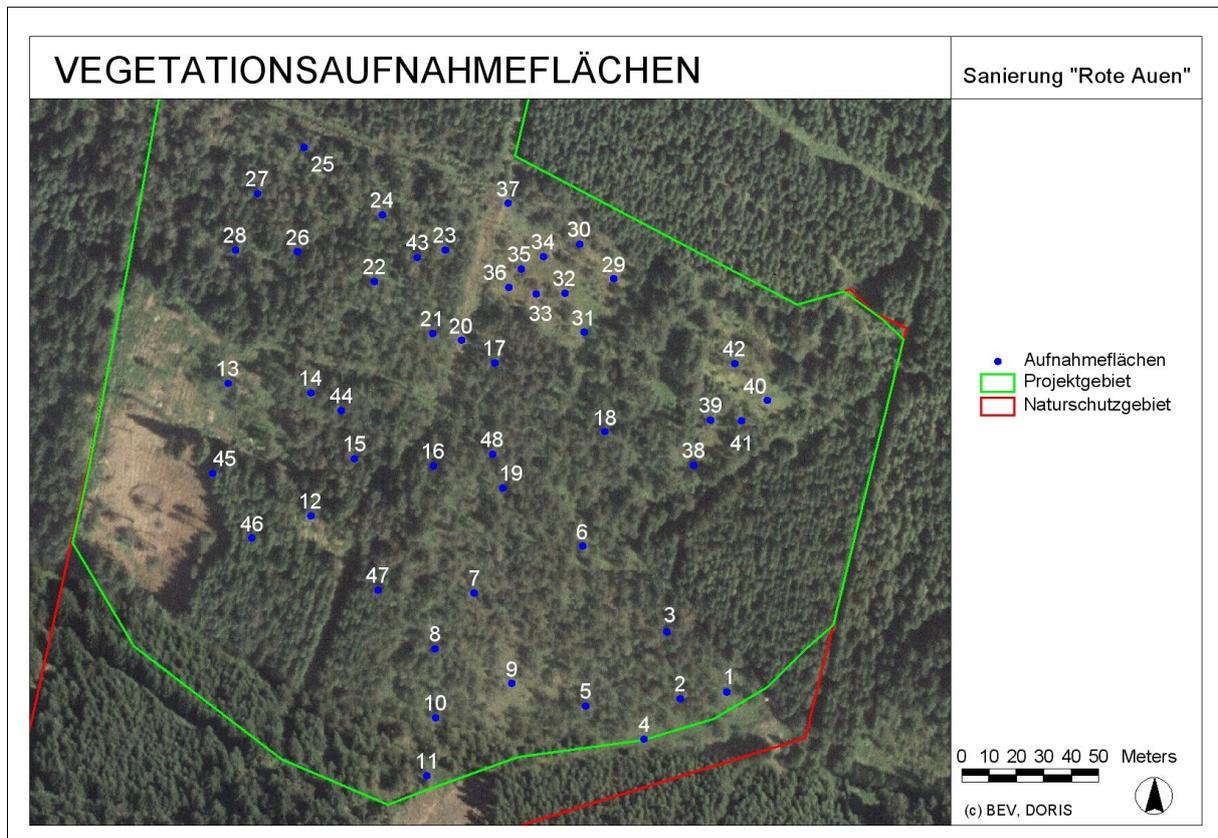


Abb. 18: Standorte der Vegetationsaufnahmeflächen

3.1.2 Aufnahmemethodik

Die Vegetation wurde nach der klassischen Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) im August und September des Jahres 2005 aufgenommen. In eigens angefertigten Aufnahmeformularen wurden neben der Aufnahmeummer und dem Aufnahmedatum die Deklination, Inklination und Seehöhe sowie eine Lage- und Standortbeschreibung der Aufnahmefläche notiert. Zusätzlich wurde die Höhe und Deckung sowohl der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht als auch die Gesamtdeckung des Bestands sowie eine vollständige Artenliste mit einer Schätzung der Artmächtigkeiten festgehalten.

Die Aufnahmeflächengröße variierte in Anlehnung an die Erkenntnisse von DIERSSEN (1982) in Abhängigkeit vom Bestand zwischen vier und 100 m². Ausgenommen davon waren jene sechs Standorte, die für Monitoringzwecke ausgewählt wurden. Hier wurde die Vegetation einheitlich auf einer quadratischen Fläche mit zwei Metern Kantenlänge aufgenommen und zusätzlich eine schichtspezifische Deckungsbeurteilung der Gehölze vorgenommen. In Summe wurden zur Darstellung der gebietstypischen Vegetation 48 Aufnahmen erstellt.

Die Nomenklatur der gefundenen Gefäßpflanzen folgt jener der „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol“ von FISCHER et al. (2005). Die Moosbestimmung im Gelände erfolgte mit Hilfe von Feldschlüsseln (ZECHMEISTER 1995a & b). Für die mikroskopische Nachbestimmung der *Hepaticae* und *Bryidae* diente die „Moosflora“ (FRAHM & FREY 1992), für die *Sphagnidae* die Bestimmungsschlüssel „The moss flora of Britain and Ireland“ (SMITH 1990) und „The Norwegian Sphagna: a field color guide“ (FLATBERG 1994). Die Nomenklatur sämtlicher Moostaxa folgt jener von FRAHM & FREY (1992). Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften orientiert sich an den „Pflanzengesellschaften Österreichs“ (MUCINA et al. 1993).

3.1.3 Computergestützte Auswertung

Zur Verarbeitung und Analyse der Vegetationsdaten wurden die Aufnahmen in das Datenbanksystem VEGEDAZ (KÜCHLER 2004) übertragen und analysiert (s. Abb. 19).

The screenshot shows the VEGEDAZ software window with a table titled 'Tabelle: 40601301-roteaue-031106.tab'. The table has 6 columns representing different samples and rows for various data fields. The 'KOPF' (Header) section includes fields like 'Aufnahmenummer', 'Projekt', 'Detailprojekt', 'Moornamen', 'Moornummer', 'Kartierer', 'Datum', 'Lagebeschreibung', 'Standortbeschreibung', 'Synsystematik', 'Anmerkungen', 'Anzahl Fotos', 'Aufnahmetypus', 'Deckung Gesamt', 'Deckung [%]/Bestandshöhe [m]' for different layers (Moos, Kraut, Strauch, Baum), 'Aufnahmeflächengröße', 'Deklination', 'Inklination', 'Bemerkung Aufnahmetypus', and 'Bemerkung Artmächtigkeitsskala'. The 'FREQ.' (Frequency) section lists species like *Agrostis canina*, *Alnus glutinosa*, *Andromeda polifolia*, and *Aulacomnium palustre*.

Abb. 19: Vegetationstabelle im VEGEDAZ-Programmfenster

Aufgrund der geringen Anzahl an Aufnahmen und deren meist problemlose synsystematische Zuordnungsfähigkeit bis auf Assoziationsniveau wurde auf die Anwendung spezieller EDV-gestützter Analyse- und Klassifikationsverfahren (z.B. TWINSPAN) und auf Expertensysteme verzichtet. Einfache Analysen, Auswertungs- und Darstellungsmöglichkeiten sind auch mit dem Basispaket von VEGEDAZ möglich und wurden vereinzelt zur Bestätigung der interpretierten Ergebnisse herangezogen. Zur ökologischen Standortcharakterisierung wurden

automatisiert Zeigerwertanalysen nach LANDOLT (1977) für die Feuchte-, die Reaktions- und die Nährstoffzahl durchgeführt (s. Tab. 1).

Feuchtezahl	= mittlere Feuchtigkeit des Bodens während der Vegetationszeit
1	ausgesprochene Trockenheitszeiger
2	Zeiger mäßiger Trockenheit
3	Zeiger mittlerer Feuchtigkeitsverhältnisse
4	Feuchtigkeitszeiger
5	Nässezeiger
Reaktionszahl	= Gehalt an freien H-Ionen im Boden
1	ausgesprochene Säurezeiger
2	Säurezeiger
3	Pflanzen auf schwach sauren Böden
4	schwache Basenzeiger
5	ausgesprochene Basenzeiger
Nährstoffzahl	= Nährstoffgehalt – insb. Stickstoffgehalt – des Bodens
1	ausgesprochene Magerkeitszeiger
2	Magerkeitszeiger
3	weder auf sehr nährstoffarmen noch auf stark gedüngten Böden
4	Nährstoffzeiger
5	Überdüngungszeiger

Tab. 1: Zeigerwerte nach Landolt (1977) für Feuchtigkeit, Reaktion und Nährstoffe

Die kartografische Darstellung der Daten erfolgte EDV-gestützt mit dem GIS-Programm ARC VIEW.

3.2 Hydrologie

Um eine fachgerechte und auch nachhaltig wirksame Sanierung eines hydrologisch gestörten Moores in Angriff nehmen zu können, sind gründliche Voruntersuchungen und ein laufendes Monitoring des Wasserhaushalts unumgänglich. Nur durch Kenntnis der Situation vor dem Setzen von Maßnahmen lassen sich Erfolg oder Misserfolg einer Wiedervernässung eindeutig wahrnehmen. Dadurch wird gewährleistet, dass mögliche unerwünschte Entwicklungen rechtzeitig erkannt und bereits sehr früh Gegenmaßnahmen eingeleitet werden können.

3.2.1 Wasserstandsmessungen mit Dauerpegeln

Zur Beobachtung der Wasserspiegelschwankungen wurde Mitte April 2003 ein hydrologisches Messnetz aus insgesamt 54 Pegelrohren eingerichtet. Ende April kamen noch vier weitere Pegel sowie drei Peilrohre hinzu (s. Abb. 20).

Für diesen Zweck wurden 100 cm (Anm.: Peilrohre: 120 cm) lange PVC-Elektroinstallationsrohre mit einem Innendurchmesser von 29 mm in Anlehnung an GINZLER & STEINER (1997) auf einer Länge von 75 cm (bzw. 95 cm) im Abstand von zwei Zentimetern auf vier Seiten kreuzweise um einen Zentimeter versetzt mittels eines 3,5-mm-Bohrers durchlöchert. Um ein Eindringen von Torfmaterial in die Pegelrohre zu vermeiden wurde über

den perforierten Abschnitt ein engmaschiger Nylogewebestrumpf gezogen und dieser oberhalb der Bohrlöcher mittels Klebeband befestigt. Am unteren Ende wurde der Nylonstrumpf in das Rohr eingeschlagen und die Öffnung mit Korken (oder den Deckeln von FUJI-Filmdosen) verschlossen (s. Abb. 21).

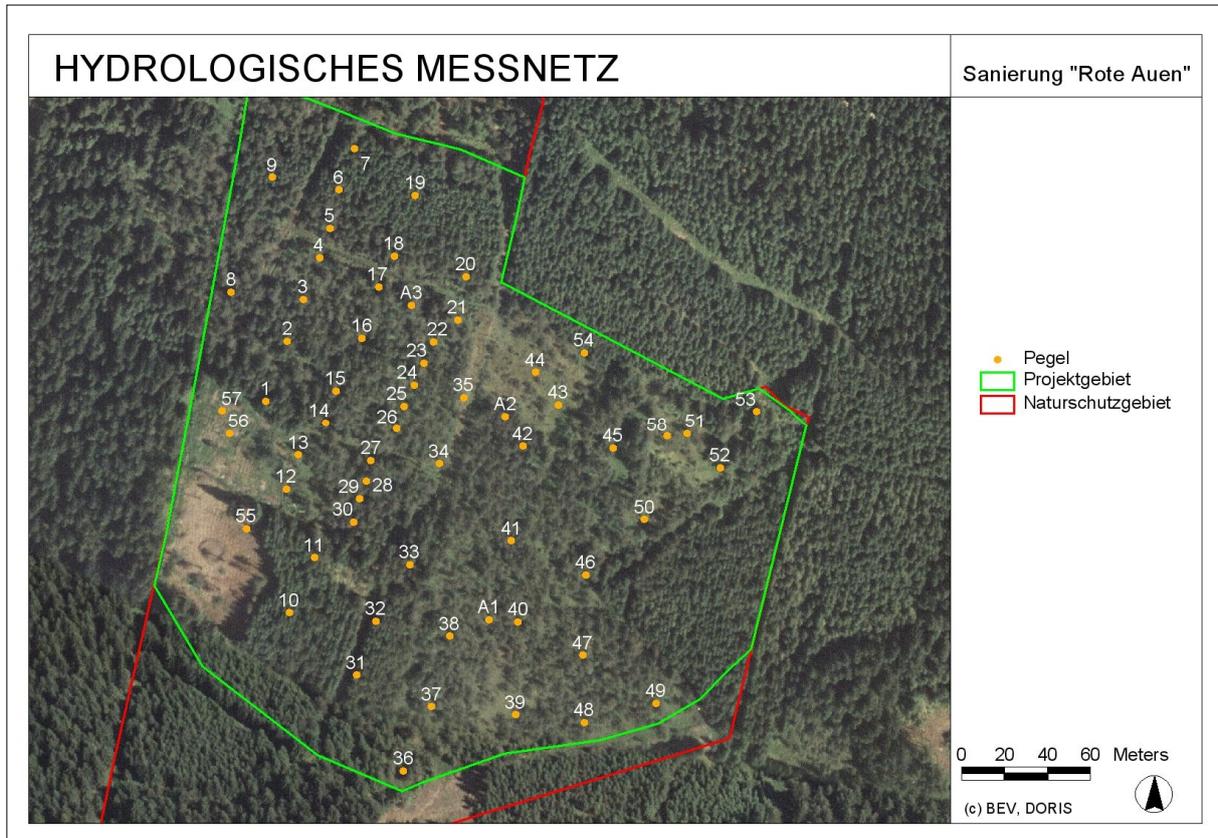


Abb. 20: Standorte der Pegel im hydrologischen Messnetz

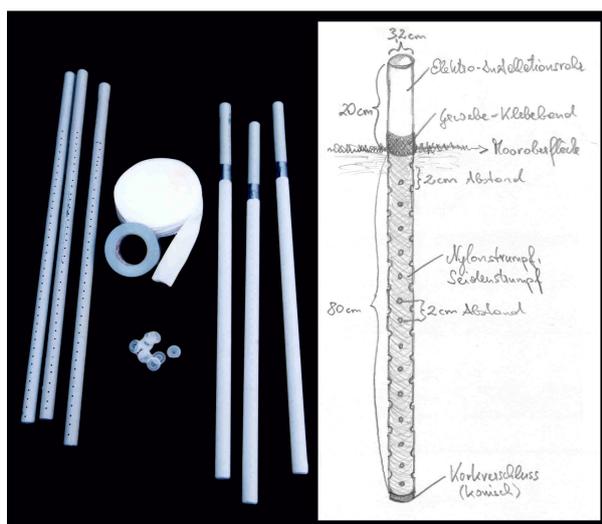


Abb. 21: Pegelrohr zur Wasserstandsmessung

Mit Hilfe eines zylindrischen Bodenbohrers wurde nunmehr ein Loch vorgebohrt und das Pegelrohr sodann bis in 80 cm Tiefe in den Torfkörper versenkt. Als Mooroberfläche wurde dabei je nach Standort entweder die Oberfläche der Moosschicht, des offenen Bodens oder der von totem Pflanzenmaterial gebildete Vegetationsfilz (Streuschicht) angenommen. Die über Flur verbleibenden, 20 cm langen Rohrabschnitte wurden mit Nummern gekennzeichnet. Die eigentliche Messung der Wasserspiegelschwankungen erfolgte anhand zweier unterschiedlicher Methoden.

3.2.1.1 *Manuelles Auslesen der Dauerpegelwasserstände*

Die Messung erfolgte mit Hilfe eines Peillots, welches aus einem Glasfiebermaßband und einem daran befestigten, oben verschlossenen Hohlzylinder besteht, der nach Absenken in das Pegelrohr beim Kontakt mit der Wasseroberfläche ein akustisch gut wahrnehmbares Geräusch erzeugt. Wasserstandsmessungen sind auf diese Weise sehr einfach, rasch und mit hinreichender Genauigkeit (Messfehler $\pm 0,5$ cm) möglich (s. Abb. 153).

Ein fixes Messintervall konnte aufgrund der langen Messperiode und der begrenzten personellen Ressourcen nicht eingehalten werden. Die Messungen erfolgten somit cirka alle 7 bis 10 Tage, vereinzelt waren auch längere Zeitabstände zwischen den Messintervallen nicht zu verhindern. Eine Messreihe für das gesamte Messnetz nahm etwa eine Stunde Zeit in Anspruch, die gewonnenen Messdaten wurden auf einem Formblatt notiert und anschließend in ein Tabellenkalkulationsprogramm (MS EXCEL) übertragen.

3.2.1.2 *Automatisierte Messung der Dauerpegelwasserstände*

Bei dieser Methode kamen sogenannte Diver der niederländischen Firma VAN ESSEN zum Einsatz (s. Abb. 22). Diese messen über den Wasserdruck die Höhe der Wassersäule, die sich oberhalb der Messeinheit befindet. Die vom Diver verrichteten Messungen erfassen als Messwert die Summe aus Wasserdruck und Luftdruck. Der Wasserdruck an sich wird durch Subtraktion des Luftdrucks, der mit einem Baro-Diver gemessen wird, ermittelt. Für die daraus abzuleitenden Absolutwerte der Wassersäule wurde die Oberkante des Peilrohrs als Bezugspunkt herangezogen. Durch Referenzmessungen mit Hilfe des Peillots wird der tatsächliche Wasserstand erfasst und der gemessene Wasserdruck bzw. die gemessene Wassersäule daran angepasst.



Abb. 22: Die im Diver bzw. Baro-Diver (Bildmitte) gespeicherten Messdaten können über eine Ausleseinheit direkt im Gelände auf ein Notebook übertragen werden.

Die gesamte Elektronik und die Batterien mit einer Lebensdauer von etwa 10 Jahren befinden sich wartungsfrei innerhalb eines aus rostfreien Stahl konstruierten Hohlzylinders. Dieser wird im Inneren des Peilrohrs an einem dehnungsfreien Stahlseil hängend in einer definierten Tiefe unterhalb des Moorwasserspiegels angebracht. Die Genauigkeit der Messungen liegt im Zehntel-Zentimeter-Bereich. Das Messintervall ist frei wählbar (zw. 0,5 s und 99 h), im

gegenständlichen Fall wurde ein 2-h-Intervall gewählt. Die Messungen werden in einem integrierten Datenlogger, der eine Kapazität von 2 x 24000 Messungen aufweist, gespeichert und können nach Herausziehen des Divers aus dem Pegelrohr und nach Entfernen der Schutzabdeckung bzw. Aufhängevorrichtung direkt im Gelände über ein Glasfibrkabel mit Hilfe eines Labtops ausgelesen werden.

Das Sammeln und Analysieren der vom Datenlogger registrierten Messwerte erfolgt genauso wie das Programmieren der Diver mit der Software LOGGER DATA MANAGER. (VAN ESSEN 2003).

Neben dem Luft- und Wasserdruck wird gleichzeitig auch die Luft- und Wassertemperatur gemessen und aufgezeichnet. Insgesamt waren bzw. sind ein Baro-Diver und drei Diver im Einsatz. Ihre Position wurde so gewählt, dass hydrologisch möglichst unterschiedliche Standorte erfasst werden (s. Abb. 20):

Diver A1 wurde in einem Bereich im Moor installiert, der aufgrund der vorhandenen, für Bultfußflächen typischen Vegetation mit *Sphagnum magellanicum*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos* und *V. uliginosum* als hydrologisch weitgehend intakt eingestuft wurde. Allgemein hohe Wasserstände und geringe Spiegelschwankungen wurden angenommen.

Diver A2 befindet sich im zentralen Moorbereich angrenzend an den großen Torfstich. Hier wurde ein nicht allzu tiefer Wasserstand mit vergleichsweise geringen Wasserspiegelschwankungen vermutet.

Diver A3 wurde unweit des großen Entwässerungsgrabens E und somit in einem hydrologisch stark gestörten Moorbereich eingebracht, der sich voraussichtlich durch tiefe Mittelwasserstände und große Schwankungsamplituden auszeichnet. An dieser Stelle wurde auch der Baro-Diver installiert, der aufgrund des geringen Abstands und des vernachlässigbaren Geländehöhenunterschieds zu den beiden anderen Diver-Standorten ausreichend genaue Luftdruckmesswerte für alle drei Messstandorte liefert.

Die Darstellung der Wasserspiegelschwankungen erfolgte in Form von Diagrammen und Karten mit den Programmen MS EXCEL und ARC VIEW. Diese wurden unter Verwendung von Niederschlags- und Temperaturdaten der Messstelle Schöneben-Gugu, die vom Hydrographischen Dienst des Amtes der OÖ. LANDESREGIERUNG zur Verfügung gestellt wurden, ausgewertet und analysiert.

3.2.2 Hydraulische Leitfähigkeit

Grundsätzlich war vorgesehen, die hydraulische Leitfähigkeit des Torfs mit der von KIRKHAM (1945) und LUTHIN & KIRKHAM (1949) entwickelten und von VAN DER SCHAAF (1999) modifizierten Piezometermethode zu ermitteln.

Zu diesem Zweck wird ein entsprechend abgelängtes Rohr in ähnlicher Konstruktion wie die Pegel am unteren Ende auf einer Länge von 10 cm engmaschig perforiert und auf die gewünschte Tiefe im Moorkörper versenkt.

Nachdem sich im Piezometerrohr der mit dem Umgebungswasserdruck im Gleichgewicht befindliche Wasserstand eingestellt hat, wird das Rohr bis zur Oberkante mit Wasser aufgefüllt und die Zeit gemessen, bis sich der ursprüngliche Wasserstand wieder eingestellt hat.

Die hydraulische Leitfähigkeit errechnet sich im Anschluss gemäß der Formel

$$k_h = \frac{\pi r^2}{A (t_{i+1} - t_i)} \ln \frac{y_i}{y_{i+1}} \quad (\text{Glg. 2.1})$$

Anm.: k_h = horizontale hydraulische Leitfähigkeit [LT^{-1}], r = Innenradius Piezometerrohr [L], y_i = Differenz [L] zum ursprünglichen Wasserstand nach der Zeit t_i nach Auffüllen des Rohres, y_{i+1} = Distanz [L] nach der Zeit t_{i+1} [T] nach Testbeginn, A = Faktor [L]

Der Faktor A ergibt sich aus verschiedenen, die Messeinrichtung betreffenden geometrischen Verhältnissen wie etwa der Rohrlänge, dem Rohrdurchmesser oder der Torfmächtigkeit (BOUWER & RICE 1983, AMOOZEGAR & WARRICK 1986).

A -Werte wurden von LUTHIN & KIRKHAM (1949) sowie SMILES & YOUNGS (1965) experimentell erhoben und in grafischer bzw. später von YOUNGS (1968) in tabellarischer Form dargestellt.

Mit Hilfe der beschriebenen Piezometermethode lässt sich mit geringem Aufwand in nahezu jeder Tiefe die hydraulische Leitfähigkeit unterschiedlichster Substrate messen. Leider lassen sich auf diese Weise nur horizontale Leitfähigkeiten ermitteln. Auch Rückschlüsse auf die vertikale Leitfähigkeit sind, wie der Vergleich zahlreicher Untersuchungen von BOELTER (1965) und CHASON & SIEGEL (1986) gezeigt haben, nicht oder nur mit großen Vorbehalten möglich. Vor allem dann, wenn unterschiedlich stark zersetzte und horizontal gelagerte Pflanzenstrukturen zu einer Anisotropie des Torfkörpers führen, übersteigt die horizontale Leitfähigkeit die vertikale bereits im Acrotelm um das 10fache, beim Übertritt in das Catotelm sogar um das 80fache (HOBBS 1986, SCHOUWENAARS 1994, VAN DER SCHAAF 1998).

Aufgrund zahlreicher Torfsondierungen im gesamten Projektgebiet und der Kenntnis vom Zustand des Torfs durch das Vorbohren der Pegellöcher mit Hilfe eines Bodenbohrers, der jeweils einen Bohrkern der obersten 80 bis 100 cm mächtigen Torflagen lieferte, konnte rasch festgestellt werden, dass der vertikale Aufbau des Catotelms sehr homogen ohne erkennbare Schichtungen war. Die Acrotelm-Bereiche unterschieden sich im Wesentlichen durch verschiedene Mächtigkeiten des Vererdungshorizonts. Einzig die Bereiche der Torfstiche zeigten aufgrund lediglich geringfügiger Zersetzung des nur wenig verdichteten Torfs deutlich größere Leitfähigkeiten.

Insgesamt konnten ausführliche Messungen der hydraulischen Leitfähigkeit somit entfallen, da sie keine für das Sanierungsvorhaben relevante Zusatzinformationen liefern würden.

Der aus den Bohrlöchern der Pegelstandorte gewonnene Bohrkern wurde visuell und taktill bewertet, wobei besonders auf die Ausbildung von Bodenhorizonten (Vererdung) und in Anlehnung an VON POST & GRANLUND (1926) auf den Zersetzungsgrad und die Dichte des Torfs geachtet wurde. Auf diese Weise konnten verschiedene Typen unterschiedlichen Aufbaus zusammengefasst und mit den bodenbildenden Prozessen an den jeweiligen Standorten in Zusammenhang gebracht werden.

3.3 Geländetopografie und digitale Höhenmodelle (DHM)

Die Verfügbarkeit genauer dreidimensionaler Geländedaten ist ebenso wie die Kenntnis der Mächtigkeiten der Torfschichten zur Umsetzung hydrologischer Sanierungsmaßnahmen in Mooren zwingend notwendig. Da diese Informationen nicht in ausreichender Qualität vorhanden waren, wurde das Untersuchungsgebiet geodätisch vermessen und im eigentlichen Projektgebiet zusätzlich die Torftiefe an allen Vermessungspunkten sondiert. Zur Weiterverarbeitung wurden die Daten GIS-gestützt aufbereitet und in ein digitales Geländemodell übertragen.

3.3.1 Topografische Erfassung der Mooroberfläche

Die terrestrische Vermessung des Untersuchungsgebietes erfolgte Anfang Mai 2003 mit Hilfe eines elektronischen Tachymeters der Marke LEICA TC500 (s. Abb. 24).

Entlang eines Hauptpolygonzugs, dessen Messpunkte bevorzugt auf Waldboden bzw. im Bereich von Wegen auf verdichtetem Moorboden gewählt wurden, konnten insgesamt mehr als 300 Einzelmessungen auf Basis eines lokalen Systems mit dem als Nullkoordinate festgelegten Startpunkt durchgeführt werden. Die Dichte der Vermessungspunkte orientierte sich an der Ausgestaltung der Mooroberfläche sowie der notwendigen Detailschärfe für sanierungsrelevante Fragestellungen (s. Abb. 23).

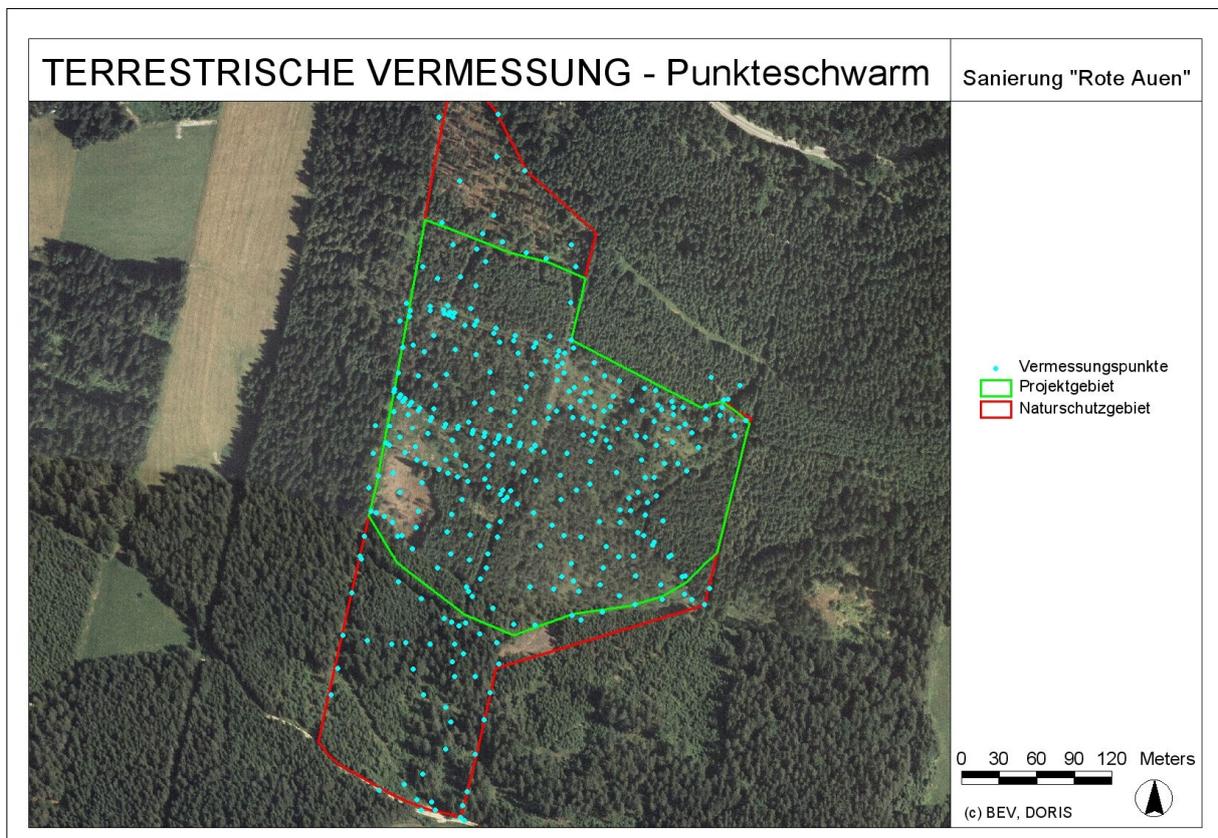


Abb. 23: Verteilung der geodätischen Vermessungspunkte im Untersuchungsgebiet

Während also das Untersuchungsgebiet an sich vergleichsweise locker erfasst wurde, sollte vor allem der Vermessung der Entwässerungsgräben ein hohes Augenmerk geschenkt werden.

Weiters wurden die Pegelrohre und vorhandene, durch Grenzmarken gekennzeichnete Standorte eingemessen.

Die Vermessungspunkte wurden mit Plastikrohren dauerhaft markiert, um eine spätere Auffindbarkeit der Punkte zu gewährleisten. Dies hat sich sowohl für die im Anschluss durchgeführte Torfsondierung und spätere Vegetationskartierung als auch für die Orientierung bei der Lagefestlegung der Grabensperren bewährt.

Auf ein Vermessen der Grabensohlen wurde verzichtet, da sich die Grabentiefe im Bedarfsfall leicht abschätzen bzw. mit einer Messlatte ermitteln ließ. Sie reichte in den meisten Fällen bis unmittelbar in den Bereich des mineralischen Untergrunds und konnte somit einfach aus den Ergebnissen der jeweiligen Torfsondierungen abgeleitet werden.

Generell lag die Grabensohle je nach Torfmächtigkeit zwischen rund 30 cm und gut 250 cm unter der eigentlichen Mooroberfläche. In diesem Zusammenhang sei auch darauf hingewiesen, dass für die Vermessung die Mooroberfläche wie folgt definiert wurde: in überstauten Bereichen mit zum Teil flutenden Torfmoosen entsprach die Wasseroberfläche der Mooroberfläche. Bei emersen, Torfmoos- oder Haarmützenmoos-dominierten Standorten wurden die apikalen Sprossabschnitte der Moose der Oberfläche gleichgesetzt. Bei rein von Gefäßpflanzen aufgebauten Bereichen entsprach sie, sofern kein eigentlicher offener Moorboden erkennbar war, der von den abgestorbenen Pflanzenteilen gebildeten Schicht.

Die Messergebnisse wurden in Ermangelung eines mit dem Tachymeter gekoppelten Dataloggers im Gelände in einem Messprotokoll festgehalten (s. Abb. 24).

Gemäß einer zuvor erstellten Messvorschrift wurden den einzelnen Vermessungspunkten Nummern in ansteigender Reihenfolge zugewiesen und von jedem Punkt die Nummer, der Horizontal- und Vertikalwinkel sowie die Messlänge, die Gerätehöhe des Tachymeters und des Reflektorprismas, das Datum der Messung und etwaige Bemerkungen zum Standort notiert.

3.3.2 Ermittlung der Torfmächtigkeiten

Um ein digitales Abbild der Mächtigkeit der Torflager und der topografischen Ausgestaltung des darunter liegenden Mineralbodens in den „Roten Auen“ erstellen zu können, wurden an allen Vermessungspunkten Torfsondierungen mit Hilfe eines leichten Torfbohrers durchgeführt (s. Abb. 25).

Dazu wurde der eigentliche Bohrkopf entfernt und nur das Metallgestänge, welches aus jeweils einen Meter langen und rd. 2,5 cm starken Einzelteilen zusammengesetzt war, verwendet. Das obere Ende bildete ein großzügig dimensionierter T-Griff, der sich vor allem dann bewährt hat, wenn das Herausziehen des Sondierungsgestänges aufgrund der Mächtigkeit und Dichte des Torfes an manchen Standorten den Kraftaufwand zweier Personen bedurfte.

Sofern anhand von Materialresten an der Bohrspitze auch Aussagen über die Beschaffenheit des mineralischen Untergrunds getätigt werden konnten, wurde dies gemeinsam mit der Torfmächtigkeit ebenfalls in das Messprotokoll der terrestrischen Vermessung eingetragen.

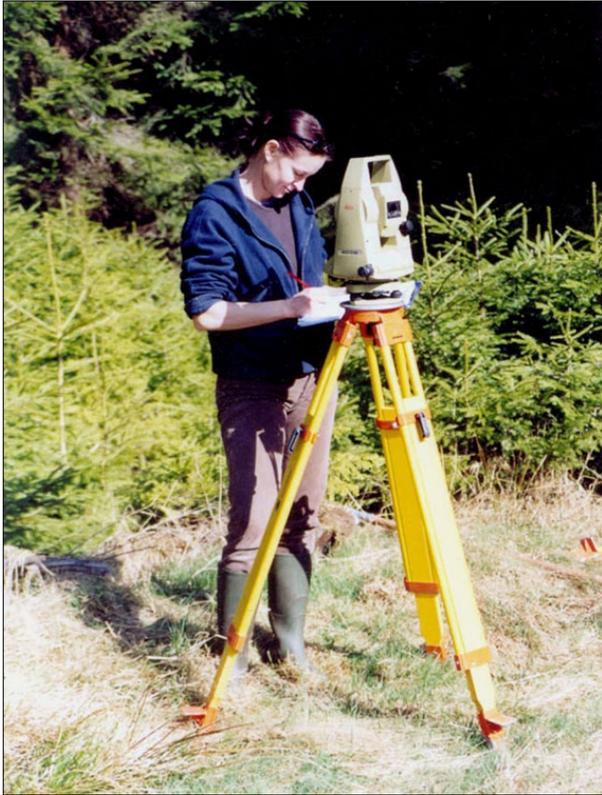


Abb. 24: Tachymetrische Vermessung des Untersuchungsgebiets als Grundlage für die Erstellung digitaler Höhenmodelle (Mai 2003)

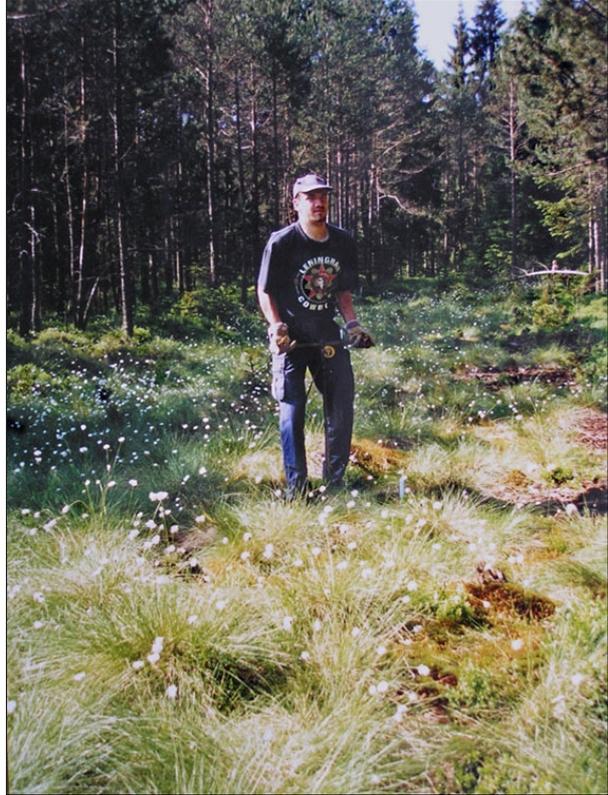


Abb. 25: Torfsondierungen zur Ermittlung der Torfmächtigkeiten im Projektgebiet (Foto: C. Aichberger, Mai 2003)

3.3.3 Computergestützte Datenauswertung

Die vom Tachymeter gelieferten Polarkoordinaten wurden nach Umwandlung in dreidimensionale kartesische Koordinaten in einem Geografischen Informationssystem verarbeitet und analysiert. Mit Hilfe der Geländedaten und der Erkenntnisse aus den Torfsondierungen konnten mittels ARC VIEW digitale Höhenmodelle der Mooroberfläche, der Torfmächtigkeiten und des mineralischen Untergrunds erstellt werden. Weiters wurden in repräsentativen Moorbereichen Schnittdarstellungen angefertigt.

Um die lokale Vermessung mit dem übergeordneten Landesmesssystem und dem georeferenzierten Orthofoto kompatibel zu machen, wurde der Punkteschwarm durch Verschieben und Drehen mit lagebekannten und der im Zuge der gegenständlichen Vermessung abermals eingemessenen Punkte in Deckung gebracht.

Die Richtigkeit der Vermessung konnte somit zumindest zweidimensional mit hoher Genauigkeit gewährleistet werden. Höhenangaben zu den bekannten Vermessungsmarken waren nicht verfügbar. Somit wurden für die z-Koordinate die relativen Werte aus der lokalen Vermessung herangezogen, wobei anzumerken ist, dass die tatsächlichen, auf Meeresniveau bezogenen Höhenangaben für den gegenständlichen Zweck auch nicht erforderlich sind.

3.3.4 Sanierungsmaßnahmen

Übergeordnetes Ziel der Sanierungsmaßnahmen ist eine Stabilisierung des Wasserhaushalts des teilweise bereits massiv beeinträchtigten Moores zur Verhinderung der weiteren Degradation. Neben einer Wiedervernässung der oberen Torfschichten durch Grabeneinstau sollen auch die standortfremden Fichtenaufforstungen im Mooregebiet sukzessive entfernt werden, um einer moortypischen Vegetation die Möglichkeit zu bieten, sich erfolgreich wieder ansiedeln zu können.

3.3.4.1 Schwenden der Fichtenbestände

Schon bald nachdem die „Roten Auen“ dem OÖ. NATURSCHUTZBUND zur Betreuung übertragen wurden, hat man nach Erteilung einer Rodungsbewilligung durch die Forstbehörde damit begonnen, die standortfremden Fichtenaufforstungen durch allwinterliche Schlägerungsarbeiten nach und nach aus dem Gebiet zu entfernen (s. Abb. 151). Mittlerweile konnte bereits ein großer Teil der Fichtenplantagen entfernt werden, doch wird es noch einige Jahre andauern, bis schlussendlich auch die letzte Fläche freigestellt sein wird (s. Abb. 139).

Die Forstarbeiten erweisen sich aufgrund der eingeschränkten Erreichbarkeit und der schlechten Bringungsmöglichkeiten als außerordentlich schwierig und zeitaufwändig. Um möglichst vegetationsschonend vorzugehen, wird ausschließlich im Winter bei entsprechender Schneelage oder gefrorenem Oberboden gearbeitet. Die Fichten werden noch vor Ort entastet und die Stämme mit Hilfe eines Seilzugs zum Moorrand gezogen. Wenn (zeitlich) möglich, wird das verbleibende Astmaterial an einer Stelle am Rand des Moores zusammengetragen und abgelagert. Die Baumstümpfe verbleiben ebenfalls aus Zeitmangel im Moorboden. Zu Vergleichszwecken wurden jedoch auf einer kleinen Testfläche alle Wurzelstöcke ausgegraben und die Oberfläche planiert.

3.3.4.2 Errichtung von Grabensperren (Stauwehre)

Zum Einstau der Gräben wurden Sperren aus Lärchenholz verwendet. Zu diesem Zweck wurden 4 cm starke und durchschnittlich 18 cm breite Pfosten entsprechend abgelängt und zwischen zwei Führungsschienen aus 10/10er-Kanthölzern mit Hilfe eines Baggers oder eines Vorschlaghammers im Torfkörper „mannpilotiert“ versenkt. Das gesamte Bauwerk wurde anschließend mit 14-mm-Gewindestangen verschraubt.

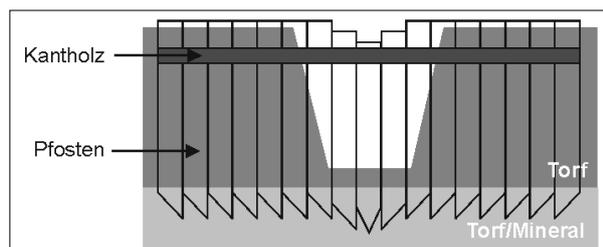


Abb. 26: Sperrenbauwerk

Das einseitige Zuspitzen der Pfosten am unteren Ende führt zu einer engen Verzahnung der Nut-Feder-Verbindung, die nach Aufquellen des Holzes eine vernachlässigbar geringe Wasserdurchlässigkeit der Sperren bewirkt (s. Abb. 26).

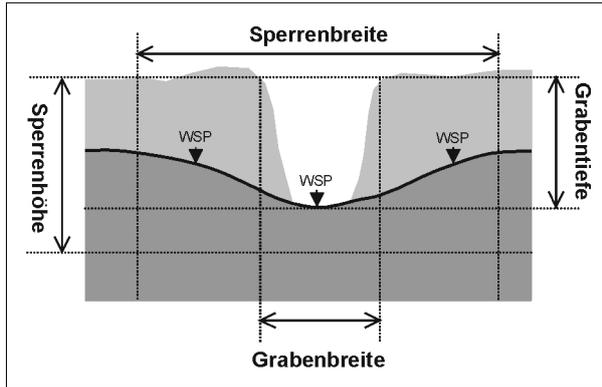


Abb. 27: Sperrendimension in Abhängigkeit von der Grabenbreite und -tiefe (WSP...Wasserspiegel)

Die Dimension der Grabensperren ist abhängig von der Breite und Tiefe des jeweiligen Grabens. Theoretisch wird für die Sperrenbreite die dreifache Grabenbreite und für die Sperrenhöhe die Grabentiefe plus 50 cm angenommen (s. Abb. 27).

Bei der Festlegung der Grabentiefe ist als Maß die Lage der ursprüngliche Grabensohle heranzuziehen, also jener Bereich, wo sich der Torf wieder in seiner natürlichen Schichtung befindet. Erodiertes und anfolgend im Graben sedimentiertes, lockeres Torfsubstrat bleibt unberücksichtigt.

Die Standorte der Sperren wurden im digitalen Höhenmodell auf Basis einer 20-cm-Höhenschichtenkarte ermittelt. Diese wurden im Freiland mittels Maßband eingemessen, bei Bedarf berichtigt bzw. abgeändert und der schlussendliche Standort mit Plastikrohren gekennzeichnet. In weiterer Folge wurde an den künftigen Sperrenstandorten die Grabenbreite gemessen. Unter Zuhilfenahme des digitalen Höhenmodells der Torfmächtigkeiten war es sodann möglich, den Materialbedarf festzustellen und einen Ablängplan (s. Abb. 115) unter der Vorgabe zu erstellen, dass die im Lieferumfang enthaltenen Pfosten einheitlich vier Meter lang waren und die Kanthölzer eine variable Länge von 4 m, 5 m oder 5,5 m aufwiesen.

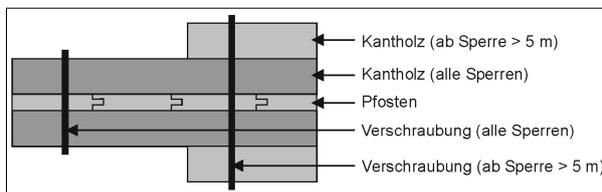


Abb. 28: Verschraubung zur Sperrenstabilisierung

Bei Sperrenbreiten von mehr als 5,5 m mussten die Kantholz-Führungsschienen entsprechend verlängert und verstärkt sowie mit anstelle von drei Gewindestangen zu je 33 cm mit drei Gewindestangen zu je 50 cm und zusätzlich zwei zu je 33 cm verschraubt werden (s. Abb. 28).

Für die Vorbereitung und die Errichtung der Sperren bedarf es neben dem eigentlichen Material (Lärchenholzpfeosten- und -kanthölzer, 14-mm-Gewindestangen samt Beilagscheiben und Schraubmuttern, 120er- und 200er-Nägeln, Treibstoffe und Schmiermittel) noch folgender Arbeitsutensilien: Kettensäge, Stromgenerator, (leistungsfähige) Bohrmaschine, Winkelschleifer, Spitzschaufel, Spaten, Krampen, Axt, Vorschlaghammer, Maurerfäustel, 16-mm-Schlangenbohrer, Schraubenschlüssel, Maßband, Försterkreide, Wasserwaage und Nivelliergerät

4 ERGEBNISSE

Dieses Kapitel beinhaltet einen Überblick und eine Zusammenstellung der Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen, des hydrologischen Monitorings sowie der Vermessungs- und Torfsondierungsarbeiten. Mit der Erstellung digitaler Höhenmodelle konnte ein detailgetreues Abbild der Mooroberfläche erzeugt werden, welches auch als Grundlage für die beabsichtigte Grabensanierung herangezogen werden konnte.

4.1 Vegetation

Die Vegetation im Untersuchungsgebiet wird bestimmt von Gesellschaften der sauren Nadelwälder sowie der Hoch- und Übergangsmoore (s. Abb. 29 & 30). Während die im und an das Moor anschließenden Fichtenforste von anthropogen bedingter Arten- und Strukturarmut gekennzeichnet sind, weist das Moor selbst die für diese Ökosysteme charakteristische Artenarmut (α -Diversität) bei gleichzeitig hohem Strukturreichtum (β -Diversität) auf. Lediglich im Bereich der neu geschaffenen Freiflächen ist die Artenvielfalt höher, da hier nach der Entfernung der Fichtenmonokulturen Pflanzenarten unterschiedlicher Herkunft (Moor-, Wald- und Waldrandarten) gemeinsam mit schnellwüchsigen Arten junger Vegetationsstadien (Schlagfluren) vorkommen.

Neben den flächenmäßig sukzessive zurückweichenden Fichtenforsten stellen Kiefern-dominierte Moorwaldgesellschaften mit reichem Zwergstrauchunterwuchs und einer dichten Mooschicht die bestimmende Vegetationsformation im Projektgebiet dar. Offene, nur von wenigen Rot-Föhren lückig bewachsene Nieder- und Übergangsmoorbereiche befinden sich im Umfeld von Quellaustritten bzw. in den Torfstichflächen.

Das zentrale Moorgebiet ist gekennzeichnet durch die Dominanz des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*. Die Zusammensetzung und Dichte der vorwiegend von Zwergsträuchern aufgebauten Krautschicht und die Deckung der dominanten Moosarten variiert in Abhängigkeit vom Wassergehalt der oberflächennahen Torfschichten bzw. vom mittleren Moorwasserstand. Besonders deutlich wird dies durch ein vermehrtes Aufkommen von Arten der sauren Nadelwälder wie *Vaccinium myrtillus* oder *Pleurozium schreberi* an den vergleichsweise trockenen Standorten. Hier sind Übergänge zum *Vaccinio myrtilli-Callunetum* festzustellen.

Nimmt der Bodenwassergehalt zu, so nimmt im Gegenzug die Deckung von *Pinus sylvestris* ab. Typische Moorarten wie *Vaccinium uliginosum*, *Eriophorum vaginatum* sowie *Sphagnum magellanicum* werden häufiger und lassen Übergänge zu Oxyocco-Sphagnetee-Gesellschaften erkennen. Während sich im Bereich der stark zersetzten und dicht gelagerten Torfschichten mit dem Aufkommen von *Pinus mugo* agg. stellenweise ein Trend zum *Pinetum rotundatae* erahnen lässt, tritt in den ehemaligen Torfstichen das *Sphagnetum medii* in den Vordergrund. Dort und im Bereich gestörter Standorte mit teilweise offenen Torfböden liegt eine enge Verzahnung mit Entwicklungsstadien der Oxyocco-Sphagnetee vor, die von Dominanzgesellschaften aus *Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium* und *Sphagnum fallax* gekennzeichnet sind. Stellenweise tritt auch *Polytrichum commune* fast monodominant auf.

Über leicht wasserzügigen Torfböden und im Umfeld von Quellaustritten kommen vermehrt Niedermoorarten wie *Carex rostrata* und *C. nigra* vor. Diese Bestände sind über weite Strecken gehölzfrei bzw. weisen nur eine sehr lückige Deckung der Baumschicht auf. Je nach

Wasserstand sind diese Standorte moosfrei bis hin zu fast flächendeckend mit *Sphagnum fallax* überzogen.

Bislang forstlich genutzte Moorbereiche sind im besten Fall dem Sphagno girgensohnii-Piceetum zuzuordnen, meist handelt es sich jedoch um extrem monotone „Fichtenäcker“ ohne Unterwuchs. Ähnliche Bestände umgeben auch das eigentliche Moor, sowohl über Mineralböden, als auch über Torf. Kleinflächig finden sich außerhalb des Naturschutzgebiets in regenerierenden bäuerlichen Torfstichen geschlossene Decken mit *Sphagnum fallax*.

Das Naturschutzgebiet ist durch ein dichtes Netz von Traktorwegen erschlossen, die wahrscheinlich im Zuge der Entwässerungsmaßnahmen angelegt wurden. Der Moorkörper, der sich besonders im Westen noch weit über die Schutzgebietsgrenzen hinaus erstreckt, ist von einem engmaschigen Netz an Entwässerungsgräben durchzogen.

4.1.1 Synsystematik der vorkommenden Pflanzengesellschaften

Scheuchzerio-Caricetea fuscae R. Tx. 1937

Scheuchzerietalia palustris Nordhagen 1936

Caricion lasiocarpae Vanden Berghen in Lebrun et al. 1949

Caricetum rostratae Osvold em. Dierssen ex Steiner 1992

Caricetalia fuscae Koch 1926 em. Br.-Bl. 1949

Caricon fuscae Koch 1926 em. Klika 1934

Caricetum goodenowii Braun ex Steiner 1992

Andere Scheuchzerio-Caricetea fuscae-Gesellschaften

Carex canescens-Gesellschaft

Oxycocco-Sphagnetea Br.-Bl. et R. Tx. Ex Westhoff et al. 1946

Sphagnetalia medii Kästner et Flößner 1933

Sphagnion medii Kästner et Flößner 1933

Sphagnetum medii Kästner et Flößner ex Steiner 1992

Andere Oxycocco-Sphagnetea-Gesellschaften

Calamagrostis villosa-Sphagnum fallax-Gesellschaft

Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax-Gesellschaft

Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax-Gesellschaft

Polytrichum commune-Gesellschaft

Sphagnum fallax-Gesellschaft

Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939

Piceetalia excelsae Pawlowski in Pawlowski et al. 1928

Betulion pubescentis Lohmeyer et R. Tx. in R. Tx. ex Oberd. 1957

Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris Kleist 1929

Sphagno girgensohnii-Piceetum Kuoch 1954

Andere Vaccinio-Piceetea-Gesellschaften

Vaccinio-Piceetea-Gesellschaft

Epilobietea angustifolii R. Tx. et Preisling in R. Tx. 1950

Andere Epilobietea angustifolii-Gesellschaften

Epilobietea angustifolii-Gesellschaft

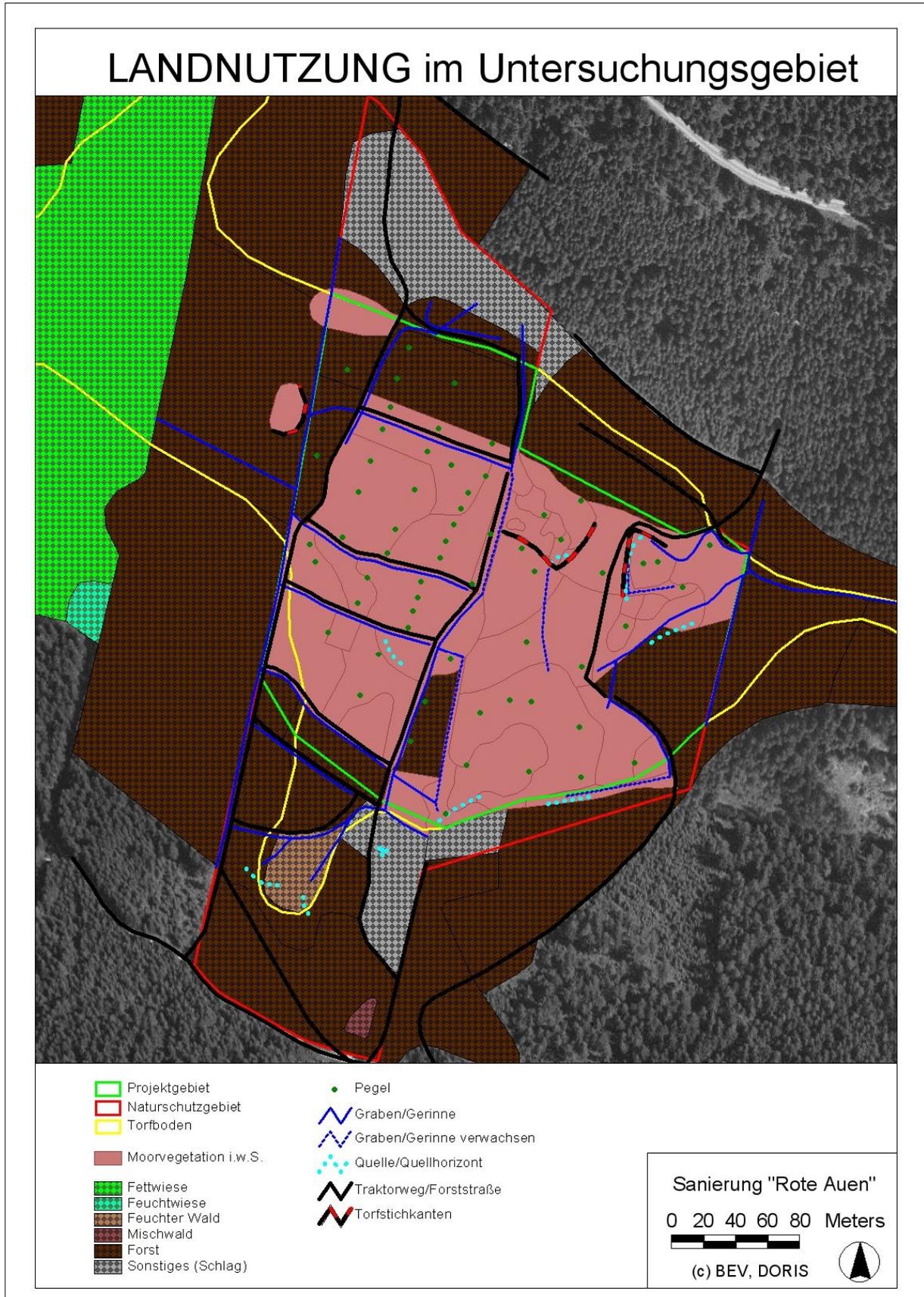


Abb. 29: Land- und forstwirtschaftliche Nutzungsformen im Umfeld der "Roten Auen" (Stand: 2005)

VEGETATION im Projektgebiet



Abb. 30: Vegetationskarte des Projektgebiets (Stand: 2005)

4.1.2 Beschreibung der Pflanzengesellschaften

Dieses Kapitel soll einen Überblick über die Ökologie und die Verbreitung der im Projektgebiet der „Roten Auen“ aktuell vorkommenden Pflanzengesellschaften geben. Neben allgemeinen Erläuterungen wird besonders auf die Situation vor Ort näher eingegangen.

Der den Assoziationsnamen nachgestellte Kennbuchstabe dient zur Orientierung beim Auslesen der Vegetationstabellen. Kennarten wurden lediglich dann angegeben, wenn sie auch im gegenständlichen Fall vorgefunden und zur Charakterisierung der Pflanzengesellschaften herangezogen werden konnten.

Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) zum Reaktionsverhalten des Bodens sowie dessen Feuchte- und Nährstoffgehalt sind zur Abrundung des Gesamtbilds für alle Vegetationsaufnahmen angeführt.

4.1.2.1 *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* R. Tx. 1937

Kennarten: *Eriophorum angustifolium*, *Carex nigra*, *Carex rostrata*, *Sphagnum fallax*, *Polytrichum commune*

Die Klasse der Kleinseggenbestände beinhaltet holarktisch verbreitete Vegetationstypen mit einem Schwerpunkt in der borealen Zone. Die vorwiegend von niedrigwüchsigen Cyperaceen aufgebauten Gesellschaften bilden schwach bis mäßig produktive Bestände an gehölz- und zwergstrauchfreien Niedermoorstandorten und in Hochmoorschlenken. Eine zumeist gut entwickelte Kryptogamenschicht wird je nach Basenversorgung entweder von Amblystegiaceen oder von Sphagnaceen dominiert. Vereinzelt treten krautige Arten in Erscheinung.

Ein zumeist hoher Grund- bzw. Moorwasserspiegel führt zur Ausbildung überwiegend oligo- bis mesotropher „Zwischenmoortorfe“ und wirkt zudem ausgleichend auf das Mikroklima. Von der planaren bis zur subalpinen Stufe sind primäre Vorkommen vor allem für Durchströmungs- und Quellmoorkomplexe bezeichnend.

In höheren Lagen bilden die Gesellschaften dieser Klasse fast ausschließlich die Vegetation von zumeist flachtorfigen Moorstandorten. Sekundäre Vorkommen können sich nach Rodung, Mahd- oder Weidenutzung an geeigneten Standorten entwickeln (DIERSSEN 1996, PFADENHAUER 1993, STEINER 1992 & 1993b).

Scheuchzerietalia palustris Nordhagen 1936

Kennart: *Carex rostrata*

Die Ordnung vereint die artenarmen Bestände der Hochmoorschlenken, Schwinggrasen und nährstoffarmen Nieder- bis Übergangsmoore. Ihr Verbreitungsgebiet umfasst sehr nasse, oligo- bis mesotrophe, saure bis subneutrale Standorte der gesamten nordhemisphärischen borealen Zone (STEINER 1992 & 1993b).

Caricion lasiocarpae Vanden Berghen in Lebrun et al. 1949

Kennarten: *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*

Die produktiveren Standorte in Übergangsmooren und mesotraphenten Schwingdecken schwach saurer Niedermoore werden von Arten des Caricion lasiocarpae aufgebaut, die eine hohe Toleranz gegen Überstauung aufweisen. Der permanent hohe Wasserspiegel verursacht eine starke Hemmung der Sauerstoffversorgung im Wurzelbereich und begründet damit die Artenarmut der Bestände. Im Mühl- und Waldviertel ist der Verband lediglich durch das Caricetum rostratae vertreten (KARNER 1986, STEINER 1985, 1992 & 1993a).

***Caricetum rostratae* Osvald em. Dierssen ex Steiner 1992 (A)**

Kennarten: *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium*

Das Hauptvorkommen der Schnabelseggen-Gesellschaft befindet sich in minerotrophen, nassen Schwingdecken von Hochmoorrändern (Laggs) und in nassen, soligenen Niedermooren. *Carex rostrata* besitzt eine relativ weite ökologische Amplitude gegenüber Wasser-, Nährstoff- und Säure-Basenstufen und kann daher auch in besser nährstoffversorgte Magnocaricion-Bestände eindringen, dort jedoch nie monodominant auftreten. Als Charakterart ist sie somit nur bedingt heranzuziehen.

Die Höhe des Grundwasserspiegels bestimmt die Dichte der Schnabelseggen-Bestände, episodische Trockenphasen fördern die Wuchskraft und Produktivität, lang anhaltende Überflutungsphasen im Frühsommer wirken hingegen hemmend.

Das Caricetum rostratae ist die einzige Gesellschaft des Verbandes, die auch in der Montanstufe anzutreffen ist. Dies liegt darin begründet, dass *Carex rostrata* ihren Verbreitungsschwerpunkt in der borealen Zone hat. Ihr Vorkommen erstreckt sich jedoch von den alpinen Lagen mediterraner Gebirge bis in die südliche Arktis, sowohl unter ozeanischen als auch kontinentalen Klimaten.

Bedingt durch die euryöke Kennart und die Standortvielfalt in Österreich sind zahlreiche Untereinheiten der Assoziation ausgebildet, die durch unterschiedliche Wasser- und Nährstoffstufen gekennzeichnet sind und durch die Zusammensetzung der Kryptogamenschicht charakterisiert werden können (DIERSSEN 1996 & 2001, STEINER 1992).

Vorkommen im Projektgebiet

Das Caricetum rostratae (s. Abb. 31) zeigt sich in den „Roten Auen“ in Bezug auf seine floristische Zusammensetzung sehr einheitlich. Je nach Wasserstand schwanken die Artenzahlen zwischen 5 und 20 Spezies, wobei die zumindest periodisch überstauten Standorte die geringste Diversität zeigen (s. Tab. 2, Aufn. 37). Die im Westen des Gebiets vorkommenden Bestände (s. Tab. 2, Aufn. 12 & 13) haben sich sekundär nach dem Entfernen der Fichtenaufforstungen entwickelt. Die strukturierte Bodenoberfläche (Pfluggrinnen) bewirkt vergleichsweise hohe Artenzahlen.

Im Süden (s. Tab. 2, Aufn. 9, 10 & 11) sowie im Bereich des östlichen Torfstichs (s. Tab. 2, Aufn. 40) kommt die Schnabelseggen-Gesellschaft eng verzahnt mit Moorwaldbeständen vor.

Einzelne Rot-Kiefern wandern hier in die wasserzügigen, an Durchströmungsmoore erinnernden *Carex rostrata*-Bestände ein.

Die physiognomische Einheitlichkeit der beiden Standorte legt den Schluss nahe, dass auch die südlichen Bestände möglicherweise sehr alte Torfstichregenerationsflächen und Grabenverlandungen repräsentieren.

Pflanzengesellschaft	A	A	A	A	A	A	A	B	B
Aufnahmenummer	13	12	11	10	09	40	37	32	31
<i>Sphagnum fallax</i>	2	4	3	5	5	4	3	5	4
<i>Carex rostrata</i>	5	5	4	3	3	4	5		
<i>Carex nigra</i>			1	2	2	+		3	3
<i>Agrostis canina</i>	1	1	1	1	1	1			2
<i>Juncus effusus</i>	2	2	2			1	1		1
<i>Pinus sylvestris</i>	2	r	2	2	2		1	1	
<i>Vaccinium oxycoccos</i>				2	3	1		2	1
<i>Polytrichum commune</i>	+	2		2		2		1	
<i>Epilobium palustre</i>		2	2			2			2
<i>Galium palustre</i>	+	2	1						2
<i>Holcus mollis</i>		1	r						3
<i>Melampyrum pratense</i>				2	1			1	2
<i>Viola palustris</i>		2	2						1
<i>Potentilla erecta</i>		+		2	1				
<i>Picea abies</i>	2		1	1			1		
<i>Eriophorum angustifolium</i>					1	+		+	+
<i>Sphagnum magellanicum</i>		1			2			+	
<i>Alnus glutinosa</i>	2								
<i>Myosotis scorpioides</i>		2							
<i>Betula pubescens Ehrh.</i>	1								
<i>Calamagrostis villosa</i>	1		+			1			
<i>Equisetum fluviatile</i>				1	1	+			
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>				+	1				
<i>Calliergon stramineum</i>			+	+					
<i>Carex echinata</i>			+	+					
<i>Dryopteris carthusiana</i>	r		r						
<i>Cirsium palustre</i>	1	r							
<i>Epilobium angustifolium</i>	1								
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1								
<i>Urtica dioica</i>		1							
<i>Sphagnum russowii</i>		1							
<i>Vaccinium uliginosum</i>					1				
<i>Sphagnum palustre</i>		+							
<i>Eriophorum vaginatum</i>								+	
<i>Drosera rotundifolia</i>					+				
<i>Carex canescens</i>									+
<i>Deschampsia cespitosa</i>		+							
<i>Galeopsis bifida</i>	+								
<i>Salix cinerea</i>	r								
<i>Senecio sylvaticus</i>		r							
<i>Rumex acetosa</i>		r							
Artenzahl	17	20	15	14	14	11	5	9	12
Feuchtezahl	3,8	3,9	3,9	3,9	4,3	4,4	4,0	4,2	4,3
Reaktionszahl	2,3	2,5	2,2	2,1	2,0	2,2	2,5	1,6	2,0
Nährstoffzahl	2,6	2,8	2,2	2,1	1,9	2,1	2,5	1,7	2,0

Tab. 2: Vegetationstabelle – Caricetum rostratae (A) und Caricetum goodenowii (B)

Das Caricetum rostratae nimmt mit rund einem halben Hektar etwa 8 % der Gesamtfläche des Projektgebiets ein und tritt dabei bevorzugt als Subassoziation von *Sphagnum fallax* auf. Die verschwommenen Übergänge zum *Vaccinio uliginosi*-Pinetum sylvestris erschweren jedoch eine klare räumliche Abtrennung.

Auffällig ist die relativ hohe Nährstoffzahl (2,5-2,8) bei den jungen Beständen sowie die leicht erhöhte Feuchtezahl (4,0-4,4), die die vergleichsweise hohen Grundwasserstände an diesen Standorten bestätigen.

Auch in jenen Gräben, die in den Jahren 2004 und 2005 eingestaut wurden, tritt das *Caricetum rostratae* immer wieder als Verlandungsgesellschaft auf (s. Abb. 171), die aufgrund ihrer Wüchsigkeit innerhalb dieser kurzen Zeit stellenweise bereits dichte Bestände aufbauen konnte.



Abb. 31: *Caricetum rostratae* als Verlandungsgesellschaft in der zentralen Torfstichfläche (04.09.2005)



Abb. 32: *Caricetum goodenowii* im Nahbereich eines Quellhorizonts in der zentralen Torfstichfläche (04.09.2005)

***Caricetalia fuscae* Koch 1926 em. Br.-Bl. 1949**

Kennarten: *Carex canescens*, *Viola palustris*, *Agrostis canina*, *Epilobium palustre*, *Sphagnum fallax*

Das Spektrum der Pflanzenverbände dieser Ordnung reicht von natürlichen bis hin zu stark anthropogen überprägten Niedermooren und Feuchtwiesen mit verschiedenen mächtigen Torfschichten. Die wasserzügigen, oligo- bis mesotrophen Standorte werden von Torfen mit subneutraler bis stark saurer Reaktion unterlagert.

Zu den naturnahen Standorten dieser Kleinseggengesellschaften zählen Verlandungszonen nährstoffarmer Seen, Versumpfungen, Hangmoore, Laggs der Hoch- und Übergangsmoore sowie Kesselmoore und Hochmoorschlenken. Gräben und Feuchtwiesen sowie degradierte Hoch- und Hangmoore stehen am anderen Ende des Spektrums (DIERSSEN 1986, STEINER 1992 & 1993b).

***Caricion fuscae* Koch 1926 em. Klika 1934**

Kennarten: *Carex canescens*, *Viola palustris*, *Agrostis canina*, *Epilobium palustre*, *Sphagnum fallax*

Dieser Verband fasst Kleinseggengesellschaften saurer und meist gehölzfreier Niedermoore zusammen, die hydrologisch das Teppich- und Rasenniveau charakterisieren. Sie lassen sich unter Berücksichtigung der Nährstoffversorgung und der hydrochemischen Charakteristika

klar gegenüber Oxycocco-Sphagnetee-Gesellschaften sowie Assoziationen der Caricetalia davallianae abgrenzen. Innerhalb des Verbands sind die Gesellschaften durch Aziditätsstufen und Wasserstufenpräferenzen der Moossynusien sowie nach Hemerobieklassen unterteilbar (DIERSSEN 1986 & 2001, STEINER 1992 & 1993b).

Caricetum goodenowii Braun ex Steiner 1992 (B)

Kennarten: *Carex canescens*, *Carex nigra*, *Agrostis canina*, *Viola palustris*

Die Braunseggen-Gesellschaft besiedelt mesotroph-saure Niedermoore des temperaten und borealen Zonobioms, tritt aber auch in Hochmoorschlenken auf. Die Präsenz euryöker Sippen bei gleichzeitiger Abwesenheit basiphiler Arten ist für das *Caricetum goodenowii* (Syn. *Caricetum nigrae*) bezeichnend.

Die Kennarten dieser Gesellschaft sind problematisch, da die floristische Ausstattung der weit gefassten Assoziation sehr heterogen ist. So schließt etwa das Fehlen der namensgebenden Art *Carex nigra*, die in der montanen bis alpinen Stufe der Gebirge des Mittelmeerraums bis in die boreale Zone und vom Atlantik bis zum Ural verbreitet ist, eine Zuordnung zum *Caricetum nigrae* nicht aus. Auch tritt *Carex nigra* vereinzelt in Hochmoorschlenken dominant auf, während sie in den hemerophilen Ausbildungen beweideter Standorte mit etwas verdichteten, leicht vererdeten Niedermoortorfen von Arten wie *Deschampsia cespitosa* oder *Nardus stricta* bedrängt wird. *Carex canescens* hat ein nahezu geschlossenes holarktisches Verbreitungsgebiet, *Agrostis canina* wächst disjunkt circumpolar von der Montanstufe mediterraner Gebirge bis in die mittelboreale Zone und *Viola palustris* ist amphiatlantisch – in Europa von den Azoren bis Südgrönland – verbreitet (DIERSSEN 1996 & 2001, STEINER 1992 & 1993b).

Vorkommen im Projektgebiet

Das *Caricetum nigrae* (s. Abb. 32) beschränkt sich im Projektgebiet auf wenige hundert Quadratmeter innerhalb der großen Torfstichregenerationsfläche (s. Tab. 2, Aufn. 31 & 32). Es schließt dort direkt an quellige Bereiche entlang der ehemaligen Stiehkante an. Charakterisiert wird der Standort durch hohe Grundwasserstände und eine gewisse Wasserzügigkeit. Dies äußert sich am reichen Vorkommen von *Sphagnum fallax* in der Moosschicht, was eine Zuordnung zur gleichnamigen Subassoziation rechtfertigt.

Die Artenarmut mit durchschnittlich rund 10 feuchtigkeitsliebenden bis helophytischen Spezies lässt sich mit den Standortextremen erklären. Auffällig sind die im Vergleich zu manchen *Caricetum rostratae*-Aufnahmen geringen Reaktions- und Nährstoffzahlen (1,6-2,0 ggü. 2,0-2,5 bzw. 1,7-2,0 ggü. 1,9-2,8).

Andere Scheuchzerio-Caricetea fuscae-Gesellschaften

Ähnlich den von STEINER (1985 & 1993a) beschriebenen Stadien der Oxycocco-Sphagnetee, die nicht immer eine eindeutige Entwicklung zu Hochmoorgesellschaften nachzeichnen lassen (z.B. leiten Stadien mit *Calamagrostis villosa* floristisch und standörtlich häufig zu sauren

Nieder- und Übergangsmoorgesellschaften über), zeigt die anfolgend dokumentierte Gesellschaft eindeutig Präferenzen zu den Scheuchzerio-Caricetea fuscae.

***Carex canescens*-Gesellschaft (C)**

Kennart: *Carex canescens*

Auf jener Versuchsfläche, auf der im Jahr 2004 auf rund 350 m² die Wurzelstöcke der ehemals hier stockenden Fichtenbestände entfernt und die Fläche im Anschluss einplaniert wurde, hat sich innerhalb eines Jahres ein dichter, die Krautschicht dominierender Bestand von *Carex canescens* entwickelt (s. Abb. 33, 48 & Tab. 6, Aufn. 45). Moosarten sind zahlreich, ihre Deckungswerte jedoch (noch) sehr niedrig.

2006 tritt neben der Grau-Segge auch *Carex echinata* etwas stärker in Erscheinung, bleibt aber dennoch von untergeordneter Bedeutung.

Die Zuordnung zur Klasse basiert vor allem auf dem Gedanken, dass sowohl *Carex canescens* als auch *C. echinata* häufig in Caricetum nigrae-Beständen vorkommen können und die Standortsansprüche dieser Gesellschaft auf sauren, auch schwach vererdeten und geringmächtigen Torfen des (hydrologischen) Teppich- und Rasenniveaus im gegenständlichen Fall erfüllt scheinen. Die häufige Nennung von *Carex canescens* in den Synonymen des Caricetum nigrae (z.B. *Carex canescens*-Wiese nach KALELA (1939)) unterstreichen diese Annahme (DIERSSEN 2001, STEINER 1992).



Abb. 33: *Carex canescens*-Gesellschaft als Initialstadium auf einem gerodeten und wiedervernässten Moorstandort (14.09.2005)



Abb. 34: Verbuschendes Sphagnetum medii in der zentralen Torfstichfläche (14.09.2005)

4.1.2.2 *Oxycocco-Sphagnetea Br.-Bl. et R. Tx. Ex Westhoff et al. 1946*

Kennarten: *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia*, *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*

Die Klasse der Hochmoorbult-Gesellschaften umfasst die Vegetationstypen des Teppichhorizonts und der Bulten oligotroph-saurer, zumeist ombrotropher Moore der gesamten nördlichen Hemisphäre. Aufgrund der extremen Standortbedingungen (Nährstoffmangel) sind die Assoziationen floristisch sehr einheitlich, weisen aber

entsprechend ihrem Vorkommen von sehr ozeanischen bis zu deutlich kontinental geprägten Klimaräumen eine strukturelle Divergenz auf. Auch kleinräumig erfolgt ein Wechsel vor allem entlang eines hydrologischen Gradienten, der von unterschiedlichen Kryptogamen-Synusien abgebildet wird.

Für den subkontinentalen Bereich Mitteleuropas ist ein mehrschichtiger Aufbau mit mehr oder minder dichtem Krüppelbaumbewuchs aus bevorzugt Berg-Kiefer oder vereinzelt Fichte charakteristisch. Die ökologische Abgrenzung gegenüber Gesellschaften des Scheuchzerio-Caricetea fuscae begründet sich neben dem acrotelmischen Torfwachstum oberhalb des mittleren Grundwasserspiegels vor allem auf die knappe Nährstoffversorgung als wesentlichen Parameter (DIERSSEN 1996 & 2001, INGRAM 1983, STEINER 1985, 1992 & 1993a).

Sphagnetalia medii Kästner et Flößner 1933

Kennarten: *Vaccinium oxycoccos*, *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia*, *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*

Die Ordnung umfasst die torfmoosdominierten, mehr oder minder zwergstrauchfreien Gesellschaften der ombrotrophenten Moore der borealen Zone sowie die walddreichen, von Oxycocco-Sphagnetetea-Sippen beherrschten Hochmoorgesellschaften der Gebirge Mitteleuropas. Hochmoor-Torfmoosgesellschaften sind bezeichnend für die trockeneren Bereiche von Hochmooren oder sauer-oligotrophen Niedermooren (STEINER 1992 & 1993a).

Sphagnion medii Kästner et Flößner 1933

Kennarten: *Vaccinium oxycoccos*, *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*

Der Verband vereinigt die Hochmoor-Bultgesellschaften der subkontinental bis kontinental getönten Bereiche der temperaten Zone Europas von der planaren bis zur subalpinen Höhenstufe. Von den vier in Österreich vorkommenden Gesellschaften ist im Untersuchungsgebiet lediglich das Sphagnetum medii vertreten (STEINER 1992 & 1993a).

Sphagnetum medii Kästner et Flößner ex Steiner 1992 (D)

Kennarten: *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*, *Eriophorum vaginatum*, *Vaccinium oxycoccos*, *Drosera rotundifolia*

Die Bunte Torfmoosgesellschaft bzw. das Sphagnetum magellanici umfasst die weitgehend baumfreien Bestände der Hoch- und Übergangsmoore der mittleren und höheren Lagen mitteleuropäischer Gebirge. Gekennzeichnet wird die Assoziation durch eine typische Kombination mehrerer Differentialarten und durch das Fehlen einer echten Baumschicht. Vereinzelt können aber im Einflussbereich des Mineralbodenwassers Fichten in die Gesellschaft eindringen und in Form von Krüppelfichten auch einen eigenen Aspekt, das Fichtenhochmoor, bilden.

In sauren Nieder- und Übergangsmooren können einzeln stehende Fichten oder Kiefern auch als Initialen für die Ausbildung von *Sphagnum magellanicum*-Bulten dienen. Das Mikorelief wird durch die Abfolge von Kryptogamen-Synusien nachgezeichnet.

Mit zunehmender Kontinentalität treten vermehrt Chamaephyten wie *Vaccinium uliginosum*, *V. myrtillus* und *V. vitis-idaea* in Erscheinung, während der zwergstrauchfreie Aspekt im Österreichischen Granit- und Gneishochland auf Hochmoorinitialen in Übergangsmooren und auf Torfstichregenerationen beschränkt bleibt (DIERSSEN 2001, STEINER 1992 & 1993b).

Vorkommen im Projektgebiet

Das Sphagnetum magellanici (s. Abb. 34) ist in den „Roten Auen“ auf kleine Bereiche innerhalb der Torfstichregenerationsflächen beschränkt und nimmt insgesamt nur knapp 2 % der Gesamtfläche des Projektgebiets ein. Aber auch auf den wenigen verbliebenen Flächen sind die Bestände durch das Vorrücken von *Pinus sylvestris* infolge der nachhaltigen Entwässerungswirkung gefährdet.

Eine Zuordnung zur Gesellschaft lässt sich anhand der vorkommenden Arten rechtfertigen (s. Tab. 3, Aufn. 33, 35 und 42), wenngleich eine eindeutige Abtrennung vom Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris schwierig ist (vgl. Tab. 4). Leichte Unterschiede zeigen sich etwa im Vergleich der Feuchte- und Nährstoffzahlen, die im ersten Fall beim Sphagnetum magellanici leicht erhöhte (4,0-4,6 ggü. 3,6-4,0), im zweiten Fall leicht verringerte Werte (1,5-1,8 ggü. 1,6-2,2) aufweisen.

In Anlehnung an den Vorschlag von STEINER (1992), die Bestände der Fichtenhochmoore des Böhmerwalds nicht einer eigenen Gesellschaft zuzuführen, sondern sie als Fichtenfazies des Sphagnetum magellanici zu führen, wäre es angebracht, im vorliegenden Fall von einer Kiefernfazies zu sprechen.

Dies, und die durch den Grabeneinstau bewirkte Wasserspiegelanhebung, die zu einem kontinuierlichen Rückgang von *Pinus sylvestris* führen sollte, war schlussendlich ausschlaggebend für die Zuweisung der Aufnahmen zum Sphagnetum magellanici.

Andere Oxycocco-Sphagnetea-Gesellschaften

Die folgenden Pflanzengesellschaften kennzeichnen junge, ökologisch unausgeglichene Standorte, die eine starke Tendenz zur Weiterentwicklung zeigen. Sie sind als Vorstufen ausgereifter Gesellschaften zu betrachten, können aber unter entsprechenden Bedingungen auch über lange Zeiträume hinweg stabile Dauerstadien bilden.

Bezeichnend ist ein Vorkommen in Torfstichregenerationen. Sie können jedoch, vielfach eng verzahnt mit Gesellschaften der Scheuchzerio-Caricetea nigrae und Oxycocco-Sphagnetea, auch in manchen sauren Mooren auftreten. Aufgrund ihrer extremen Artenarmut (Dominanzgesellschaften) und dem Fehlen von Kennarten ist eine eindeutige Zuordnung vielfach nicht möglich. (STEINER 1985 & 1993a).

DIERSSEN (1984) etwa betrachtet sie als Sukzessionsstadien, die zur Klasse der Oxycocco-Sphagnetea überleiten. Demgegenüber sieht JENSEN (1961) deutliche floristische Bezüge und Entwicklungstendenzen zu Assoziationen der Scheuchzerio-Caricetea fuscae.

Die Unterscheidung der verschiedenen Stadien, die von nur sehr wenigen Arten aufgebaut werden, wird aufgrund der Dominanzverteilung dieser Sippen vorgenommen.

Calamagrostis villosa-Sphagnum fallax-Gesellschaft (E)

Kennarten: *Calamagrostis villosa*, *Sphagnum fallax* (beide dominant)

Die *Calamagrostis villosa-Sphagnum fallax*-Gesellschaft umfasst artenarme Bestände, die von den namensgebenden Sippen aufgebaut werden. PÖSTINGER (2001) attestiert eine enge Bindung der Gesellschaft an Quellaustritte bzw. –horizonte bevorzugt im Randbereich von Hangmooren. Laut HAUBNER (2007) sind *Calamagrostis villosa*-Bestände auch an ähnlichen Stellen in der Richterbergau bei Liebenau anzutreffen. Dies bestätigt die Annahme einer gewissen Bindung der Bestände an ein etwas erhöhtes Nährstoffangebot.

Auch STEINER (1985) weist die Vergesellschaftung mit *Calamagrostis villosa* als die am stärksten minerotraphente Form aller *Sphagnum fallax*-Stadien aus. Gemäß MACHANLASSNER & STEINER (1989) vermittelt dieses Stadium zum Caricetum rostratae. Torfmoosarme *Calamagrostis villosa*-Stadien zeigen Entwicklungstendenzen zum Caricetum rostratae für nasse Ausbildungen und zum Caricetum nigrae für trockenere Standorte.

Das vermehrte Vorkommen von *Calamagrostis villosa* in den Mooren des Mühl- und Waldviertler Grenzberglandes stellt wohl ein regionale Besonderheit dar. Über ein Auftreten von *Calamagrostis villosa* in Vegetationskomplexen mit ähnlichen Bedingungen ist bislang wenig bekannt. Lediglich JENSEN (1961) beschreibt eine Subassoziation von *Calamagrostis villosa* im Caricetum nigrae, die entlang von Gerinnen auftritt und in deren Anschluss oligotrophe Torfmoosrasen der *Sphagnum recurvum*-Gruppe mit der Ausbildung von *Calamagrostis villosa* auftreten.

KAULE (1974) gibt ein vermehrtes Vorkommen in Hochmoor-Randwäldern und in *Carex rostrata*-Gesellschaften der Moore der Bayrisch-Böhmischen Grenzgebirge an.

Der eigentliche Verbreitungsschwerpunkt dieser Art liegt aber in nährstoffärmeren Wald- und Wiesengesellschaften.

Zusammenfassend ist anzumerken, dass die ökologische Amplitude von *Calamagrostis villosa* hinsichtlich der Feuchteverhältnisse sehr weit sein muss, da sie sowohl auf trockeneren als auch auf extrem nassen Standorten häufig monodominant vorkommen kann.

KAULE (1974) bezeichnet die Art als Euminerobiont. Diese Charakterisierung findet in der Absenz von *Calamagrostis villosa* in reinen Sphagnetum magellanici-Beständen seine Bestätigung. Die Bestandshöhe und -dichte ist abhängig von der Feuchtigkeit der Standorte, wobei die produktivsten Bestände die feuchtesten Bereiche besiedeln.

Vorkommen im Projektgebiet

Die Gesellschaft kommt in den „Roten Auen“ am südlichen bis südöstlichen Moorrand großteils außerhalb des eigentlichen Projektgebiets innerhalb eines nur wenige Meter breiten Streifens entlang eines verwachsenen Drainagegrabens vor (s. Abb. 35). Die Wasserzügigkeit des Grabens und die in nächster Nähe befindliche Quellhorizonte dürften sich gemeinsam mit der bereits mehrere Jahre zurückliegenden Beeinträchtigung des Moorbodens durch Forstarbeiten im unmittelbar angrenzenden Fichtenbestand positiv auf die Konkurrenzkraft von *Calamagrostis villosa* ausgewirkt haben.

Im Vergleich zu den anderen Gesellschaften der Klasse im Projektgebiet steht die *Calamagrostis villosa-Sphagnum fallax*-Gesellschaft bzgl. Reaktions- und Nährstoffzahl am

oberen, bzgl. Feuchtezahl am unteren Ende des Spektrums. Neben den Charakterarten der Gesellschaft finden sich untergeordnet weitere Arten sowohl aus Nieder- und Hochmooren als auch aus sauren Nadelwäldern (s. Tab. 3, Aufn. 4). Aufgrund der Nähe zu noch einigermaßen intakten Moorwaldbeständen ist eine Entwicklung hin zu den Gesellschaften der Oxycocco-Sphagnetea wahrscheinlich.



Abb. 35: *Calamagrostis villosa*-Gesellschaft entlang eines verwachsenen Grabens am Südrand des Moores (05.08.2005)



Abb. 36: *Eriophorum angustifolium*-*Sphagnum fallax*-Gesellschaft in den nassen Bereichen der zentralen Torfstichfläche (September 2004)

***Eriophorum angustifolium*-*Sphagnum fallax*-Gesellschaft (F)**

Kennarten: *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum fallax* (beide dominant)

Diese Gesellschaft stellt das, im Anschluss an die *Sphagnum fallax*-Initialgesellschaft zweitfeuchteste Stadium dar (STEINER 1985).

DIERSSEN (1973 & 1982) beschreibt ein *Sphagnum fallax*-*Eriophorum angustifolium*-Stadium als Initialgesellschaft von Verlandungen mit sowohl minerotropher als auch ombrotropher Entwicklungstendenz. Häufig besteht eine soziologisch enge Bindung an feuchte Oxycocco-Sphagnetea-Gesellschaften, aber auch zum *Caricetum rostratae*. Eine Sukzession hin zu eigentlichen Hochmoorgesellschaften ist möglich, kann jedoch geraume Zeit in Anspruch nehmen, sodass durchaus auch von einem Dauerstadium gesprochen werden kann.

Auch *Carex canescens* findet sich in der *Sphagnum fallax*-Ausbildung des *Eriophorum angustifolium*-Stadiums als Initiale des *Caricion nigrae* ein. Dies wurde auch von LASSNER (1986) für ein Moor im Waldviertel bestätigt.

Vorkommen im Projektgebiet

Die *Eriophorum angustifolium*-*Sphagnum fallax*-Gesellschaft (s. Abb. 36) kommt im Projektgebiet auf wenigen hundert Quadratmetern in den bzw. im Nahbereich der beiden Torfstichregenerationsflächen vor (s. Tab. 3, Aufn. 34, 36 & 39).

Aufgrund der Artenzusammensetzung zeigt Aufnahme 36 eine ombrotrophe Entwicklungstendenz, Aufnahme 34 hingegen eine minerotrophe. Während im ersten Fall *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum* und *Eriophorum vaginatum* den

Charakterarten beigemischt sind, kommen im zweiten Fall *Carex nigra*, *C. canescens* und *Drepanocladus exannulatus* vor.

Diese Tendenzen werden auch von den Zeigerwerten bestätigt: Aufnahme 36 zeigt etwas saurere und nährstoffärmere Verhältnisse an als Aufnahme 34. Aufnahme 39 unterscheidet sich von den anderen beiden Fällen insbesondere durch eine doch merklich niedrigere Feuchtezahl (4,1 ggü. 4,8) und einer insgesamt leicht erhöhten Artenzahl, die einen Trend in der Weiterentwicklung zum hydrologischen Folgestadium, der *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft erkennbar machen.

Allen Flächen ist jedoch gemein, dass sie von nur wenig verdichteten und nur gering zersetzten Torfen unterlagert sind und die Bestände aufgrund der hohen Grundwasserstände Schwinggrascharakter aufweisen.

Pflanzengesellschaft	E	H	F	F	F	G	D	D	D
Aufnahmenummer	04	38	39	36	34	20	42	33	35
<i>Sphagnum magellanicum</i>	1	2	3	2	+	2	3	3	3
<i>Vaccinium oxycoccos</i>		2	2	2	1	1	2	1	2
<i>Sphagnum fallax</i>	3	2	3	4	5	2	2	3	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>		2	2	2	2			2	2
<i>Eriophorum vaginatum</i>	+		2	1		4	3	1	2
<i>Polytrichum strictum</i>				1		+	2	2	2
<i>Pinus sylvestris</i>	+			2	1	1	3	2	2
<i>Drosera rotundifolia</i>			+	r			1	1	1
<i>Polytrichum commune</i>	2	4	2						
<i>Calamagrostis villosa</i>	4								
<i>Carex nigra</i>	1	2	+		1			1	+
<i>Carex canescens</i>					1	1			
<i>Carex echinata</i>	1					2			
<i>Carex rostrata</i>			1						
<i>Melampyrum pratense</i>	1	1					1		
<i>Picea abies</i>		1	2			1	1	+	
<i>Andromeda polifolia</i>		1	+						
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2		1			1			
<i>Vaccinium uliginosum</i>		1				1	2		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		1	+				2		
<i>Pinus mugo</i> agg.									1
<i>Pleurozium schreberi</i>							1		
<i>Agrostis canina</i>	1								
<i>Drepanocladus exannulatus</i>					+				
<i>Betula pubescens</i>	+								
<i>Caltha palustris</i>	+								
<i>Equisetum fluviatile</i>	+								
<i>Juncus effusus</i>	+								
<i>Potentilla erecta</i>	+								
<i>Avenella flexuosa</i>						r			
<i>Salix cinerea</i>	r								
<i>Betula pendula</i> Roth				r					
Artenzahl	17	11	13	9	8	12	12	10	11
Feuchtezahl	3,9	4,0	4,1	4,8	4,8	3,9	4,0	4,3	4,6
Reaktionszahl	2,0	1,6	1,8	1,8	2,0	1,6	1,5	1,8	1,8
Nährstoffzahl	2,1	1,9	1,7	1,5	1,8	1,9	1,8	1,7	1,5

Tab. 3: Vegetationstabelle – *Sphagnetum medii* (D), *Calamagrostis villosa*-Gesellschaft (E), *Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax*-Gesellschaft (F), *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft (G) und *Polytrichum commune*-Gesellschaft (H)

Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax-Gesellschaft (G)

Kennarten: *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum fallax* (beide dominant)

Die Gesellschaft mit *Eriophorum vaginatum* besiedelt etwas trockenere Standorte als jene mit *Eriophorum angustifolium* und lässt sich anhand der Artenzusammensetzung in zwei Ausbildungen unterteilen. Die ombrotrophente Ausbildung besiedelt lückige Moorwaldgesellschaften in Übergangs- und Hochmooren sowie Bulten des Hangbereichs. Entwicklungstendenzen verlaufen insbesondere zu den Oxycocco-Sphagnetea.

Demgegenüber dominieren in der minerotrophenten Ausbildung Niedermoorarten. Charakteristische Standorte sind wasserzügige Hangmoore, die Ausbildung zeigt Entwicklungstendenzen zum *Caricetum nigrae* und zum *Caricetum rostratae*. Die Gesellschaft konnte in Österreich mehrfach nachgewiesen werden (LASSNER 1986, STEINER 1985 & 1993a).

Vorkommen im Projektgebiet

Auf einer knapp 600 m² großen, nur wenige Meter breiten und langgestreckten Fläche im Norden des Projektgebiets steht die *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft (s. Abb. 37) räumlich in engem Kontakt zu den Moorwaldbeständen des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* und zu den *Sphagnetum magellanici*- und *Caricetum rostratae*-Formationen der zentralen Torfstichregenerationsfläche. *Eriophorum vaginatum* dominiert den Bestand, *Sphagnum fallax* ist weit weniger häufig als in den benachbarten Torfstichbereichen (s. Tab. 3, Aufn. 20).

Anhand der Artenzusammensetzung lassen sich keine Entwicklungstendenzen mit hoher Wahrscheinlichkeit angeben, da neben Hoch- und Niedermoorarten auch Taxa der sauren Nadelwälder beigemischt sind. Hier dürfte die Ausgangssituation, die zur Etablierung des Bestands geführt hat, eine nicht unbedeutende Rolle spielen, handelt es sich bei der Fläche doch um einen ehemaligen Grabenbereich, der mit dem eigenen Aushub wiederverfüllt wurde. Somit dürfte auch eine gewisse Wasserzügigkeit noch immer vorhanden sein und dies förderlich auf die Niedermoorarten wirken.



Abb. 37: *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft als Dauergesellschaft über offenem Torfboden (04.09.2005)



Abb. 38: *Polytrichum commune*-Gesellschaft als stabiles Regenerationsstadium alter Torfstichflächen (18.11.2006)

***Polytrichum commune*-Gesellschaft (H)**

Kennart: *Polytrichum commune* (dominant)

Diese in den Mooren der Region vergleichsweise häufige Gesellschaft ist bislang durch belegte Aufnahmen schlecht repräsentiert. PÖSTINGER (2001) beschreibt rasig bis bultig wachsende, nahezu monodominant von *Polytrichum commune* aufgebaute Bestände aus einem Durchströmungsmoor im Waldviertel, die keine Tendenz zur Weiterentwicklung zu Oxycocco-Sphagnetea-Gesellschaften zeigen.

Die Standortsansprüche dieser Vegetationseinheit sind schwer zu charakterisieren. Liegen die rasenartig ausgebildeten Bestände nur knapp über dem Moorwasserspiegel, so müssen die bultigen Ausbildungen bereits hohe Austrocknungsresistenzen aufweisen. Eine gewisse Störungsintensität dürfte jedoch für die Entwicklung von *Polytrichum commune* von Vorteil sein (PÖSTINGER 2001).

RICEK (1983) gibt als typische Wuchsorte von *Polytrichum commune* saure, torfmoosreiche Waldmoore an, weist jedoch darauf hin, dass es als höchstwüchsigste Art innerhalb der Gattung in baumlosen und seggenreichen Zwischenmooren auch alleine bestehen und hohe Bulte bilden kann.

KAULE (1974) beschreibt für die soligenen Moorkomplexe der Hochlagen der europäischen Mittelgebirge eine *Eriophorum vaginatum*-*Polytrichum commune*-Gesellschaft, die eine gewisse Ähnlichkeit zu den von PÖSTINGER (2001) beschriebenen Beständen aufweist. Er betrachtet diesen Vegetationstypus als echtes Dauerstadium der Hangmoore und Hochmoorränder und nicht als Moorentwicklungsphase. Eine Entwicklung zum ombrotrophen Hochmoor scheint nicht möglich.

Aufgrund der größeren Anzahl der Mineralbodenwasserzeiger und Arten der Kleinseggenbestände stellt KAULE (1974) die Gesellschaft zum Caricion fuscae.

Vorkommen im Projektgebiet

Neben einigen im gesamten Mooregebiet und vor allem im Bereich der Torfstichkanten auftretenden und nur wenige Quadratmeter in Anspruch nehmenden Flächen kommt die *Polytrichum commune*-Gesellschaft auf einem rund 250 m² großen Areal südlich der östlichen Torfstichregenerationsfläche vor (s. Abb. 38).

Ähnlich den Angaben von KAULE (1974) kommen im gegenständlichen Fall neben dem bestandsbildenden *Polytrichum commune* auch weitere charakteristische Moorarten vor, wobei jedoch der Großteil den Oxycocco-Sphagnetea zuzuordnen ist (s. Tab. 3, Aufn. 38). Dies rechtfertigt eine Zuordnung zu dieser Klasse.

Der Standort selbst zeichnet sich neben dem weitestgehenden Fehlen von Gehölzen auch durch vergleichsweise hohe Grundwasserstände aus. Die Vermutung liegt nahe, dass auch in diesem Bereich einst Torf gestochen oder zumindest die ursprüngliche Mooroberfläche beeinträchtigt wurde, da derartige Störungen offensichtlich Konkurrenzvorteile für *Polytrichum commune* schaffen (PÖSTINGER 2001).

***Sphagnum fallax*-Gesellschaft**

Kennart: *Sphagnum fallax* (monodominant), ggf. *Vaccinium oxycoccos*

Das *Sphagnum fallax*-Initialstadium bildet in Torfstichregenerationen und in Hangmoorverflachungen unter ähnlichen ökologischen Bedingungen die ersten geschlossenen Torfmoosbestände. Die bemerkenswerte Stabilität dieser Gesellschaft begründet STEINER (1985) damit, dass Gefäßpflanzen mit Ausnahme von *Vaccinium oxycoccos* durch ein allwinterliches Gefrieren und Auftauen der Oberfläche in ihrer Entwicklung gehindert werden.

Vorkommen im Projektgebiet

Im eigentlichen Projektgebiet kommt diese Gesellschaft derzeit nicht vor. Ein schöner Bestand befindet sich jedoch im westlich angrenzenden Fichtenwald in einem alten bäuerlichen Torfstich auf einer außerhalb des Naturschutzgebiets liegenden Fläche.

Bereits jetzt zeichnet sich jedoch ab, dass derartige Torfmoosteppiche im Bereich der eingestauten Gräben von den Rändern in die offenen Wasserbereiche vordringen und somit eine Verlandung einleiten werden (s. Abb. 173).

4.1.2.3 *Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939*

Kennarten: *Picea abies*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Dicranum scoparium*, *D. polysetum*, *Bazzania trilobata*, *Sphagnum girgensohnii*

Die weltweit verbreitete Klasse umfasst die zwergstrauchreichen Nadelwaldgesellschaften der borealen Zone und der mitteleuropäischen Gebirge, der bodensauren Latschengebüsche und Birkenbruchwälder. Die *Vaccinio-Piceetea* enthalten die typischen hochmontan-subalpinen Klimax-Wälder der Alpen, außerdem gehören ihnen viele Dauergesellschaften an.

Die Verbreitung der bodensauren Nadelwälder ist heute stark durch forstwirtschaftliche Maßnahmen geprägt. Vielfach wurden vor allem Fichte und Rot-Föhre außerhalb ihres natürlichen Areals in Monokulturen angebaut (DIERSSEN 1984, STEINER 1992, WALLNÖFER 1993).

***Piceetalia excelsae* Pawlowski in Pawlowski et al. 1928**

Kennarten: *Bazzania trilobata*, *Sphagnum girgensohnii*

Die Ordnung umfasst die selben Bestände wie die Klasse, die einerseits über silikatischem Gestein auf nährstoffarmen Böden und andererseits über grund- und tagwasserbeeinflussten, minerotrophen Torflagern stocken. Die Krautschicht wird bestimmt von Säure- und Rohhumuszeigern, vor allem *Vaccinium*-Zwergsträucher sind häufig (WALLNÖFER 1993).

Betulion pubescentis Lohmeyer et R. Tx. in R. Tx. ex Oberd. 1957

Der Verband umfasst Birkenbruchwälder und Torfmoos-Nadelwälder über meso- bis oligotrophen, nassen und sehr sauren Böden. Meist siedeln sie an Hochmoorrändern außerhalb des ombrotrophen Wasserregimes, auf Nieder- und Übergangsmooren. Häufig treten Hochmoorarten und Nässezeiger zu den typischen säureliebenden Fichtenwaldarten in die Gesellschaften hinzu. Torfmoose erreichen meist hohe Deckungswerte.

Wenngleich die Entstehung von Moorrand-Wäldern durch Torfstich und oberflächliche Entwässerung gefördert wurde, sind die Bestände trotzdem und vor allem aufgrund der fortschreitenden Moorzerstörung stark gefährdet (KRISAI 1961, WALLNÖFER 1993).

Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris Kleist 1929 (I)

Die Rauschbeeren-Rotföhren-Gesellschaft bzw. der Moorrand-Rotföhren- und Fichtenwald umfasst die *Pinus sylvestris*- und *Betula pubescens*-reichen Bestände zumeist sekundärer Moorstandorte im Bereich älterer Torfstichregenerationen, Torfstreunutzungen und saurer, flachgründiger Hangmoore. In höheren Lagen tritt *Picea abies* stärker in Erscheinung.

Angaben von NEUHÄUSL (1972) zufolge erreicht die Gesellschaft im Norden Österreichs ihre Südgrenze und ist hier auf das Granit- und Gneishochland beschränkt. Dies wurde jedoch bereits mehrfach widerlegt, und aktuelle, bislang unveröffentlichte Erhebungen in Oberösterreich zeigen ebenso eine weiter nach Süden reichende Verbreitung.

Eigentliche Kennarten fehlen diesen Beständen. Unter einer meist geringwüchsigen, sehr lückigen Baumschicht bilden insbesondere *Sphagnum*-Arten eine dichte Moosschicht. Die Krautschicht ist vergleichsweise gut entwickelt und beinhaltet Sippen der Scheuchzerio-Caricetea fuscae, der Oxyocco-Sphagnetea sowie der Vaccinio-Piceetea. Die räumliche, genetische, ökologische und soziologische Verbindung zum Sphagnetum magellanici wird durch das unmittelbare Nebeneinander der Gesellschaften verdeutlicht (STEINER 1992, WALLNÖFER 1993).

Vorkommen im Projektgebiet

Das *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* ist die flächenmäßig mit Abstand am häufigsten vorkommende Moorgesellschaft in den „Roten Auen“. Sie nimmt mit einer Fläche von knapp 2,4 ha rund 38 % des Projektgebiets ein. Der lockere Kiefernbestand mit seiner dichten Zwergstrauchsicht und den dicken Moospolstern gibt den „Roten Auen“ das charakteristische Gepräge eines Waldhochmoores.

Abhängig vom mittleren Flurwasserstand haben sich unterschiedliche Ausprägungen entwickelt, die in der trockenen Ausbildung zum Sphagno girgensohnii-Piceetum sowie zum Vaccinio myrtilli-Callunetum und in der feuchten Variante zum Sphagnetum magellanici sowie Caricetum rostratae vermitteln. Innerhalb der Gesellschaft lassen sich anhand der dominanten Pflanzenarten der Kraut- und Moosschicht Unterscheidungen treffen, die vermutlich von hydrologischen und edaphischen Standortfaktoren hervorgerufen werden. Neben der typischen Subassoziaton konnten auf diese Weise auch Übergänge bis hin zur Subassoziaton von *Vaccinium oxycoccos* charakterisiert werden.

Die Subassoziation von *Vaccinium oxycoccos* (s. Abb. 39) hat dabei gemäß STEINER (1992) die engste Bindung zu den Hochmoorgesellschaften und tritt häufig als Sekundärvegetation in aufgegebenen Torfstreuf Flächen und regenerierenden Torfstichflächen auf. Natürlich verbreitet ist die Subassoziation entlang von Hochmoorrändern und in sauren Niedermooren.

Pflanzengesellschaft	14	16	25	24	01	22	23	19	18	21	17	15	02	03	08	05	07	06	41	29	30
<i>Pinus sylvestris</i>	3	3	3	2		2	2	3	3			3	2	2	3	2	2	2	3	1	3
<i>Picea abies</i>	2	2	2	2		1	1	2	2		+	2	2	2	1	1	1	1	1		1
<i>Eriophorum vaginatum</i>	+	r	1		1	1	1	1	1	1	1	+	2		3	3	3	3	2	3	3
<i>Sphagnum magellanicum</i>	1	+			2	3	3	2	3	3	2	3	2	3	3	1	3	2	3	3	2
<i>Vaccinium uliginosum</i>	1	+	2	1		1	2	1	1	2	+		1	2	1	1	2	2	2		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	2	2	2	1		
<i>Sphagnum fallax</i>			3	2	2	3	2	1	2		1		2	3	3	4	3	4	3	3	4
<i>Polytrichum commune</i>		+			3		1				+		3	2	1	2		1	2	1	2
<i>Polytrichum strictum</i>	1	1	1	1		1		1	2	1		1			2		2			2	2
<i>Pleurozium schreberi</i>	3	2	3	3		2	3	2	1	2	2	2	2	2			1	1	1		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	2	2	2	2	2	1	2	2	2	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1		1
<i>Vaccinium oxycoccos</i>					1			1	1		+	1	1	2	2	1	2	2	1	2	2
<i>Pinus mugo</i> agg.				2		+	2	+	1	2							2	2			
<i>Sphagnum russowii</i>	3	3	+				1		+	2	2	2									
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	1	2			2		1	+			2	2									
<i>Melampyrum pratense</i>					+	+	+				r			+	1	1	1	1		1	
<i>Andromeda polifolia</i>								+	r						+			+	1		
<i>Aulacomnium palustre</i>		1															1			2	
<i>Carex nigra</i>													+	+		+	1	1	1	1	2
<i>Carex rostrata</i>					+								+		1	1		1	1		
<i>Sphagnum angustifolium</i>	1	+	2						1												
<i>Sphagnum capillifolium</i>		2									2	1									
<i>Eriophorum angustifolium</i>														1	1		1		1	1	1
<i>Dicranum scoparium</i>		+	1			+					+	+									
<i>Juncus effusus</i>													+	+		1					
<i>Potentilla erecta</i>															1						
<i>Carex echinata</i>																	1				
<i>Drosera rotundifolia</i>																	1			r	
<i>Avenella flexuosa</i>					+															+	
<i>Dicranum undulatum</i>																					+
<i>Leucobryum glaucum</i>									+												
<i>Hypnum cupressiforme</i>									+												
<i>Betula pendula</i>						r															
Artenzahl	12	16	12	9	11	13	15	14	17	11	14	14	14	14	15	15	17	17	15	13	12
Feuchtezahl	3,6	3,6	3,6	3,5	3,6	3,5	3,5	3,9	3,9	3,8	3,7	3,6	4,0	3,9	4,0	3,8	4,0	3,9	4,1	4,0	4,0
Reaktionszahl	1,3	1,3	1,3	1,3	1,7	1,2	1,2	1,3	1,3	1,3	1,3	1,5	1,8	1,6	1,6	1,7	1,6	1,6	1,7	1,7	1,8
Nährstoffzahl	2,0	2,0	2,0	2,2	1,7	2,0	2,0	1,8	1,8	1,8	1,9	1,8	2,0	2,1	1,8	2,0	1,8	1,8	1,8	1,6	1,9

Tab. 4: Vegetationstabelle – Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris (I)

Im Projektgebiet finden sich derartige Bestände großflächig im südlichen Zentralteil (s. Tab. 4, Aufn. 5-8) im Anschluss an das Caricetum rostratae sowie im Nahbereich bzw. innerhalb der beiden Torfstichregenerationsflächen (s. Tab. 4, Aufn. 29, 30 & 41). Hier kommen neben *Vaccinium oxycoccos* vor allem *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum magellanicum* und *S. fallax* hochstet und mit hohen Deckungswerten vor. Die im gesamten Moorgebiet allgegenwärtige Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) zeigt in diesen Beständen die geringste Wuchskraft.

Die zentralen Moorbereiche werden von der typischen Subassoziation sowie den Übergangsstadien zur Subassoziation von *Vaccinium oxycoccos* eingenommen. Die Übergangsformationen (s. Abb. 40) lassen sich floristisch insofern recht gut charakterisieren, als dass mit Ausnahme von *Sphagnum magellanicum*, welches auch hier hohe Deckungswerte aufweist, die Charakterarten der Subassoziation von *Vaccinium oxycoccos*, wie *Eriophorum vaginatum* und *Sphagnum fallax* (zu Gunsten von *Sphagnum russowii*, *Sphagnum girgensohnii* und insbesondere *Pleurozium schreberi*) kontinuierlich zurückgehen und

Vaccinium myrtillus beginnt, die Krautschicht zu beherrschen (s. Tab. 4, Aufn. 2, 3, 15, 17-19 & 21-23). In der typischen Subassoziation (s. Abb. 41) verschwindet schlussendlich auch *Sphagnum magellanicum* und die Waldbodenmoose nehmen überhand. Die Krautschicht gleicht einem Heidelbeer-Reinbestand (s. Tab. 4, Aufn. 1, 14, 16, 24 & 25 sowie Tab. 6, Aufn. 43, 44 & 48).

Interessanterweise dürften nur geringfügige Unterschiede im Nährstoffgehalt sowie im Säure- und Wasserhaushalt des Torfbodens für die unterschiedlichen Ausprägungen verantwortlich sein. Ihre Wirkung ist aber wohl eher in der Synergie der einzelnen Faktoren zu suchen. Nichtsdestotrotz dürfte aber wie eingangs erwähnt der Wasserhaushalt die entscheidende Rolle spielen, zeigt doch die Feuchtezahl die signifikanteste Veränderung (im Mittel von 4,0 über 3,7 bis letztendlich 3,5 bei der typischen Variante).

Eindeutig demonstriert wird ein diesbezüglicher Zusammenhang jedoch anhand der Vegetationskarte und durch den Vergleich der Lage der Entwässerungsgräben (s. Abb. 30). Deren Wirkungsbereich bestimmt die räumliche Verteilung der beiden Subassoziationen und ihrer Übergangsformationen.



Abb. 39: Subassoziation von *Vaccinium oxycoccos* des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* in den gut wasserversorgten Moorbereichen (05.08.2005)



Abb. 40: Übergangsstadium zur typischen Subassoziation des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* mit *Vaccinium uliginosum* und *V. myrtillus* in der Krautschicht (05.08.2005)



Abb. 41: Typische Subassoziation des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* in den trockenen Moorabschnitten (05.08.2005)



Abb. 42: *Sphagno girgensohnii-Piceetum* als Moorersatzgesellschaft (04.09.2005)

Sphagno girgensohnii-Piceetum Kuoch 1954 (J)

Der Torfmoos-Fichtenwald stockt über mäßig bodennassen, humusreichen Böden und Torfen im Randbereich von Mooren sowie auf Übergangsmooren. *Picea abies* dominiert die meist schlecht wüchsige Baumschicht, die Strauchschicht ist gering entwickelt. Gemäß dem häufigen Vorkommen von Arten bodensaurer Nadelwälder beherrschen *Vaccinium*-Arten neben Sauergräsern die Krautschicht. Vor allem die einstrahlenden Hochmoor-Arten differenzieren die Gesellschaft gegenüber den floristisch sehr ähnlichen Peitschenmoos-Fichtenwäldern (WALLNÖFER 1993).

Vorkommen im Projektgebiet

Die Bestände dieser Gesellschaft ähneln einander floristisch betrachtet sehr, zeigen jedoch physiognomisch deutliche Unterschiede, die auf das unterschiedliche Alter und die Intensität der forstwirtschaftlichen Nutzung zurückzuführen sind.

Pflanzengesellschaft	J	J	J
Aufnahmenummer	28	26	27
<i>Picea abies</i>	2	3	3
<i>Pinus sylvestris</i>	2	2	2
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	2	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3	3	3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	1	1
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	3	1	2
<i>Sphagnum magellanicum</i>	2	3	3
<i>Sphagnum fallax</i>	2	2	1
<i>Bazzania trilobata</i>		2	1
<i>Dicranum scoparium</i>	2	1	
<i>Dicranum undulatum</i>			1
<i>Hylocomium splendens</i>			2
<i>Sphagnum palustre</i>		1	+
<i>Sphagnum angustifolium</i>	+		1
<i>Sphagnum capillifolium</i>	1		
<i>Sphagnum russowii</i>	1		
<i>Calluna vulgaris</i>	1		
<i>Dicranodontium denudatum</i>		+	+
<i>Calypogeia muelleriana</i>		+	+
<i>Polytrichum commune</i>	+		
<i>Betula pubescens</i>			+
Artenzahl	14	13	16
Feuchtezahl	3,0	3,0	3,3
Reaktionszahl	1,3	1,5	1,5
Nährstoffzahl	2,0	2,3	2,2

Tab. 5: Vegetationstabelle – *Sphagno girgensohnii-Piceetum (J)*

für den Bereich im äußersten Osten im Anschluss an die östliche Torfstichregenerationsfläche. Auch hier wurden die hydrologischen Sanierungsmaßnahmen bereits getroffen und eine anschließende waldbauliche Maßnahme soll eine Entwicklung gemäß dem definierten Entwicklungsziel ermöglichen.

Neben diesen sehr feuchten bis staunassen, jedoch forstlich überprägten und nur mit Vorbehalt dem *Sphagno girgensohnii-Piceetum* zuweisbaren Beständen befindet sich zwischen den beiden Torfstichregenerationsflächen ein Areal, in dem der Torfmoos-Fichtenwald zunehmend degradiert und austrocknet. *Vaccinium myrtillus* dominiert die

Der am besten entwickelte Bestand befindet sich im Westen des Projektgebiets (s. Abb. 42 & Tab. 5, Aufn. 26-28). Trotz der im Winter 2003/2004 verursachten Schäden durch unsachgemäße Bringung der dort stockenden hiebreifen Fichten seitens des Grundstücksvorbesitzers hat sich der Bestand erstaunlich gut erholt. Hier wächst ein von *Picea abies* und *Pinus sylvestris* aufgebauter Torfmoos-Fichtenwald über mächtigen und teilentwässerten Torfschichten. Die Krautschicht dominieren *Vaccinium myrtillus* und *V. vitis-idaea*. In der Mooschicht sind Moor- und Waldbodenmoose gleichermaßen präsent.

Anders ist die Situation im Süden. Dort befindet sich eine nicht bewirtschaftete Fichtenaufforstung, die aufgrund der hohen Flurwasserstände infolge eines nahen Quellhorizonts schlecht wüchsig ist. Trotz der Kultivierungsmaßnahmen (Pfluggräben) und der erheblichen Beschattung durch die Fichten hat sich hier eine nahezu geschlossene Torfmoosdecke gebildet. Eine Krautschicht fehlt jedoch weitestgehend. Nachdem die Entwässerungsgräben in diesem Bereich bereits wirksam eingestaut wurden, wird als nächster Schritt eine Durchforstung dieses Bestands angestrebt. Gleiches gilt

Krautschicht, Moormoose treten zu Gunsten von Waldbodenmoosen in den Hintergrund und weisen auf eine Weiterentwicklung zum Mastigobryo-Piceetum hin.

In Summe stocken auf rund 13 % des Projektgebiets (~ 8400 m²) Torfmoos-Fichtenwälder, die mittlere Artenzahl innerhalb der gut entwickelten Bestände ist mit 14 Arten zwar relativ gering, aber dennoch deutlich höher als in den degradierten Formationen.

Der Vergleich der Feuchte-, Reaktions- und Nährstoffzahlen der Aufnahmen mit jenen des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* (s. Tab. 4) macht deutlich, dass der Wassergehalt des Bodens der bestimmende Faktor für die Etablierung der jeweiligen Pflanzengesellschaft darstellt. Während die Gesellschaften bzgl. Nährstoffangebot und Bodenreaktion nahezu gleichwertige Ansprüche stellen, ist die Feuchtezahl der *Sphagno girgensohnii-Piceetum*-Aufnahmen deutlich geringer als jene aus den *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*-Beständen (3,0-3,3 ggü. 3,5-4,1).

Andere *Vaccinio-Piceetea*-Gesellschaften

Die anfolgend beschriebenen Bestände lassen sich aufgrund ihrer forstlichen Überprägung keiner natürlichen oder naturnahen Pflanzengesellschaft zuordnen. Es handelt sich vielmehr um meist standortfremde bis künstliche, monotone Fichtendickungen, die dem Stangenholzstadium mehr oder weniger entwachsen sind.

Vaccinio-Piceetea-Gesellschaft (K)

Rund ein Viertel des gesamten Projektgebiets oder knapp 1,6 ha wird derzeit noch von monotonen Fichtenplantagen (s. Abb. 43) bestockt, die sich auch außerhalb der Schutzgebietsgrenzen weiter fortsetzen. Die Fichten wachsen in Reihen auf den Wällen zwischen den Pfluggräben, nur wenig Tageslicht gelangt bis zum Boden. Dementsprechend schlechtwüchsig ist die kümmerliche Bodenvegetation (s. Tab. 6, Aufn. 47). Es wird Aufgabe der nächsten Jahre sein, diese Bestände sukzessive zu entfernen, um die für das Moor positiven Folgen der Wiedervernässung auch aus vegetationsökologischer Sicht zu beschleunigen.



Abb. 43: *Vaccinio-Piceetea*-Gesellschaft in Form einer Fichtenmonokultur (14.09.2005)



Abb. 44: *Epilobietea angustifolii*-Gesellschaft auf den freigestellten, noch wenig vernässen Schlagflächen (14.09.2005)

4.1.2.4 *Epilobietea angustifolii* R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950

Kennart : *Senecio sylvaticus*

Kahlschlag führt zu drastischen Änderungen im Licht-, Bodenfeuchtigkeits- und Mineralisierungsregime, die Etablierungsmöglichkeiten für störungstolerante Pflanzenarten eröffnen. Im Gegensatz zum Wald sind lichtliebende Nährstoffzeiger häufig, das vermehrte Vorkommen von Bodenfeuchtezeigern weist auf die fehlende Saugkraft der Bäume hin. Schlagfluren sind kurzlebige und hoch produktive Bestände, die in weiterer Folge von Vorwald-Gesellschaften abgelöst werden.

Andere *Epilobietea angustifolii*-Gesellschaften

Epilobietea angustifolii-Gesellschaft (M)

Schlagfluren (s. Abb. 44) und ihre Folgegesellschaften sind im Projektgebiet aufgrund der bereits seit mehreren Jahren durchgeführten Schlägerungen der Fichtenplantagen häufig und in unterschiedlicher Ausprägung zu finden. Eine korrekte Zuweisung zu einer bestimmten Gesellschaft ist schwierig bis unmöglich, da aufgrund des Torfsubstrats neben typischen Schlagpflanzen auch Moorarten in diese Bestände einwandern und sich diese somit grundsätzlich von Schlagfluren über Mineralböden unterscheiden (s. Tab. 6, Aufn. 46). Durch die Durchmischung von Pflanzen unterschiedlicher Standorte ist die Artenzahl auf den Schlagflächen vergleichsweise hoch.

Insgesamt sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt rund 7200 m² oder circa 11 % des Projektgebiets als Schlagfluren unterschiedlicher Entwicklung zu bezeichnen. Wie die Aufnahmen 12, 13 (s. Tab. 2) und 45 (s. Tab. 6) belegen, konnte in manchen Bereichen bereits eine Zuweisung zu den Scheuchzerio-Caricetea fuscae erfolgen. In Summe konnte seit Beginn der Schlägerungsarbeiten im Jahr 1996 bereits eine Fläche von etwa 9100 m² von Fichten freigestellt werden.

4.1.3 Vegetationsmonitoring

Zum Zwecke der Demonstration mittel- bis langfristiger Veränderungen der Vegetation als Reaktion auf die Sanierungsmaßnahmen wurden am 14.09.2005 an sechs ausgewählten Standorten (s. Abb. 45) auf einer quadratischen Fläche von jeweils 4 m² detaillierte Vegetationsaufnahmen durchgeführt, die Flächen fotografisch festgehalten und im Gelände gekennzeichnet. Es ist vorgesehen, die Vegetation auf den ausgewählten Flächen künftig als Teil des Projekts „Moorentwicklungskonzept Oberösterreich“ alle 5 Jahre erneut zu erheben.

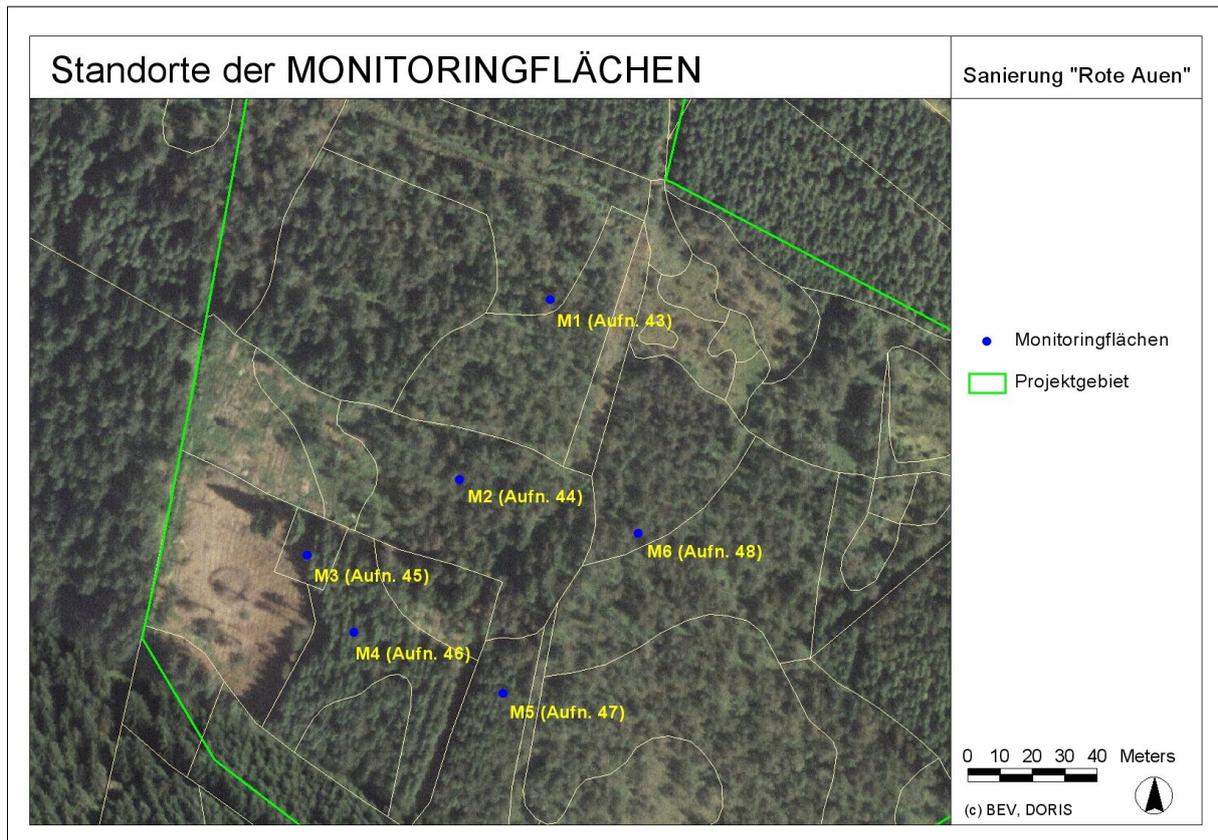


Abb. 45: Standorte der Flächen für das Vegetationsmonitoring

4.1.3.1 *Monitoringfläche 1 (s. Abb. 46 & Tab.6, Aufn. 43)*

Wenngleich auf der Fläche keine adulten Exemplare der für die Pflanzengesellschaft typischen Baumarten angetroffen wurden, so befindet sich der Standort doch inmitten einer kleinen „Lichtung“ eines *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*-Bestands in seiner typischen Subvariante. Der Boden ist teils leicht bultig strukturiert und stellenweise von Astmaterial bedeckt.

Die Gesamtdeckung ist mit 95 % relativ hoch, wobei die von dominant *Vaccinium myrtillus* aufgebaute, rund 30 cm hohe Krautschicht mit 70 % am dichtesten ist und dem Standort den Charakter eines verheideten Moorwaldes verleiht.

Die sehr niedrigwüchsige Mooschicht ist mit 50 % Deckung vergleichsweise schütter und wird bevorzugt von *Pleurozium schreberi* aufgebaut. Die Vegetationslücken werden von Ericaceen- und *Pinus*-Laubstreu bedeckt. Moormoose spielen eine untergeordnete Rolle. Die Gesamtartenzahl ist mit 9 Arten vergleichsweise gering.

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) ergeben: Feuchtezahl = 3,3, Reaktionszahl = 1,3, Nährstoffzahl = 2,0. Der Boden am Standort lässt sich somit als gut durchfeuchtet, stark sauer und gering nährstoffversorgt charakterisieren.

4.1.3.2 *Monitoringfläche 2 (s. Abb. 47 & Tab. 6, Aufn. 44)*

Diese Fläche befindet sich ebenfalls innerhalb eines lichten und degradierten *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum sylvestris*-Bestands im zentralen Moorwaldbereich. Die Mooroberfläche weist lediglich leichte Wölbungen auf, vereinzelt liegen Äste am Boden, liegendes Totholz ist mit *Cladonia*-Flechten bewachsen.

Der Bestand ist zu 100 % deckend, wobei die Moosschicht, welche bevorzugt von Waldbodenmoosen wie *Sphagnum russowii*, *S. girgensohnii*, *Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* aufgebaut ist, einen Großteil der Fläche teppichartig überzieht. Die ebenfalls gut entwickelte, von *Vaccinium myrtillus* dominierte und knapp einen halben Meter hohe Krautschicht verleiht dem Standort seinen Charakter. Einzelne *Pinus sylvestris* bewirken eine geringe Beschattung seitens der Baumschicht. Die Gesamtartenzahl des moosreichen Standorts beträgt 13 Arten.

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) ergeben: Feuchtezahl = 3,0, Reaktionszahl = 1,5, Nährstoffzahl = 2,3. Der Boden am Standort lässt sich somit als frisch, jedoch für Moore vergleichsweise trocken, stark sauer und wenig bis mäßig nährstoffversorgt charakterisieren.



Abb. 46: Monitoringfläche 1 (Aufn. 43) – *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum sylvestris* (14.09.2005)



Abb. 47: Monitoringfläche 2 (Aufn. 44) – *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum sylvestris* (14.09.2005)

4.1.3.3 *Monitoringfläche 3 (s. Abb. 48 & Tab. 6, Aufn. 45)*

Aufnahme 45 beschreibt einen ehemaligen Standort einer Fichtenaufforstung über geringmächtigen Torfschichten, der vor einigen Jahren freigestellt und im Juli 2004, nachdem die Wurzelstöcke entfernt wurden, mit Hilfe eines Baggers einplaniert wurde. Es lag somit ein offener, mäßig vererdeter und vergleichsweise trockener Moorboden als Ausgangssubstrat vor.

Rund ein Jahr später war zum Zeitpunkt der Aufnahme die gesamte Fläche von *Carex canescens* nahezu im Reinbestand bewachsen. Die Gesamtdeckung betrug 50 %, ebenso jene der rund 25 cm hohen Grauseggen-Krautschicht. Moose hatten sich bislang nur wenig ausgebreitet, zeigten jedoch eine hohe Vielfalt. *Polytrichum strictum*, *Dicranodontium denudatum* und *Sphagnum girgensohnii* sowie *S. russowii* wanderten zwischen den Seggenhorsten im Schatten der Krautschicht in die offenen Lücken ein. An Gehölzen waren lediglich je ein einzelner *Picea abies*- und ein *Betula pubescens*-Keimling vorzufinden.

Synsystematisch wurde der Bestand als Entwicklungsstadium der Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae zugeordnet. 2006 zeigte sich der Bestand kaum verändert, lediglich vereinzelt trat nun auch *Carex echinata* auf. Die Gesamtartenzahl betrug 2005 12 Taxa.

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) ergeben: Feuchtezahl = 3,8, Reaktionszahl = 2,0, Nährstoffzahl = 2,3. Der Boden am Standort lässt sich somit als gut wasserversorgt, sauer und mäßig nährstoffversorgt charakterisieren.

4.1.3.4 Monitoringfläche 4 (s. Abb. 49 & Tab. 6, Aufn. 46)

Aufnahme 46 repräsentiert eine nicht näher definierbare Schlagflur der Epilobietea angustifolii. Der Boden ist durch Pfluggrinnen und Wurzelstöcke strukturiert und von reichlich Astmaterial der gefällten Fichten bedeckt. Die gegenständliche Fläche wurde im Winter 2003/2004 freigestellt und seitdem der natürlichen Sukzession überlassen. Die Mächtigkeiten der oberflächlich trockenen und vererdeten Torfe sind gering, besonders Temperaturextreme dürften hier ein allzu rasches Aufkommen der Vegetation bremsen.

2005 zeigte sich die Monitoringfläche weitgehend offen, die Deckung der Vegetation betrug in Summe lediglich 20 %, die der Mooschicht gar nur 10 %. Neben für diese Standorte typischen Arten wie *Calamagrostis villosa*, *Senecio sylvaticus* oder *Funaria hygrometrica* fanden sich auch Arten der Hoch- und Niedermoore (z.B. *Sphagnum magellanicum* oder *Carex canescens*), die eine gewisse Abweichung zur Artengarnitur der Schlaggesellschaften über Mineralböden verursachen. An Gehölzen fanden sich in der Krautschicht *Salix cinerea*, *Picea abies* und *Betula pubescens*. Im Gegensatz zur geringen Deckung ist die Zahl der gefundenen Arten mit 21 Taxa für das Projektgebiet als sehr hoch anzusehen.

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) ergeben: Feuchtezahl = 3,7, Reaktionszahl = 2,4, Nährstoffzahl = 2,7. Der Boden am Standort lässt sich somit als vergleichsweise gut wasser- und mäßig nährstoffversorgt sowie schwach sauer charakterisieren.



Abb. 48: Monitoringfläche 3 (Aufn. 45) – *Carex canescens*-Gesellschaft (14.09.2005)



Abb. 49: Monitoringfläche 4 (Aufn. 46) – Epilobietea angustifolii-Gesellschaft (14.09.2005)



Abb. 50: Monitoringfläche 5 (Aufn. 47) – Vaccinio-Piceetea-Gesellschaft, Fichtenmonokultur (14.09.2005)



Abb. 51: Monitoringfläche 6 (Aufn. 48) – Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris (14.09.2005)

4.1.3.5 *Monitoringfläche 5 (s. Abb. 50 & Tab. 6, Aufn. 47)*

Diese Aufnahmefläche befindet sich inmitten einer Fichtenaufforstung mit beigemischt Rot-Föhre, die im eigentlichen Moor über gut entwickelten Torflagern vor rund 40 Jahren angepflanzt wurde. Die Fichten stocken auf den Wällen der Pfluggrinnen, die eine deutlich wahrnehmbare hydrologische Heterogenität des Standorts verursachen. Während die Wälle stets trocken sind, tritt das Wasser in den Pfluggrinnen manchmal bis an die Oberfläche.

Durch den dichten Baumbewuchs dringt nur sehr wenig Tageslicht bis zum Boden vor. Im Zusammenwirken mit den edaphischen Faktoren am Standort führt dies dazu, dass nahezu keine Bodenvegetation ausgebildet ist und die wenigen Pflänzchen, die sich trotz der widrigen Umstände bislang halten konnten, vor sich hin kümmern. Nur ein einziges Exemplar von *Vaccinium myrtillus* konnte aus der Gruppe der Gefäßpflanzen neben einigen wenigen Jungfichten im Unterwuchs festgestellt werden. Interessant war die mit 5 Arten hohe Vielfalt an Torfmoosen, die jedoch ebenfalls nur als Einzelpflänzchen vorkamen. Die Gesamtartenzahl am Standort erreichte somit doch erstaunliche 9 Taxa.

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) ergeben: Feuchtezahl = 3,0, Reaktionszahl = 1,0, Nährstoffzahl = 2,3. Der Boden am Standort lässt sich somit als mäßig wasser- und nährstoffversorgt und extrem sauer charakterisieren.

4.1.3.6 *Monitoringfläche 6 (s. Abb. 51 & Tab. 6, Aufn. 48)*

Der Standort dieser Aufnahmefläche befindet sich im zentralen Moorbereich und ist synsystematisch einem stark degradierten *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* zuzuweisen. Die Bodenoberfläche ist eben, liegendes Totholz mit *Cladonia*-Aufwuchs und ein schmaler Wildwechsel schaffen eine gewisse Heterogenität im sehr einheitlichen Bestand.

Die Gesamtdeckung erreicht 100 %. Obwohl auf der Fläche selbst keine Bäume vorkommen überdeckt die Baumschicht die Hälfte des Aufnahmeareals. Die Krautschicht ist dominiert von niedrigwüchsigen *Vaccinium myrtillus*-Reinbeständen, *Carex echinata*, *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium vitis-idea* sind stark untergeordnet beigemischt. Die Moosschicht wird bestimmt von *Pleurozium schreberi*, Torfmoose und *Aulacomnium palustre* kommen

neben dem Isländisch-Moos (*Certraria islandica*) begleitend vor. Insgesamt konnten auf der Fläche 11 verschiedene Pflanzenarten festgestellt werden.

Die Zeigerwerte nach LANDOLT (1977) ergeben: Feuchtezahl = 3,5, Reaktionszahl = 1,5, Nährstoffzahl = 1,8. Der Boden am Standort lässt sich somit als mäßig feucht, sauer und sehr nährstoffarm charakterisieren.

Monitoringfläche	3	1	2	6	5	4
Aufnahmenummer	45	43	44	48	47	46
Pflanzengesellschaft	C	I	I	I	K	L
Anmerkungen	s. Text					
Deckung Gesamt [%]	50	95	100	100	85	20
Deckung Moosschicht [%]	20	50	85	80	3	10
Deckung Krautschicht [%]	50	70	70	80	1	15
Deckung Strauchschicht [%]	-	-	-	-	5	-
Deckung Baumschicht [%]	-	15	35	50	85	-
Bestandshöhe Moosschicht [m]	0,03	0,03	0,05	0,05	0,01	0,03
Bestandshöhe Krautschicht [m]	0,25	0,3	0,45	0,3	0,1	0,35
Bestandshöhe Strauchschicht [m]	-	-	-	-	1,2	-
Bestandshöhe Baumschicht [m]	-	-	9	-	7	-
Aufnahmeflächengröße [m ²]	4	4	4	4	4	4
Feuchtezahl	3,8	3,3	3,0	3,5	3,0	3,7
Reaktionszahl	2,0	1,3	1,5	1,5	1,0	2,4
Nährstoffzahl	2,3	2,0	2,3	1,8	2,3	2,7
Artenzahl	12	9	13	11	9	21
<i>Aulacomnium palustre</i>			+	1		
<i>Betula pubescens</i> (K)	r					+
<i>Calamagrostis villosa</i>						1
<i>Calypogeia muelleriana</i>						+
<i>Carex canescens</i>	3					1
<i>Carex echinata</i>				r		
<i>Cirsium palustre</i>						r
<i>Dicranella cerviculata</i>	+					
<i>Dicranodontium denudatum</i>	1		+			
<i>Dicranum scoparium</i>			2			
<i>Eriophorum vaginatum</i>		1		+		
<i>Funaria hygrometrica</i>	+					
<i>Galium palustre</i>						+
<i>Glyceria</i> sp.						+
<i>Hypochoeris radicata</i>						r
<i>Isopterygium muellerianum</i>						1
<i>Juncus effusus</i>						+
<i>Juncus</i> sp.						+
<i>Galeopsis</i> sp.						+
<i>Lythrum salicaria</i>						r
<i>Picea abies</i> (K)	r	r	r		+	r
<i>Picea abies</i> (S)					+	
<i>Picea abies</i> (B)					5	
<i>Pinus sylvestris</i> (B)			2		2	
<i>Pleurozium schreberi</i>		3	2	3		
<i>Polytrichum commune</i>	2				+	+
<i>Polytrichum strictum</i>	+	r	1	1		
<i>Potentilla erecta</i>	+					
<i>Salix cinerea</i> (K)						r
<i>Senecio sylvaticus</i>						1
<i>Sphagnum capillifolium</i>				r	r	
<i>Sphagnum fallax</i>		1		+	+	
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	1		2		+	1
<i>Sphagnum magellanicum</i>	+	1	1	1	r	1
<i>Sphagnum russowii</i>	1	1	3	+	+	
<i>Taraxacum officinale</i>						r
<i>Tetraphis pellucida</i>			+			
<i>Vaccinium myrtillus</i>		4	4	5	+	+
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		1	1	1		

Tab. 6: Vegetationstabelle der Monitoringflächen

4.2 Hydrologie

4.2.1 Niederschlag und Lufttemperatur im Jahresvergleich

Die nächstgelegene Klimastation des Hydrografischen Dienstes des Amtes der Oö. LANDESREGIERUNG befindet sich nördlich des Untersuchungsgebiets in Schöneben-Gugu (14° 43' 45'' östl. Länge, 48° 33' 38'' nördl. Breite) auf einer Seehöhe von 880 m s.m. (Abb. 52).

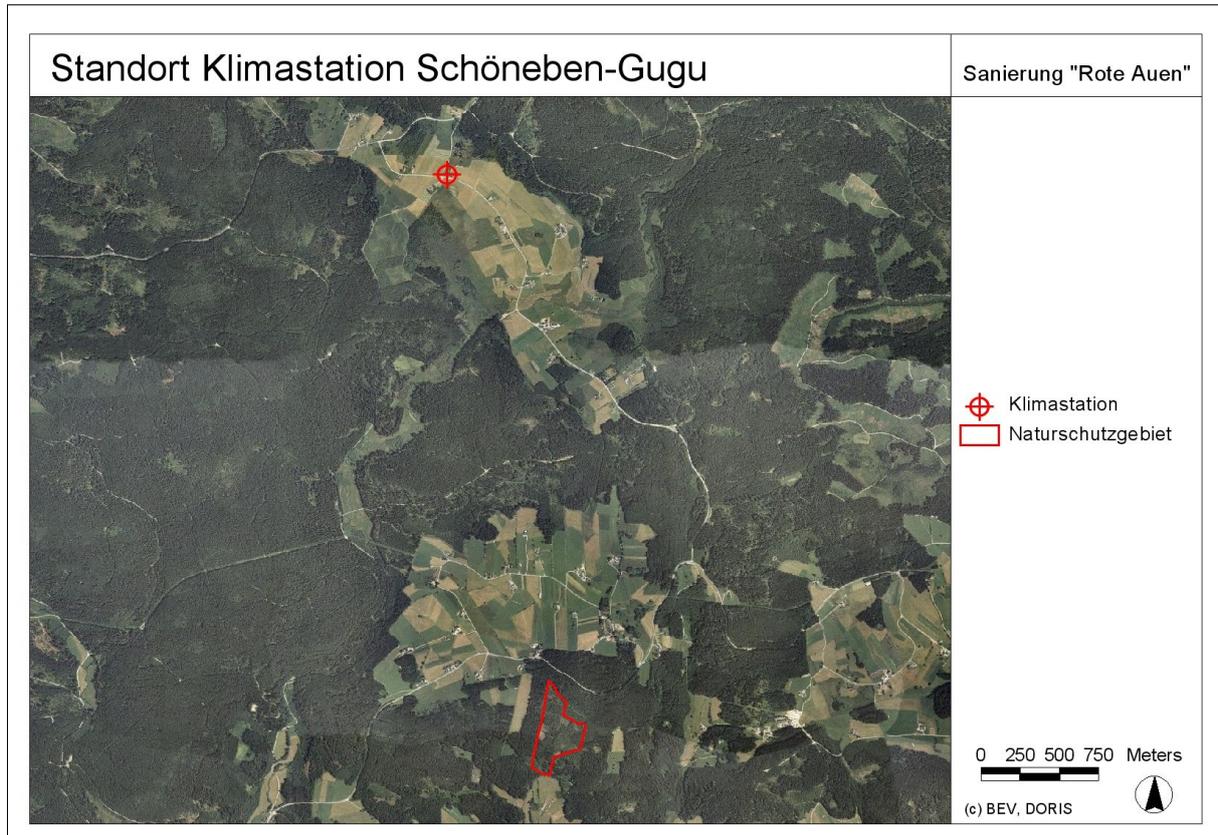


Abb. 52: Klimastation Schöneben-Gugu nördlich des Naturschutzgebiets "Rote Auen"

Dort erfolgte die Registrierung des Niederschlags (Tagessumme) und der Lufttemperatur (Tagesmittel), die für die Jahre 2003 bis 2006 grafisch aufbereitet wurden (s. Abb. 53). Eine Gegenüberstellung der Monatsmittel bzw. der Monatssummen macht die einzelnen Jahre untereinander vergleichbar (s. Abb. 54 & 55).

4.2.1.1 *Das Jahr 2003*

Das Jahr 2003 war gekennzeichnet durch einen kurzen, teils sehr kalten Winter und einen überdurchschnittlich langen, heißen und sehr niederschlagsarmen Sommer.

Die Regenspenden erfolgten meist in Form von kurzzeitigen Niederschlagsereignissen, die vor allem im späteren Jahresverlauf die Wasserdefizite nicht mehr auszugleichen vermochten. In den normalerweise regenreichen Monaten Juni und August fiel weniger als die Hälfte des üblichen Niederschlags und auch im regenreichsten Monat des Jahres, dem Juli, fielen infolge

einiger weniger Niederschlagsereignisse insgesamt lediglich 104,6 mm. Der November war mit 15,2 mm der regenärmste Monat, die Jahressumme betrug nur 732,6 mm und lag damit um 169,1 mm unter dem Mittelwert der Messreihe von 1931 bis 2006.

Hinzu kamen überdurchschnittlich hohe Temperaturen eines „Jahrhundertsummers“. Mai, Juni und August waren um rund 2,5 °C wärmer als der 4-Jahres-Mittelwert von 2003–2006, der heißeste Tag des Jahres war mit 22,7 °C der 27. Juli. Im Oktober gingen die Temperaturen schlagartig zurück und leiteten den darauffolgenden Winter ein. Das Jahresmittel der Temperatur betrug 5,7 °C.

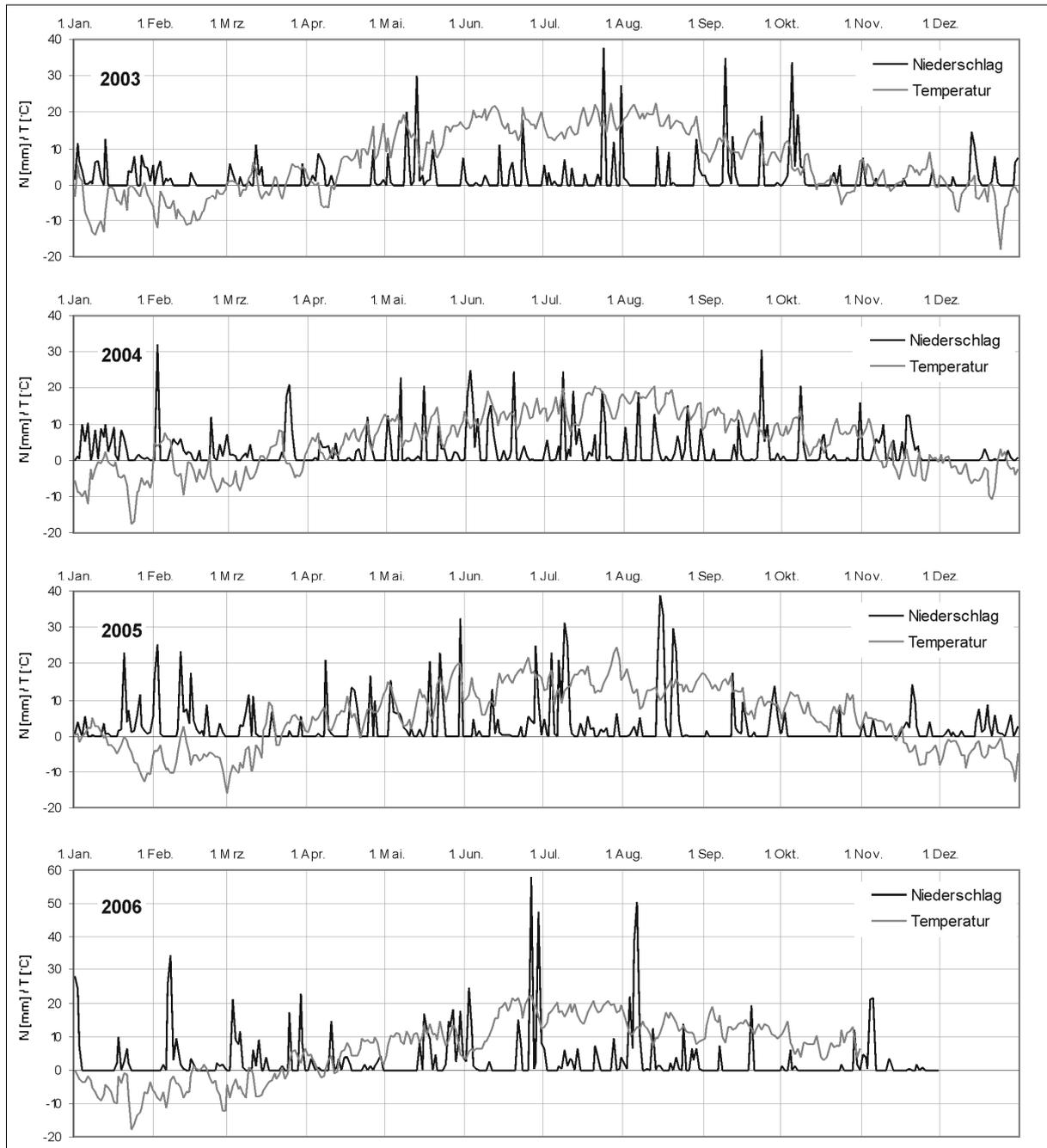


Abb. 53: Niederschlag (Tagessumme) und Lufttemperatur (Tagesmittel) bei der Klimastation Schöneben-Gugu (Quelle: Hydrografischer Dienst)

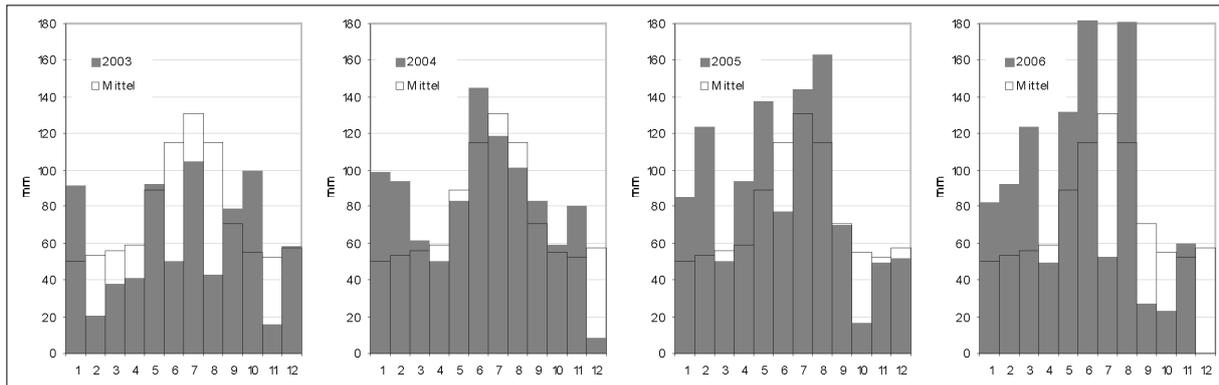


Abb. 54: Gegenüberstellung der monatlichen Niederschläge der Einzeljahre (grau) zum langjährigen Mittel (farblos) bei der Klimastation Schöneben-Gugu (Quelle: Hydrografischer Dienst)

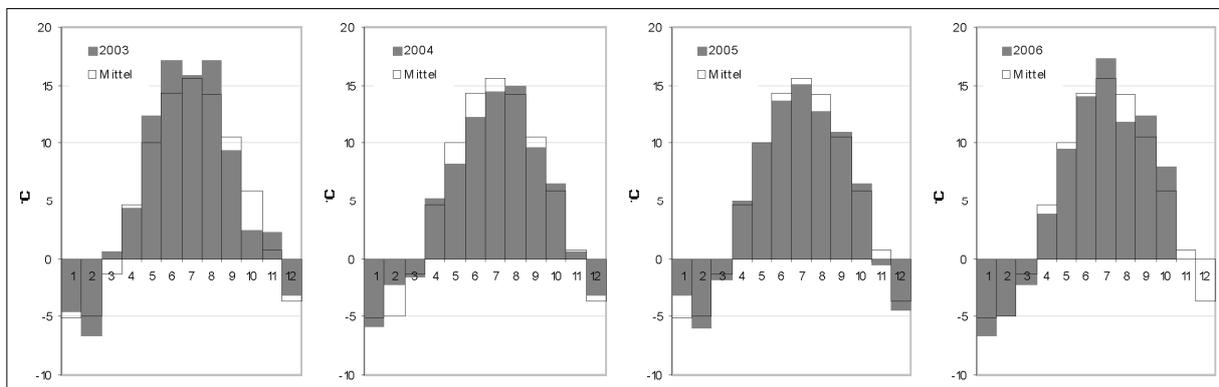


Abb. 55: Gegenüberstellung der Lufttemperatur-Monatsmittel der Einzeljahre (grau) zum 4-Jahres-Mittel (farblos) bei der Klimastation Schöneben-Gugu (Quelle: Hydrografischer Dienst)

4.2.1.2 Das Jahr 2004

Im Jahr 2004 fielen an der Messstelle Schöneben-Gugu insgesamt 982,4 mm Niederschlag und somit etwas mehr als im langjährigen Mittel von 901,7 mm. Besonders der Jänner und Februar brachten überdurchschnittlich hohe Schneemengen, wobei erstaunlicherweise am 2. Februar – also in einer im Normalfall eher niederschlagsarmen Zeit – mit 32 mm die höchste Tagessumme gemessen wurde. Der regenreichste Monat war mit 145,2 mm der Juni, der weitaus trockenste mit 8,3 mm der Dezember. Bezeichnend für 2004 waren lang anhaltende Regenperioden ohne Starkniederschläge.

Der Temperaturverlauf hinkte übers Jahr hinweg etwas nach und erreichte sein Maximum etwas verspätet im August. Insgesamt zeigten sich jedoch keine besonderen Abweichungen – bestätigt durch ein nahezu ortsübliches Jahresmittel von 4,9 °C.

4.2.1.3 Das Jahr 2005

2005 war ein feuchtes Jahr mit normalen Temperaturwerten. Sehr große Niederschlagsmengen im Jänner, Februar, April, Mai und August bewirkten eine Jahressumme von 1060,4 mm, die somit um 158,7 mm über dem langjährigen Durchschnitt lag. Erst im Oktober gingen die Niederschläge merklich zurück.

Auffallend für 2005 ist die Variabilität der Niederschlagsereignisse und -formen. Ein vergleichsweise langer Winter lieferte kontinuierlich große Schneemengen, der Frühsommer war von längeren Regenperioden gekennzeichnet, und im Hoch- und Spätsommer sowie im Herbst wechselten sehr niederschlagsreiche Abschnitte mit mehrtägigen Trockenperioden bei vergleichsweise hohen Temperaturen ab.

Gemittelt treten diese „Hitzeperioden“ (max. Tagesmittel am 29. Juli mit 24,5 °C) jedoch ebenso wie die Spätfröste (min. Tagesmittel am 1. März mit –15,9 °C) nicht in Erscheinung.

4.2.1.4 Das Jahr 2006

Für das Jahr 2006 lagen noch keine vollständigen Daten von der Klimastation in Schöneben-Gugu vor. Nichtsdestotrotz lassen sich grundsätzliche Aussagen treffen, die durch die fehlenden Werte für die Lufttemperatur (November, Dezember) und den Niederschlag (Dezember) keinen maßgeblichen Veränderungen mehr unterliegen werden.

Bezeichnend für 2006 war ein lange andauernder Winter mit überaus ergiebigen Schneefällen, die erst mit dem Ansteigen der Temperatur im April ein Ende fanden. Schnee lag jedoch bis Anfang Mai, und mit dem Ende der Schneeschmelze folgten einige regenreiche Wochen, die zu diesem Zeitpunkt einen enormen Wasserüberschuss mit sich brachten.

In den darauffolgenden Monaten wechselten längere Trockenperioden mit kurzen, sehr niederschlagsreichen Abschnitten ab. So fielen im Juni und August in Summe über 180 mm Niederschlag – dieser jedoch in relativ kurzen Zeitabschnitten von nur wenigen Stunden bis Tagen. Der Juli hingegen war überdurchschnittlich heiß und trocken und leitete, nur kurz unterbrochen durch eine regenreiche Phase Anfang August, eine längere Trockenperiode ein, die bei deutlich erhöhten Temperaturen bis zumindest Ende Oktober andauerte.

Von 1. Jänner bis 30. November fielen insgesamt 993,7 mm an Niederschlag.

4.2.2 Lufttemperaturvergleich von Klimastation und Baro-Diver

Neben der Klimastation in Schöneben-Gugu konnte für den Zeitraum der hydrologischen Untersuchungsreihe auch die Lufttemperatur in den „Roten Auen“ mit Hilfe des Baro-Divers aufgezeichnet werden. Der Temperatursensor befindet sich im Pegelrohr A3 ziemlich genau auf Höhe der Mooroberfläche im Bereich der Krautschicht. Vergleicht man die beiden Temperaturkurven, fällt vor allem die isolierende Wirkung der Schneedecke auf, die die Vegetation vor strengen Spätfrösten zu schützen vermag (s. Abb. 56).

Während die Lufttemperatur in dieser Zeit starke Schwankungen aufwies und Tagesmitteltemperaturen von –10 °C keine Seltenheit darstellten, pendelte die Temperatur unter dem Schutz der Schneedecke minimal im Bereich um bzw. knapp unter dem Gefrierpunkt. War keine Schneedecke vorhanden, wie etwa im Dezember 2004, so schwankte auch die Temperatur auf Bodenhöhe, wobei Extreme durch die Vegetationsbedeckung abgeschwächt wurden. Dies trifft auch für die übrige Zeit im Jahr zu, besonderes auch auf den Sommer, wo die hohen Temperaturen etwas abgemildert wurden.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die bodennahe Temperatur (Krautschicht) im Winter durch den Schutz der Schneedecke deutlich höher ist als die eigentliche Lufttemperatur. Im Sommer hingegen erwärmen sich die bodennahen Luftschichten weniger

stark (s. Tab. 7). Im Jahresmittel kommt die Temperatur in Bodenhöhe dadurch um einige Zehntel Grad höher zu liegen als in der darüber liegenden Luftschicht.

Monat	Baro-Diver	Klimastation	Monat	Baro-Diver	Klimastation	Monat	Baro-Diver	Klimastation
01/2004	-1,3	-5,8	01/2005	-1,3	-2,9	01/2006	-0,8	-6,5
02/2004	-0,6	-2	02/2005	-0,7	-5,9	02/2006	-0,6	-4,8
03/2004	-0,2	-1,3	03/2005	-0,3	-1,7	03/2006	-0,2	-2,1
06/2004	12,2	12,6	06/2005	13,2	14,1	06/2006	13,8	14,4
07/2004	14	14,7	07/2005	14,9	15,4	07/2006	17,4	17,8
08/2004	14,7	15,4	08/2005	13	13,2	08/2006	12,3	12,2

Tab. 7: Vergleich der Lufttemperatur-Monatsmittel zwischen Baro-Diver (Standort: "Rote Auen") und Klimastation (Standort: Schöneben-Gugu; Quelle: Hydrografischer Dienst)

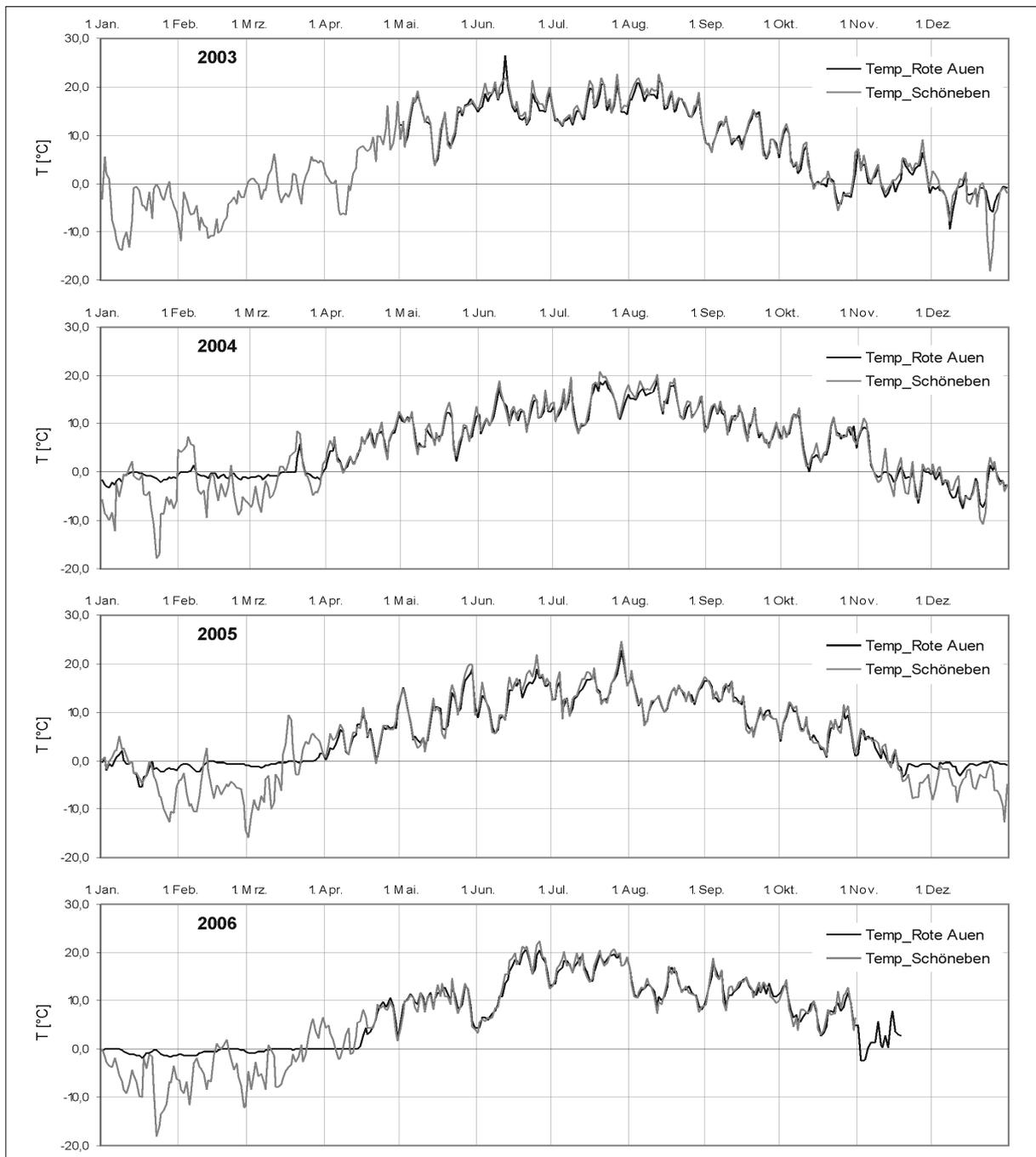


Abb. 56: Vergleich der Lufttemperatur-Tagesmittel zwischen Baro-Diver (Standort: "Rote Auen") und Klimastation (Standort: Schöneben-Gugu; Quelle: Hydrografischer Dienst)

4.2.3 Wasserstandsmessungen – hydrologisches Monitoring

Die Ergebnisse der Wasserstandsmessungen werden anfolgend dargestellt. Wasserganglinien, Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen (Minima bzw. Höchstwasserstand, Maxima bzw. Tiefstwasserstand, Mittelwasserstand und maximale Schwankungsbreite) sollen den Wasserhaushalt im Bereich der jeweiligen Pegelstandorte charakterisieren.

Im Zusammenhang mit dem zeitlichen Ablauf der Grabensanierungen wurden die Pegel zu drei Gruppen zusammengefasst (s. Abb. 57).

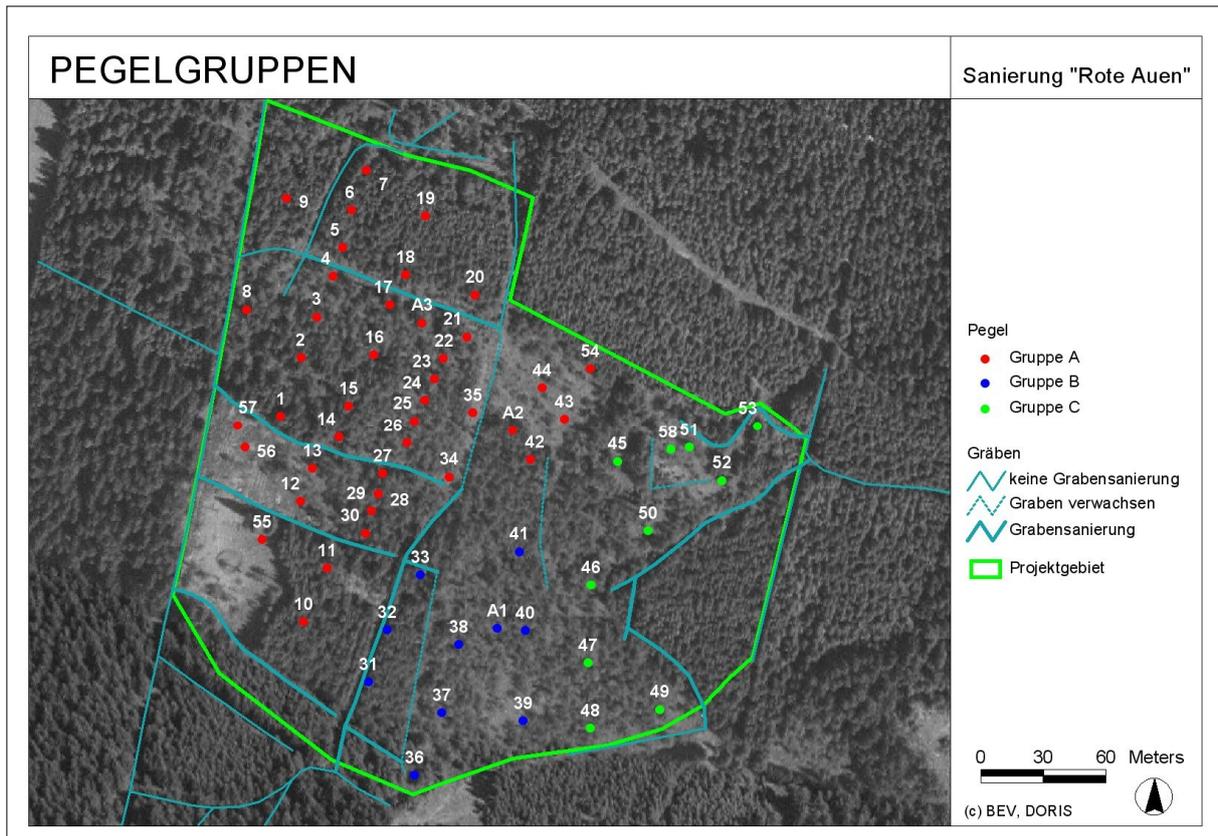


Abb. 57: Zusammenfassung der Pegel zu Gruppen in Abhängigkeit vom Sanierungsfortschritt

Neben den Grafiken und Diagrammen sollen Kartendarstellungen der Mittelwasserstände und maximalen Schwankungshöhen den hydrologischen Zustand des Moores wiedergeben. Dazu wird vergleichend die Situation für die Jahre 2003 bis 2006 sowie für die Zeiträume vor und nach der Grabensanierung dargestellt (s. Abb. 58-69). Der direkte Vergleich in Bezug auf den Zustand vor und nach der Sanierung bezieht sich auf einen definierten Zeitpunkt, der von keinem zeitlichen, sondern einem maßnahmenbedingten Datum (= jeweiliges Datum der Maßnahmenumsetzung in den einzelnen Teilabschnitten entsprechend den drei Pegelgruppen) bestimmt ist.

4.2.3.1 Hydrologische Karten

Zur Charakterisierung des Wasserhaushalts sollen mit Hilfe von Übersichtskarten die mittleren Systemzustände und die maximalen Spiegelschwankungen als kennzeichnende Größen dargestellt werden. Die sanierten Gräben sind mit Kennbuchstaben versehen.

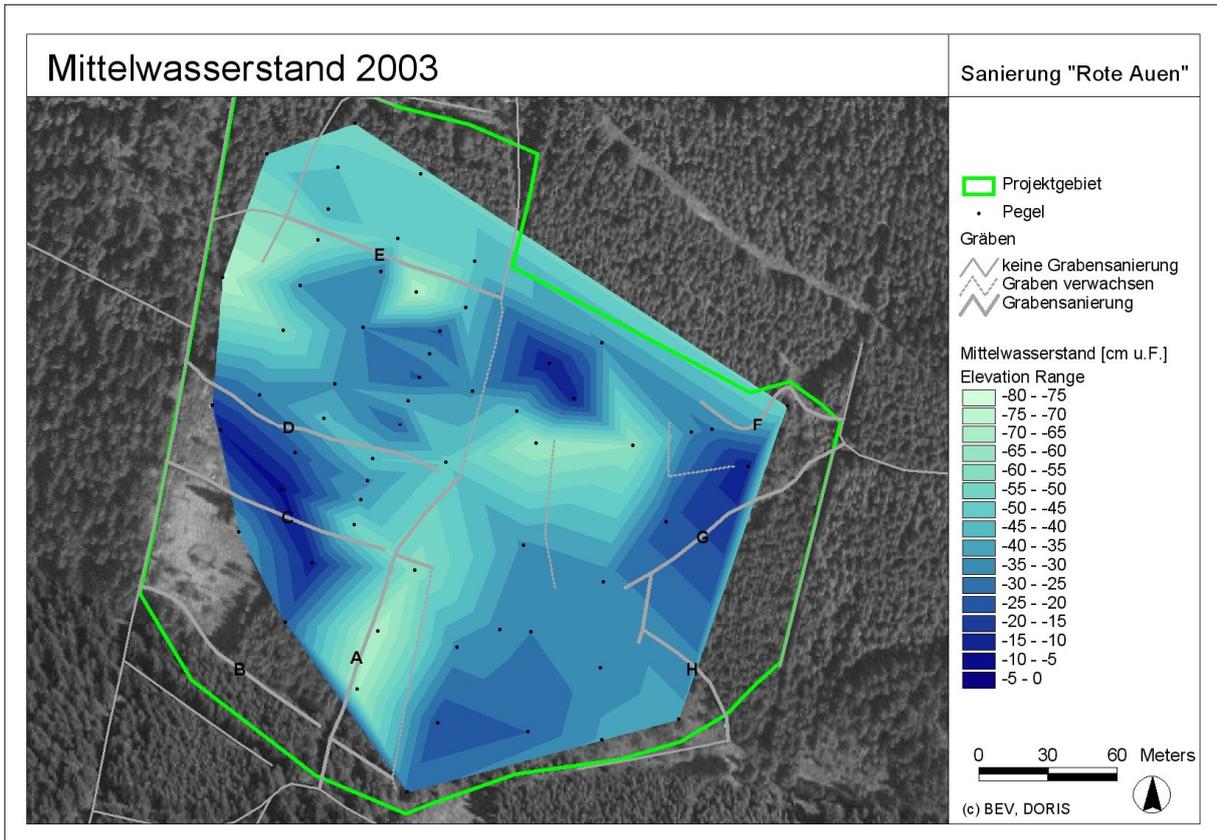


Abb. 58: Mittelwasserstände im Jahr 2003

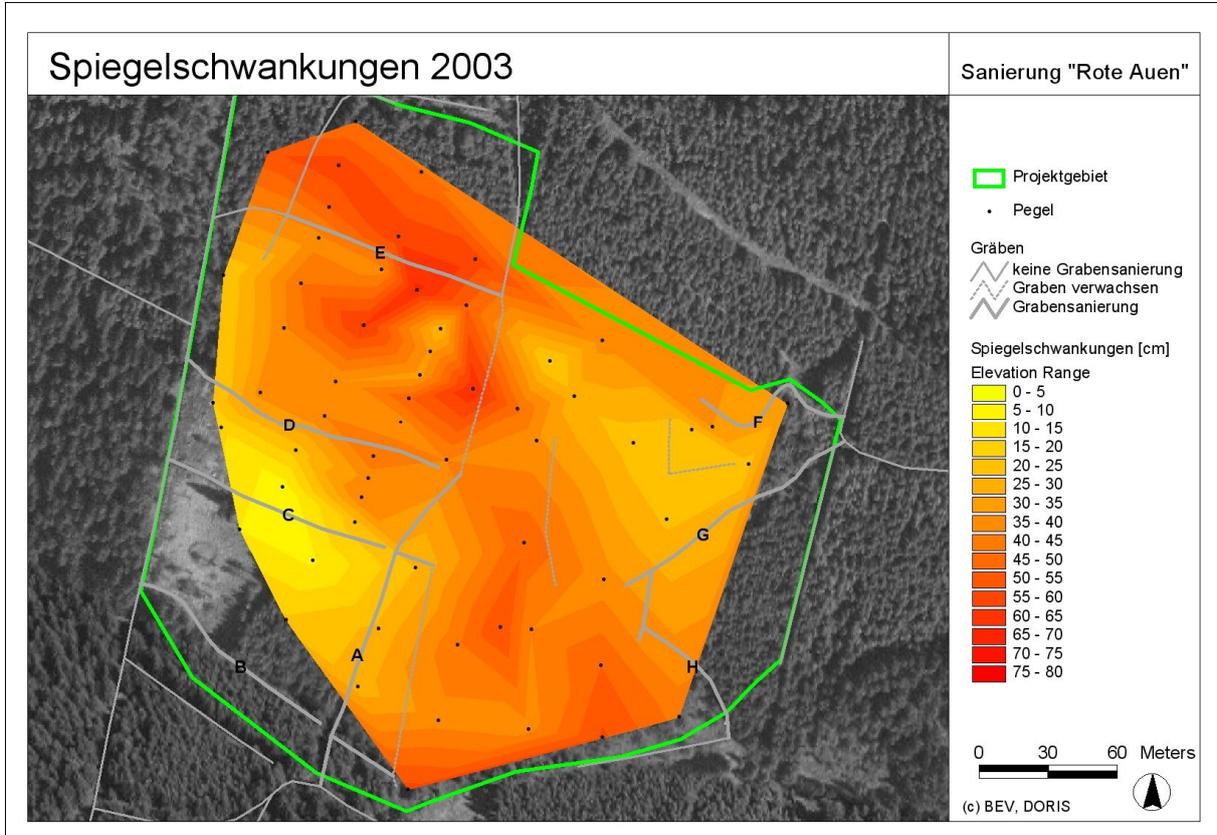


Abb. 59: Maximale Wasserspiegelschwankungen im Jahr 2003

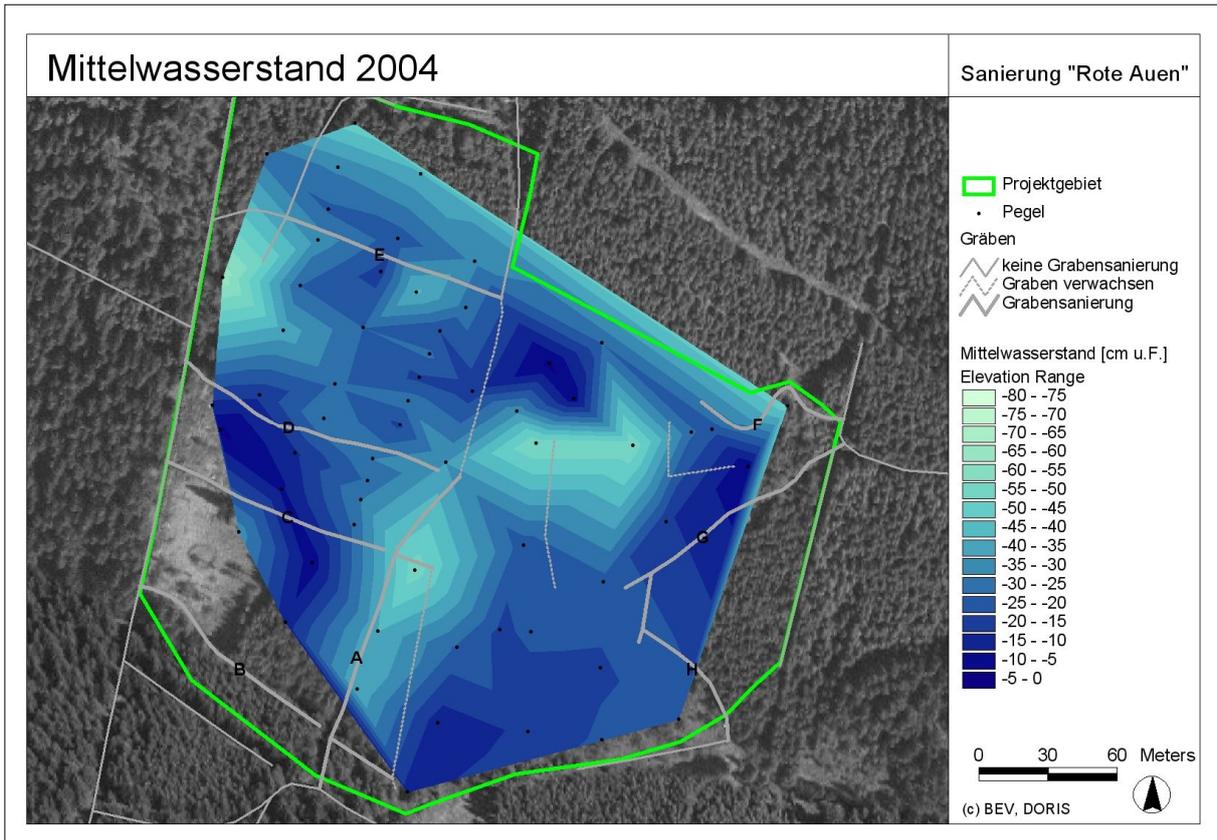


Abb. 60: Mittelwasserstände im Jahr 2004

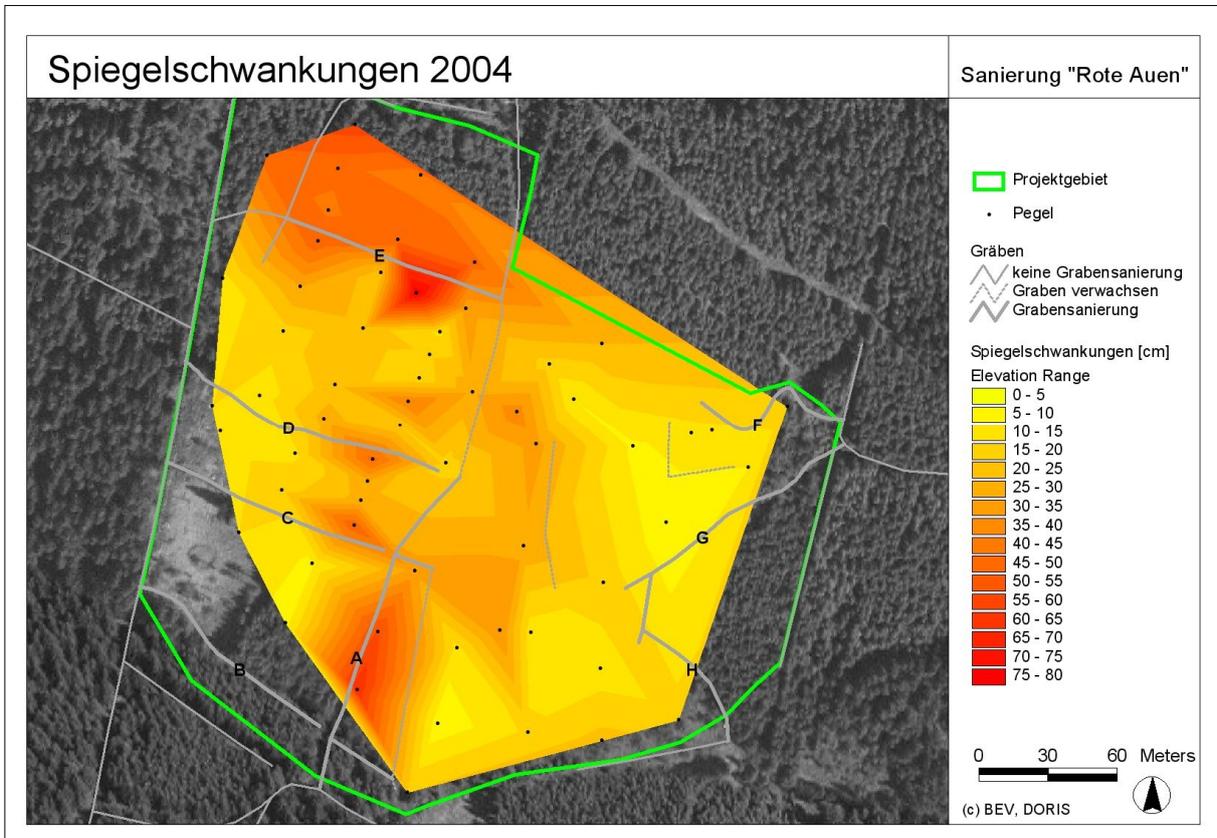


Abb. 61: Maximale Wasserspiegelschwankungen im Jahr 2004

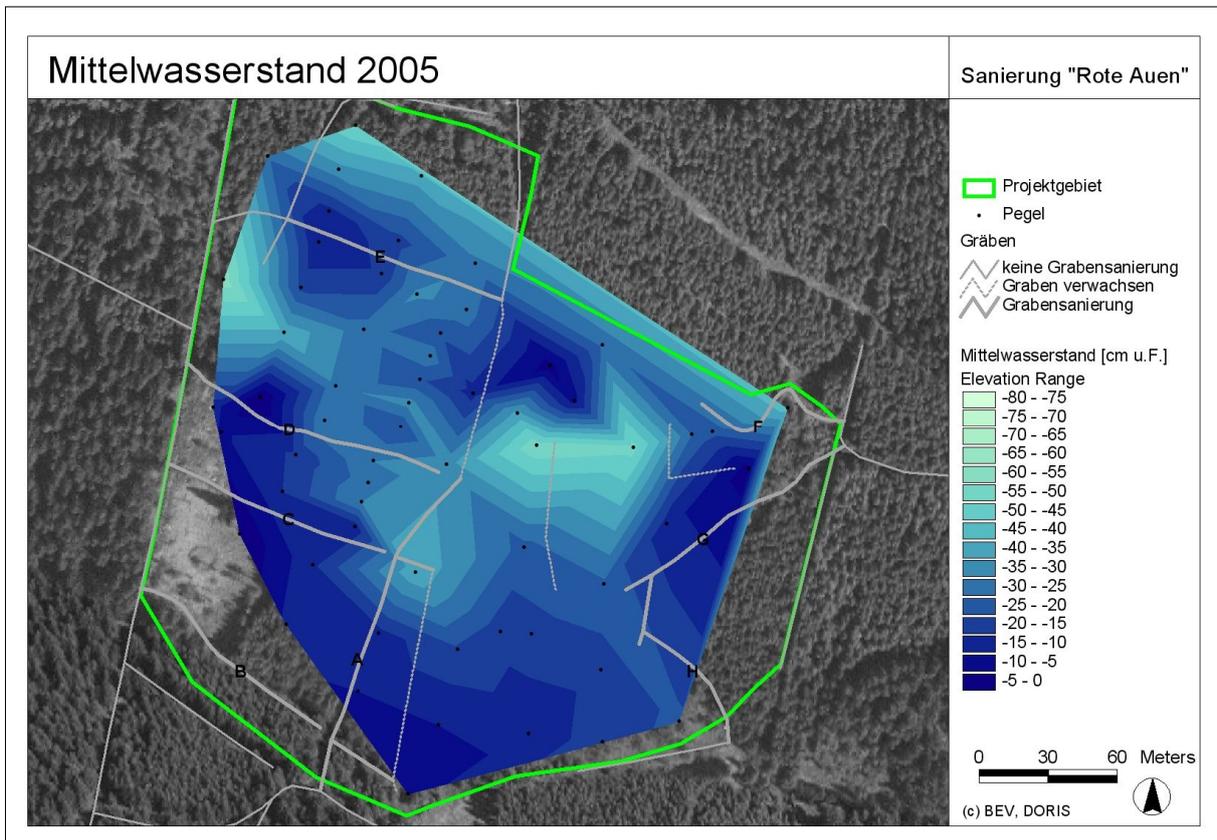


Abb. 62: Mittelwasserstände im Jahr 2005

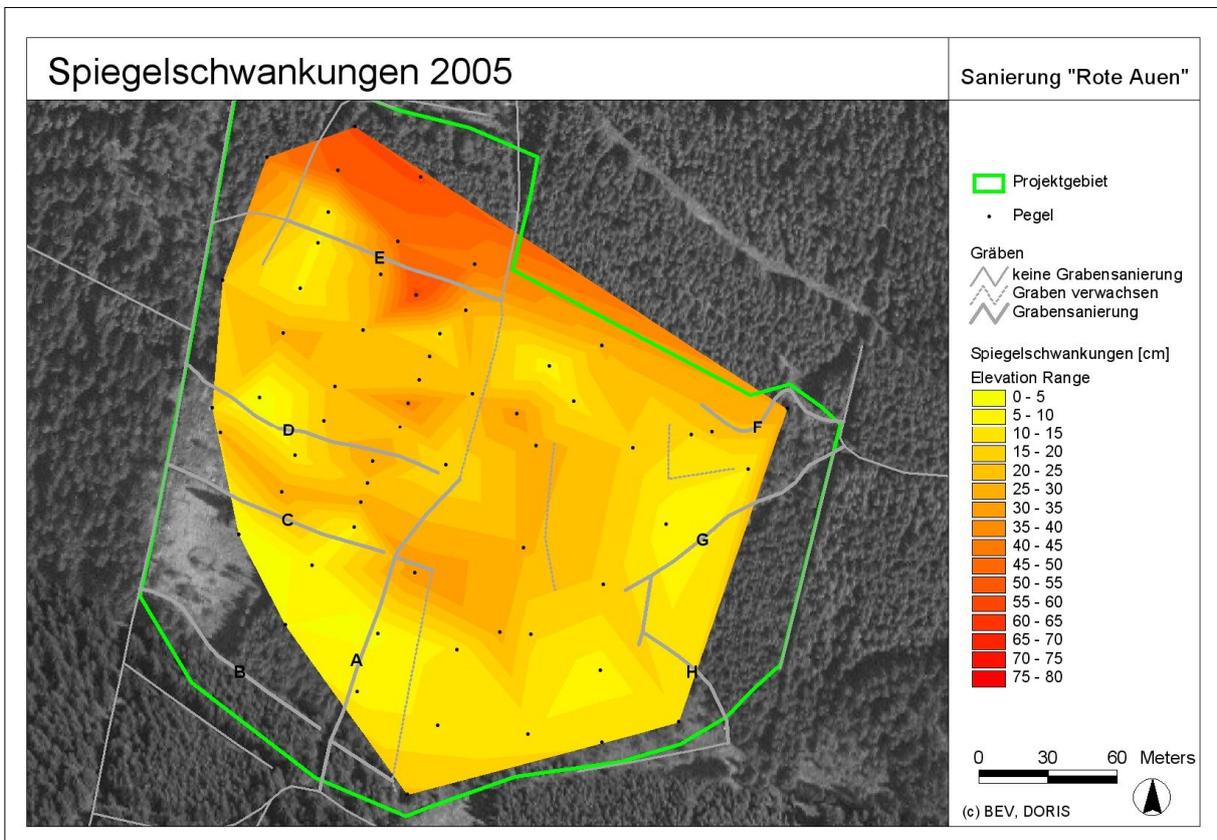


Abb. 63: Maximale Wasserspiegelschwankungen im Jahr 2005

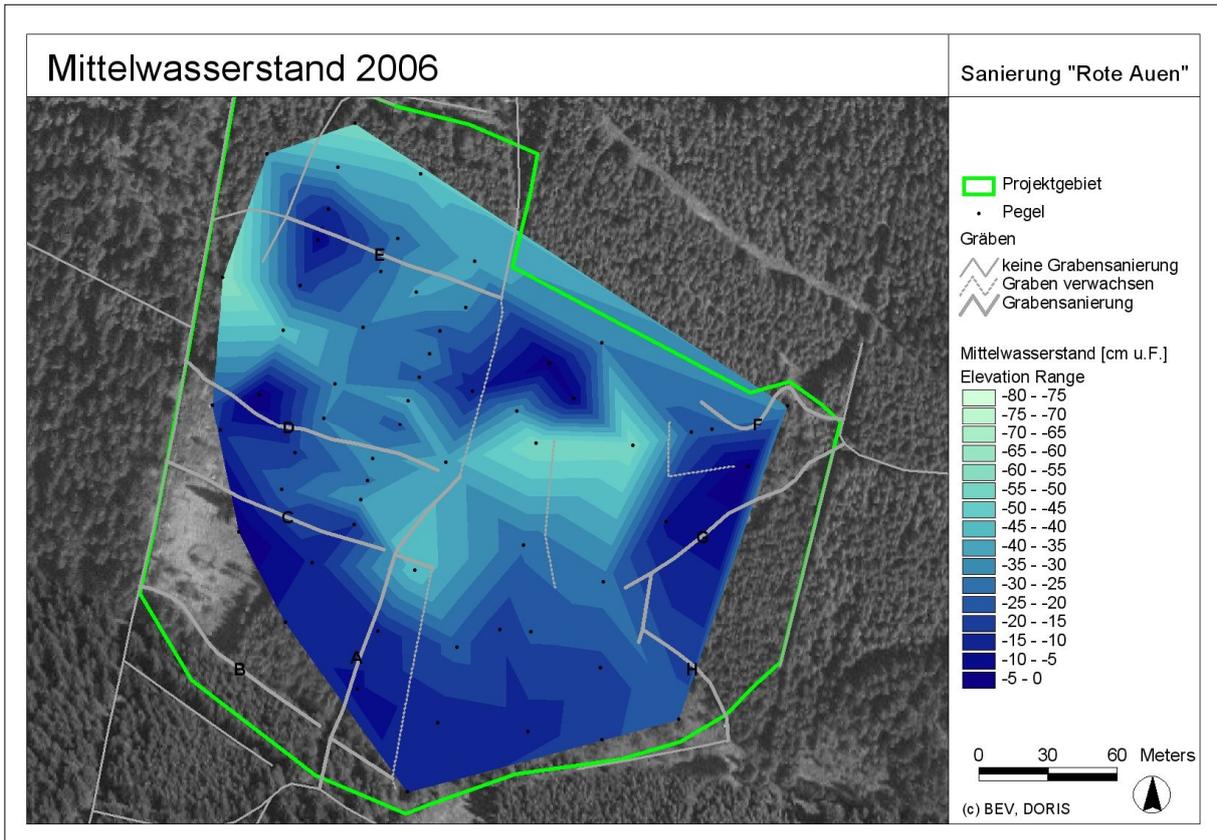


Abb. 64: Mittelwasserstände im Jahr 2006

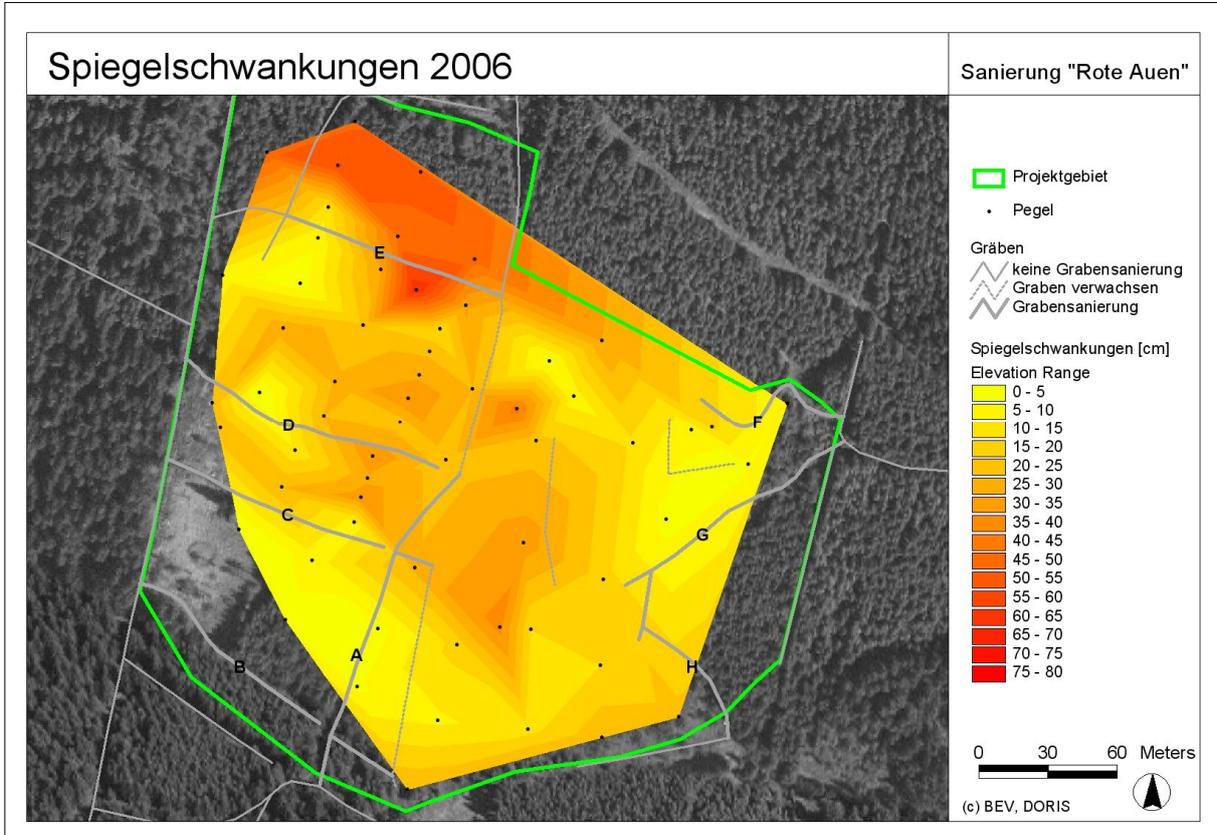


Abb. 65: Maximale Wasserspiegelschwankungen im Jahr 2006

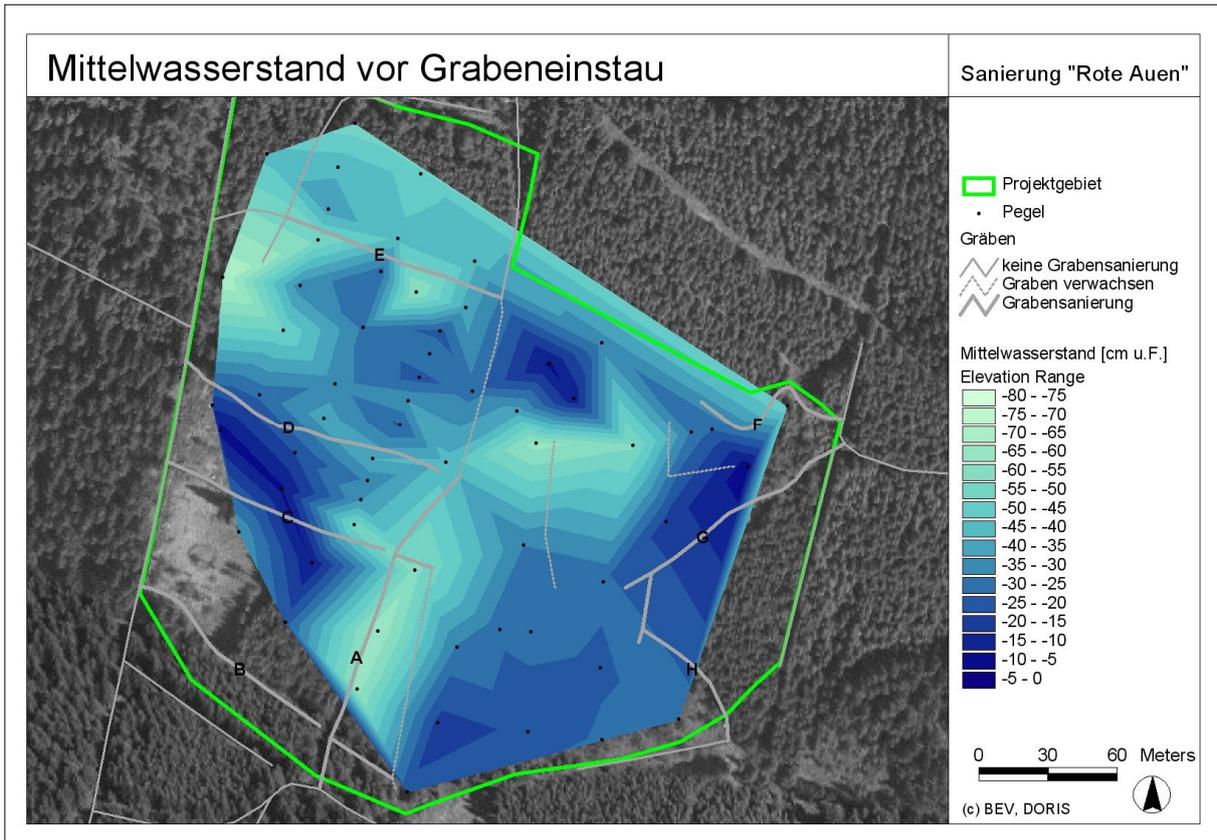


Abb. 66: Mittelwasserstände vor der hydrologischen Sanierung

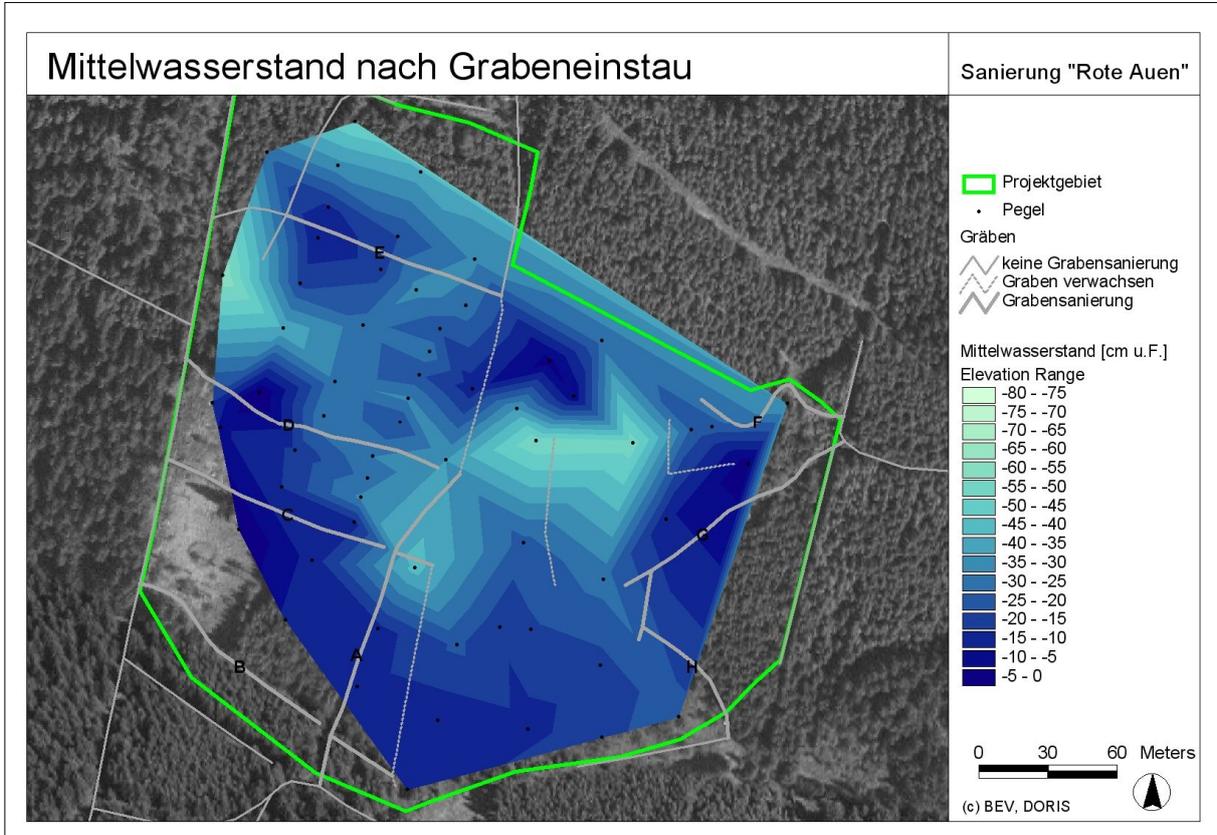


Abb. 67: Mittelwasserstände nach der hydrologischen Sanierung

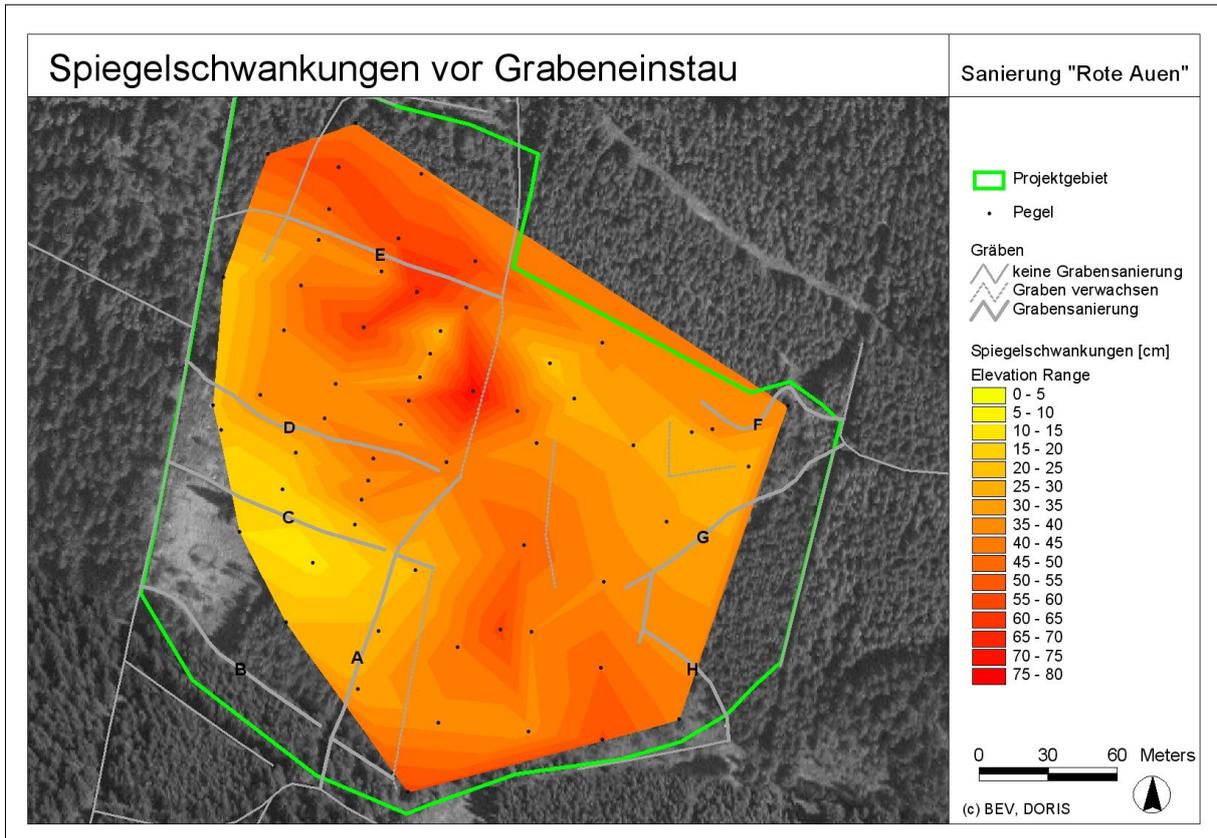


Abb. 68: Maximale Wasserspiegelschwankungen vor der hydrologischen Sanierung

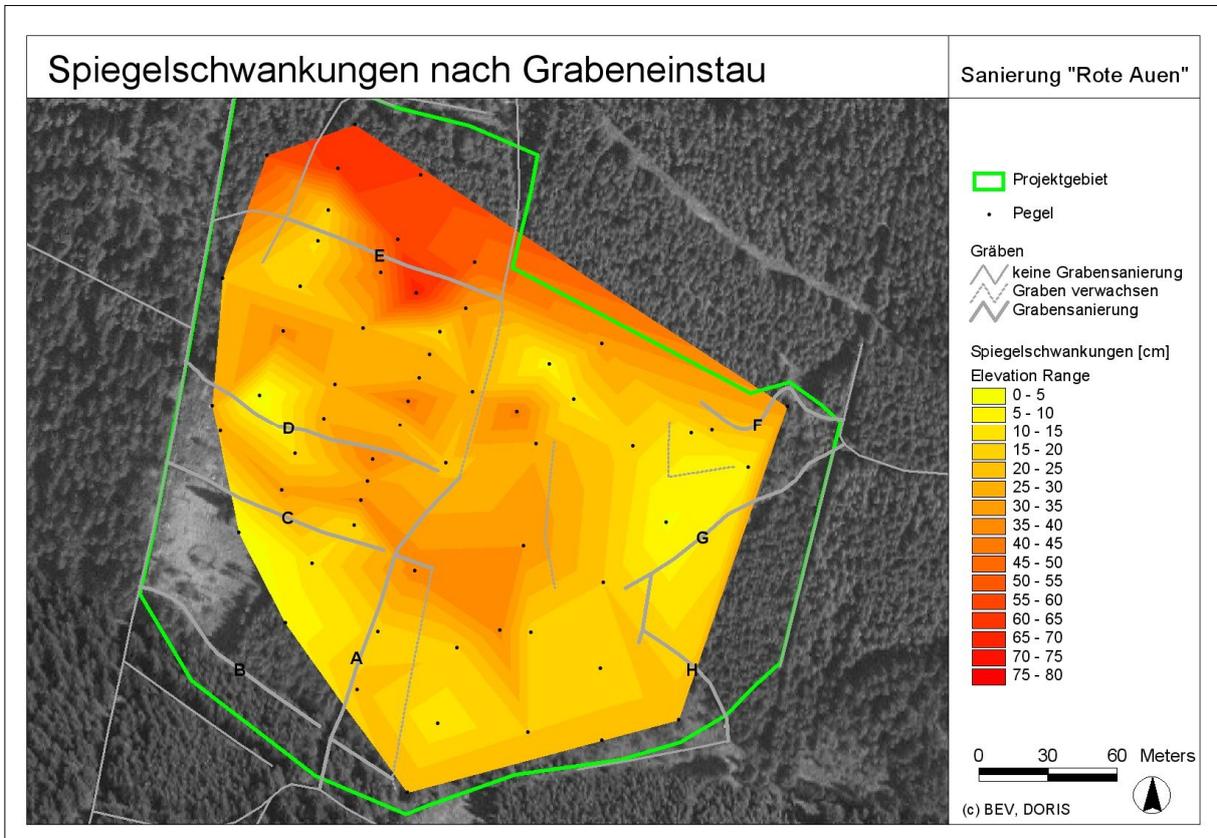


Abb. 69: Maximale Wasserspiegelschwankungen nach der hydrologischen Sanierung

Mittelwasserstände und Spiegelschwankungen 2003

2003 war ein überdurchschnittlich heißes und trockenes Jahr. Die Regenmengen lagen deutlich unter, die Temperaturen deutlich über dem langjährigen Mittel. Im Moor selbst waren noch keine Sanierungsmaßnahmen gesetzt worden.

Die Folgen eines verminderten Wassereintrags und einer erhöhten Verdunstung äußerten sich mit Ausnahme der quellenahen Bereiche und Torfstiche in generell sehr tiefen Wasserständen und großen Schwankungsamplituden (s. Abb. 58 & 59). Deutlich ist die entwässernde Wirkung der Gräben erkennbar. Aber auch die durch den Torfabbau nach unten verlagerte „Grundwasserbasis“ wirkte sich deutlich negativ auf den Wasserhaushalt der angrenzenden Flächen aus.

Insgesamt zeichnete dieses Jahr ein sehr bedenkliches Szenario vom Zustand des Moores, welches die Rechtfertigung und Dringlichkeit von Sanierungsmaßnahmen unterstreicht

Mittelwasserstände und Spiegelschwankungen 2004

Etwas erhöhte Niederschlagseinträge bei durchschnittlichen Temperaturwerten kennzeichneten das Jahr 2004. Mit der Sanierung wurde im selben Jahr begonnen, im Juli wurden die Gräben B, C, D und E eingestaut, im September das Grabensystem A.

Wie die Abbildungen 60 und 61 demonstrieren, lagen die Wasserstände im Mittel gegenüber dem Jahr 2003 deutlich höher und auch die Schwankungsmaxima erreichten nicht die Rekordwerte des Vorjahrs. Dies liegt einerseits in den grundsätzlich besseren Ausgangsbedingungen (mehr Niederschläge, geringere Verdunstungsverluste) begründet, andererseits in der Wirkung des Wasserrückhalts durch den Einstau der Gräben.

Die verzögerte Wirksamkeit der Staumaßnahmen lässt sich anschaulich anhand der Gräben A und E demonstrieren, in deren Umfeld vorerst noch keine mit den Maßnahmen in Verbindung stehende Verbesserung der Situation wahrnehmbar ist.

Mittelwasserstände und Spiegelschwankungen 2005

2005 war ein regenreiches Jahr mit durchschnittlichem Temperaturverlauf. Die Westhälfte des Moores ist im Vorjahr hydrologisch saniert worden, im Osten wurde im Sommer 2005 der Graben F zur Gänze und das Grabensystem G zum Teil mit Sperren versehen.

Deutlich sind in der Westhälfte des Moores die positiven Auswirkungen der Sanierungsmaßnahmen wahrnehmbar, die vor allem im Nahbereich der Gräben besonders in Augenschein treten (Abb. 62 & 63).

Aber auch im Osten und Süden zeichnen sich erste positive Entwicklungen ab, indem die mittleren Wasserspiegellagen deutlich erhöht und die Spiegelschwankungen merklich verringert werden konnten. Einzig für jene Bereiche, die aufgrund ihrer Höhenlage deutlich über dem Niveau der übrigen Mooroberfläche liegen, konnten noch keine befriedigenden Verbesserungen erreicht werden.

Mittelwasserstände und Spiegelschwankungen 2006

Die Niederschläge im Jahr 2006 lagen etwas über dem langjährigen Mittel, wobei festgehalten werden muss, dass diese Niederschläge bevorzugt in der ersten Jahreshälfte gefallen waren. Ab Mitte August führte das Ausbleiben von Niederschlagseinträgen bei gleichzeitig deutlich erhöhten Temperaturen zu Verhältnissen, die in Bezug auf die den Wasserhaushalt beeinflussenden Faktoren durchaus mit dem Sommer 2003 zu vergleichen waren. Umso erstaunlicher sind die Ergebnisse, die aus den Kartendarstellungen ableitbar sind (s. Abb. 64 & 65).

Der Abschluss der Sanierungsmaßnahmen durch Einstau der Gräben G und H bewirkte gemeinsam mit den vorangegangenen Maßnahmen, dass mit wenigen Ausnahmen der Wasserhaushalt dennoch stabil gehalten und echte Defizite vermieden werden konnten.

Deutlich negativ, mit tiefen und stark schwankenden Wasserständen, hebt sich der Dambruch bei Graben E im Messbereich des Pegels A3 aus dem hydrologisch gut stabilisierten Umfeld hervor.

Vergleich vor/nach Maßnahmenumsetzung

Erst durch den direkten Vergleich der Mittelwasserstände und Schwankungmaxima vor und nach der Realisierung der Maßnahmen lässt sich deren Wirkung eindeutig darstellen.

Der Vergleich der Abbildungen 66 und 67 zeigt eindrucksvoll die beabsichtigte Anhebung des Moorwasserspiegels. Es gibt keinen Bereich, der nicht von den Folgen der Grabensanierungen mehr oder weniger positiv beeinflusst wurde. Gleiches gilt mit wenigen Ausnahmen auch für die Höhe der Wasserspiegelschwankungen, die in den meisten Fällen doch deutlich abgenommen hat (s. Abb. 68 und 69).

Die überaus rasche positive Entwicklung bzw. der eingeleitete Trend geben berechtigte Hoffnung, dass sich der Wasserhaushalt mittel- bis langfristig stabilisieren wird und damit den Fortbestand des Ökosystems gewährleisten kann.

4.2.3.2 *Wasserganglinien, Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen der Dauerpegel*

Von Mai 2003 bis November 2006 wurden im Zuge des hydrologischen Monitorings insgesamt 97 Einzelmessungen mit Hilfe des Peillots durchgeführt. Aufbauend auf den gewonnenen Daten wurden Gang- und Dauerlinien erstellt. Weiters wurden die Minimal-, Mittel- und Maximalwerte festgestellt sowie die maximale Amplitudenhöhe der Wasserspiegelschwankungen berechnet.

Anschließend wird jeder Pegelstandort im Einzelfall betrachtet und die Entwicklungen bzw. Änderungen im Wasserhaushalt dokumentiert. Zu Vergleichszwecken wird die Situation vor und nach den Sanierungsmaßnahmen getrennt voneinander dargestellt.

Der jeweilige Sanierungszeitpunkt (= Maßnahme) ist in den Grafiken dargestellt und folgt der Gruppeneinteilung der Pegel in Abbildung 57.

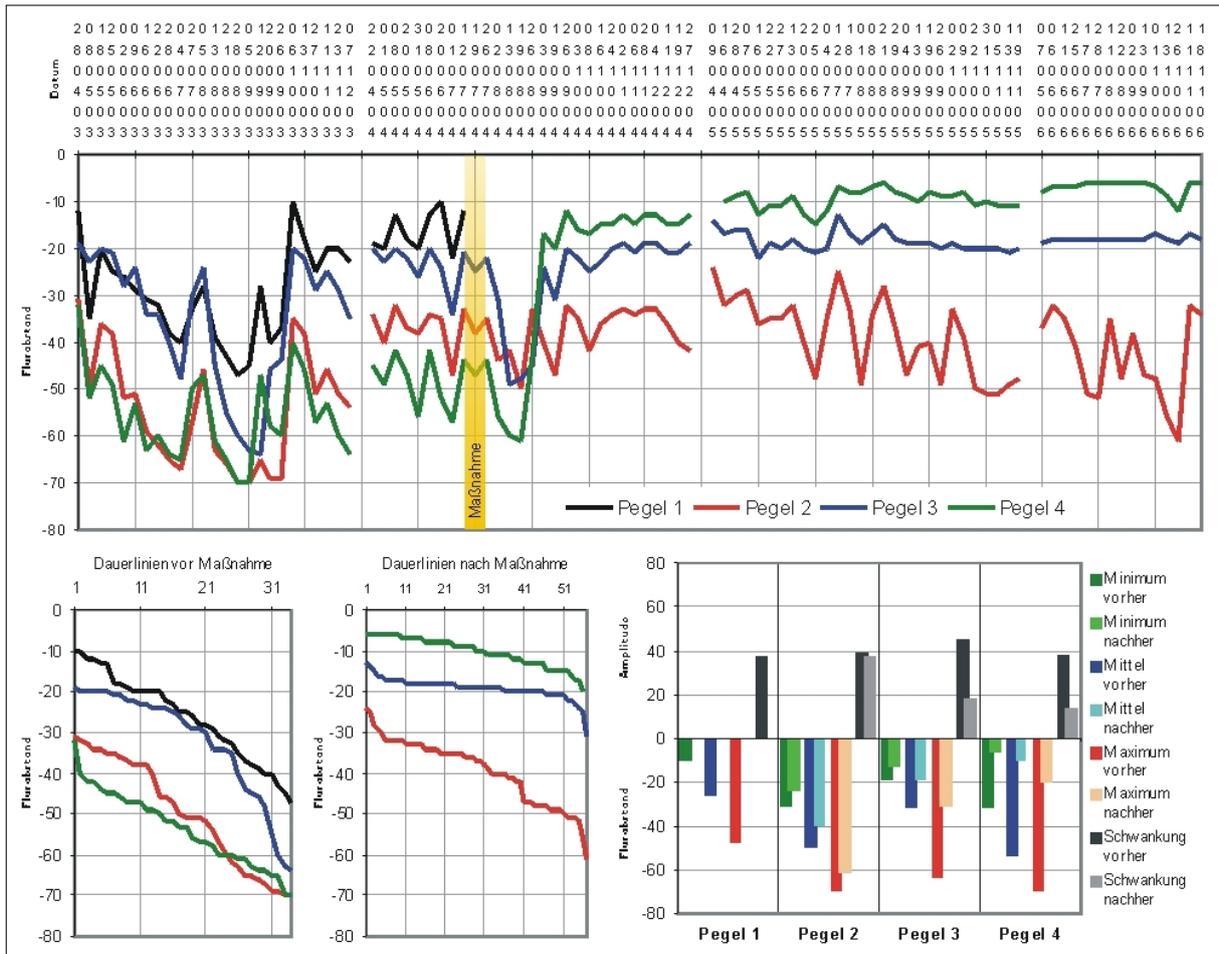


Abb. 70: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 1, 2, 3 und 4 (Angaben in [cm])

Pegel 1, 2, 3 und 4 (s. Abb. 70)

Pegel 1 ist hier nur aus Vollständigkeitsgründen dargestellt, da der Standort im Zuge von Waldarbeiten durch den Grundstücksvorbesitzer noch vor der Sanierung zerstört wurde. Die Dauerlinie von Pegel 2 zeigt vor der Maßnahmenumsetzung einen geradlinig abfallenden Verlauf mit Spiegelschwankungen von bis zu 39 cm bei einem Mittelwasserstand von 50 cm unter Flur (u.F.). Nach der Sanierung verflacht sich die Dauerlinie. Der Wasserspiegel schwankt mit bis zu 37 cm zwar immer noch deutlich, befindet sich jedoch vergleichsweise häufig auf Mittelwasserniveau von 39 cm u.F. Der Pegelwasserstand korreliert mit den Niederschlagsereignissen, leicht positive Effekte durch die Sanierung sind erkennbar. Bei Schwankungen von maximal 45 cm und einem konvex abfallenden Verlauf mit einem Mittelwasserstand von 32 cm u.F. zeigt die Dauerlinie von Pegel 3 eine deutlich differenzierte Ausformung im Vergleich zur Kurve nach der Sanierung. Diese verflacht deutlich, der Mittelwasserspiegel ist langfristig stabil bei 19 cm u.F., die Maximalschwankung beträgt 18 cm. Eine unmittelbare Abhängigkeit der Spiegelschwankungen vom Niederschlagsgeschehen ist nach dem Grabeneinstau nicht mehr gegeben, der Wasserhaushalt hat sich stabilisiert. Die steile Dauerlinie von Pegel 4 mit einem Mittelwasserstand von 54 cm u.F. und häufigen und starken Schwankungen bis zu 38 cm verflacht sich nach der Sanierung. Gleichzeitig verringert sich die maximale Schwankungshöhe auf 14 cm und der mittlere Wasserspiegel liegt nur noch 10 cm u.F. Auch hier hat sich der Wasserhaushalt des Standorts weitgehend vom kurzfristigen Niederschlagsregime abgekoppelt und stabilisiert.

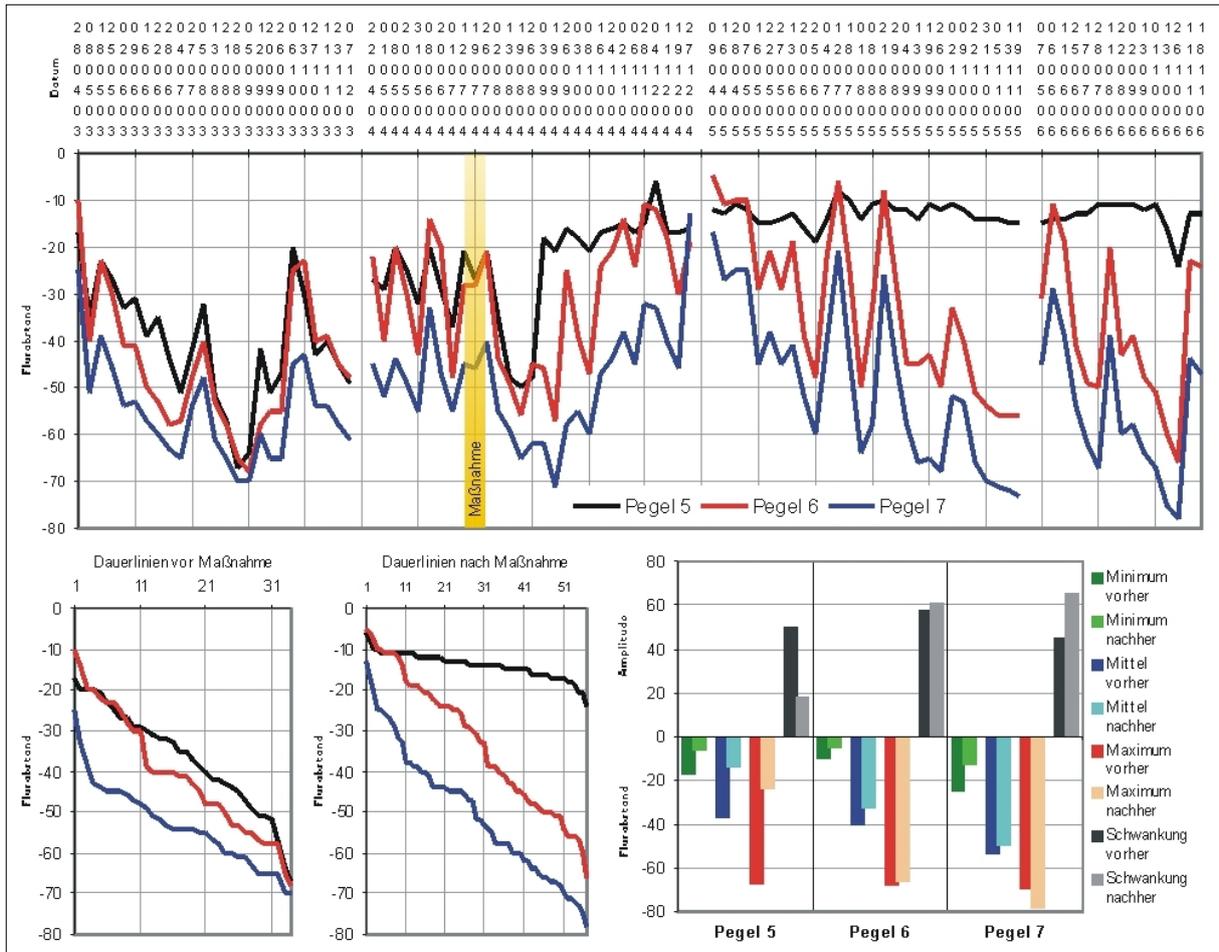


Abb. 71: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 5, 6 und 7 (Angaben in [cm])

Pegel 5, 6 und 7 (s. Abb. 71)

Pegel 5 wird vor der Sanierung durch eine sehr steile Dauerlinie, einen relativ tiefen Mittelwasserspiegel von 37 cm unter Flur (u.F.) und häufigen und starken Schwankungen mit Amplituden von bis zu 50 cm charakterisiert. Der Grabeneinstau bewirkte eine extreme Verflachung der Kurve, die geringfügigen Schwankungen betragen nur mehr maximal 18 cm und pendeln um einen Mittelwasserstand von 14 cm u.F. Der Wasserhaushalt hat sich durch die Maßnahme stabilisiert und von kurzfristigen Wetterereignissen weitgehend abgekoppelt. Die Dauerlinie von Pegel 6 zeigt keine maßgebliche Veränderung durch die Sanierungsmaßnahmen. Der Mittelwasserspiegel ist zwar von 41 cm auf 33 cm u.F. angestiegen, das Schwankungsmaximum hat sich jedoch von 58 cm auf 61 cm erhöht. Der Pegel reagiert rasch und unmittelbar auf Niederschlagseinträge, der Wasserhaushalt ist instabil.

Noch schlechter ist die Situation bei Pegel 7. Hier ist die Dauerlinie nach der Sanierung noch steiler geworden, das Maximum der häufig auftretenden Schwankungen ist von 45 cm auf 65 cm gestiegen, der Mittelwasserspiegel bei rund 0,5 m u.F. annähernd unverändert. Ein Zusammenhang von Niederschlag und Spiegelschwankungen ist eindeutig, der Wasserhaushalt sehr unausgeglichen.

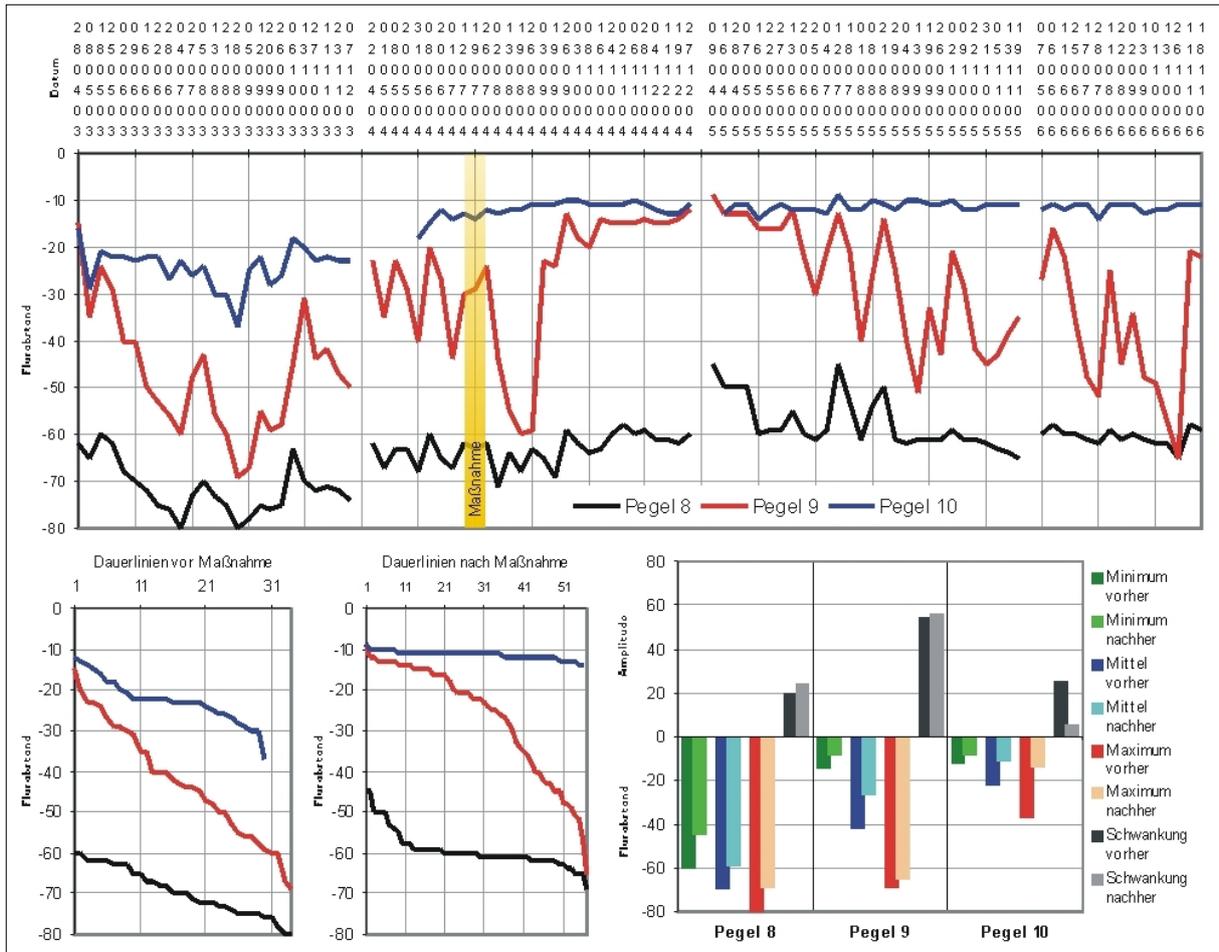


Abb. 72: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 8, 9 und 10 (Angaben in [cm])

Pegel 8, 9 und 10 (s. Abb. 72)

Die Dauerlinie von Pegel 8 weist vor der Sanierung eine lineare, leicht geneigte Form auf. Der Mittelwasserspiegel liegt mit 70 cm unter Flur (u.F.) außerordentlich tief, die Schwankungen sind jedoch mit maximal 20 cm relativ gering. Im Anschluss an den Grabeneinstau hat sich die Situation leicht gebessert. Der Wasserspiegel ist im Mittel auf 59 cm u.F. gestiegen und relativ konstant, die Maximalschwankung ist jedoch ebenfalls leicht auf 24 cm angestiegen. Eine gewisse direkte Abhängigkeit vom Niederschlagsgeschehen ist ableitbar, eine Wassersättigung der oberen Torfschichten jedoch (noch) nicht gegeben.

Bei Pegel 9 hat sich die schlechte Ausgangslage nach der Sanierung leicht entspannt. Die Dauerlinie bleibt zwar weiter steil abfallend ausgeformt und weist somit auf einen stark pendelnden Wasserspiegel hin, der Mittelwasserstand ist jedoch von 43 cm auf 27 cm u.F. angestiegen. Wie die Ganglinie zeigt ist der Wasserhaushalt bis zum Erreichen einer kritischen Untergrenze durchaus stabil. Wird diese jedoch unterschritten, ändert sich die Situation erheblich.

Pegel 10 zeigte bereits vor der Sanierung einen relativ ausgeglichenen Wasserhaushalt an. Der Mittelwasserstand lag 23 cm u.F., das Schwankungsmaximum betrug 25 cm. Nach der Maßnahme hat sich die Dauerlinie fast horizontal positioniert. Der Wasserspiegel liegt im Mittel nur mehr 11 cm u.F., die Schwankungen betragen maximal 5 cm. Der Wasserhaushalt hat sich vom direkten Einfluss des Niederschlagsregimes weitestgehend abgekoppelt.

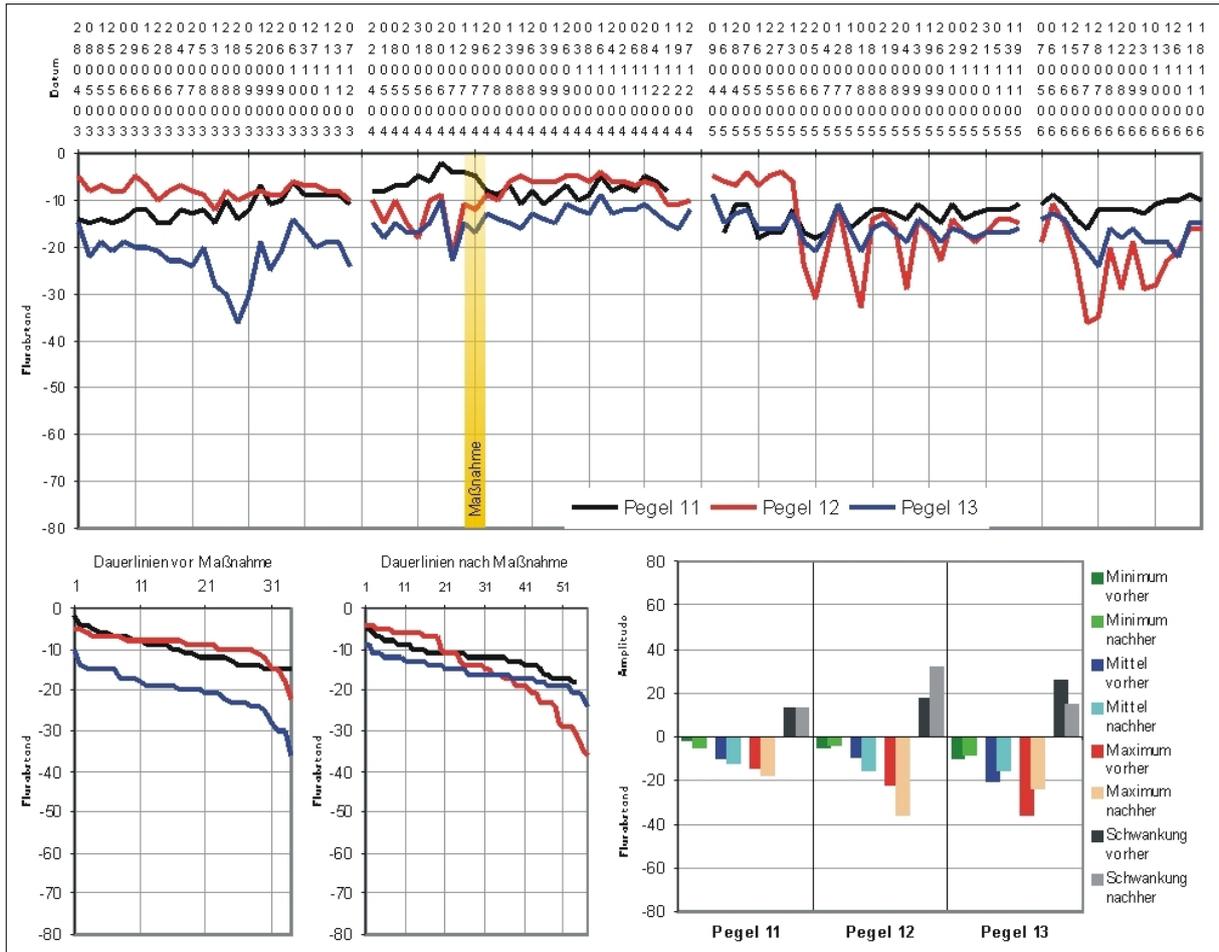


Abb. 73: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 11, 12 und 13 (Angaben in [cm])

Pegel 11, 12 und 13 (s. Abb. 73)

Pegel 11 charakterisieren generell hohe Moorwasserstände von 10 cm bis 12 cm unter Flur (u.F.) und Maximalschwankungen von lediglich 13 cm. Der Verlauf der Dauerlinie ist dementsprechend flach. Eine geringfügige Abhängigkeit der Pegelschwankungen vom Wassereintrag aus Niederschlägen ist erkennbar, der Wasserhaushalt als solcher aufgrund eines nahen Quellaustritts jedoch als sehr stabil zu bezeichnen.

Die Situation im Umfeld von Pegel 12 hat sich durch den Grabeneinstau etwas verschlechtert, die Dauerlinie ist steiler und die Schwankungen sind häufiger geworden. Der Mittelwasserstand hat sich von 9 cm auf 15 cm u.F. gesenkt, die Höhe der Maximalschwankung ist von 17 cm auf 32 cm angestiegen. Verantwortlich dafür ist die Aufhebung der Wirkung früherer Sanierungsversuche, die zu einer Umleitung des oberflächlichen Wasserabflusses geführt haben. Durch die aktuelle Maßnahme wurde der „ursprüngliche“ Zustand wieder hergestellt, nachhaltig negative Auswirkungen auf die Bereiche rund um Pegel 12 sind nicht zu erwarten.

Auch die Flächen im Umfeld von Pegel 13 sind von der zuvor erwähnten Rückführung in den hydrologischen Ausgangszustand betroffen. Durch die Wirkung eines weiteren Grabeneinstaus wurde hier jedoch die Situation verbessert, indem die Spiegelschwankungen von 26 cm auf 15 cm reduziert und der Mittelwasserstand von 20 cm auf 16 cm u.F. angehoben werden konnte. Die verflachte Dauerlinie spiegelt eine gewisse Abkopplung vom niederschlagsbedingten Wassereintrag wider.

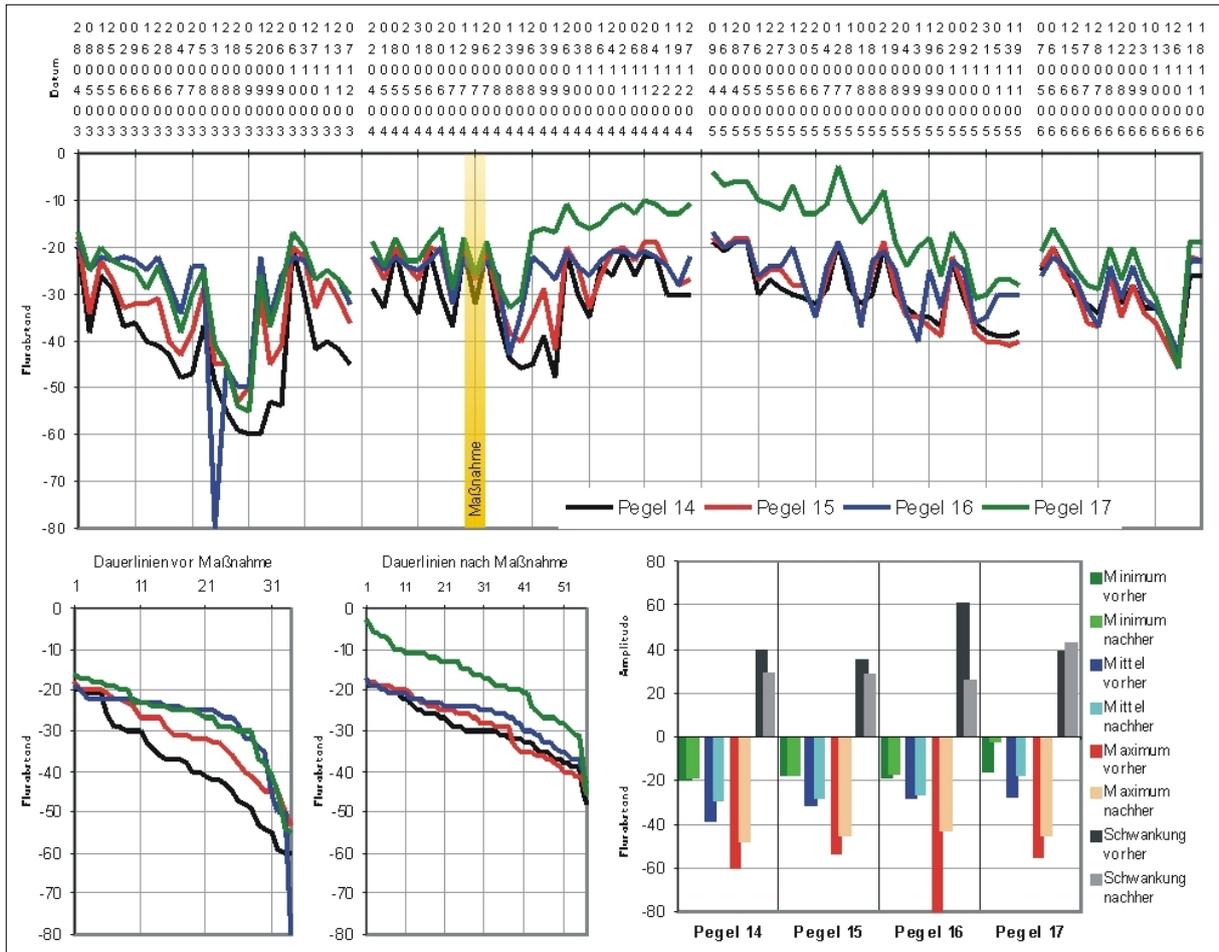


Abb. 74: Gang- und Dauerlinien sowie hydrolog. Kenngrößen der Pegel 14, 15, 16 und 17 (Angaben in [cm])

Pegel 14, 15, 16 und 17 (s. Abb. 74)

Eine Minderung des unruhigen Verlaufs der Wasserganglinie von Pegel 14 konnte auch durch die Sanierungsmaßnahmen (bisher) nicht erreicht werden. Die Abflachung und Anhebung der Dauerlinie bestätigt aber neben dem Anstieg des Mittelwasserspiegels von 38 cm auf 30 cm unter Flur (u.F.) und der Reduktion der Maximalamplitude von 40 cm auf 29 cm den positiven Einfluss des Grabeneinstaus. Ein Trend zu stabileren Verhältnissen wurde damit eingeleitet.

Ähnliches gilt auch für Pegel 15. Der Mittelwasserstand ist leicht von 32 cm auf 29 cm u.F. angestiegen, das Schwankungsmaximum reduzierte sich von 35 cm auf 28 cm. Ein stark wechselndes Pendelverhalten in Abhängigkeit vom Niederschlagseintrag ist weiterhin gegeben.

Pegel 16 folgt den gleichen Grundsätzen. Die Dauerlinie verflacht nach der Maßnahme, der Mittelwasserspiegel bleibt mit 29 cm zu 27 cm u.F. nahezu unverändert. Die Amplitude wurde zwar verringert, ein häufiges Pendeln blieb jedoch erhalten. Die Messung vom 13.08.2003 (kein Wasser im Pegelrohr!) verursacht jedoch eine gewisse Ergebnisverzerrung. Gang- und Dauerlinien von Pegel 17 demonstrieren die Wirkung des Grabeneinstaus und die Folgen einer Sperrenunterspülung, die völlig unerwartet etwa ein Jahr später eingetreten ist. Der Grundbruch hat dazu geführt, dass einerseits der Wasserspiegel wieder deutlich gesunken ist und andererseits die Schwankungen heftiger geworden sind. Die Werte der hydrologischen Kenngrößen sind in diesem Fall für eine Beurteilung unbrauchbar.

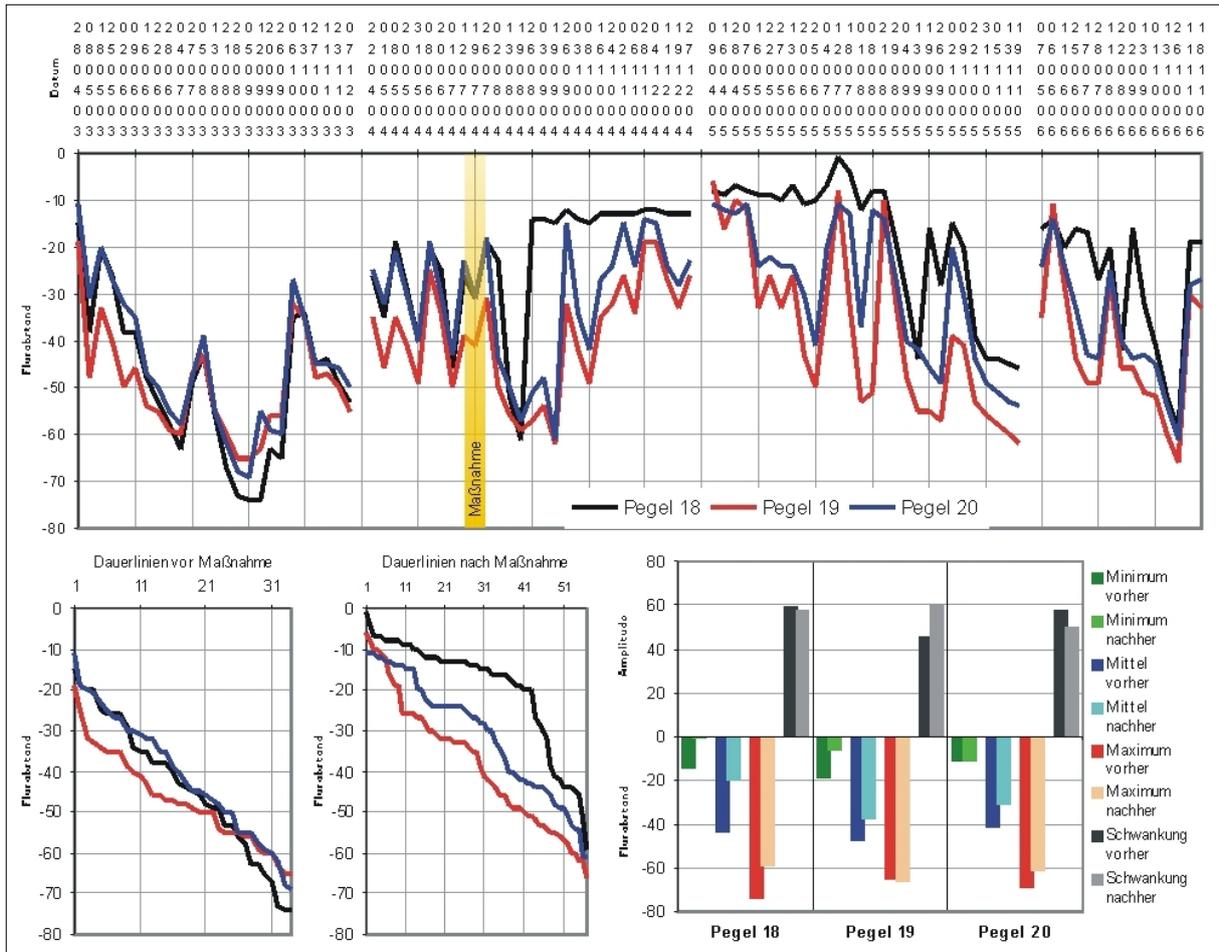


Abb. 75: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 18, 19 und 20 (Angaben in [cm])

Pegel 18, 19 und 20 (s. Abb. 75)

Noch deutlicher als Pegel 17 (s. Abb. 74) demonstriert Pegel 18 die positiven Folgen des Grabeneinstaus und die negativen Auswirkungen eines Dammgrundbruchs. Nach der Maßnahme ist der Wasserspiegel extrem angestiegen, die Schwankungen waren vernachlässigbar gering. Dies lässt sich sowohl anhand der Ganglinie als auch der Dauerlinie (nach der Maßnahme), die erst infolge der Dammunterspülung eingebrochen ist, eindrücklich belegen.

Pegel 19 zeigt nur geringfügige Veränderungen im Wasserhaushalt durch die Sanierungsmaßnahme. Der Mittelwasserspiegel ist von 47 cm auf 38 cm unter Flur (u.F.) leicht angestiegen. Die Maximalschwankung hat sich jedoch von ursprünglich 46 cm auf später 60 cm erhöht. Die Verläufe der Gang- und Dauerlinien charakterisieren einen instabilen, von Niederschlagseinträgen direkt abhängigen Wasserhaushalt.

Die Kurvenverläufe und hydrologischen Kenngrößen von Pegel 20 entsprechen weitestgehend jenen von Pegel 19. Der mittlere Wasserspiegel ist von 41 cm auf 31 cm u.F. angestiegen, die Maximalschwankung hat sich zudem von 58 cm auf 50 cm reduziert. Nichtsdestotrotz ist der Wasserhaushalt unausgeglich und wenig stabil.

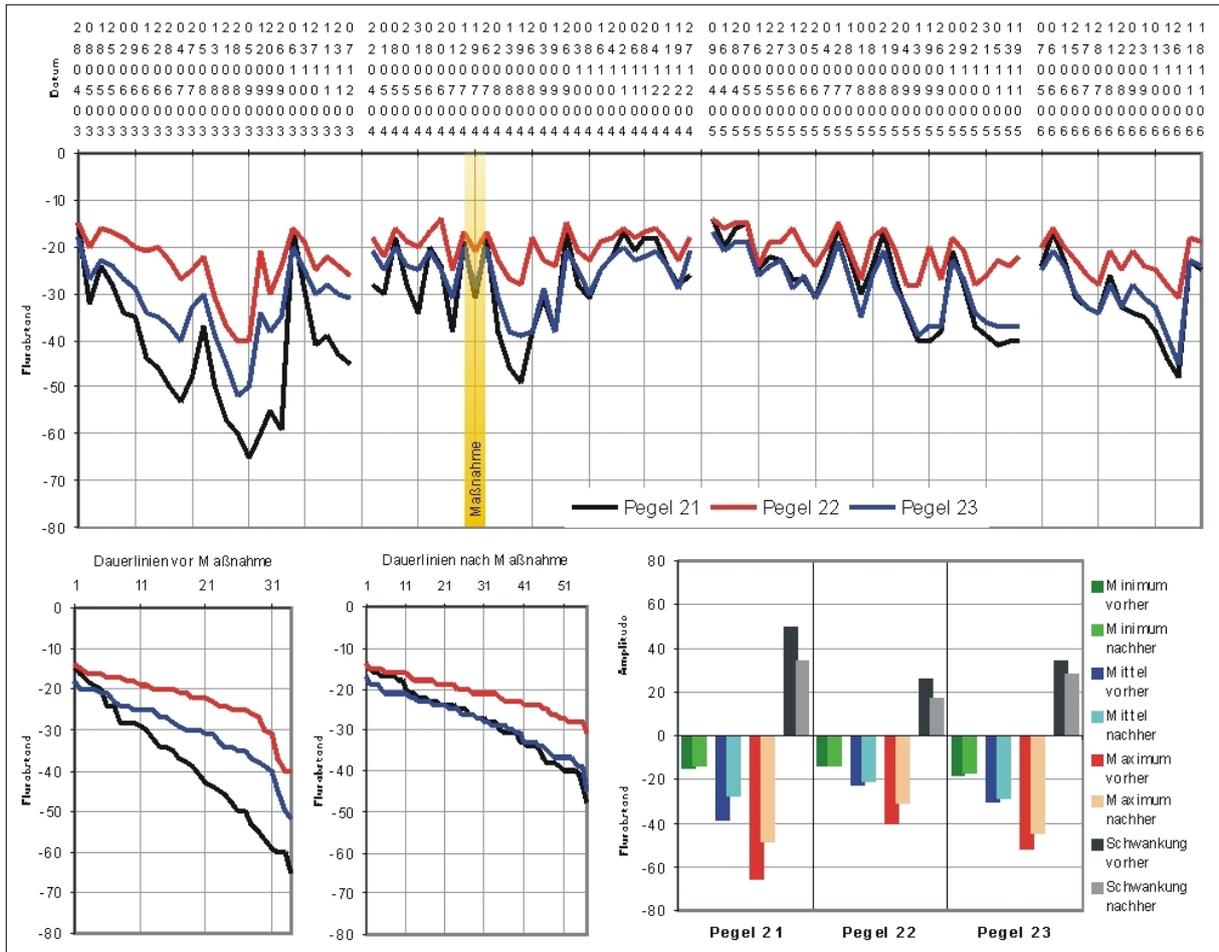


Abb. 76: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 21, 22 und 23 (Angaben in [cm])

Pegel 21, 22 und 23 (s. Abb. 76)

Anhand der Abflachung der Dauerlinie und dem Anstieg des Mittelwasserspiegels von 38 cm auf 28 cm unter Flur (u.F.) bei einer gleichzeitigen Reduktion der Maximalschwankung von 50 cm auf 34 cm lässt sich die Wirkung der Sanierungsmaßnahme im Umfeld von Pegel 21 darstellen. Schwankungen sind jedoch weiterhin häufig, der Ganglinienverlauf ist unruhig. Wenngleich der Zustand noch als wenig stabil zu bezeichnen ist, ist dennoch ein positiver Trend – vor allem bei Berücksichtigung der Auswirkungen der unweit entfernt befindlichen unterspülten Sperre – festzustellen. Vor allem sind die Tiefstwasserstände deutlich von 65 cm auf 48 cm u.F. reduziert worden.

Auf den grundsätzlich bereits relativ ausgewogenen Wasserhaushalt bei Pegel 22 hatten die Maßnahmen keine maßgeblich verbessernden Auswirkungen. Der Mittelwasserstand ist geringfügig von 23 cm auf 21 cm u.F. angestiegen, die Maximalschwankung verringerte sich von 26 cm auf 17 cm. Der Wasserspiegel pendelt stetig – jedoch geringfügig – in Abhängigkeit vom Niederschlag.

Die Situation im Umfeld von Pegel 23 zeigt über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg keine nennenswerten Veränderungen. Der Mittelwasserstand hat sich von 30 cm auf 28 cm u.F. kaum verändert, das Schwankungsmaximum ist von 34 cm auf 28 cm leicht zurückgegangen. Der Wasserspiegel pendelt sichtbar in Abhängigkeit vom Niederschlagseintrag.

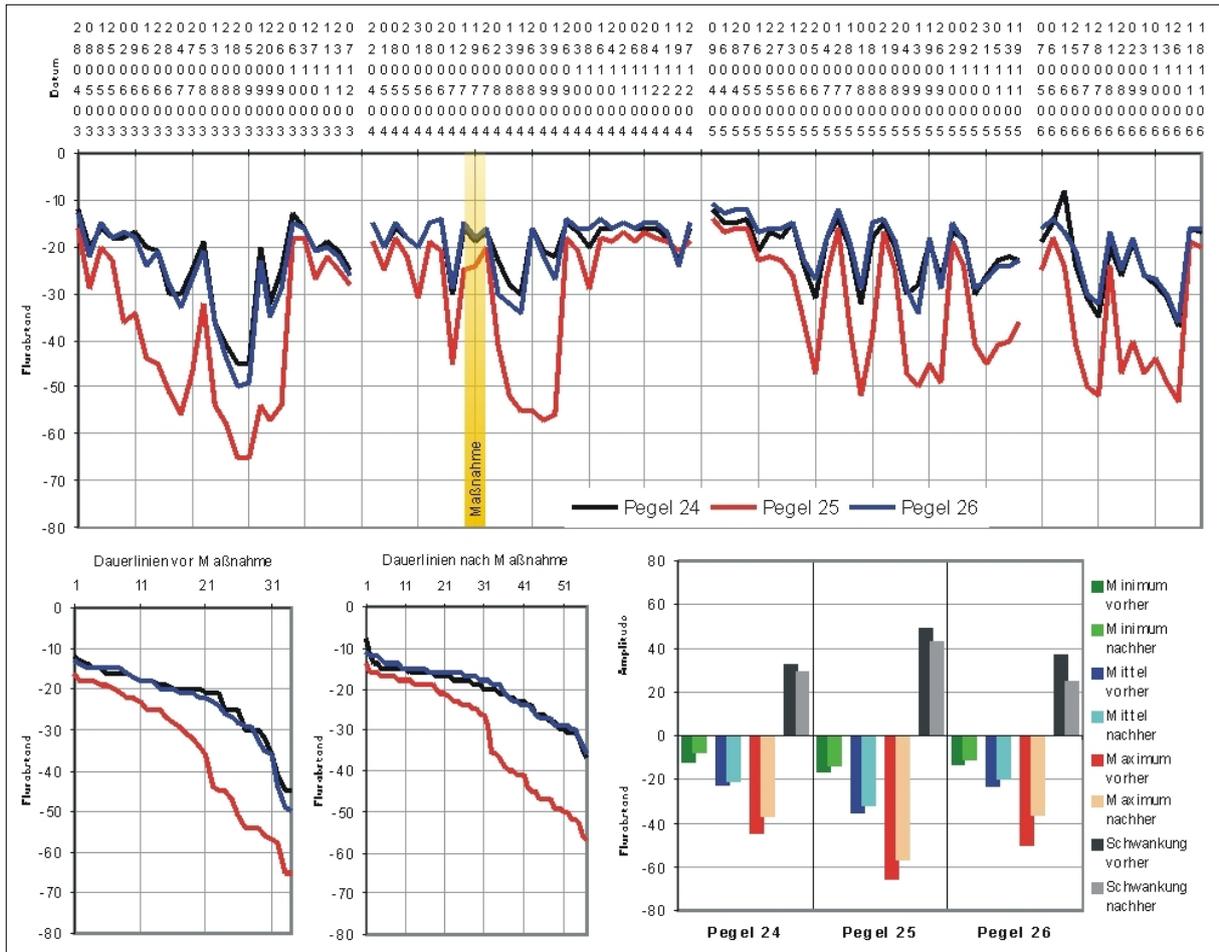


Abb. 77: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 24, 25 und 26 (Angaben in [cm])

Pegel 24, 25 und 26 (s. Abb. 77)

Die hydrologischen Verhältnisse im Bereich des Pegels 24 sind über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg relativ unverändert geblieben. Nach Maßnahmenumsetzung ist die Dauerlinie leicht abgeflacht, der mittlere Wasserstand von 23 cm auf 21 cm unter Flur (u.F.) angestiegen. Gleichzeitig ist das Schwankungsmaximum von 33 cm auf 29 cm leicht zurückgegangen. Der Wasserstand korreliert gedämpft mit dem Niederschlagsgeschehen.

Die annähernd lineare Dauerlinie von Pegel 25 hat nach der Maßnahmenumsetzung eine angedeutet sigmoide Form angenommen. Dauerhafte Systemzustände mit Mittelwasserstand, der von 35 cm auf 31 cm u.F. leicht angestiegen ist, sind selten. Tiefe und vergleichsweise hohe Wasserspiegelniveaus sind bei Maximalschwankungen von 49 cm vor und 43 cm nach der Maßnahme häufig. Ein unruhiger Ganglinienverlauf bestätigt die direkte Abhängigkeit vom Niederschlagseintrag.

Die Dauerlinie von Pegel 26 hat sich nach der Maßnahme abgeflacht. Die weiterhin häufigen Schwankungen haben sich von bislang 37 cm auf nunmehr immerhin 25 cm reduziert, der Mittelwasserspiegel ist von 24 cm auf 20 cm u.F. angestiegen. Auch hier ist ein direkter Zusammenhang mit dem Niederschlagsgeschehen unverkennbar, die Tiefstwasserstände fallen jedoch deutlich weniger weit unter das Niveau der Mooroberfläche.

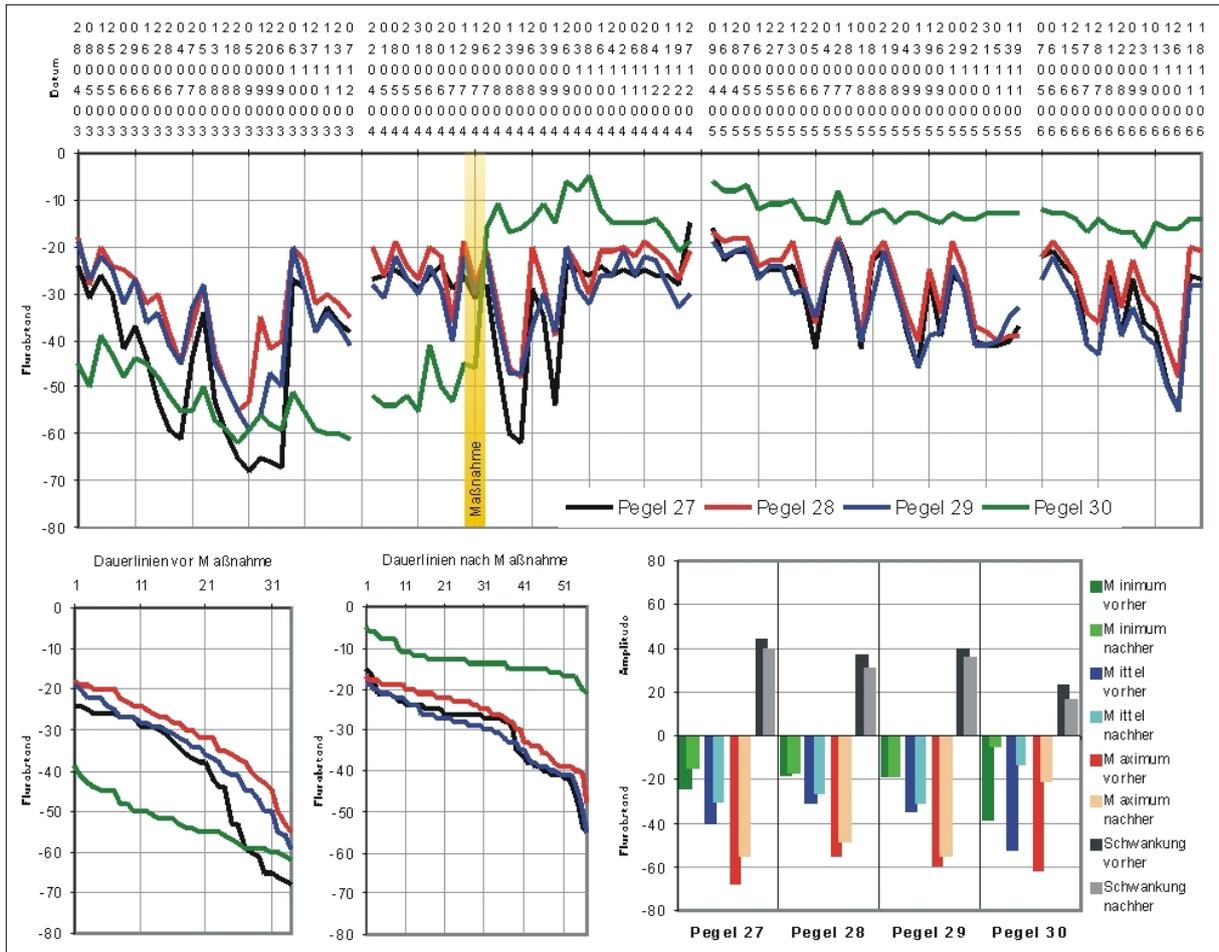


Abb. 78: Gang- und Dauerlinien sowie hydrolog. Kenngrößen der Pegel 27, 28, 29 und 30 (Angaben in [cm])

Pegel 27, 28, 29 und 30 (s. Abb. 78)

Die Pegel 27, 28 und 29 zeigen sehr ähnliche Verhältnisse an. Die Einstaumaßnahme hat zu einer Anhebung und Abflachung der jeweiligen Dauerlinien geführt, der unruhige Verlauf der Ganglinien blieb jedoch bislang unverändert. Ein direkter Zusammenhang mit den Niederschlagseinträgen ist gegeben.

Der Mittelwasserstand von Pegel 27 ist von 40 cm auf 30 cm unter Flur (u.F.) angestiegen, jener von Pegel 28 von 31 cm auf 27 cm u.F. bzw. von Pegel 29 von 35 cm auf 31 cm u.F.. Das jeweilige Schwankungsmaximum ist leicht zurückgegangen, und zwar bei Pegel 27 von 44 cm auf 40 cm, bei Pegel 28 von 37 cm auf 31 cm und bei Pegel 29 von 40 cm auf 36 cm.

Anders sieht die Situation bei Pegel 30 aus. Hier hat die Sanierungsmaßnahme zu grundlegenden Wasserhaushaltsänderungen geführt. Die Dauerlinie hat sich deutlich nach oben verlagert. Gleichzeitig konnten die ohnehin bereits geringen Spiegelschwankungen weiter reduziert werden. Der Mittelwasserstand lag vor der Maßnahme 53 cm, danach nur mehr 13 cm u.F.. Ähnliches gilt für die Tiefstwasserstände, hier stiegen die Werte von 62 cm auf 21 cm u.F.. Der direkte Einfluss der Niederschläge auf die Lage des Wasserspiegels hat sich deutlich verringert bis nahezu abgekoppelt.

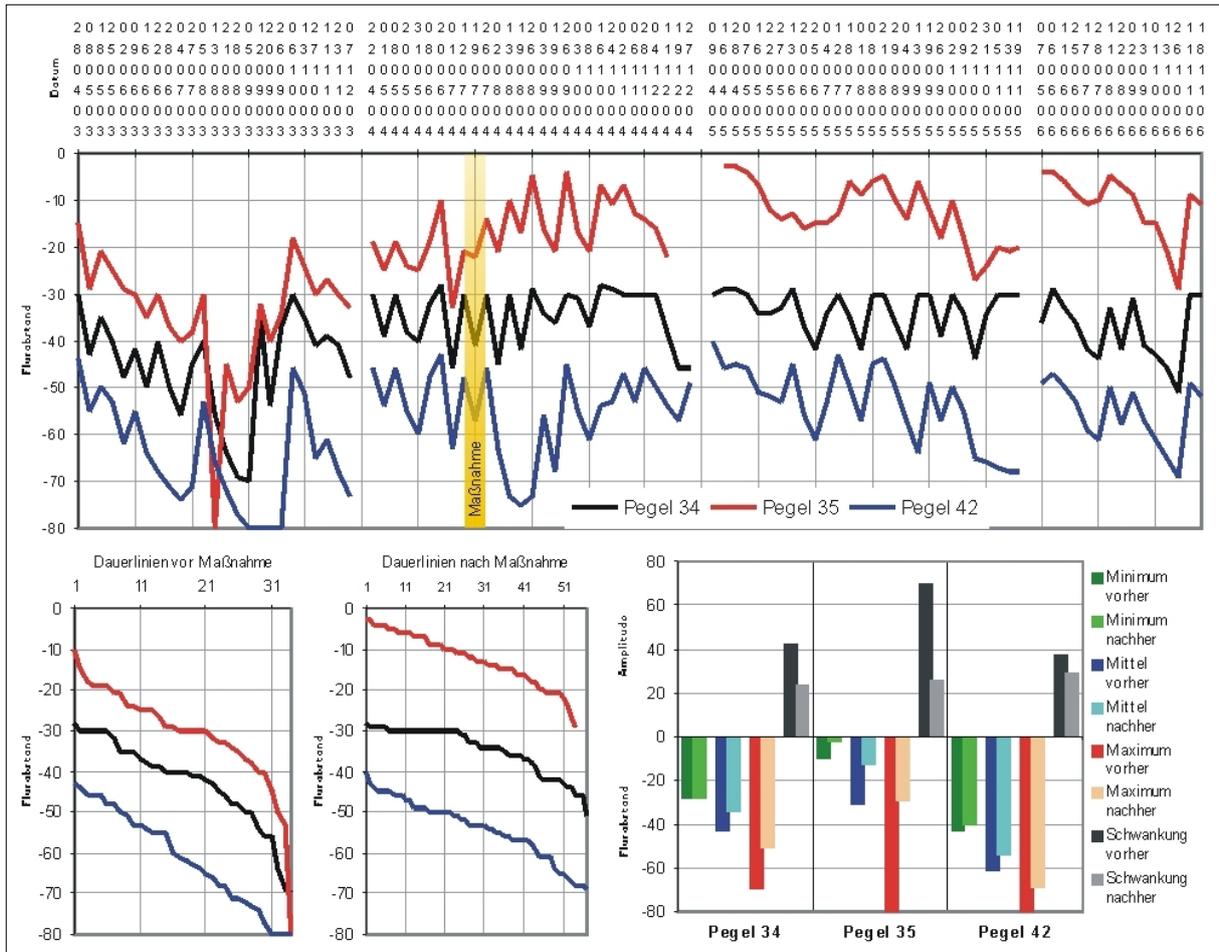


Abb. 79: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 34, 35 und 42 (Angaben in [cm])

Pegel 34, 35 und 42 (s. Abb. 79)

Die Grabensanierung hat sich auf Pegel 34 positiv ausgewirkt, vor allem was die Schwankungshöhe betrifft, die von 42 cm auf 23 cm reduziert werden konnte. Gleichzeitig sind neben den Tiefst- auch die Mittelwasserstände von 43 cm auf 35 cm unter Flur (u.F.) angestiegen. Die Dauerlinie hat sich deutlich abgeflacht und ist nach oben gerückt.

Deutliche Änderungen sind bei Pegel 35 erkennbar. Wenngleich der extreme Tiefstwasserstand am 13.08.2003, der zu einer gewissen Ergebnisverzerrung führt, nicht erklärbar ist, so ist dennoch ein deutlicher Anstieg der Mittelwasserstände von 31 cm auf 13 cm u.F. bei einer erheblichen Minderung der maximalen Schwankungsamplitude gegeben. Unterstrichen wird dies durch den Vergleich der Dauerlinien vor und nach der Maßnahmenumsetzung.

Pegel 42 zeigt sich von der Sanierungsmaßnahme weitestgehend unbeeinflusst. Der Mittelwasserstand ist zwar von 61 cm auf 54 cm u.F. angestiegen, und die Maximalschwankung ist von 37 cm auf 29 cm reduziert worden, der Verlauf der Dauerlinie hat sich jedoch nur geringfügig im Sinne einer Abflachung verändert.

An allen drei Pegelstandorten ist jedoch sowohl vor als auch nach der Maßnahme ein direkter Zusammenhang zwischen Niederschlagseintrag und Wasserspiegelniveau unverkennbar.

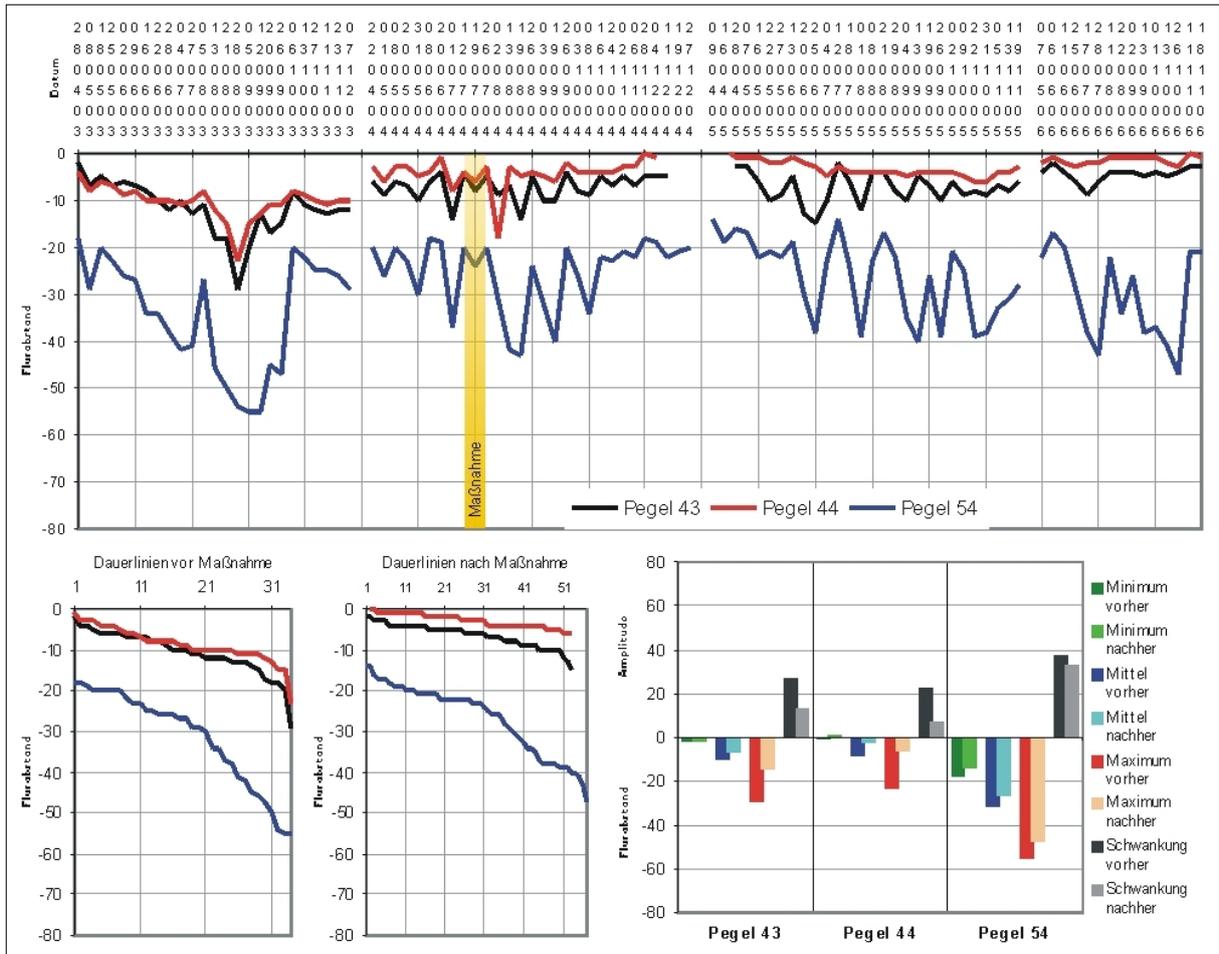


Abb. 80: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 43, 44 und 54 (Angaben in [cm])

Pegel 43, 44 und 54 (s. Abb. 80)

Die Pegel 43 und 44 befinden sich innerhalb eines verlandeten Torfstichs in sehr weichem Substrat. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass auch die Pegelrohre selbst den Schwankungen der Mooroberfläche (Mooroszillation) folgen und die Wasserspiegelschwankungen somit vermindert erscheinen. An beiden Standorten ist jedoch ein Unterschied im Wasserhaushalt vor und nach der Grabensanierung erkennbar. Der Mittelwasserspiegel von Pegel 43 lag vor der Maßnahme 11 cm, danach 6 cm unter Flur (u.F.), bei Pegel 44 vorher 9 cm und danach 3 cm u.F.. Gleichzeitig wurden die Tiefstwasserstände deutlich reduziert. Ebenso das jeweilige Schwankungsmaximum, welches bei Pegel 43 vorher 27 cm und nachher 13 cm, bei Pegel 44 vorher 22 cm und später 7 cm betrug. Deutlich zeigen sich diese Änderungen an den angehobenen Dauerlinien und den Ganglinienverläufen. Niederschlagseinträge spielen eine gewisse Rolle, ihre Wirkung ist jedoch durch die Mooroszillation verwischt.

Pegel 54 liegt am Rand des Torfstichs. Hier ist das Substrat stärker verdichtet, der Wasserspiegel schwankt in Abhängigkeit von den Niederschlagsereignissen. Vergleichsweise steile Dauerlinien und eine unruhige Ganglinie belegen instabile Wasserhaushaltsverhältnisse. Die Sanierung zeigt hier nur geringe Auswirkungen, der Mittelwasserstand ist von 32 cm auf 27 cm u.F. angestiegen, die Maximalschwankung wurde von 37 cm auf 33 cm reduziert. Deutlich ist der Zusammenhang mit dem Wasserangebot aus Niederschlägen erkennbar.

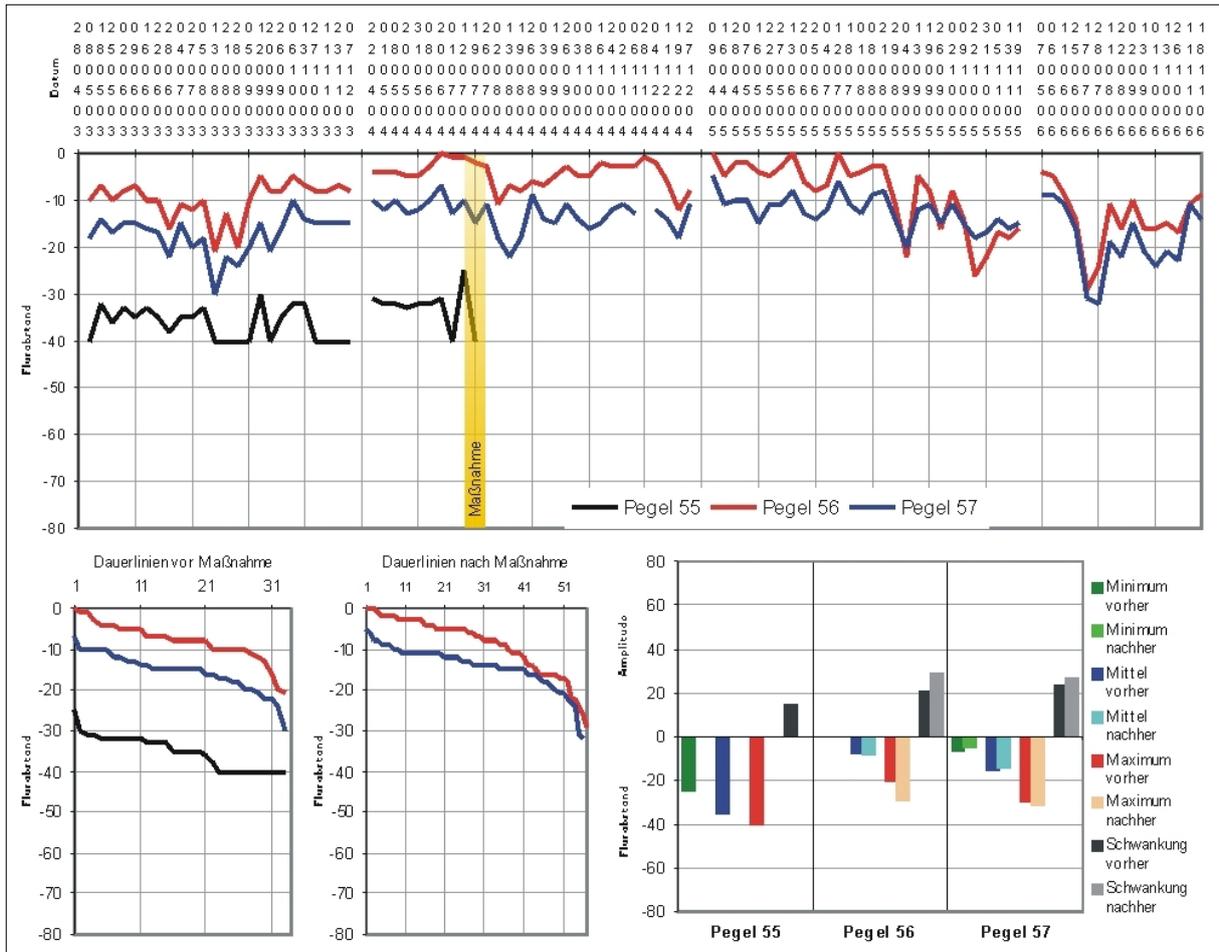


Abb. 81: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 55, 56 und 57 (Angaben in [cm])

Pegel 55, 56 und 57 (s. Abb. 81)

Pegel 55 wurde bedauerlicherweise im Zuge der Maßnahmenumsetzung zerstört, wodurch eine Wirksamkeit der Grabensanierung nicht direkt nachweisbar ist. Anzumerken ist jedoch, dass sich der Standort durch geringmächtige Torfschichten von etwa 40-50 cm auszeichnet und diese vor allem im Jahr 2003 häufig vollständig entwässert waren.

Die Verhältnisse bei den Pegeln 56 und 57 haben sich leicht verändert. Während die Tiefststände nach der Maßnahme weiter gesunken sind und sich in Folge die Schwankungsmaxima von 21 cm auf 29 cm bzw. 23 cm auf 27 cm leicht erhöht haben, sind die Mittelwasserstände mit 8 cm unter Flur (u.F.) vorher und 9 cm nachher bzw. 16 cm vor und 14 cm nach der Maßnahmenrealisierung annähernd unverändert geblieben. Unruhige Gang- und leicht fallende, konvex gekrümmte Dauerlinien geben diese Verhältnisse wieder. Niederschlagsmenge und Wasserspiegelniveau stehen in engem Zusammenhang.

Beide Pegel befinden sich in Bereichen, die unbeabsichtigter Weise von früheren Grabensanierungsmaßnahmen mit Torfsperren profitiert haben. Durch die aktuelle Sanierung wurden die „ursprünglichen“ Verhältnisse wieder hergestellt. Dies hat (vorerst) zu einer Verschlechterung der hydrologischen Situation geführt, die sich jedoch mittelfristig gemäß den Standortverhältnissen aller Voraussicht nach wieder verbessern wird.

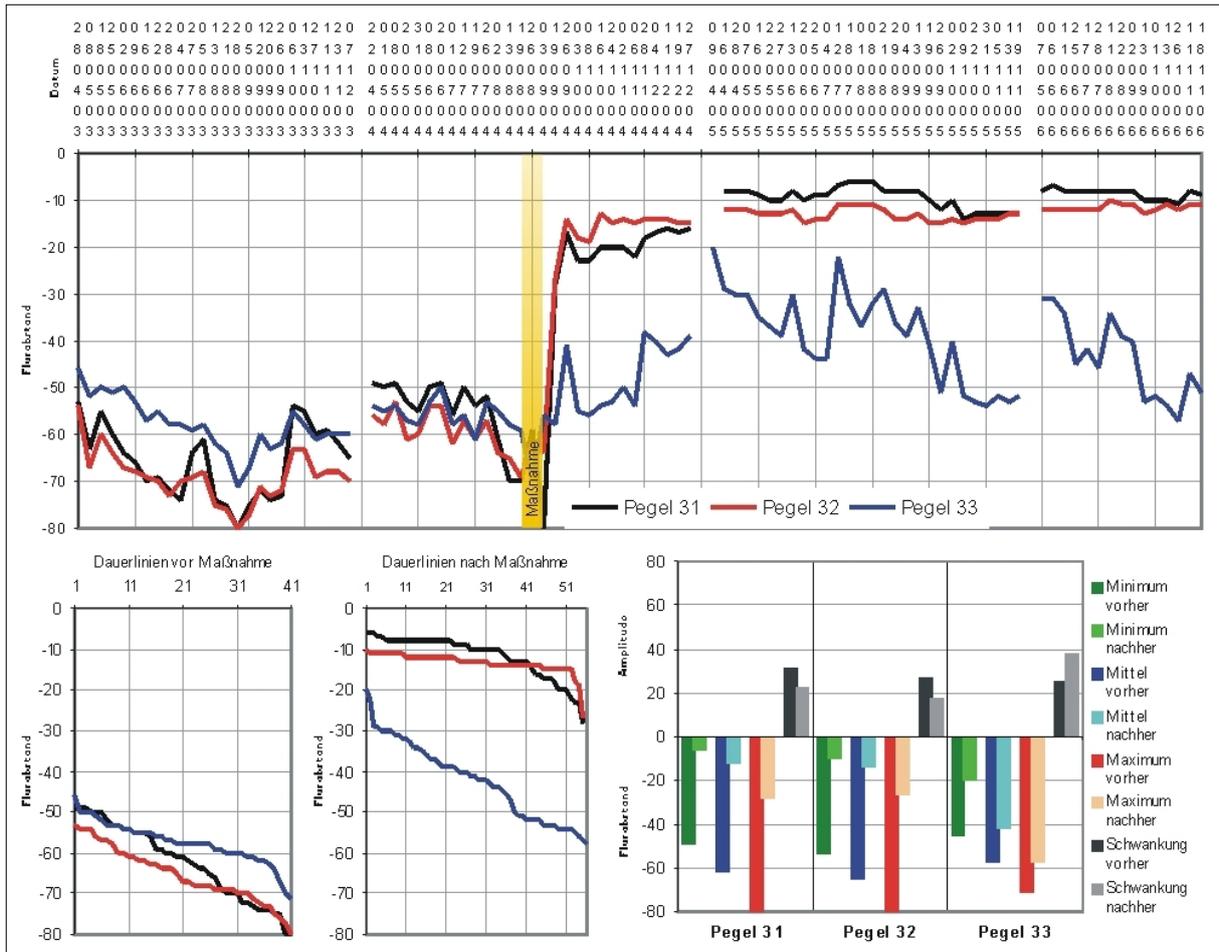


Abb. 82: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 31, 32 und 33 (Angaben in [cm])

Pegel 31, 32 und 33 (s. Abb. 82)

Pegel 31 und 32 demonstrieren eindrücklich die Wirkung des Einstaus auf grabennahe Flächen. Nur mit geringer Verzögerung ist der Mittelwasserspiegel im Anschluss an den Sperrenbau von 62 cm auf 12 cm bzw. 65 cm auf 13 cm unter Flur (u.F.) angestiegen. Eine weitere Verringerung der maximalen Schwankungen von 31 cm auf 22 cm bzw. 27 cm auf 17 cm wirkt sich zudem positiv auf den Wasserhaushalt der Standorte aus. Vor allem die beiden Wasserganglinien, die nur geringfügig und nahezu unabhängig vom Niederschlagseintrag um den Mittelwert pendeln, demonstrieren neben den Dauerlinien (nach der Maßnahme) die nun herrschenden stabilen Zustände.

Einen weiterhin gestörten Wasserhaushalt mit starken bzw. sogar verstärkten Spiegelschwankungen weist der Bereich rund um Pegel 33 auf. Zwar hat sich die steiler werdende Dauerlinie nach oben verlagert und mit ihr auch das mittlere Wasserspiegelniveau von 57 cm auf 42 cm u.F. erhöht, die maximale Schwankung ist jedoch ebenfalls von 25 cm auf 38 cm angestiegen. Bislang dürfte Niederschlagswasser, welches von oberhalb zum Pegel strömt, mehr Einfluss auf den Wasserhaushalt haben als die Sanierung der etwas hangabwärts liegenden Gräben.

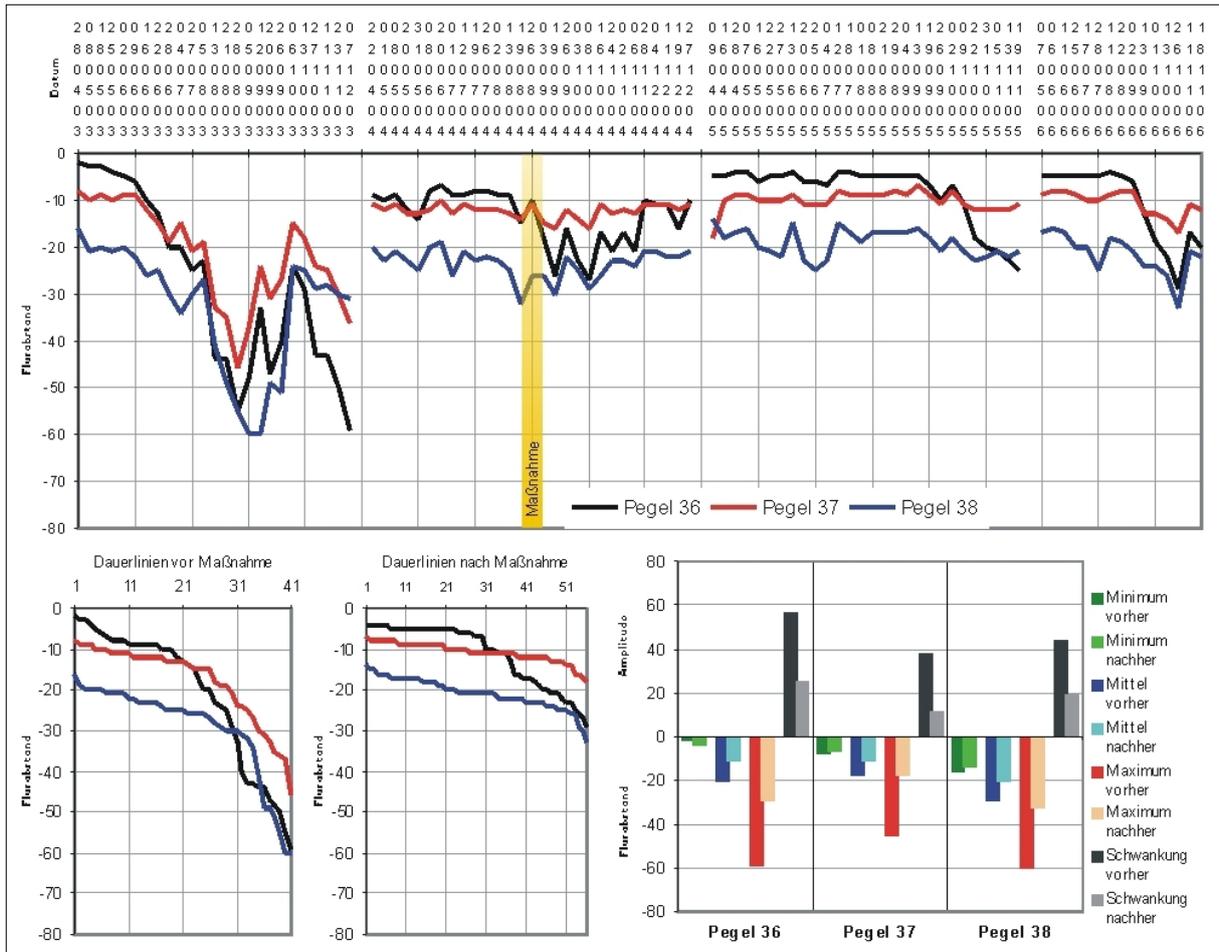


Abb. 83: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 36, 37 und 38 (Angaben in [cm])

Pegel 36, 37 und 38 (s. Abb. 83)

Die Bereiche rund um Pegel 36 lassen eine Verbesserung der moorhydrologischen Situation in Abhängigkeit von der Sanierungsmaßnahme erkennen. Der Mittelwasserspiegel ist von 21 cm auf 11 cm unter Flur (u.F.) angestiegen, die Maximalschwankung reduzierte sich von 57 cm auf 25 cm. Vor allem die erheblichen Tiefwasserstände (vor der Maßnahme) konnten abgepuffert werden, was sich in einer Änderung des Kurvenverlaufs der Dauer- und Ganglinie äußert. Der Standort ist von Quellwassereinfluss hydrologisch überprägt, wobei vor allem die herbstlichen Schüttungseinbrüche in den Jahren 2005 und 2006 auffällig sind.

Die Abflachung und Anhebung der Dauerlinie bzw. der ruhige Verlauf der Ganglinie nach Umsetzung der Maßnahme demonstrieren eindrücklich die Stabilisierung des Wasserhaushalts im Messbereich von Pegel 37. Der Mittelwasserspiegel ist zwar nur wenig von 18 cm auf 11 cm u.F. angestiegen, die deutliche Reduktion der Tiefwasserstände äußert sich jedoch auch in der maximalen Schwankungshöhe, die von 38 cm auf 11 cm verringert werden konnte.

Ähnlich, wenngleich etwas weniger deutlich, ist die Situation bei Pegel 38. Extreme Tiefwasserstände blieben letztendlich aus, der Mittelwasserspiegel ist von 29 cm auf 21 cm u.F. angestiegen, das Schwankungsmaximum ist von 44 cm auf 19 cm reduziert worden.

Pegel 37 und 38 demonstrieren die Wirkung des Wasserrückhalts und zeigen eine deutliche Abkopplung vom kurzzeitigen Niederschlagsregime.

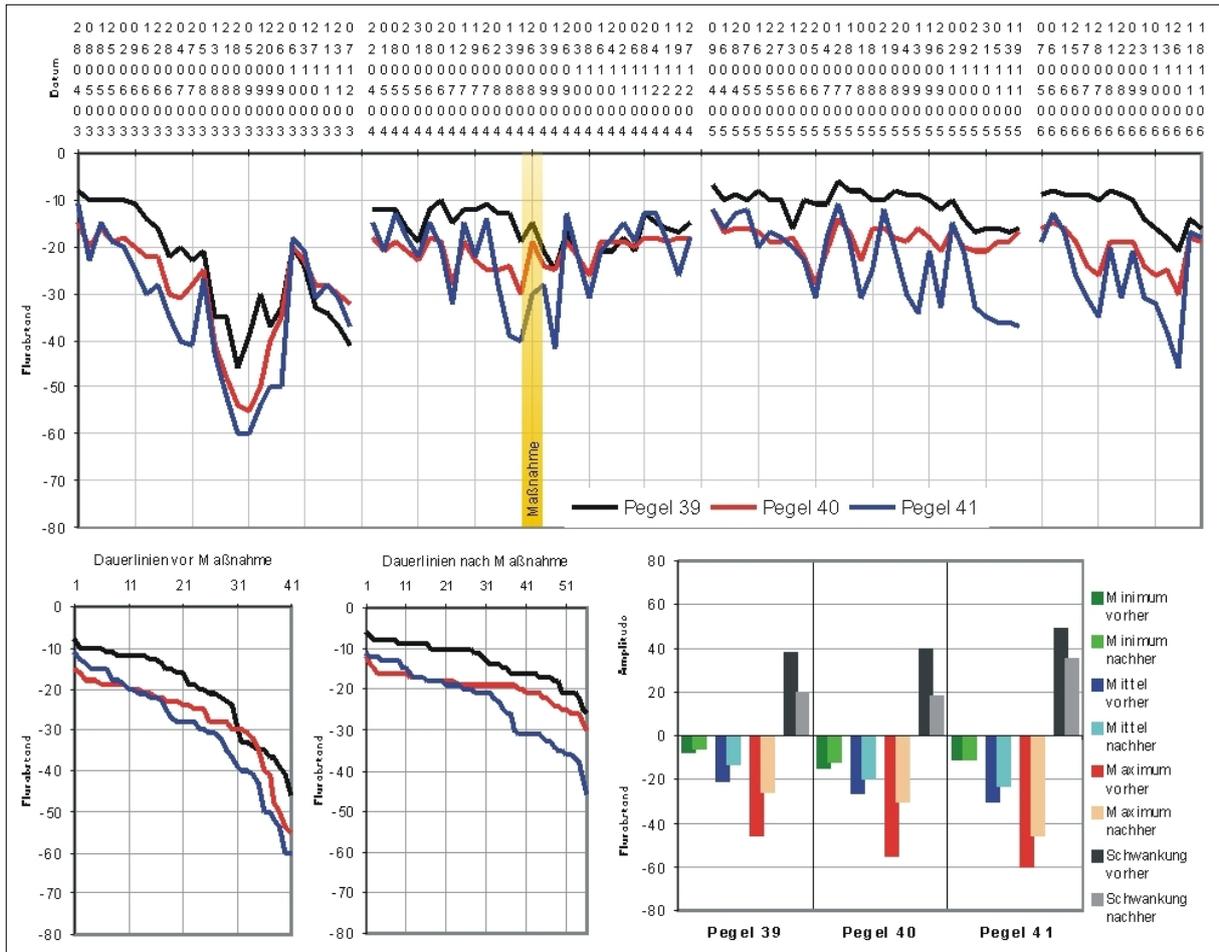


Abb. 84: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 39, 40 und 41 (Angaben in [cm])

Pegel 39, 40 und 41 (s. Abb. 84)

Der konvex abfallende Verlauf der Dauerlinie von Pegel 39 hat sich nach Maßnahmenumsetzung bei gleichzeitiger Verringerung des Schwankungsverhaltens der Ganglinie deutlich abgeflacht. Die Reduktion der Tiefwasserstände hat zu einer Anhebung des Mittelwasserspiegels von 21 cm auf 13 cm unter Flur (u.F.) geführt, die Maximalschwankung hat sich von 38 cm auf 20 cm verringert.

Pegel 40 zeigt eine vergleichbare Entwicklung bei noch schlechteren Ausgangsbedingungen. Hier konnten ebenfalls die Tiefwasserstände deutlich reduziert werden, was zu einer Anhebung des Mittelwasserstands von 27 cm auf 19 cm u.F. und einer Verringerung des Schwankungsmaximums von 40 cm auf 18 cm geführt hat.

Beide Pegel lassen einen Trend zur Stabilisierung des Wasserhaushalts erkennen, der sich insbesondere in einer gewissen Abkopplung vom Niederschlagsgeschehen äußert.

Ganz anders ist die Situation bei Pegel 41. Hier zeigen die hydrologischen Kenngrößen zwar eine gewisse Verbesserung der Situation an, indem der Mittelwasserspiegel von 30 cm auf 23 cm u.F. gestiegen und die Maximalschwankung von 49 cm auf 35 cm gefallen ist. Der Wasserhaushalt erweist sich jedoch, wie der unruhige Verlauf der Ganglinie demonstriert, weiterhin als instabil. Angemerkt wird, dass unweit des Pegels ein relativ seichtgründiger und teils stark verwachsener alter Entwässerungsgraben verläuft, dessen weiterhin wasserziehende Wirkung für diese Situation durchaus verantwortlich gemacht werden kann.

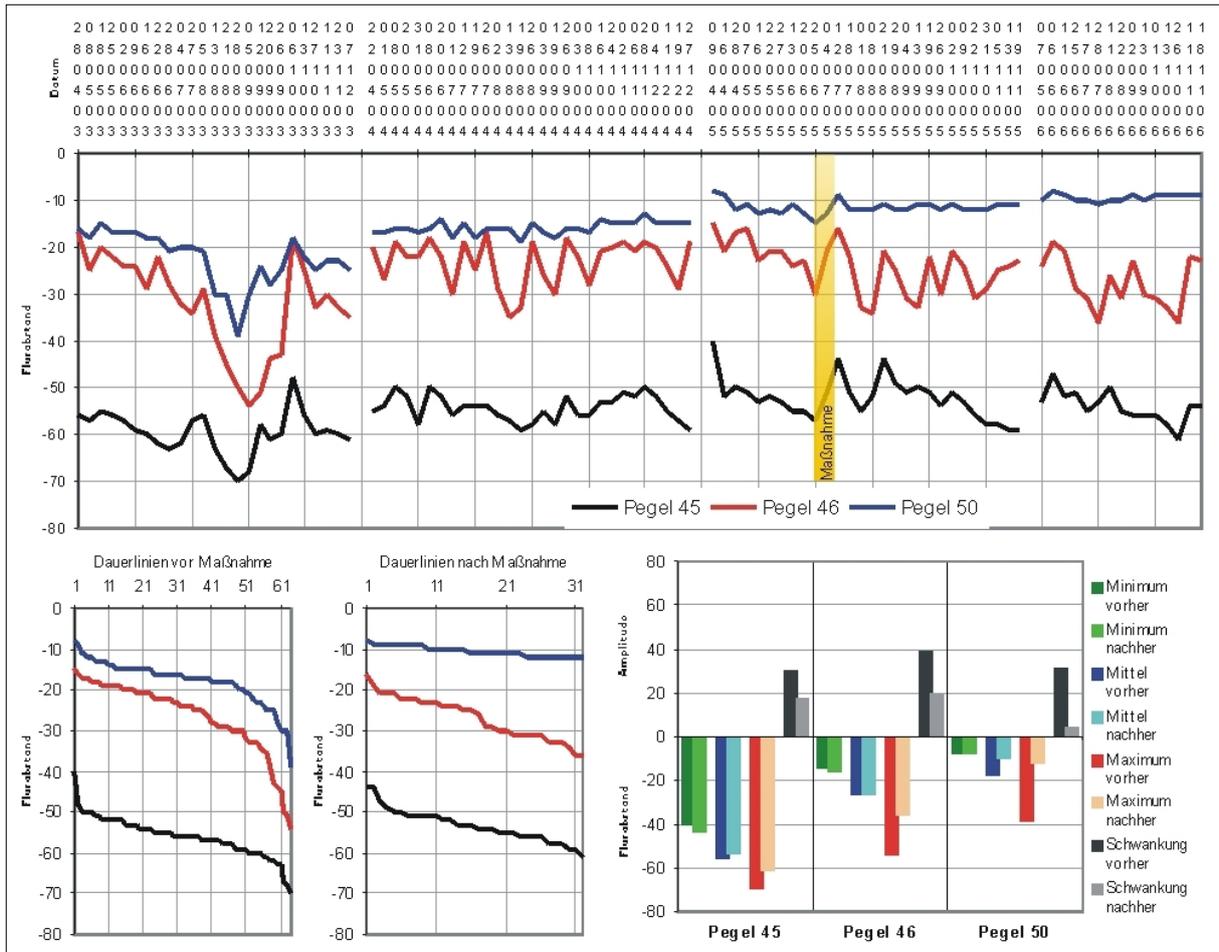


Abb. 85: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 45, 46 und 50 (Angaben in [cm])

Pegel 45, 46 und 50 (s. Abb. 85)

Kaum Veränderungen seit der Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen lassen sich anhand von Pegel 45 festmachen. Tiefe Wasserstände, die im Mittel 56 cm bzw. 53 cm unter Flur (u.F.) liegen sowie vergleichsweise geringe Schwankungsmaxima von 30 cm bzw. 17 cm kennzeichnen den Standort. Dieser befindet sich in leicht erhöhter Lage genau zwischen den beiden Torfstichflächen, die für diesen Moorabschnitt die Basis des Wasserspiegels im Sinne der Grundwasserkuppeltheorie festlegen.

Im Umfeld des Pegels 46 sind gewisse positive Auswirkungen als Folge der Grabensanierung erkennbar. Wenngleich die Ganglinie weiterhin einen sehr unruhigen Verlauf aufweist, so hat sich die Dauerlinie doch deutlich verflacht. Der Mittelwasserspiegel liegt annähernd konstant bei 26 cm bzw. 27 cm u.F., die Schwankungen haben jedoch deutlich an Intensität verloren und sind von 39 cm auf 20 cm gefallen. Niederschlagseinträge machen sich weiterhin unmittelbar bemerkbar, indem der Wasserspiegel nur leicht verzögert ansteigt.

Sehr positiv hat sich die Sanierungsmaßnahme auf die Flächen im Bereich von Pegel 50 ausgewirkt. Die Dauerlinie ist seitdem nicht nur deutlich flacher, sondern liegt auch um einige Zentimeter höher. Schwankungen konnten, wie die Ganglinie nachvollziehbar darstellt, weitestgehend ausgeschaltet werden. Die Anhebung des Mittelwasserspiegels von 18 cm auf 11 cm u.F. und die Verminderung der Maximalschwankung von 31 cm auf 4 cm verdeutlichen die Wirksamkeit der Maßnahme und die Stabilisierung der Wasserhaushaltsverhältnisse.

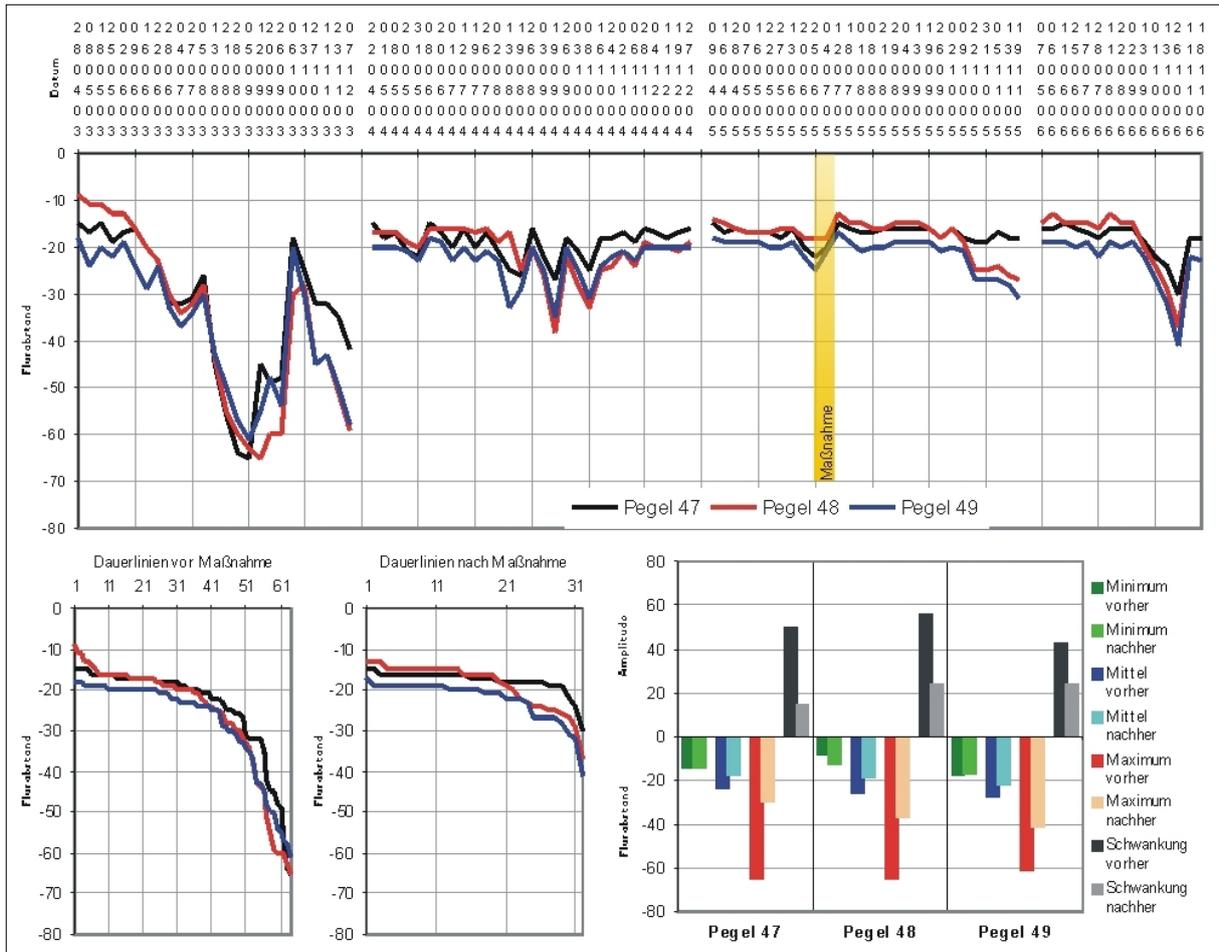


Abb. 86: Gang- und Dauerlinien sowie hydrologische Kenngrößen der Pegel 47, 48 und 49 (Angaben in [cm])

Pegel 47, 48 und 49 (s. Abb. 86)

Pegel 47, 48 und 49 zeigen ein nahezu identisches Verhalten in Bezug auf die Sanierungsmaßnahme. Die einst konvex-abfallenden Dauerlinien haben sich deutlich abgeflacht, die Ganglinien zeigen einen über weite Zeiträume hinweg ausgeglichenen Verlauf. Vor allem durch die Reduktion der Tiefstwasserstände wurde der Mittelwasserspiegel von Pegel 47 von 24 cm auf 18 cm, bei Pegel 48 von 26 cm auf 19 cm und bei Pegel 49 von 28 cm auf 22 cm unter Flur (u.F.) angehoben. Gleichzeitig ist das Schwankungsmaximum bei Pegel 47 von 50 cm auf 15 cm, bei Pegel 48 von 56 cm auf 24 cm und bei Pegel 49 von 43 cm auf 24 cm zurückgegangen. Insgesamt hat sich der Wasserhaushalt stabilisiert und von kurzfristigen Ein- bzw. Austragsänderungen abgekoppelt. Das Rückhaltevermögen des Torfkörpers ist aktiv.

Die merklichen Einbrüche der Ganglinien in der zweiten Hälfte des Jahres 2006 sind womöglich auf die im selben Sommer durchgeführten Sanierungsmaßnahmen entlang des unmittelbar nördlich anschließenden Grabens zurückzuführen. Denn wie an anderen Standorten zu beobachten war, leitet der Einstau häufig eine kurzfristig negative Entwicklung ein, bevor die eigentliche Wirkung eintritt.

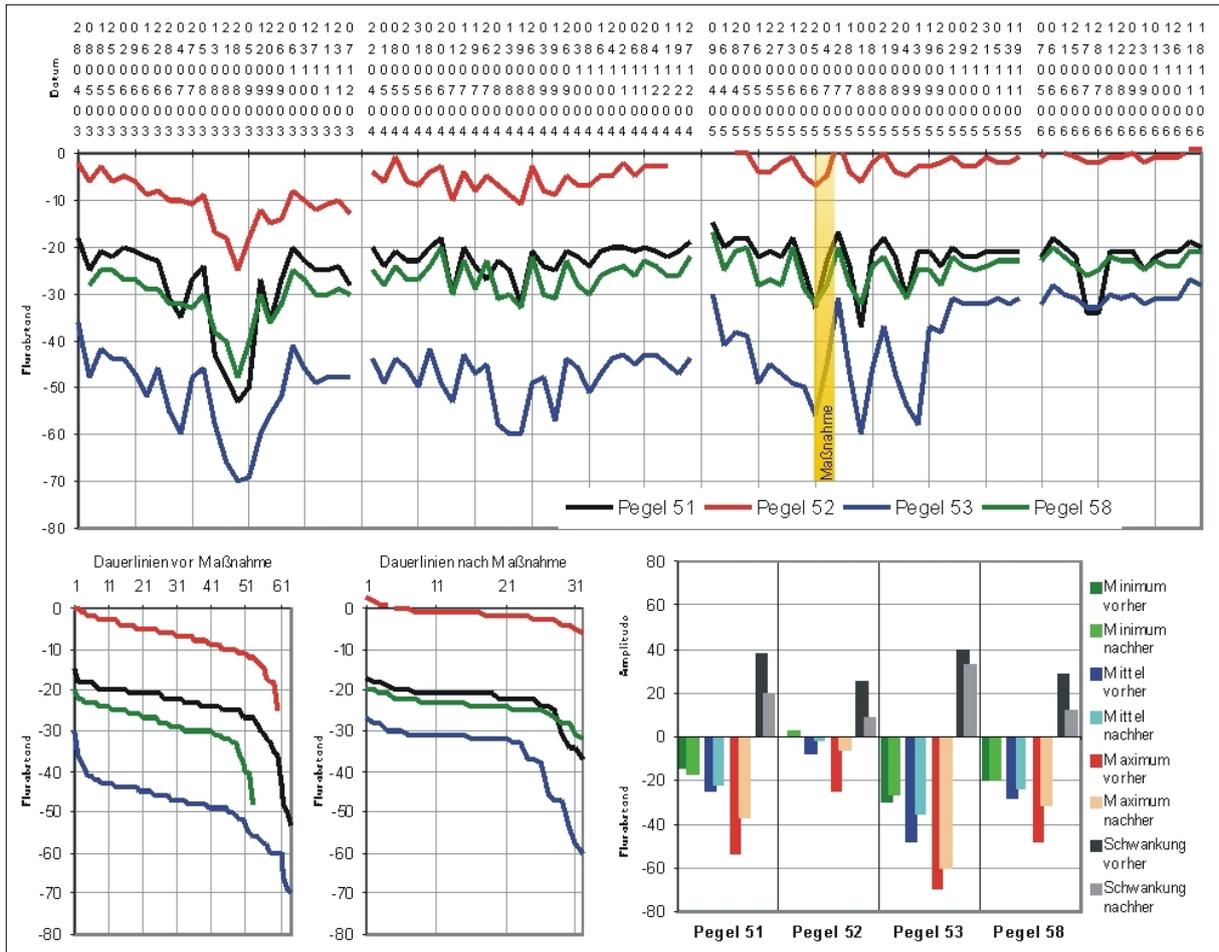


Abb. 87: Gang- und Dauerlinien sowie hydrolog. Kenngrößen der Pegel 51, 52, 53 und 58 (Angaben in [cm])

Pegel 51, 52, 53 und 58 (s. Abb. 87)

Die vier Pegel befinden sich allesamt in der bzw. im Nahbereich der östlichen Torfstichregenerationsfläche und weisen bei zwar deutlich unterschiedlichen Wasserständen doch ein sehr ähnliches hydrologisches Verhalten bzw. eine annähernd gleiche Reaktion auf die Sanierungsmaßnahme auf. Dies lässt sich eingeschränkt auch durch den Vergleich der hydrologischen Kenngrößen und der Dauerlinien nachweisen, besser jedoch an den Ganglinien. Diese zeigen nach Auffüllung der Staubecken mit Niederschlagswasser ab etwa September 2005 sehr stabile Verhältnisse mit erhöhten Wasserständen und verringerten Schwankungen an.

Auch unter Einbeziehung der unmittelbar nach der Sanierung vorerst negativen Entwicklung ist der Mittelwasserspiegel von Pegel 51 geringfügig von 25 cm auf 23 cm, von Pegel 52 von 7 cm auf 2 cm, von Pegel 53 von 49 cm auf 35 cm und von Pegel 58 von 29 cm auf 24 cm angestiegen. Gleichzeitig hat sich die Maximalschwankung von Pegel 51 von 38 cm auf 20 cm, von Pegel 52 von 25 cm auf 9 cm, von Pegel 53 von 40 cm auf 33 cm und von Pegel 58 von 28 cm auf 12 cm verringert.

Anzumerken ist, dass der Standort rund um Pegel 52 auch verstärkt von Quellwasserzufluss geprägt ist, und die Mooroberfläche die Tendenz zeigt, sich in Abhängigkeit vom Wasserangebot zu heben bzw. zu senken.

4.2.3.3 *Wasserganglinien, Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen sowie Temperaturkurven der Diver-Peilrohre*

Die Auswahl der Standorte der Peilrohre, die mit einem dauerregistrierenden Druckpegelmesser (Diver) ausgestattet wurden, erfolgte bevorzugt nach moorhydrologischen Gesichtspunkten, die vordringlich die Unterschiede in der Störungsintensität, die von den Entwässerungsmaßnahmen herrühren, aufzeigen sollen. Pegel A1 soll dabei weitgehend intakte Verhältnisse aufzeichnen, wohingegen die Pegel A2 und A3 die negativen Auswirkungen der Moorwasserspiegelabsenkung infolge von Torfabbau und Grabenentwässerung demonstrieren sollen.

Diver-Pegel A1

Mit Ausnahme des überdurchschnittlich heißen Sommers 2003 und einigen wenigen weiteren kurzfristigen Abschnitten eines merklichen Wasserdefizits sind die hydrologischen Verhältnisse im Bereich des Standorts relativ stabil und ausgeglichen (s. Abb. 88). Erst nach längeren niederschlagsarmen Zeitabschnitten beginnt der Wasserspiegel langsam abzusinken, um im Anschluss als Reaktion auf mehr oder weniger heftige Regenschauer rasch wieder anzusteigen. Einzig in der kalten Jahreszeit, wenn über der Mooroberfläche eine geschlossene Schneedecke liegt, bewirken die Niederschlagseinträge keine merklichen Veränderungen. Der Wasserspiegel liegt in diesen Zeitabschnitten sehr konstant und nur selten tiefer als 20 cm unter der Mooroberfläche. Der Verlauf der Lufttemperaturkurve wirkt sich kaum auf die Wassertemperatur im Moorkörper aus, die ausgesprochen konstant ist und übers Jahr hinweg nur geringfügig zwischen 2,6 °C und 11,7 °C schwankt. Die Temperatur liegt immer über dem Gefrierpunkt, ein Durchfrieren der tiefer liegenden Torfschichten bleibt aus.

Auch unter Rücksichtnahme auf den Sommer 2003, der sich in Form des stark gekrümmten Kurvenverlaufs der Dauerlinie äußert, kann von einer gewissen positiven Wirkung der Sanierungsmaßnahmen ausgegangen werden (s. Abb. 89). Nur noch selten liegt der Wasserspiegel danach tiefer als 20 cm unter Flur (u.F.). Der Wasserspiegel ist im Mittel von 25,5 cm auf 16,4 cm u.F. gestiegen, die Tiefstwasserstände von 67,5 cm auf 39,9 cm u.F.. Dies bewirkt gleichzeitig eine Verminderung der Maximalspiegelschwankung von 57,4 cm auf 36,7 cm.

Bedenkt man, dass der Wasserspiegel nur noch nach längeren Trockenperioden tiefer als 20 cm unter die Oberfläche absinkt, so kann der aktuelle Zustand im Bereich von Pegel A1 als erreichter Sollzustand definiert werden, da der Zeitraum von Mitte August bis Ende Oktober 2006 mit den Verhältnissen im Sommer 2003 durchaus vergleichbar ist.

Diver-Pegel A2

Durch Vergleich der Dauerlinien sowie der hydrologischen Kenngrößen vor und nach der Umsetzung der Maßnahme lassen sich am Standort von Pegel A2 keine signifikanten Änderungen nachweisen (s. Abb. 91). Der Wasserspiegel ist im Mittel minimal von 38,3 cm auf 35,7 cm unter Flur (u.F.) angestiegen, ähnliches gilt für die Tiefstwasserstände. Somit sind auch kaum Veränderungen der Schwankungshöhen eingetreten. Auch der Vergleich der Dauerlinien lässt erkennen, dass die Sanierungsmaßnahme auf den Standort von Pegel A2

nahezu keine Auswirkungen gezeigt hat, da sich weder der Kurvenverlauf noch die Verweildauer in bestimmten Tiefenhorizonten maßgeblich verändert haben.

Wie sich anhand der Wasserganglinie feststellen lässt, zeigt der Torfkörper am Standort ein verringertes Rückhaltevermögen bei gleichzeitig raschem Auffüllen der Porenräume im Anschluss an Niederschlagseinträge (s. Abb. 90). Einzig in Hinblick auf den Austrag (horizontaler Abfluss) während des Vorhandenseins einer geschlossenen Schneedecke ist eine gewisse Stabilisierung der hydrologischen Verhältnisse ableitbar. Ist im Winter 2003/2004 anhand der Wasserganglinie noch ein gewisser Trend erkennbar, dass das Moor mangels Einträge über die gefrorene Oberfläche durch lateralen Austrag „ausrinnt“, so kann dieses Phänomen in den darauffolgenden und insbesondere im sehr langen Winter 2005/2006 nicht mehr nachgewiesen werden.

Der Verlauf der Wassertemperaturkurve entspricht weitestgehend jenem von Pegel A1. Auch hier fallen, trotz des generell tiefer liegenden Wasserspiegels, die Temperaturen niemals unter den Gefrierpunkt und liegen übers Jahr hinweg zwischen 2,4 °C und 11,3 °C.

Diver-Pegel A3

Dieser Standort repräsentiert einen der am stärksten hydrologisch gestörten Moorbereiche. Der Pegel befindet sich unweit eines großen Entwässerungsgrabens, der im Zuge der Maßnahmenrealisierung eingestaut wurde. Die Ganglinie zeigt eindrucksvoll die Wirksamkeit der Maßnahme (s. Abb. 92). Nachdem die einzelnen Staubecken mit Wasser aufgefüllt waren, verlagerte sich der weitgehend stabilisierte Wasserspiegel auf ein Niveau von rund 20 cm unter Flur (u.F.). Gleichzeitig kann man jedoch anhand der Ganglinie auch die Folgen des Dammbrochs im August 2005 nachvollziehen. Zu diesem Zeitpunkt kam es zu einer Unterspülung der Sperre und zum Absinken des Wasserspiegels im Staubecken. Wirkliche Wasserdefizite bewirken aber aufgrund der Geringfügigkeit des Wasserverlusts lediglich längere regenarme Perioden. Wenngleich sie nicht als zufriedenstellend zu bewerten sind, so herrschen nun im Normalfall doch etwas bessere Bedingungen vor als vor der Sanierung. Dafür sind grabenabwärts liegende Sperren verantwortlich zu machen, die eine weithin wirksame Anhebung des Wasserspiegels herbeiführen konnten.

Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen bestätigen zwar eine positive Wirkung der Maßnahme, aufgrund des Dammbrochs sind sie aber nur bedingt aussagekräftig (s. Abb. 93). Der linke Teilabschnitt der Dauerlinie (nach der Maßnahme) stellt die Situation vor dem Dammbrochereignis dar. Eine deutliche Abflachung und Anhebung des Kurvenverlaufs demonstriert den vermeintlichen Zielzustand. Aktuell ist die Situation vergleichbar mit der Ausgangslage und durch den rechten Teilabschnitt der Dauerlinie (nach der Maßnahme) charakterisiert. In Summe bewirkt dies, dass im direkten Vergleich der Mittelwasserstand von vorher 60,3 cm auf nachher 31,9 cm u.F. angehoben werden konnte, die Maximalschwankung jedoch nahezu unverändert blieb bzw. ebenfalls leicht von 66,0 cm auf 67,6 cm anstieg.

Auch im Umfeld von Pegel A3 kam es zu keiner Zeit zu einem tiefgründigen Durchfrieren des Moorkörpers. Der im Vergleich zu den Pegeln A1 und A2 noch tiefer liegende Wasserspiegel führt jedoch dazu, dass sich insbesondere im Sommer der Boden (und das Wasser) bis in tiefere Schichten geringfügig mehr erwärmt bzw. im Winter stärker abkühlt und dabei zwischen 1,9 °C und 12,6 °C schwankt.

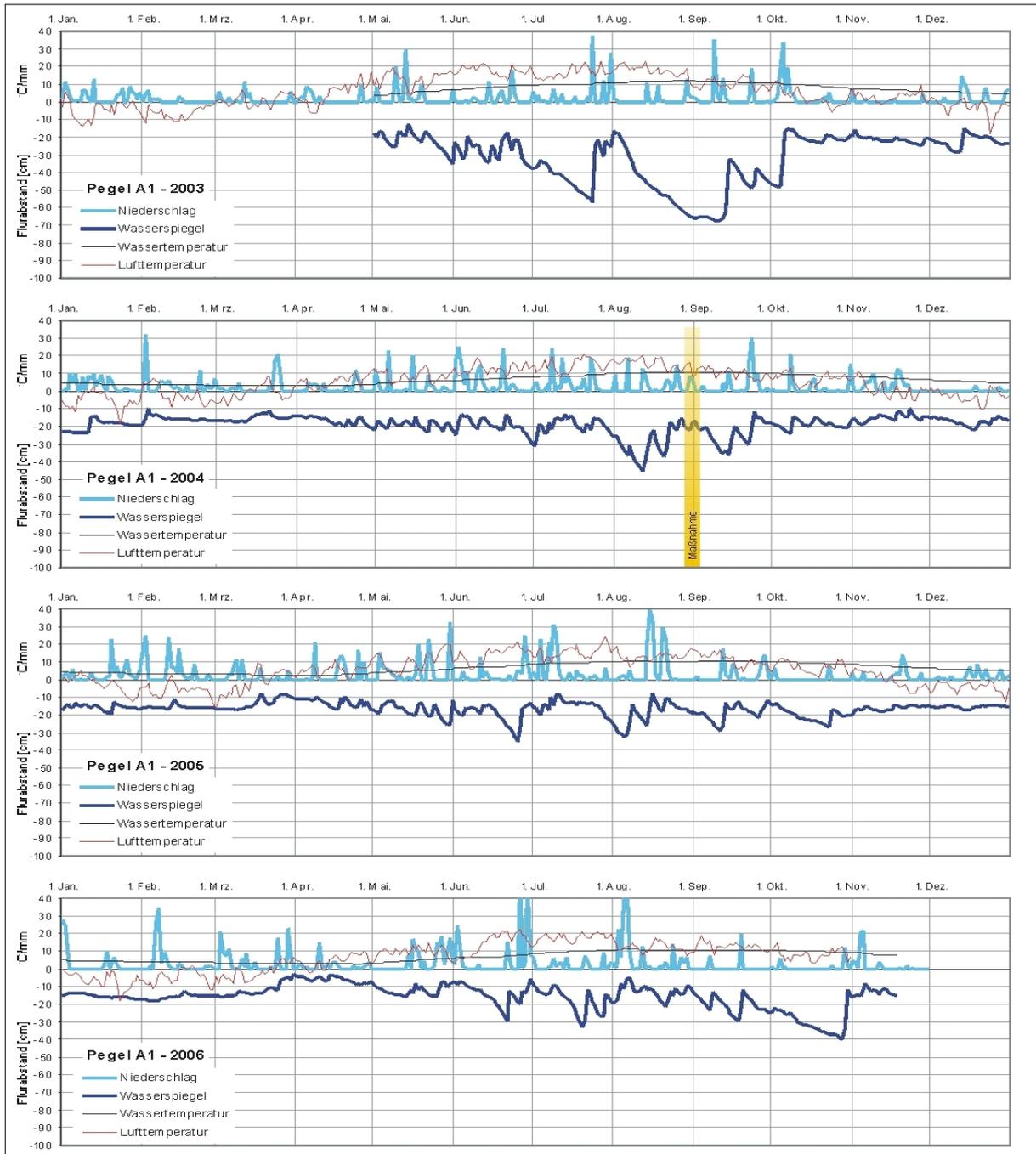


Abb. 88: Wasserganglinien und Wassertemperaturverlauf von Diver-Pegel A1 sowie Niederschlags- und Lufttemperaturkurven von der Messstelle Schöneben-Gugu (Quelle: Hydrografischer Dienst)

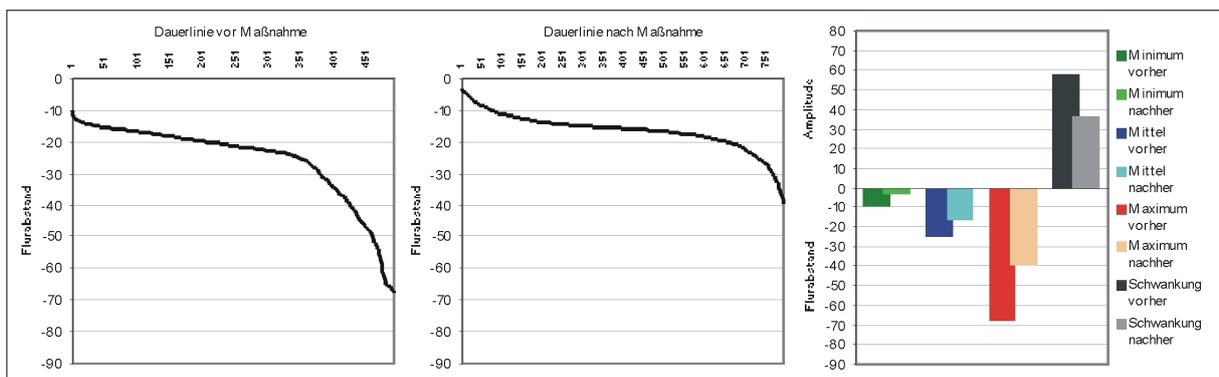


Abb. 89: Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen von Diver-Pegel A1 (Angaben in [cm])

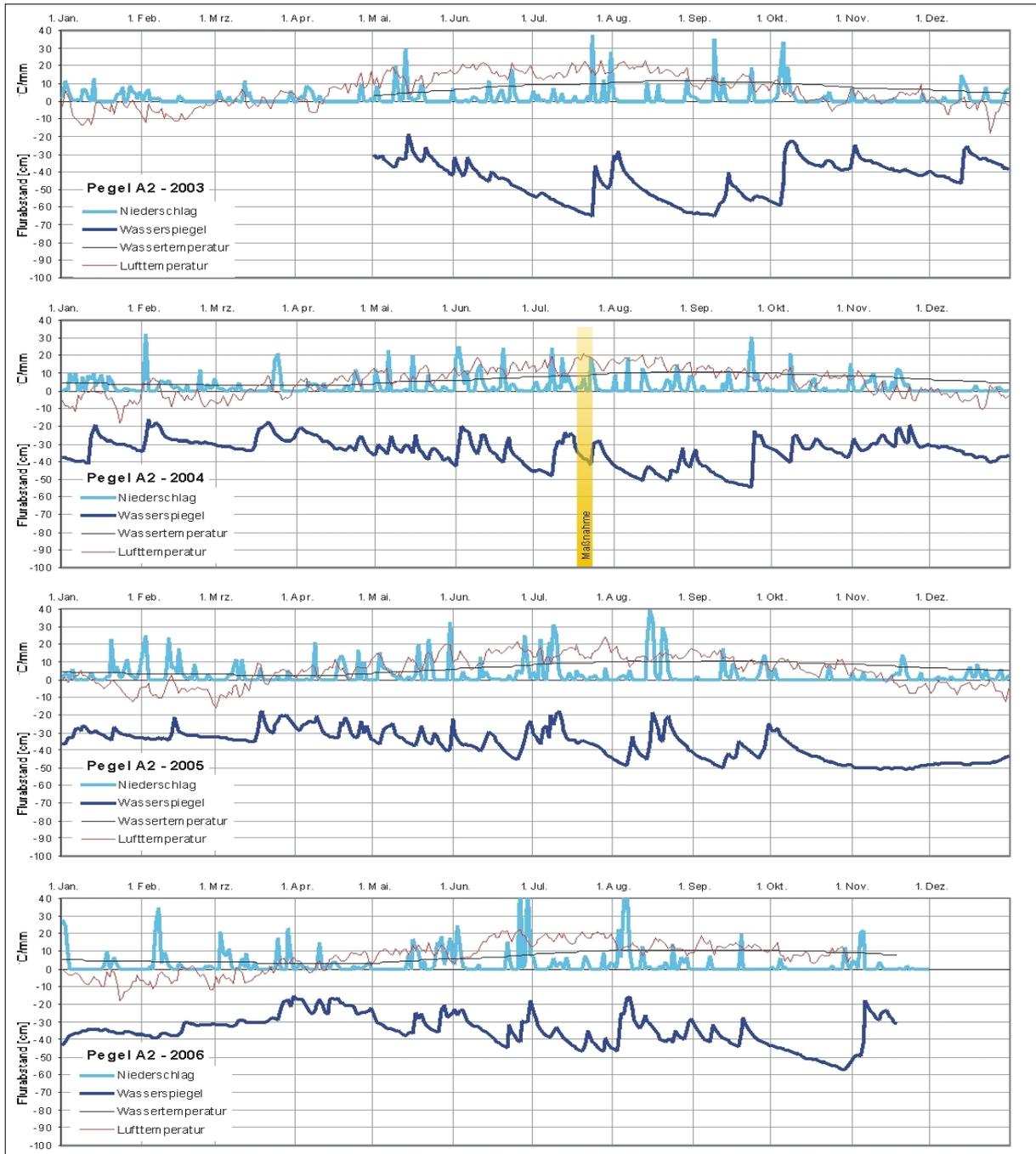


Abb. 90: Wasserganglinien und Wassertemperaturverlauf von Diver-Pegel A2 sowie Niederschlags- und Lufttemperaturkurven von der Messstelle Schöneben-Gugu (Quelle: Hydrografischer Dienst)

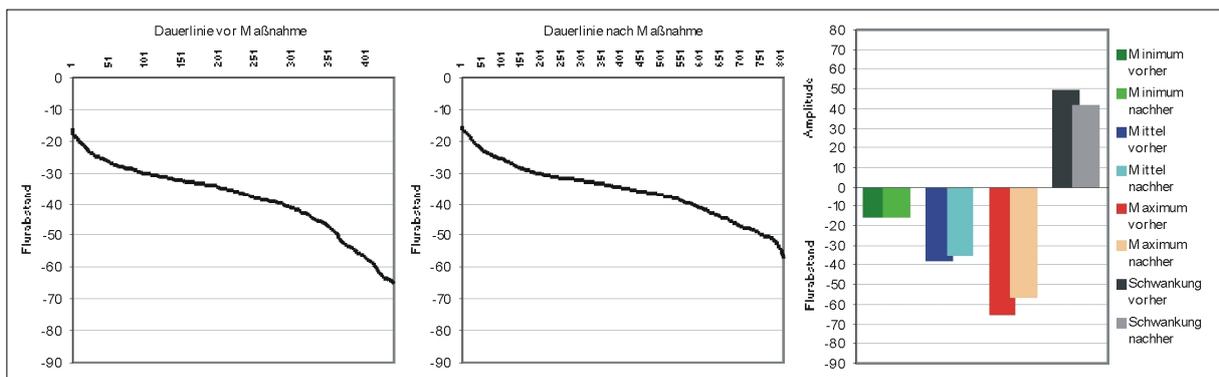


Abb. 91: Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen von Diver-Pegel A2 (Angaben in [cm])

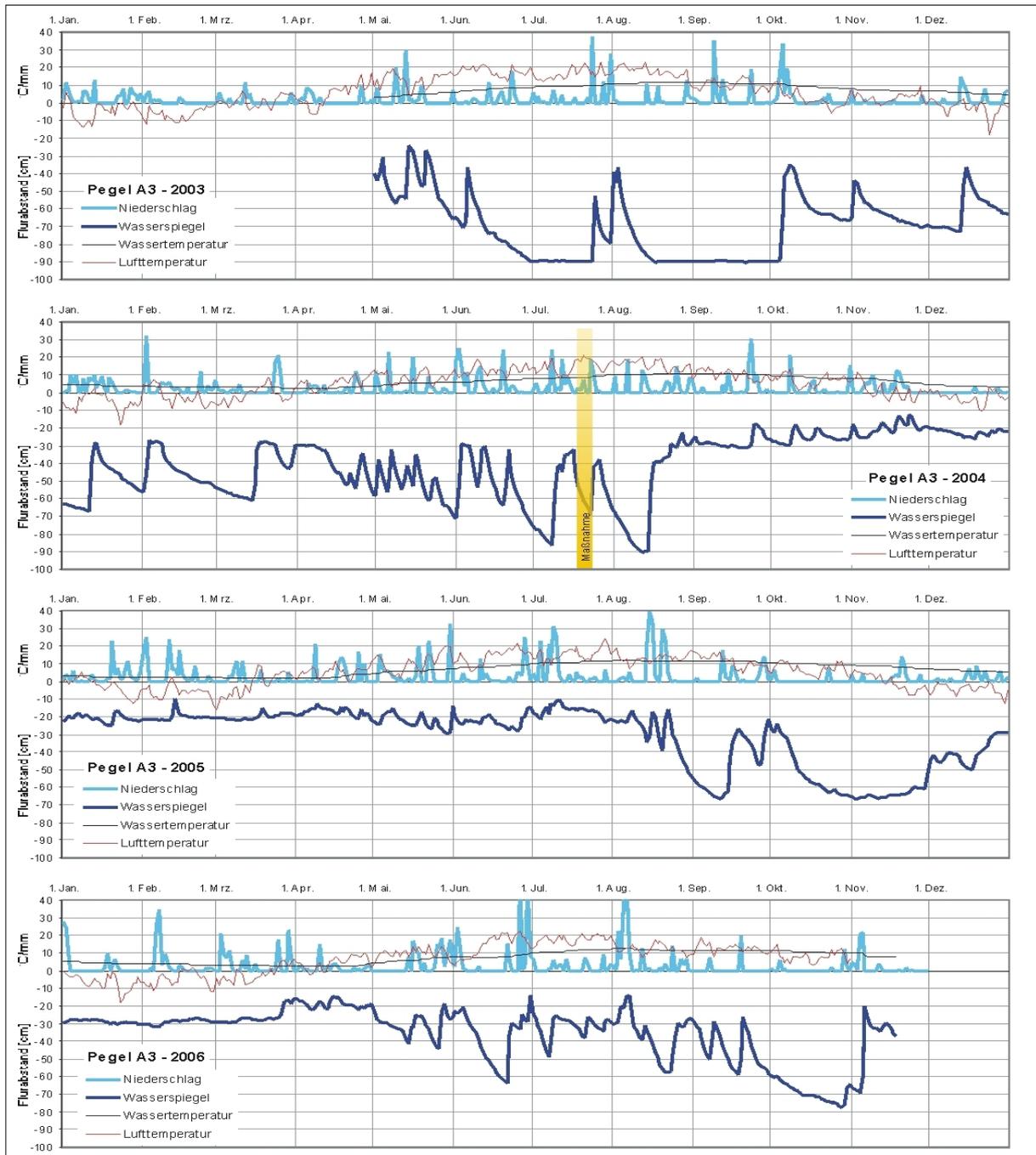


Abb. 92: Wasserganglinien und Wassertemperaturverlauf von Diver-Pegel A3 sowie Niederschlags- und Lufttemperaturkurven von der Messstelle Schöneben-Gugu (Quelle: Hydrografischer Dienst)

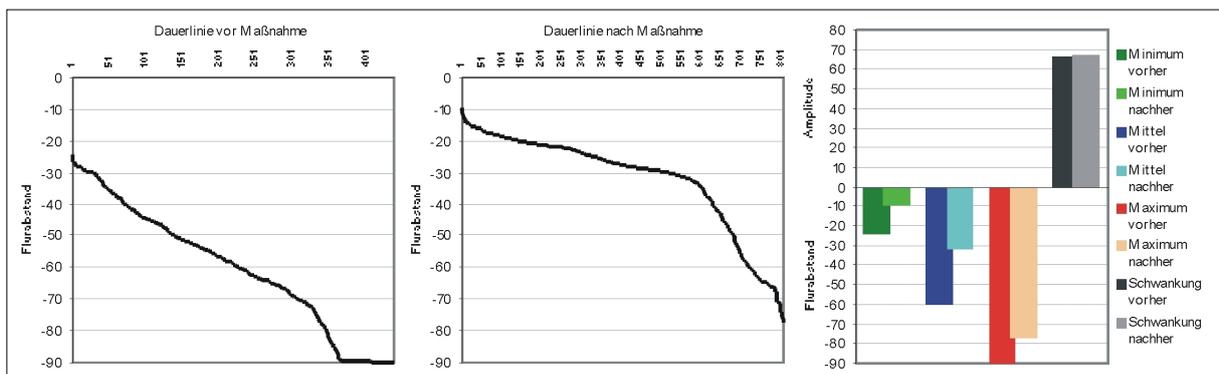


Abb. 93: Dauerlinien und hydrologische Kenngrößen von Diver-Pegel A3 (Angaben in [cm])

4.2.4 Hydraulische Leitfähigkeit

Wie im Methodenteil bereits erörtert, wurde auf eine Messung der hydraulischen Leitfähigkeit der Torfe verzichtet, da die Ergebnisse der Torfsondierungen sowie der Zustand der Bohrkerne, die vor dem Setzen der Dauerpegel erbohrt wurden, keine Auffälligkeiten zeigten. Der Torfkörper ist homogen aufgebaut, nichts deutete auf Schichtenbildungen oder Quellhorizonte hin, die sich womöglich negativ auf das Sanierungsvorhaben auswirken hätten können.

Anhand der visuellen und taktilen Bewertung der rund 80 cm langen Bohrkerne, die eine einfache Beurteilung der Dichte, der Zersetzung und der Wassersättigung des Torfs sowie des Ausmaßes der Vererdung ermöglichte, wurden die vorgefundenen Zustände in fünf Kategorien unterteilt und den jeweiligen Standorten (Pegelnummern) zugewiesen (s. Tab. 8 & Abb. 94).

Kat.	Zustandsbeschreibung	Pegelnummer
A	Wassergesättigter Torfkörper ohne Vererdungshorizont aus schwach bis mäßig zersetzten, helleren Torfen mit hoher Leitfähigkeit bis in tiefere Schichten.	36, 39, 43, 44, 50, 52
B	Nasser bis weitgehend wassergesättigter Torfkörper ohne Vererdungshorizont aus mit der Tiefe zunehmend dichter und dunkler werdenden Torfen mit geringer Leitfähigkeit am Übergang zum Basistorf.	37, 38, 40, 51, 54, 58, A1
C	Feuchter bis nasser Torfkörper mit oberflächlichem Vererdungshorizont (< 10 cm) aus mit der Tiefe zunehmend dichter und dunkler werdenden Torfen mit geringer Leitfähigkeit am Übergang zum Basistorf.	12, 35
D	Mäßig feuchter bis feuchter Torfkörper mit oberflächennahem Vererdungshorizont (10-30 cm) aus mit der Tiefe zunehmend dichter und dunkler werdenden Torfen mit geringer Leitfähigkeit am Übergang zum Basistorf.	1, 3, 10, 11, 13, 15, 16, 17, 22, 23, 24, 25, 26, 28, 41, 46, 47, 48, 49, 55, 56, 57
E	Trockener bis mäßig feuchter Torfkörper mit tiefreichendem Vererdungshorizont (> 30 cm) aus mit der Tiefe zunehmend dichter und dunkler werdenden Torfen mit geringer Leitfähigkeit am Übergang zum Basistorf.	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 14, 18, 19, 20, 21, 27, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 42, 45, 53, A2, A3

Tab. 8: Klassifizierung der Torfbohrkerne (Kategorie A bis E)

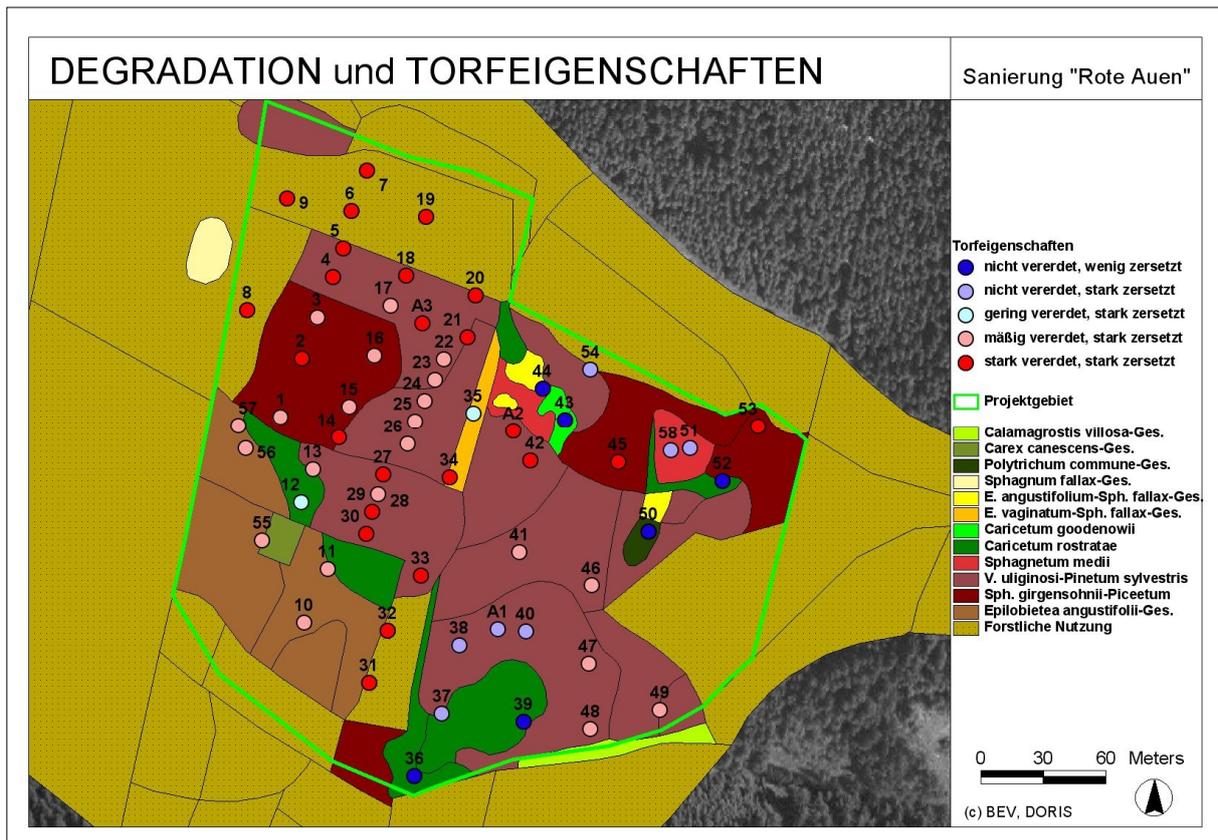


Abb. 94: Beurteilung und Klassifizierung der Pegel-Torfbohrkerne nach Dichte, Zersetzung, Wassersättigung und Mineralisierungsfortschritt

4.3 Vermessung

Die umfangreiche terrestrische Vermessung des Naturschutz- und insbesondere des eigentlichen Projektgebiets konnte gemeinsam mit den Erkenntnissen aus den Torfsondierungen zur Erstellung genauer digitaler Höhenmodelle der Mooroberfläche, des mineralischen Untergrunds und der Torfmächtigkeit herangezogen werden. Mit Hilfe der digitalen Höhenmodelle war es auch möglich, Profile zu erstellen und diese zur besseren Veranschaulichung der Topografie in die Arbeit einfließen zu lassen.

Es werden sowohl die allgemeinen Charakteristika des Gebiets anhand von Höhenschichtenkarten und Profilen, als auch die Detailhöhenmodelle, wie sie zur Erstellung der Maßnahmenpläne für die Grabensanierung angefertigt wurden, dargestellt.

4.3.1 Topografie des Mineralbodens

Der geologische Untergrund im Untersuchungsgebiet bildet einen nördlich und südlich von zwei Höhenrücken eingegrenzten, seichten Talboden. Dieser weist seinerseits im Projektgebiet die höchste Erhebung auf und formt dadurch einen nach zwei Seiten hin entwässernden Sattel aus. Das Gelände besitzt eine vergleichsweise geringe Reliefenergie, ist rund und sanft ausgeformt und weist nur vereinzelt deutliche, jedoch selten mehr als einen Meter hohe Geländesprünge auf (s. Abb. 95 & 98 bis 104).

Der Untergrund besteht, wie anhand der Torfsondierungen festgestellt werden konnte, aus meist lehmig-tonigem Material von blaugrauer Färbung. Darunter liegen wohl größtenteils mehrere Meter mächtige Verwitterungsdecken, vereinzelt steht der geologische Untergrund in Form von Festgestein jedoch direkt an.

4.3.2 Topografie der Mooroberfläche

Das Aufwachsen des Torfkörpers hat über die Jahrtausende hinweg zu einer weiteren Verflachung des Urgeländes und zu einer weitestgehenden Einebnung der Tiefenlinie im Bereich der zentralen und westlichen Moorabschnitte geführt. Das gesamte Gelände neigt sich leicht Richtung Norden, in west-östlicher Richtung folgt ausgehend von einem Sattel ein Gefälle in beide Richtungen, wobei sich der Großteil der Flächen nach Westen hin absenkt. Das ausgeglichene und sanft ausgeformte Relief zeigt mit Ausnahme der Torfstich- und Grabenkanten keine abrupten Geländesprünge (s. Abb. 96 & 98 -104).

4.3.3 Torflager und Moormächtigkeit

Die Mächtigkeit der Torflager im Naturschutzgebiet „Rote Auen“ schwankt zwischen 0 cm und 310 cm, innerhalb des Projektgebiets weist die Torfschicht ein Minimum von 30 cm auf (s. Abb. 97). Die stärksten Schichten befinden sich erwartungsgemäß im westlichen Anschluss an den Sattelhochpunkt entlang der Tiefenlinie des mineralischen Untergrunds und setzen sich in dieser Richtung bis weit über die Schutzgebietsgrenzen hinaus fort. Im Norden gehen die Torflager langsam ins Urgelände über, im Nordosten erstrecken sie sich über nicht unerhebliche Distanzen ebenfalls außerhalb der Schutzgebietsgrenzen unter dichten Fichtenplantagen. Südlich und südwestlich des Moorzentrums lagern teils über 1,5 Meter mächtige Torfschichten in Hanglage, was unter Berücksichtigung der lokalen Quellaustritte (s. Abb. 30) auf eine Torfbildung unter Durchströmungs- und anschließendem Regenmoorregime schließen lässt.

Deutlich kommen anhand des Höhenschichtenmodells des Torfkörpers und der Profile E-F und K-L die einstigen Torfabbaubereiche zur Geltung (s. Abb. 100 & 102). Der zwischen den beiden Torfstichen verbliebene Torfrücken lässt die Höhenausdehnung der einstigen Mooroberfläche im Bereich der Stichflächen erahnen, die ursprünglich wohl mehr als einen Meter über dem heutigen Geländeniveau lag.

4.3.4 Gräben und Sperren

Die Lage der Sperren entlang der Gräben wurde aus den digitalen Geländemodellen theoretisch gemäß der Vorgabe, einen Geländehöhenunterschied von 20 cm zwischen den einzelnen Sperren einzuhalten, ermittelt. In weiterer Folge wurden die Abstände zwischen den Sperren GIS-gestützt ermittelt, die Ergebnisse ins Freiland übertragen und bei Bedarf bzw. Notwendigkeit an die Situation vor Ort angepasst. Zur Ermittlung der Sperrenbreite wurde an den ausgewählten Standorten die Grabenbreite gemessen. Die Torftiefe und daraus die Sperrenhöhe wurde unter Zuhilfenahme des digitalen Höhenmodells der Torfmächtigkeiten ermittelt. Darauf aufbauend konnte der Ablängplan für die Pfosten und Kanthölzer erstellt

werden. In Ausnahmefällen mussten noch direkt während der Errichtung der Sperren geringfügige Lageänderungen vorgenommen werden bzw. konnten einige Sperren entfallen und an anderer Stelle errichtet werden.

Grabensystem G konnte aufgrund der Unzugänglichkeit über weite Strecken nicht geodätisch vermessen werden. Hier wurde die Geländeneigung mit Hilfe einer Schlauchwaage ermittelt. Sanierungsmaßnahmen am Graben H waren ursprünglich nicht vorgesehen, konnten aber nachträglich gesetzt werden, da durch Änderungen im Zuge der Projektrealisierung Material eingespart werden konnte.

In den abgebildeten Kartendarstellungen ist die Situation wiedergegeben, wie sie schlussendlich umgesetzt wurde (s. Abb. 105 – 113). Insofern stimmen diese Ergebnisse nicht immer exakt mit den im Kapitel 5 angeführten Daten zur Dimension und Anzahl der Sperrenbauwerke überein, da diese im Laufe des gesamten Entwicklungsprozesses von der Vermessung über den Zuschnitt bis zum Einbau diversen Projektanpassungen unterlagen, die vorab schwer zu kalkulieren waren. In Summe ergaben sich aber in Bezug auf den Umfang des Projekts keine maßgeblichen Änderungen. Durch gezielte Projektadaptierungen während der Umsetzung konnte das Vorhaben mit dem vorhandenen Material schlussendlich sogar auf einen größeren Bereich ausgedehnt werden.

Insgesamt wurden im Zeitraum zwischen Juli 2004 und Juli 2006 100 Sperrenbauwerke errichtet. Für 80 Sperren bzw. den Einstau der Gräben A bis E stand für den Einbau ein 7,5-t-Hydraulikbagger zur Verfügung, die restlichen 20 Sperren für die Gräben F bis H mussten von Hand ohne maschinelle Hilfe errichtet werden. 2 Einzelsperren wurden im Nordwesten und Nordosten des zentralen Torfstichs außerhalb eigentlicher Gräben errichtet.

Die Angaben zur Sperrenhöhe beziehen sich auf die Berechnungen aus dem Torfmächtigkeitsmodell und können in Wirklichkeit aufgrund der Probleme beim Versenken der Pfosten im mineralischen Untergrund etwas geringer ausgefallen sein.

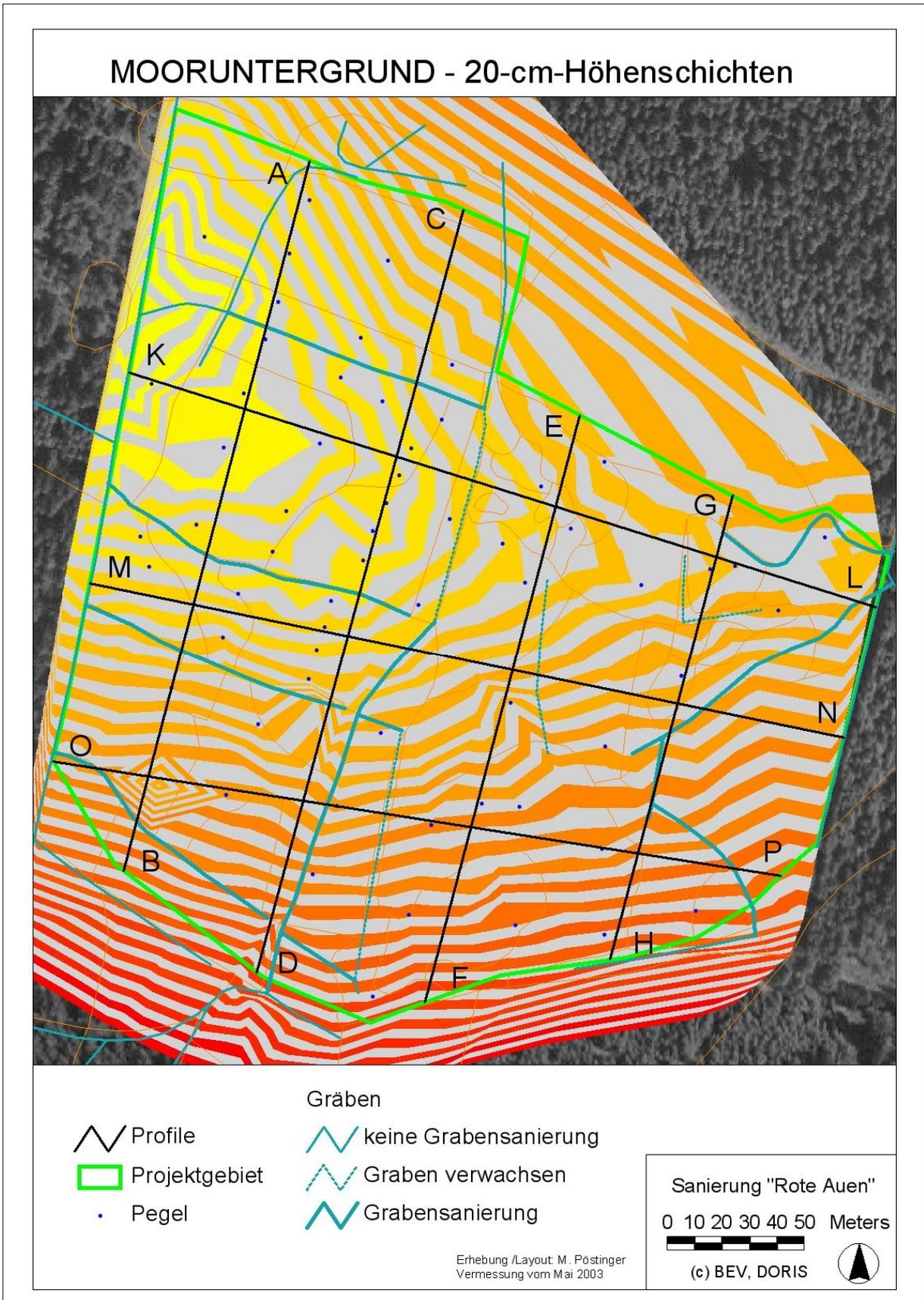


Abb. 95: Geländemodell des Mooruntergrunds bzw. des Mineralbodens

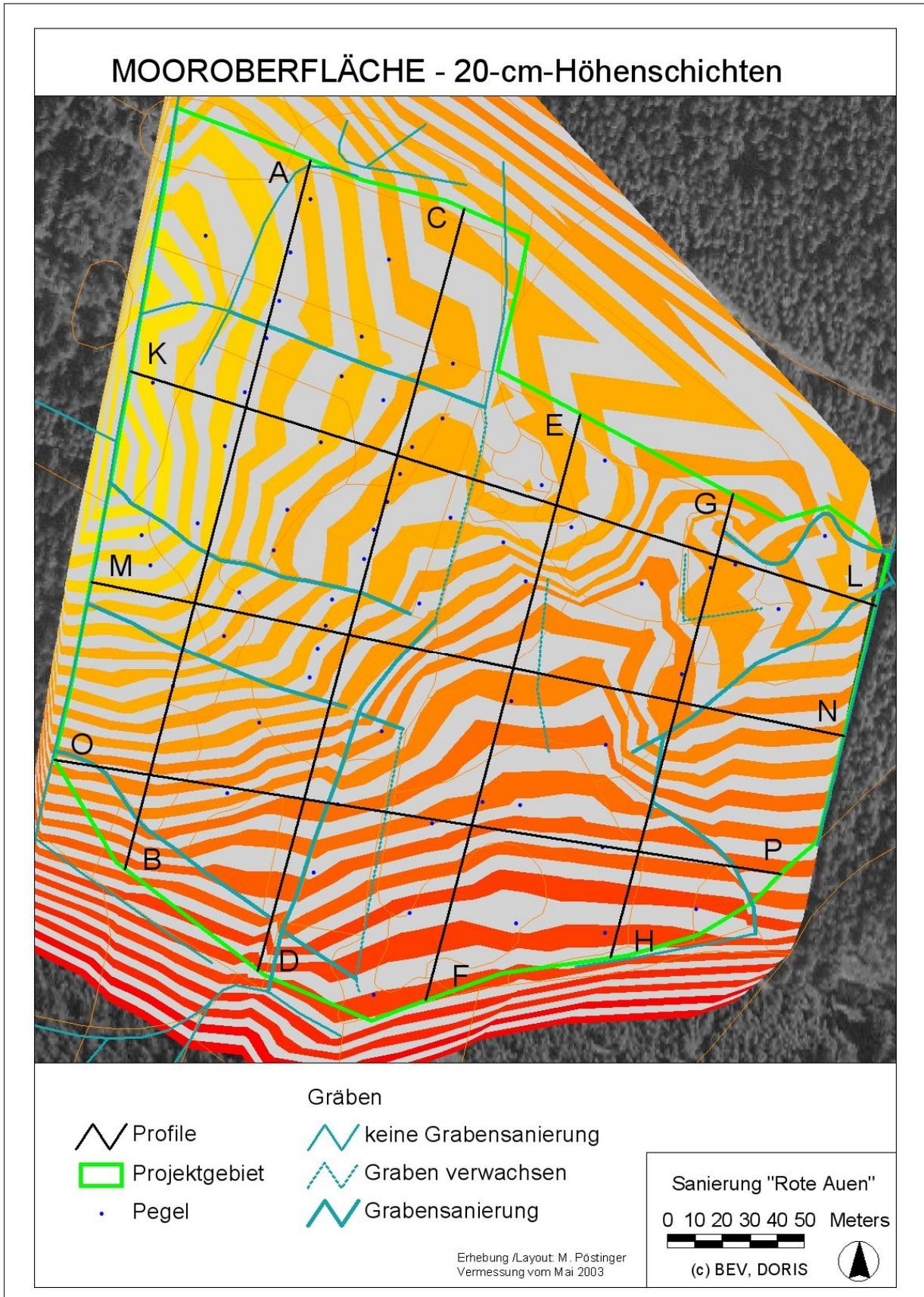


Abb. 96: Geländemodell der Mooroberfläche

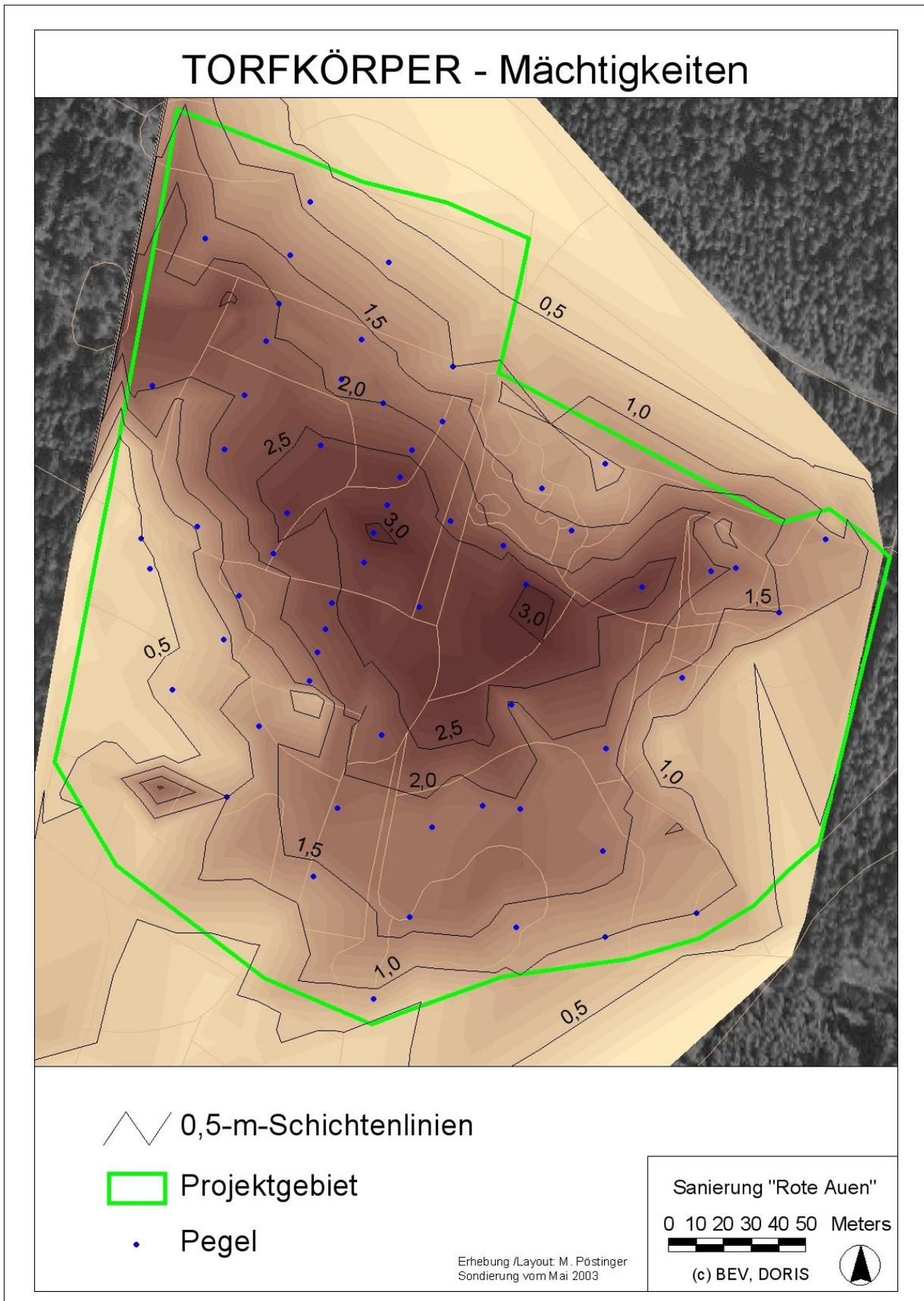


Abb. 97: Torfmächtigkeiten im Projektgebiet

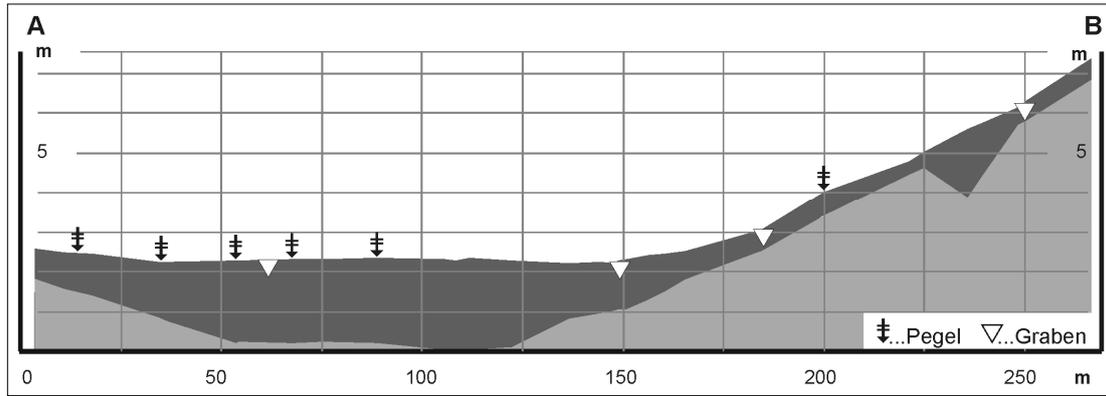


Abb. 98: Querschnitt entlang des Profils A-B, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

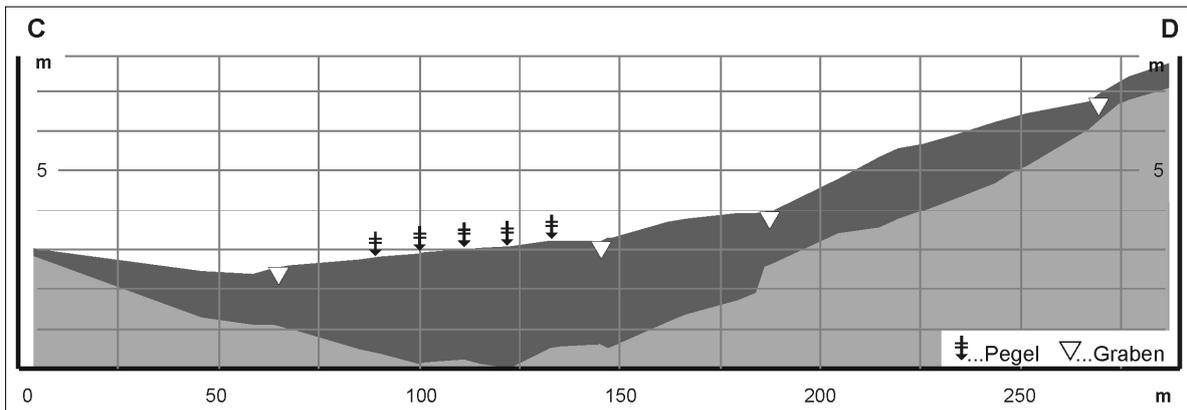


Abb. 99: Querschnitt entlang des Profils C-D, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

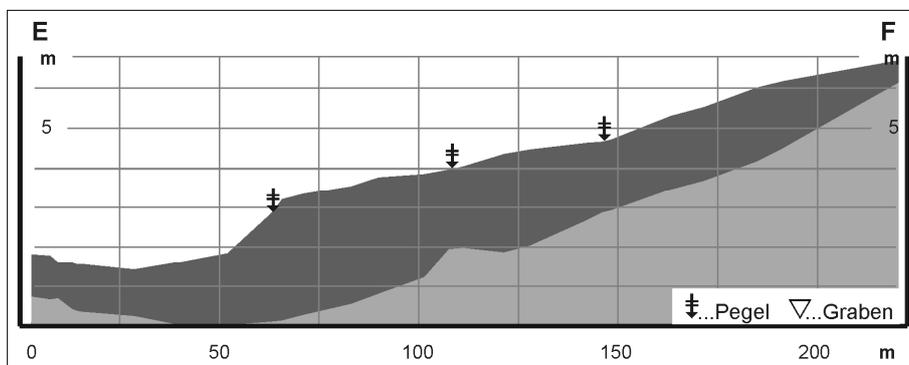


Abb. 100: Querschnitt entlang des Profils E-F, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

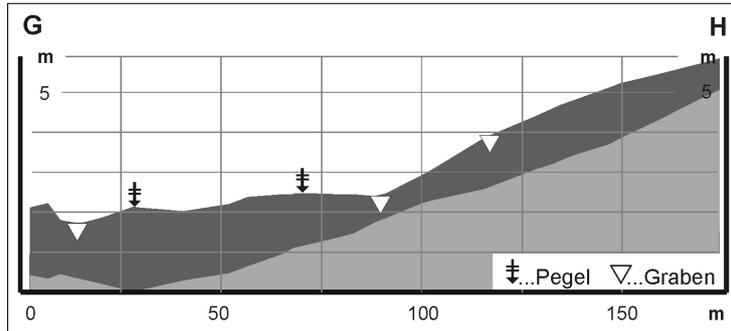


Abb. 101: Querschnitt entlang des Profils G-H, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

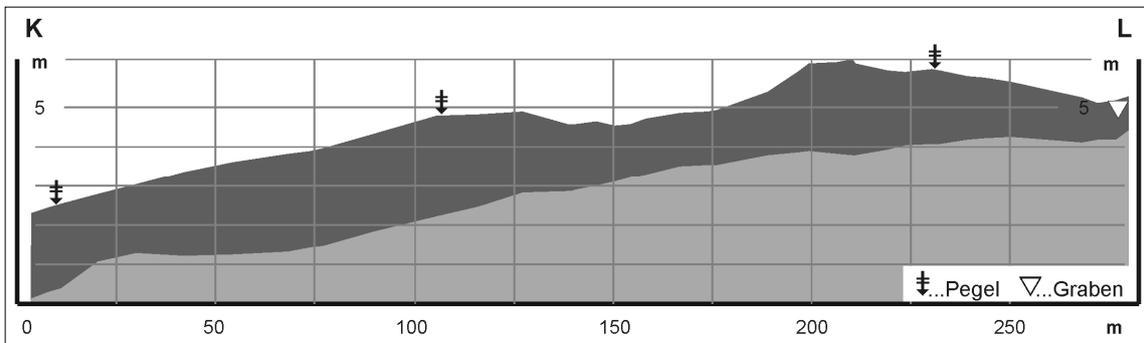


Abb. 102: Querschnitt entlang des Profils K-L, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

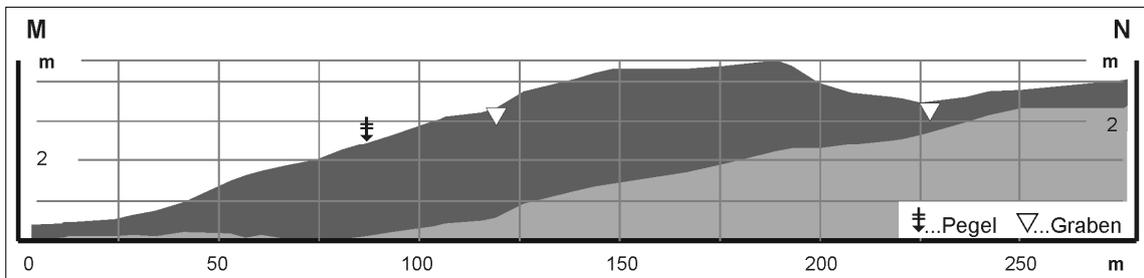


Abb. 103: Querschnitt entlang des Profils M-N, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

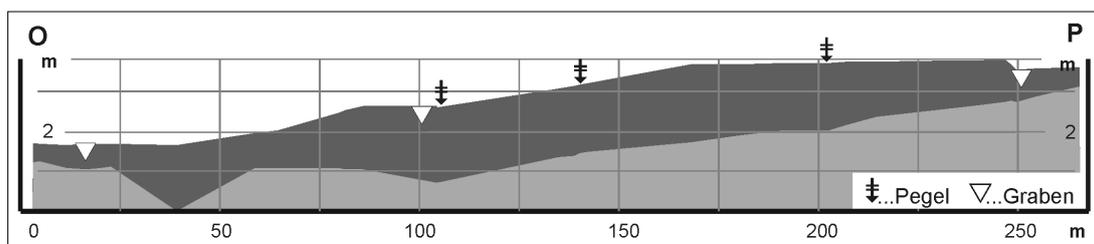


Abb. 104: Querschnitt entlang des Profils A-B, 10-fach überhöht (dunkel = Torf, hell = Mineralboden)

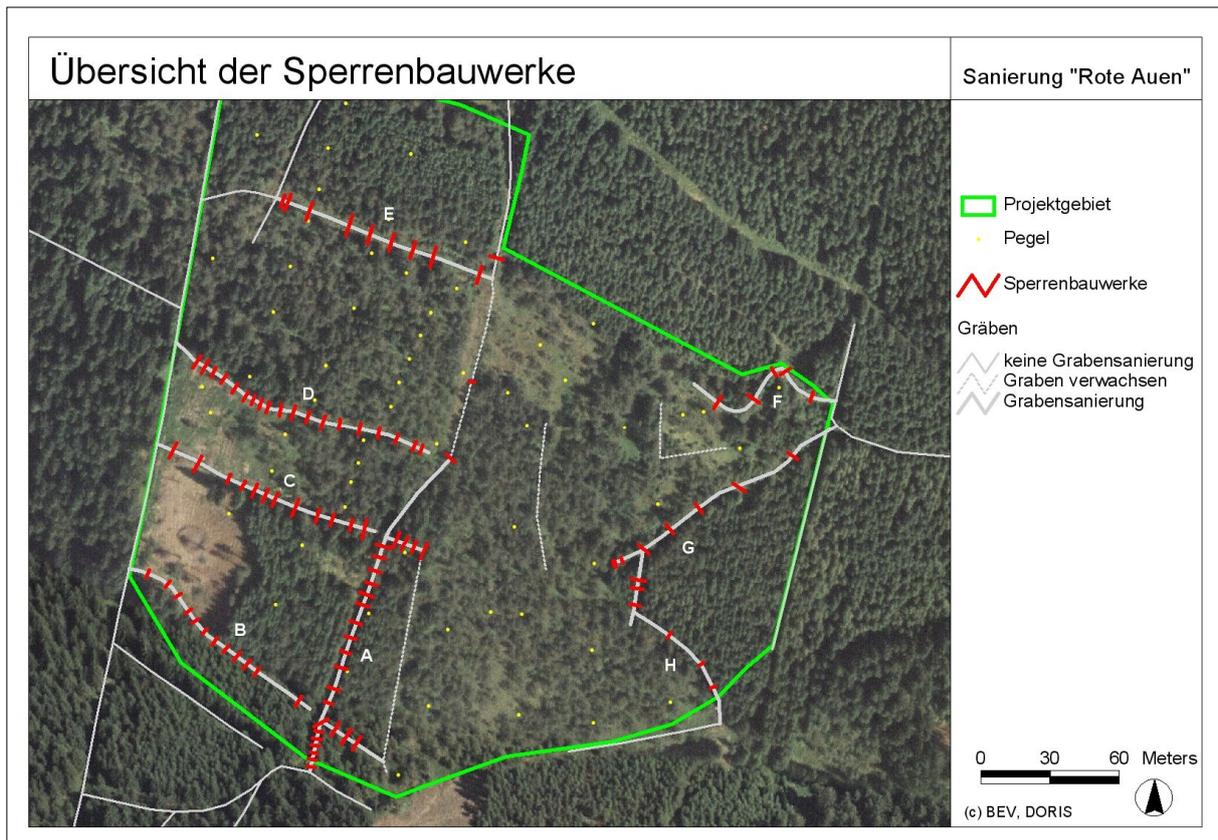


Abb. 105: Übersicht über die in den "Roten Auen" errichteten Sperrenbauwerke

4.3.4.1 Maßnahmen am Grabensystem A

Grabensystem A setzt sich aus einem gut 150 m langen Hauptgraben A und zwei Nebengräben zusammen (s. Abb. 106). Nebengraben A' hat eine Länge von rd. 17 m, A'' ist etwa 27 m lang. Die durchschnittliche Tiefe liegt bei etwas mehr als einem Meter, über weite Bereiche kommt die Grabensohle im Mineralboden zu liegen. Die Grabenbreite variiert zwischen 1,0 m und 2,9 m. Aufgrund des relativ stark geneigten Geländes wurden insgesamt 27 Sperren errichtet, die Breiten zwischen 3,0 m und 7,0 m sowie Höhen zwischen 1,2 m und 3,2 m aufweisen. Am Hauptgraben wurden 20 Sperren eingebaut, für Nebengraben A' waren vier, für A'' drei Sperren notwendig.

Die Berechnung aus dem digitalen Geländemodell ergab ursprünglich für Hauptgraben A eine zusätzliche Sperre unmittelbar nach der Einmündung des Nebengrabens A''. Durch ein geringfügiges Anheben der Sperre 1 konnte diese jedoch entfallen, da sich die Wasseroberfläche dadurch weiter zurück ausspiegelte. Gleichzeitig konnte Sperre 3 durch geringfügiges Versetzen deutlich schmaler ausgeführt werden und im Gegenzug Sperre 20 errichtet werden, die zu Beginn aus Einsparungsgründen nicht kalkuliert wurde.

Auch Sperre A4' konnte entfallen, da Sperre A3' einen entsprechend weiten Rückstau im oberseitig bereits stark verwachsenen Grabenabschnitt bewirkte.

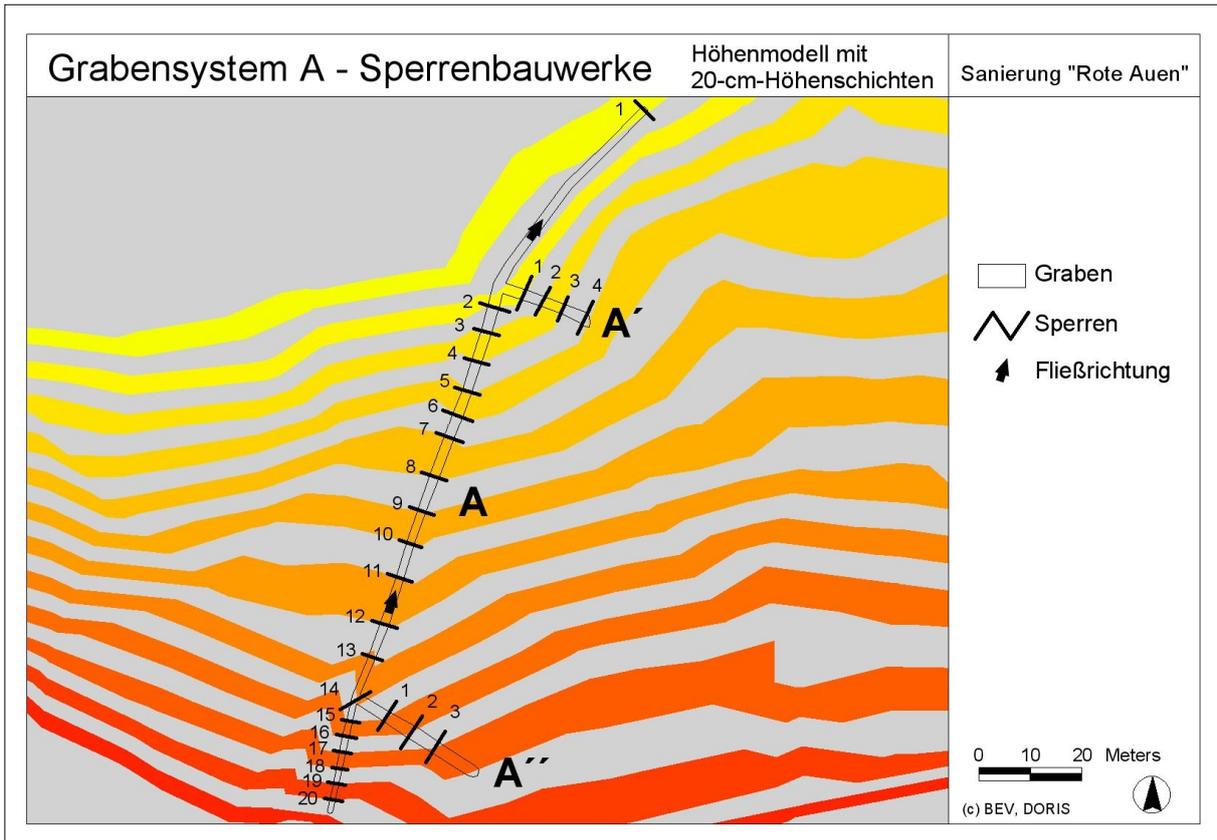


Abb. 106: Detailplan der Sperrenstandorte im Grabensystem A (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

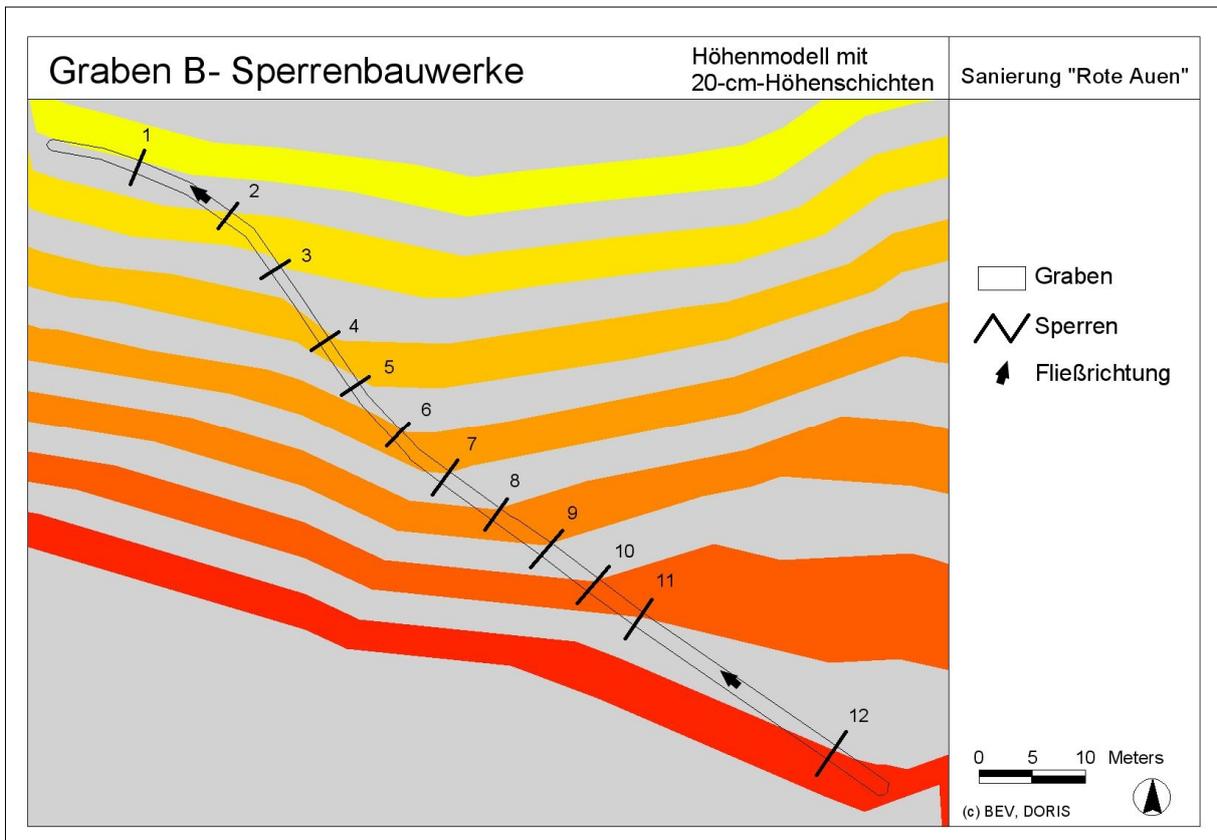


Abb. 107: Detailplan der Sperrenstandorte im Graben B (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

4.3.4.2 *Maßnahmen am Graben B*

Der etwa 100 m lange Graben B befindet sich am Südrand des Moores und weist aufgrund der geringen Torfmächtigkeiten bei einer Breite von 1,0 m bis 1,6 m lediglich geringe Tiefen von durchschnittlich etwa 0,5 m auf (s. Abb. 107). Die Grabensohle liegt auf fast der gesamten Strecke im mineralischen Untergrund. Insgesamt wurde der Graben mit zwölf Sperren mit Breiten von 3,0 m bis 5,0 m und Höhen von 0,9 m bis 1,5 m verbaut.

Während das Gelände im östlichen Teil nur geringfügig Richtung Westen geneigt ist, zeigt der westliche Teilabschnitt deutlich stärkere Geländeneigungen. An diesem Graben konnten die aus dem digitalen Geländemodell ermittelten Sperrenstandorte ohne Abänderung ins Freiland übertragen und die Bauwerke wie vorgesehen errichtet werden.

4.3.4.3 *Maßnahmen am Graben C*

Graben C verläuft in west-östlicher Richtung ansteigend und schneidet gemäß der zunehmenden Torfmächtigkeit zusehends in den Torfkörper ein. Besonders im oberen Drittel ist er sehr großzügig dimensioniert und erreicht Tiefen von stellenweise deutlich mehr als einem Meter. Die Sohle des hangabwärts anschließenden Bereichs des insgesamt rd. 96 m langen Grabens liegt bereits im Mineralboden, der Torfkörper wurde hier zur Gänze abgegraben. Die Breite des Grabens variiert zwischen 1,3 m und 3,0 m, die Sperren sind zwischen 4,0 m und 8,0 m breit und zwischen 0,9 m und 2,1 m hoch (s. Abb. 108).

Zwölf Sperren waren gemäß dem digitalen Geländemodell erforderlich, um die Einhaltung des 20-cm-Geländehöhenunterschieds zwischen den Bauwerken gewährleisten zu können. Zahlreiche große Steine und Granitblöcke, die zur Sicherung der Forstwege entlang der Gräben bzw. als Fundament in den Torfkörper eingebracht wurden, machten gewisse Lageverschiebungen notwendig.

Sperre 1 wurde letztendlich um einen Meter und Sperre 12 um 0,7 m nach Osten verlegt, Sperre 10 hingegen um einen Meter grabenabwärts versetzt. Die sich dadurch ergebenden Höhenunterschiede sind vernachlässigbar gering und liegen im Bereich weniger Zentimeter.

4.3.4.4 *Maßnahmen am Graben D*

Obwohl Graben D mit insgesamt gut 120 m zwar nur geringfügig länger als Graben B und C ist, waren hier aufgrund des deutlich stärker geneigten Geländes insgesamt 19 Sperren erforderlich, um den Projektvorgaben und den Berechnungen aus dem digitalen Geländemodell entsprechen zu können. Der Graben ist zwischen 1,2 m und 2,0 m breit, die Grabensohle liegt im Mittel etwa einen Meter unter Geländeoberkante und somit abschnittsweise im mineralischen Untergrund. Die Sperrenbreite variiert zwischen 3,5 m und 6,0 m, die Höhe zwischen 1,0 m und 3,1 m. Die Torfmächtigkeit steigt in östlicher Richtung zusehends an, erreicht etwa auf Höhe von Sperre 7 ein Ausmaß von einem Meter und summiert sich am östlichen Ende des Grabens auf cirka 2,6 m (s. Abb. 109)

Die mit Hilfe des Geländemodells ermittelten Sperrenstandorte konnten mit Ausnahme von Sperre 17, die aufgrund örtlicher Gegebenheiten um einen Meter nach Westen verschoben werden musste, den Vorgaben entsprechend eingehalten werden.

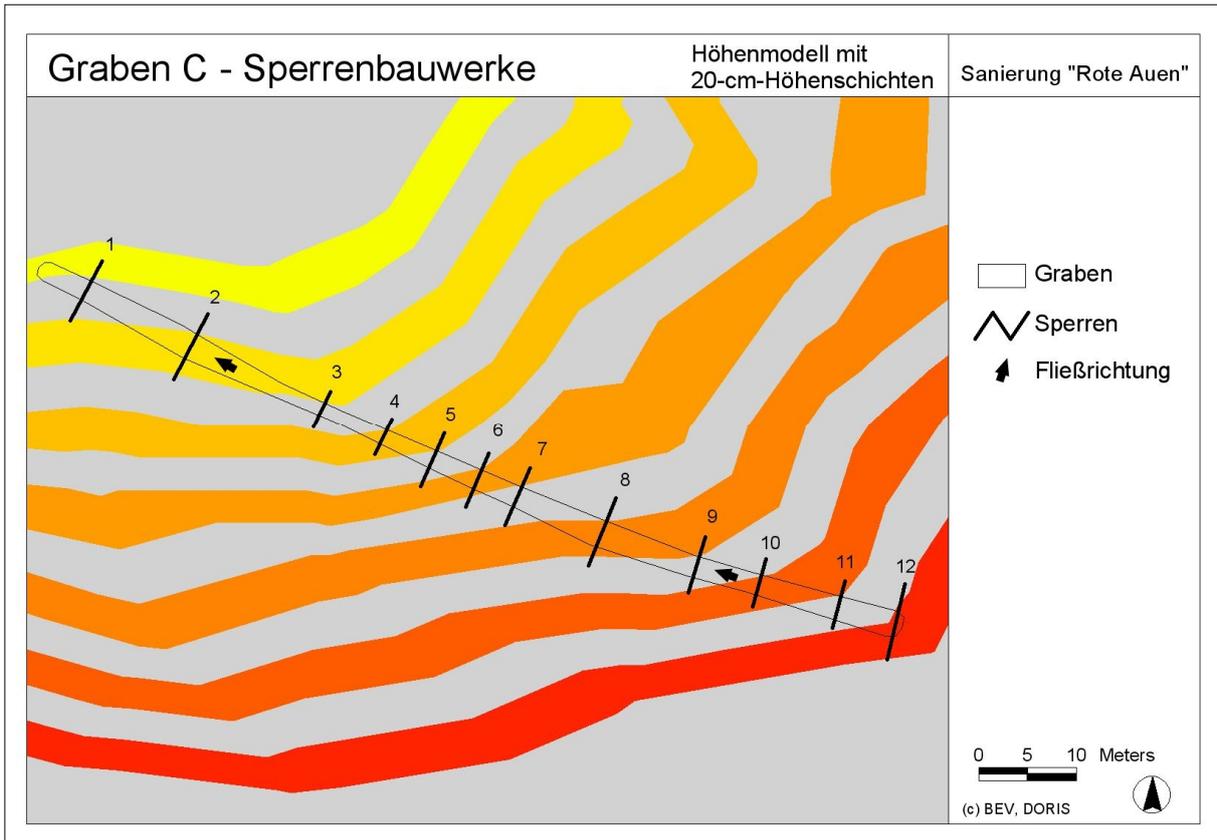


Abb. 108: Detailplan der Sperrenstandorte im Graben C (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

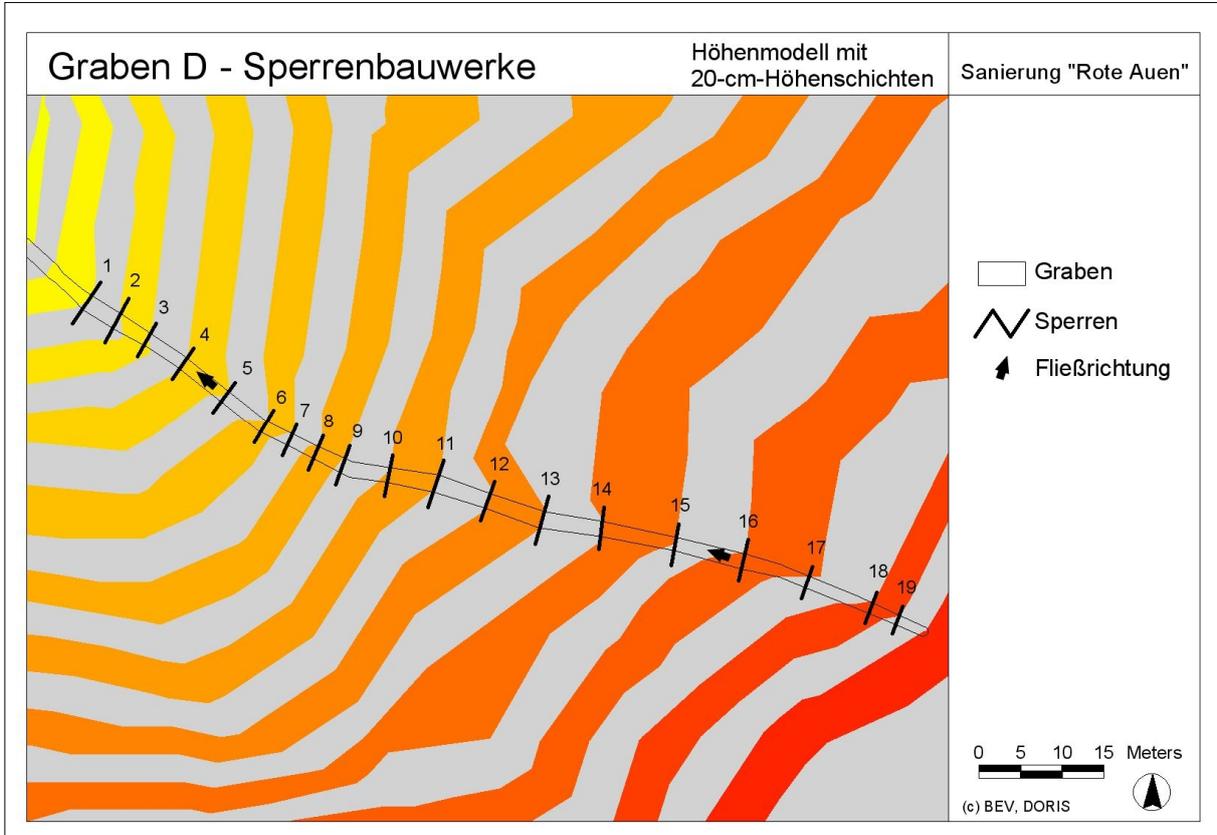


Abb. 109: Detailplan der Sperrenstandorte im Graben D (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

4.3.4.5 *Maßnahmen am Graben E*

Graben E ist etwa 96 m lang und entwässert den zentralen Torfstich. Anders als bei den anderen Gräben in der Westhälfte des Moores nimmt hier die Torfmächtigkeit mit ansteigendem Gelände ab und liegt zwischen etwa 2,2 m auf Höhe von Sperre 1 und 1,5 m am oberen Ende bei Sperre 9.

Aufgrund der geringen Geländeneigung konnte für diesen Graben eine fachgerechte Sanierung mit lediglich neun Sperren realisiert werden, die allesamt aufgrund der enormen Grabenbreite zwischen 1,8 m und 3,2 m sowie der erheblichen Tiefe von 1,5 m bis über 2,0 m gewaltige Dimensionen erreichten. Die Sperrenhöhe schwankt zwischen 2,0 m und 2,8 m, die Breite erreicht 5,5 m bis 9,0 m (s. Abb. 110)!

So war es in manchen Fällen notwendig, einzelne Pfosten von Hand im Torfkörper zu versenken, da der Arm des verwendeten Baggers zu kurz war. Der Graben selbst wurde ursprünglich derart tief ausgehoben, dass die Sohle auf ihrer gesamten Länge im mineralischen Untergrund zu liegen kam. Seitenerosion und Auswaschungen aus dem Torfstich haben zu einer geringfügigen Verfüllung geführt, die jedoch nicht die Eigenschaften eines natürlich geschichteten Torfkörpers aufweist.

Dies und die Tatsache, dass die Pfosten nicht ausreichend tief in den Mineralboden versenkt werden konnten, hat letztendlich wohl auch dazu geführt, dass Sperre 8 ein Jahr nach Errichtung unterspült wurde.

Mit Ausnahme von Sperre 3, die aufgrund eines großen Wurzelstocks um 1,5 m nach Osten versetzt werden musste, konnten alle Bauwerke gemäß der vorab im Geländemodell festgelegten Standorte projektgemäß errichtet werden.

4.3.4.6 *Maßnahmen am Graben F*

Graben F entwässert die ehemalige Torfstichfläche im Osten der „Roten Auen“. Er weist im Gegensatz zu allen anderen Gräben eine deutlich geschwungene Linienführung mit einer Gesamtlänge von etwa 80 m auf. Die Grabenbreite liegt zwischen 1,5 m und 2,0 m, die Tiefe beträgt durchschnittlich einen Meter. Unterhalb von Sperre 3 kommt die Sohle im mineralischen Untergrund zu liegen. Die Sperrenbreite variiert zwischen 4,5 m und 6,0 m, die Sperrenhöhe beträgt 1,5 m bis 2,1 m (s. Abb. 111).

Die Geländeverhältnisse im Umfeld des Grabens F sind sehr heterogen und durch Geländegestaltungsmaßnahmen verändert. Zum Teil verläuft das Gelände im Anschluss an den Grabenrand flach aus, zum Teil steigt es jedoch auch unmittelbar und rasch an. Als Bezugspunkt für die Standortwahl der Sperren konnten hier also nur die unmittelbaren Grabenränder herangezogen werden.

Aus dem Geländemodell wurden insgesamt fünf Sperrenstandorte errechnet und entsprechend ins Freiland übertragen. Lediglich Sperre 4 wurde geringfügig grabenabwärts versetzt, da dadurch im Bereich einer Engstelle eine bessere Wirksamkeit bei verringertem Materialbedarf erreicht werden konnte.

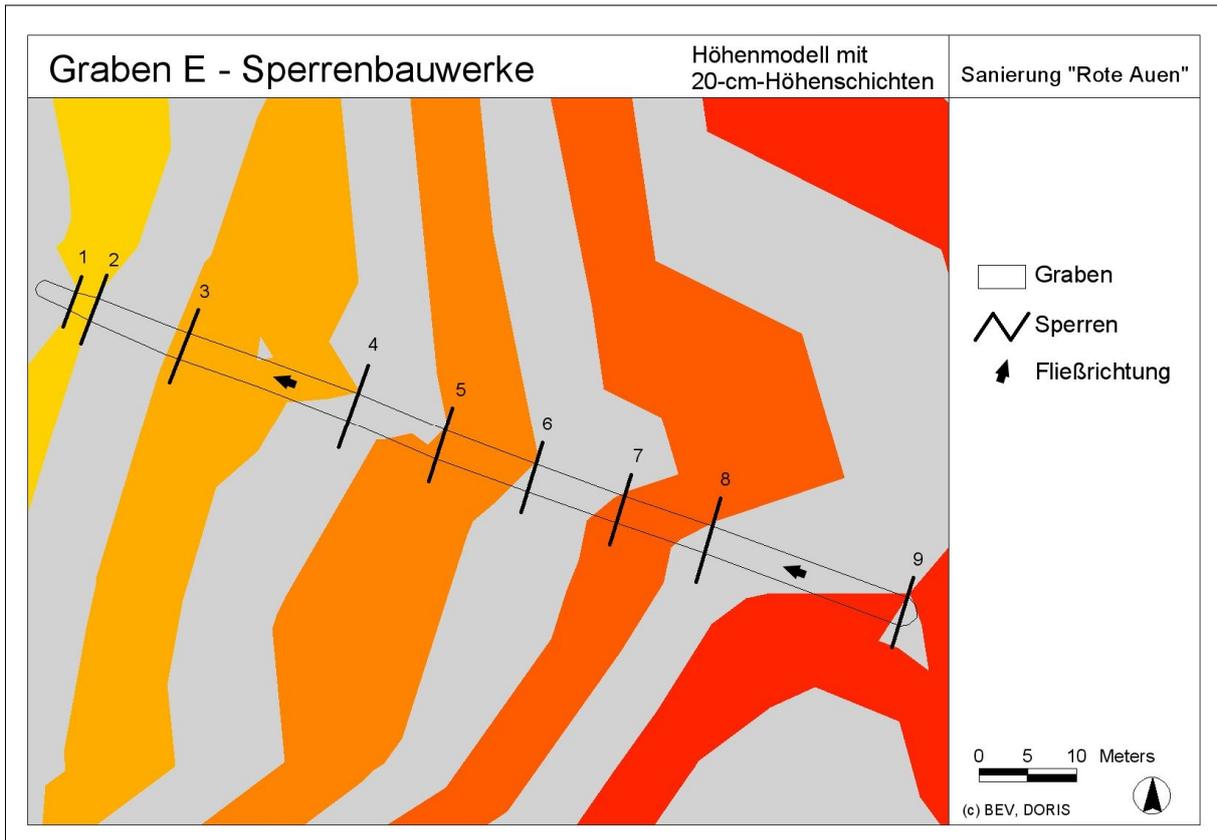


Abb. 110: Detailplan der Sperrenstandorte im Graben E (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

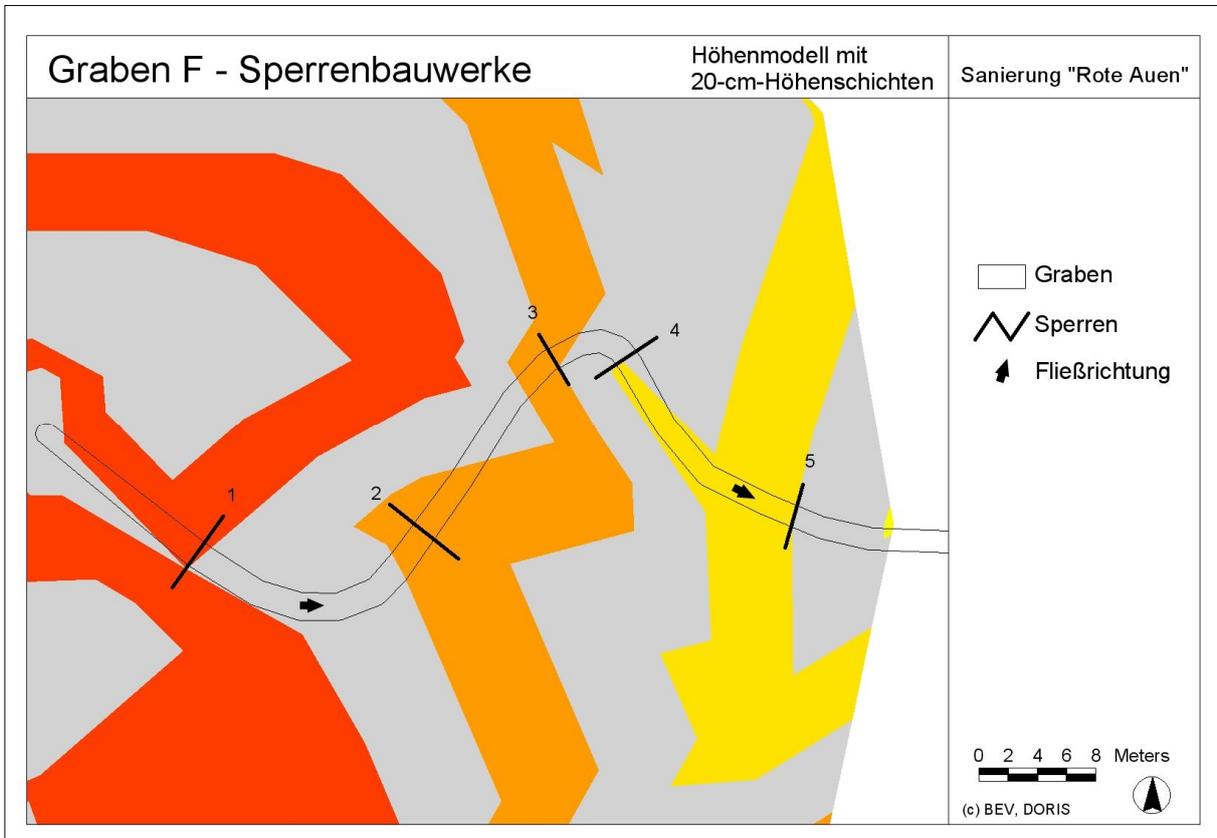


Abb. 111: Detailplan der Sperrenstandorte im Graben F (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

4.3.4.7 *Maßnahmen am Grabensystem G*

Grabensystem G setzt sich aus dem gut 90 m langen Hauptgraben G, seiner etwa 15 m langen Verlängerung G´ und einem rund 31 m langen Nebengraben G´´ zusammen (s. Abb. 112). Aufgrund der Geländeverhältnisse und der undurchdringlichen Vegetation konnte dieses Grabensystem nur teilweise geodätisch vermessen werden. Ein großer Teil wurde mit Maßband, Kompass und Schlauchwaage topografisch erfasst.

Wegen der Ungenauigkeit dieser sehr einfachen Vermessungsmethode, deren Daten nicht in das digitale Geländemodell übernommen wurden, und dem sehr heterogenen Gelände, waren auch im Zuge der Umsetzung der Maßnahmen vergleichsweise häufig Änderungen und Anpassungen notwendig.

Die der Abbildung 112 hinterlegten Höhenschichten geben im Bereich des Grabensystems G somit nur einen generellen Trend der Geländeausformung wieder und lassen sich nur sehr eingeschränkt auf die tatsächlichen, kleinräumig strukturierten Verhältnisse übertragen.

Die Vermessung der Gräben, die zwischen 0,8 m und 2,3 m Breite aufweisen und mit wenigen Ausnahmen grundsätzlich eher flachgründig ausgeformt sind, ergab rechnerisch für Graben G sechs Sperren, für Graben G´ vier Sperren und für Graben G´´ fünf Sperren.

Im Zuge der Umsetzung wurde jedoch beschlossen, auf einige der Sperren zu verzichten und statt dessen den anschließenden Graben H in das Vorhaben mit einzubeziehen, wodurch eine deutliche Verbesserung für die in diesem Teil des Naturschutzgebiets liegenden Moorflächen erreicht werden konnte.

Schlussendlich wurden insgesamt lediglich elf Querwerke mit Breiten zwischen 2,5 m und 6 m und Höhen von 1,2 m bis 1,6 m errichtet. Fünf Sperren waren für den Hauptgraben und jeweils drei für die Nebengräben vorgesehen. Die Folge war, dass durch diese Reduktion die Absturzhöhen an einigen Sperren mit rd. 30 cm etwas höher ausfielen als ursprünglich angenommen. Dies erscheint jedoch, insbesondere durch die sich dadurch ergebende Möglichkeit, im Bereich von Graben H zusätzlich Maßnahmen treffen zu können, fachlich sinnvoll und durchaus vertretbar.

4.3.4.8 *Maßnahmen am Graben H*

Dieser erst relativ spät in das Projekt aufgenommene, etwa 65 m lange Graben wurde durch die Errichtung von drei Sperren mit einem Niveauunterschied von etwa 30 cm eingestaut (s. Abb. 113).

Graben H trennt den auch in Abbildung 113 deutlich erkennbaren, höherliegenden Moorbereich von einem Forstweg, der an der anderen Grabenseite angrenzt. Aufgrund dieser besonderen Geländeverhältnisse und der geringen Breite des Grabens konnten die Einstaumaßnahmen mit lediglich 2,5 m breiten und maximal einen Meter hohen Sperrenbauwerken, die leicht einseitig versetzt errichtet wurden, realisiert werden.

Insgesamt drei Sperren sollen den Wasserspiegel im Graben H derart anheben, dass auch die doch deutlich höher liegenden, teils sehr trockenen Moorbereiche wieder eine bessere Wasserversorgung aufweisen.

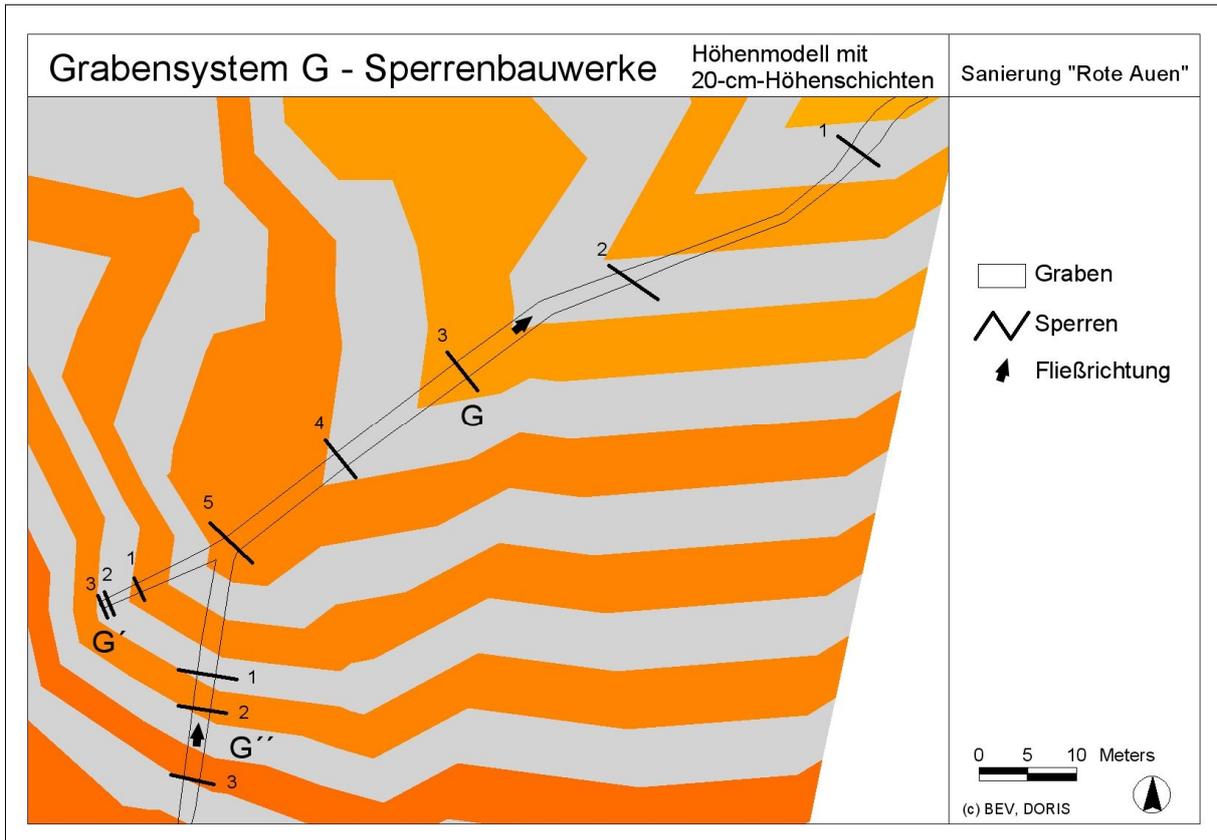


Abb. 112: Detailplan der Sperrenstandorte im Grabensystem G (DHM, 20-cm-Höhenschichten).

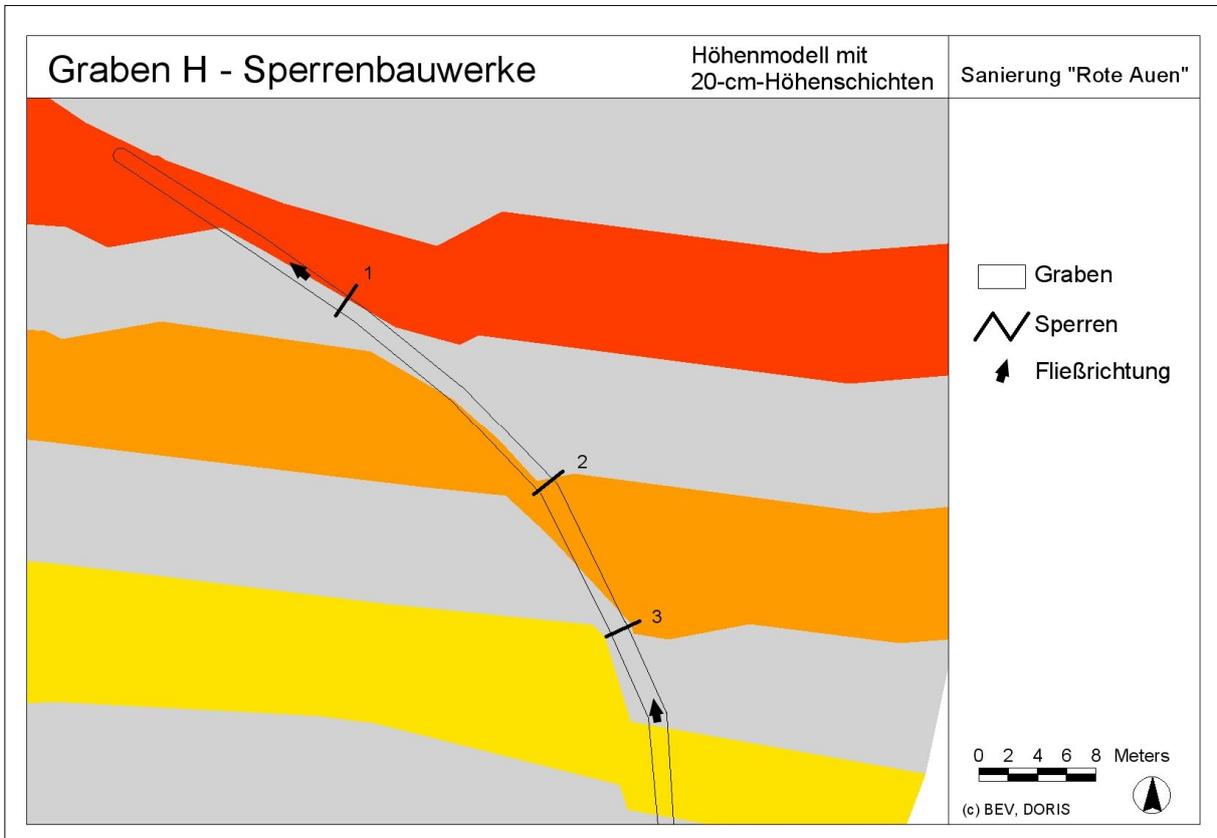


Abb. 113: Detailplan der Sperrenstandorte im Graben H (DHM, 20-cm-Höhenschichten)

4.3.4.9 *Maßnahmen mit Einzelsperren*

Zwei Sperren wurden dazu verwendet, um die hydrologische Situation lokal im Umfeld des zentralen Torfstichs positiv zu beeinflussen. Die Sperre im Nordwesten der Torfstichfläche dient vordringlich dazu, einen Rückstau des Wassers in den nordwärts führenden Graben zu verhindern, da es dadurch auch zu Beeinträchtigungen des Nachbargrundstücks kommen könnte, die ein Absterben der dort stockenden (standortfremden) Fichtenaufforstungen bewirken könnten. In Zeiten höheren Wasserangebots kann aber dieser Graben die von Norden einfließenden Hangwässern nicht mehr in ausreichendem Ausmaß ableiten, wodurch es hier dennoch zu einer gewissen Anhebung des Moorwasserspiegels kommt.

Die Sperre im Südwesten der zentralen Torfstichfläche ist zur Gänze im Torfkörper versenkt und soll einen verstärkten Rückhalt des Wassers in einem wiederverfüllten Grabenabschnitt gewährleisten.

5 PRAXISBERICHT

Dieses Kapitel beschreibt den Ablauf der Moorsanierung in einzelnen Teilschritten und kann als Leitfaden für die Planung und Umsetzung künftiger Moorsanierungsprojekte dienen. Angeführt wird der Personal- und Zeitaufwand für die jeweiligen Teilabschnitte des Gesamtprojekts, Kosten sind für jene Tätigkeiten angegeben, die nicht in Eigenregie durchgeführt wurden. Der Zeitaufwand wird in Tagen zu je 8 Std. reine Arbeitszeit berechnet.

Zur besseren Übersicht werden singuläre Projektteile von dauerhaften, über den gesamten Zeitraum hinweg anfallenden Maßnahmen und Untersuchungen getrennt dargestellt. In diesem Zusammenhang werden nur jene Arbeitsschritte und Erhebungen abgehandelt, die als Mindestanforderung an eine fachgerechte, nachvollziehbare und evaluierbare hydrologische Moorsanierung zu stellen sind. Erhebungen wie vegetationskundliche oder tierökologische Untersuchungen sind jedoch im Sinne einer gesamtheitlichen Ökosystemanalyse unerlässlich und sollten selbstverständlich projektbegleitend durchgeführt werden.

Wenngleich Öffentlichkeits- und Pressearbeit nicht über den fachlichen Erfolg oder Misserfolg einer hydrologischen Sanierung entscheiden, so kann sie sehr wohl gewinnbringend und beispielgebend für die Sache an sich eingesetzt werden. Die diesbezüglichen Bemühungen seitens des OÖ. NATURSCHUTZBUNDES werden abschließend kurz vorgestellt.

5.1 *Singuläre Maßnahmen*

5.1.1 **Lokalausweise und Vorerhebungen zur Situationsbeurteilung (Vorbegutachtung)**

Im Winter 2001/2002 wurde der Verfasser dieser Arbeit zum ersten Mal von Mitarbeitern des OÖ. NATURSCHUTZBUNDES auf die unzufriedenstellende Situation in den „Roten Auen“ aufmerksam gemacht. Nach der Zusammenstellung und Sichtung vorhandener Daten erfolgte unmittelbar nach der Schneeschmelze ein erster Lokalausweis zur Feststellung des Ist-Zustands. Dabei sollte anhand einfacher Voruntersuchungen beurteilt werden, ob eine Sanierung überhaupt zweckmäßig erscheint und welche Möglichkeiten der Realisierung bestehen.

Es stellte sich heraus, dass unmittelbares Handeln gefragt war, will man die „Roten Auen“ vor der völligen Zerstörung bewahren. Glücklicherweise waren die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Sanierung trotz der seit Jahrzehnten andauernden Entwässerung und der damit verbundenen negativen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Moores noch gegeben. Wasser als wichtigste Ressource ist ausreichend vorhanden und auch der Torfmächtigkeitsverlust in den stark entwässerten Bereichen durch Sackungs- und Schrumpfungsvorgänge sowie bodenbildende Prozesse waren noch nicht sehr weit vorangeschritten.

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 7 Tage

5.1.2 Machbarkeitsstudie und Projekterstellung

Nachdem abgeklärt werden konnte, dass eine Sanierung technisch möglich ist und auch aus naturschutzfachlicher Sicht durchaus Sinn macht, blieb es festzustellen, ob und wie eine Realisierung des Vorhabens finanziert werden könnte.

Dazu erfolgte als erster Schritt im Frühsommer 2002 ein gemeinsamer Lokalaugenschein mit Univ. Prof. Dr. Gert-Michael Steiner zur Festlegung einer geeigneten Sanierungsmethode. Aus fachlicher Sicht fiel aufgrund mangelnder Alternativen die Wahl eindeutig auf einen Einstau der Entwässerungsgräben mit massiven Querbauwerken aus Lärchenholz. Steiner verwies in diesem Zusammenhang auch auf die bereits gemachten Erfahrungen mit dieser Methode und schätzte die Zahl der notwendigen Sperrenbauwerke auf etwa 100 Stück.

Personal- und Zeitaufwand: 2 Personen, 2 Tage

Basierend auf dieser Abschätzung wurde ein generelles Projekt erstellt, welches neben den Zielvorstellungen und der Erörterung der Maßnahmen und Methoden einen voraussichtlichen Zeit- und Finanzierungsplan beinhaltet.

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 8 Tage

5.1.3 Finanzierung, Partner- und Sponsorsuche

Eine Grobkostenschätzung, die in Bezug auf Material und Maschinen auf realistischen Angaben und für den Personalaufwand auf einem äußerst kostengünstigen Ansatz beruhte, belief sich auf rund € 125.000,- für ein Gesamtkonzept mit einem Planungs- und Umsetzungszeitraum von drei Jahren. Somit war definitiv klar, dass dieses Vorhaben die finanziellen Mittel des OÖ. NATURSCHUTZBUNDES sprengen würde und zusätzliche Geldgeber gewonnen werden mussten.

In diesem Zusammenhang wurden im Herbst und Winter 2002 entsprechende Förderungsanträge an das Amt der OÖ. LANDESREGIERUNG, Abt. Naturschutz, Abt. Wasserbau und Abt. Umweltschutz, Uabt. Gewässerschutz sowie über den ÖSTERREICHISCHEN NATURSCHUTZBUND an das LEBENS MINISTERIUM und die Gemeinde Weitersfelden als Standortgemeinde gestellt.

Die folgenden Monate waren von zahlreichen Rückschlägen gekennzeichnet, und eine Realisierung des Vorhabens schien in weite Ferne zu rücken. Im März 2003 zeigte sich die Naturschutzabteilung dann doch bereit, die Kosten für Material und Maschineneinsatz zu übernehmen. Gleichzeitig konnte das LEBENS MINISTERIUM geringfügige Mittel in Aussicht stellen. Seitens der Abteilungen Wasserbau und Umweltschutz des Landes Oö. wurde auch nach mehrmaligen Rückfragen bedauerlicherweise keine Stellungnahme zum Antrag abgegeben. Auch seitens der Gemeinde Weitersfelden war man leider nicht in der Lage, sich zum Vorhaben zu äußern.

Erst die Unterstützung von Univ. Prof. Dr. Gert Michael Steiner ermöglichte die dringend notwendige Anschaffung der hydrologischen Messgeräte. Der OÖ. NATURSCHUTZBUND als Projektträger konnte die anfallenden Kosten für einen Teil der Spesen, Forstarbeiten und

Hilfspersonal in Form von Ferialpraktikanten übernehmen. Nachdem auch noch die Firma HUSQVARNA eine Sachspende in Form einer Benzin-Kettensäge, die für die Fertigung der Sperren unerlässlich war, beisteuerte, wurde im April 2003 als erste praktische Maßnahme das hydrologische Messnetz installiert.

Gleichzeitig musste jedoch auch der Plan, eine Gesamtlösung für das Naturschutzgebiet zu realisieren, verworfen und der veranschlagte zeitliche Rahmen ausgedehnt werden. Das nunmehr verfolgte Vorhaben beschränkt sich auf die Moorflächen als höchstes Schutzgut im Gebiet.

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 13 Tage

5.1.4 Einrichtung des hydrologischen Messnetzes

Unter der Vorgabe, ein möglichst umfassendes Bild von der hydrologischen Situation im Projektgebiet zu erhalten, wurde ein Messnetz aus insgesamt 60 Pegelstandorten eingerichtet (s. Abb. 20). Die Pegelrohre wurden gemäß den Angaben in Kapitel 3.2.1 angefertigt und an ausgewählten Standorten im Projektgebiet installiert.

Am 28. April 2003 – etwa eine Woche nachdem die Pegel gesetzt worden waren – wurde mit der ersten Messung das hydrologische Monitoring gestartet. Ab 1. Mai 2003 zeichneten die drei dauerregistrierenden Druckpegelmesser (Diver) im Abstand von jeweils zwei Stunden die Wasserspiegelschwankungen im Moor auf.

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 5 Tage

5.1.5 Geländeerhebungen und Torfsondierung

Im Zuge der tachymetrischen Geländevermessung wurde das gesamte Naturschutzgebiet geodätisch erfasst, wobei sich das Hauptaugenmerk auf das eigentliche Projektgebiet und hier vor allem auf die genaue Vermessung der vorhandenen Grabenstrukturen und Pegelstandorte richtete.

Insgesamt wurden 341 Punkte mit dem elektronischen Tachymeter LEICA TC 500 eingemessen (s. Abb. 23 & 24). Die Aufzeichnung der Messungen erfolgte handschriftlich gemäß einer vorab festgelegten Messvorschrift in einem Messprotokoll. Die Messpunkte wurden mit kurzen Plastikstangen markiert und die Mächtigkeit der Torfschicht durch Sondierung mit dem Gestänge eines Torfbohrers ermittelt (s. Abb. 25 & Kap. 3.3.1).

Um auch vom Grabensystem G hinreichend genaue Geländedaten zu erhalten, wurde dieser Bereich in sehr einfacher Art und Weise zusätzlich mittels Kompass, Maßband und Schlauchwaage erfasst.

Personal- und Zeitaufwand: Vor-/Nachbereitung: 1 Person, 3 Tage;
Freilandarbeit: 2 Personen, 6 Tage

5.1.6 GIS-gestützte Geländedatenauswertung und Planung der Sanierungsmaßnahmen

Die analogen Vermessungsdaten wurden digital erfasst und der Punkteschwarm in einem kartesischen Koordinatensystem dargestellt. Die soweit aufbereiteten Daten konnten GIS-gestützt verarbeitet und ein Geländemodell der Mooroberfläche erstellt werden (s. Abb. 96). Gleichzeitig wurde unter Einbeziehung der Ergebnisse aus den Torfsondierungen ein Schichtenmodell des Torfkörpers für die weiteren Planungsschritte erstellt (s. Abb. 97).

Im Anschluss wurde für alle zu sanierenden Gräben ein, auf einen geeigneten Referenzpunkt bezogenes 20-cm-Höhenschichtenmodell erstellt und die daraus ermittelte theoretische Lage der Sperrenstandorte festgelegt. Aus dem Modell konnten mit hinreichender Genauigkeit die jeweiligen Abstände der Sperren untereinander bzw. zu den Grabenvermessungspunkten ermittelt und entsprechende Detailarbeitspläne erstellt werden. Ein solcher Arbeitsplan ist für Graben E in Abbildung 114 dargestellt.

Für das manuell vermessene Grabensystem G wurde kein theoretisches Sanierungsmodell entworfen, da die potentiellen Sperrenstandorte bereits im Zuge der Vermessung im Gelände festgelegt wurden.

Insgesamt ergaben die Berechnungen eine notwendige Anzahl von 101 Sperrenbauwerken.

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 6 Tage

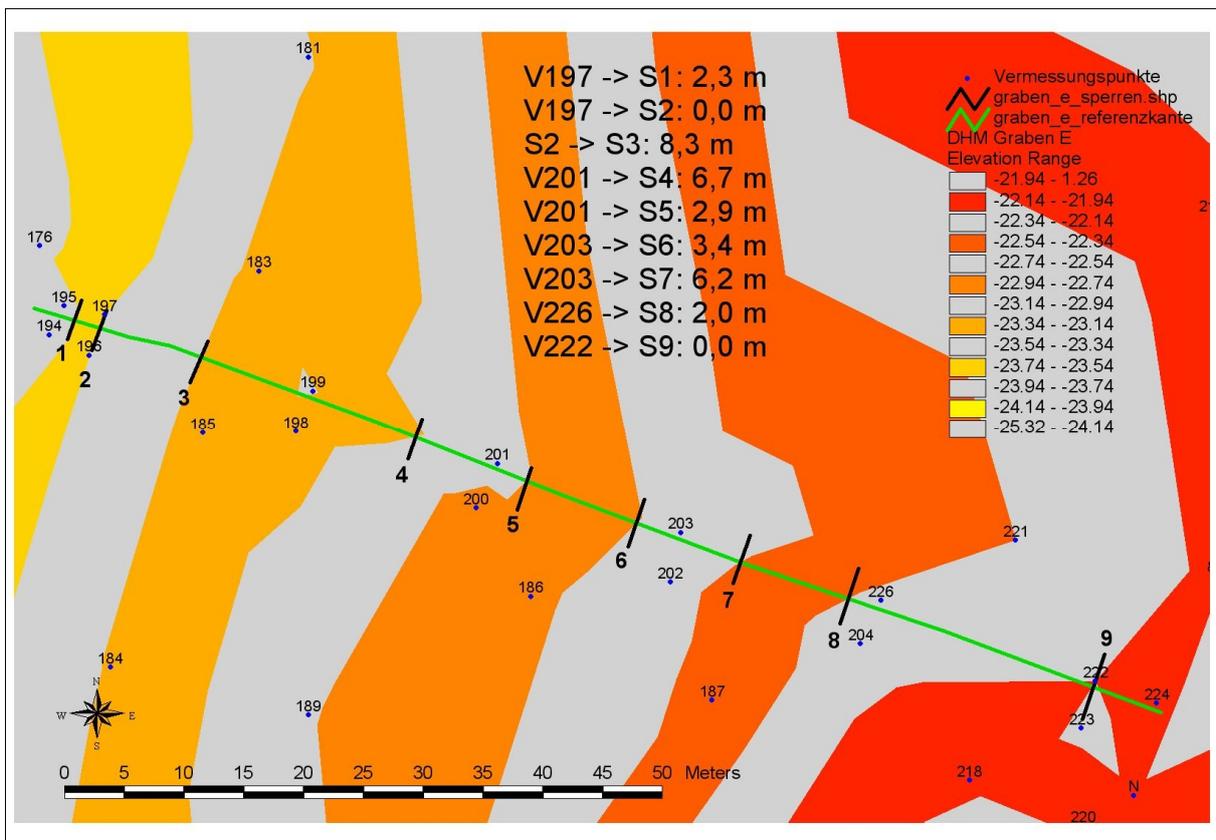


Abb. 114: Arbeitsplan zur Übertragung der theoretisch ermittelten Sperrenstandorte ins Freiland

5.1.7 Festlegung der Sperrenstandorte im Gelände

Basierend auf den Ergebnissen aus den digitalen Geländemodellen wurden die Standorte der Sperren im Freiland festgelegt. Unter Zuhilfenahme der Höhenschichtenkarten und der entzerrten Luftbilder wurden die einzelnen Standorte mit einem Maßband eingemessen und im Bedarfsfall korrigiert. Eine Lagekorrektur des theoretisch ermittelten Wertes erwies sich dann als erforderlich, wenn es entweder am vorgesehenen Standort nicht möglich war, eine Sperre zu errichten, da z.B. große Felsbrocken oder massive Wurzelstöcke einen Einbau unmöglich machten, oder wenn durch lediglich geringfügiges Ändern des Standorts eine bessere Wirkung der Maßnahme oder eine wesentliche Materialeinsparung erreicht werden konnte. Sofern dies notwendig war ist dies im Ergebnisteil angeführt (s. Kap. 4.3.4).

Der letztendlich festgelegte Standort wurde markiert und an dieser Stelle die Breite des Grabens gemessen. Auf eine Erfassung der Grabentiefe konnte fast immer verzichtet werden, da in den allermeisten Fällen die Gräben derart tief ausgehoben worden waren, dass die Sohle bereits im mineralischen Untergrund zu liegen kam. Der zum gegenwärtigen Zeitpunkt im Graben befindliche Torf ist bevorzugt durch Seitenerosion der Grabenwände eingetragen worden und besitzt somit nicht die hydrologisch-mechanischen Eigenschaften natürlich gelagerter Torfschichten.

Personal- und Zeitaufwand: 2 Personen, 1 Tag

5.1.8 Erhebung des Materialbedarfs

Zur Festlegung der Dimensionierung der Sperrenbauwerke gemäß der in Abbildung 27 dargestellten Bauvorschrift wurden aus der Grabenbreite und der Torfmächtigkeit die Höhen und Breiten der einzelnen Sperren festgelegt. Der ermittelte Wert wurde in Bezug auf die Höhe auf 0,1 m, bezüglich der Breite auf 0,5 m gerundet.

Für die projektierten 101 Sperren mit Breiten zwischen 2,5 m und 9,0 m waren als Leit- und Stabilisierungsschiene gemäß dem Bauplan (s. Abb. 28) 76 Stück 10/10er-Kanthölzer mit 4,0 m Länge, 219 Stück mit 5,0 m Länge und vier Stück mit 5,5 m Länge erforderlich. Die durchschnittliche Sperrenbreite betrug 5,25 m, die Gesamtbreite aller Sperren 530 m. Zur Verschraubung der Sperren waren 264 Stück 33-cm-Gewindestangen und 117 Stück 50-cm-Gewindestangen mit einem Durchmesser von 14 mm sowie die entsprechende Anzahl an jeweils 762 Stück Beilagscheiben und Schraubmuttern erforderlich.

Die Sperrenhöhe variierte zwischen 0,8 m und 3,2 m, die mittlere Höhe betrug rd. 1,8 m.

Details zu den einzelnen Sperren sind im Anhang 3 angeführt.

Der nächste Schritt war die Erstellung eines Ablängplans zur Materialbedarfsermittlung der 40-mm-Lärchenholzpfosten. Diese wurden mit einer Standardlänge von vier Metern gefertigt, aus denen bei möglichst geringem Verschnitt ein Maximum an Baumaterial gewonnen werden soll. Der Ablängplan wurde mit Hilfe von MS EXCEL erstellt, indem eine Spalte jeweils einer Sperrenbreite von einem Meter und eine Zeile einer Sperrenhöhe von 10 cm gleichgesetzt wurde (s. Abb. 115). Auf Basis dieses Ablängplans wurde der Materialbedarf seitens der ÖBf. AG, Forstbetrieb Tamsweg, ermittelt und die Kanthölzer sowie die mit Nut-Feder-Verbindungen versehenen Pfosten gefertigt.

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 3 Tage (ohne dem Aufwand seitens der ÖBf. AG)

Kostenaufwand: Die Material- und Fertigungskosten für das Holz beliefen sich auf etwa €20.500,- inkl. MwSt.

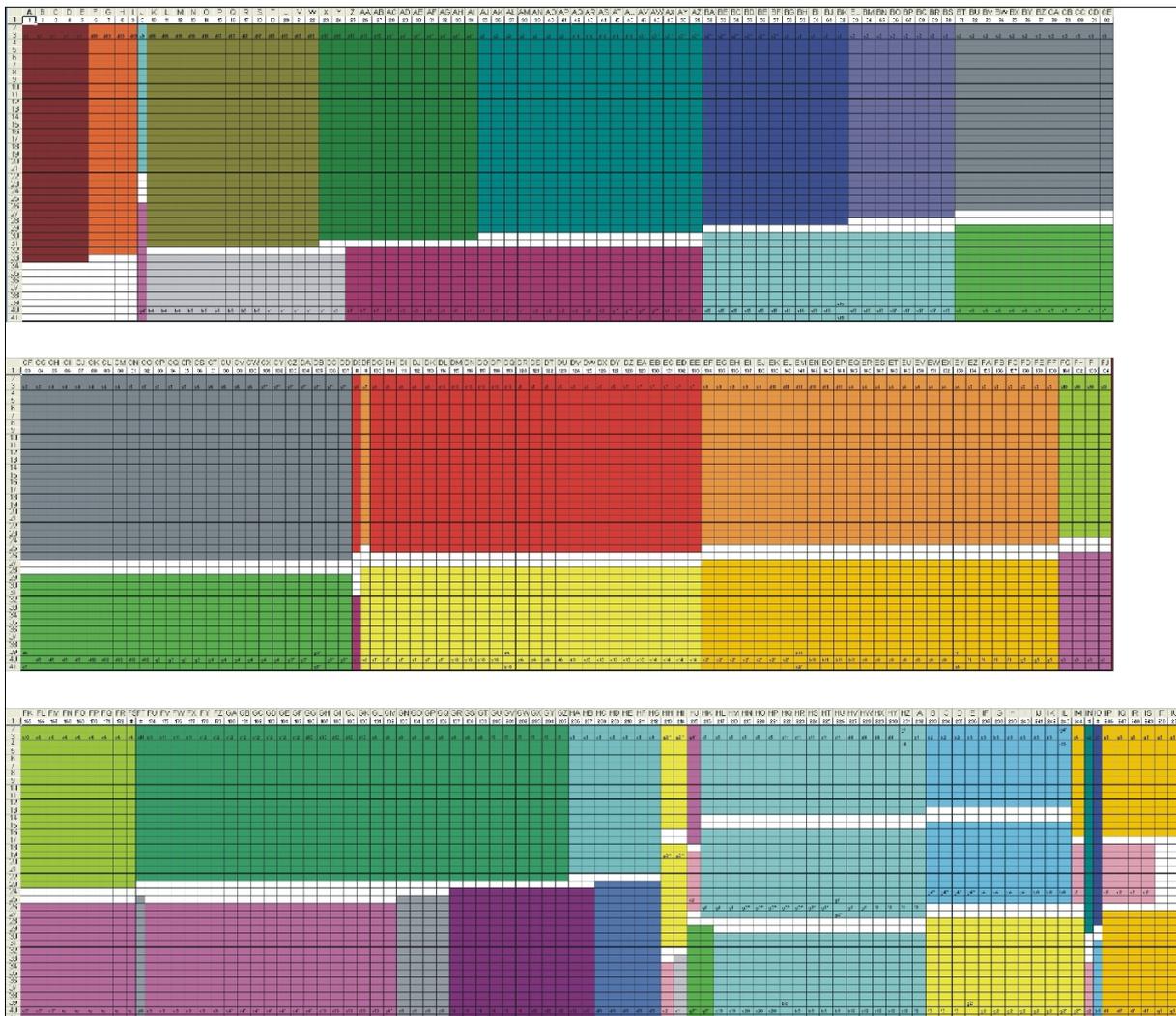


Abb. 115: Ablängplan für die Berechnung des Materialbedarfs an Pfosten zur Fertigung der Sperren (Erläuterungen s. Text)

5.1.9 Transportlogistik und Endfertigung der Sperren

Wie aus den Lieferpapieren der Transportfirma, die das Lärchenholz von Tamsweg in Salzburg mit zwei Sattelzügen nach Weitersfelden in Oberösterreich transportierte (s. Abb. 116), hervorgeht, belief sich die Gesamtmenge auf rund 45 m³ Nut-Feder-Pfosten und 15 m³ Kanthölzer. Das Gesamtgewicht wurde mit mehr als 40 t angegeben.

Aufgrund der Unmöglichkeit, mit den Sattelschleppern unmittelbar bis zum im Süden des Naturschutzgebiets befindlichen Holzlagerplatz zu fahren, wurde die Lieferung auf einem gut erreichbaren Gemeindegrundstück in Weitersfelden mit einem Hubstapler des örtlichen Lagerhauses abgeladen und zwischengelagert (s. Abb. 117).

Der weitere Transport vom Zwischenlagerplatz bis zum Naturschutzgebiet erfolgte mit einem 2-Achs-LKW samt Kranvorrichtung zum Auf- und Abladen der Ladung (s. Abb.118).

Personal- und Zeitaufwand: 1 Person, 2 Tage (exkl. Aufwand der Transportfirmen)

Kostenaufwand: Die Kosten für den Transport beliefen sich auf €1750,- inkl. MwSt.

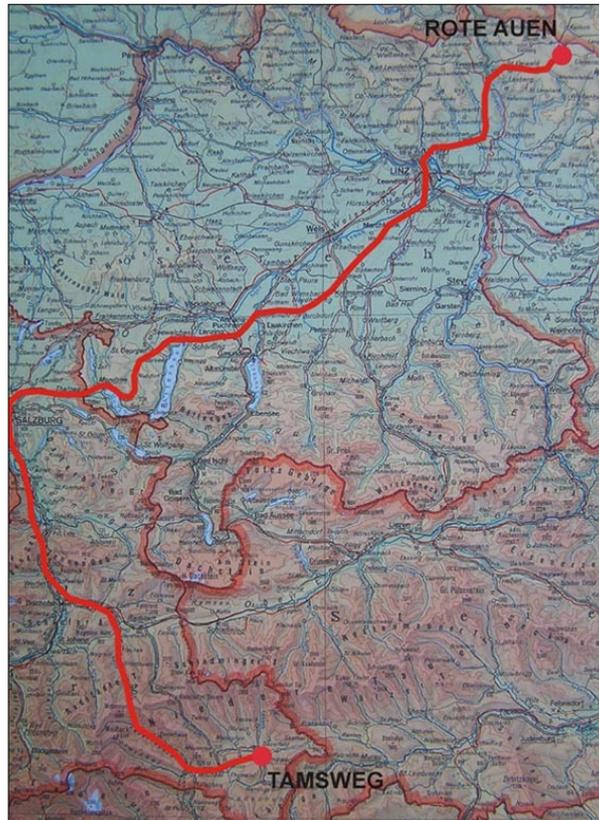


Abb. 116: Transportweg des Lärchenholzes aus Tamsweg im Südosten von Salzburg ins oberösterreichische Weitersfelden



Abb. 117: Abladung des Holzes in Weitersfelden (19.03.2004)



Abb. 118: Weitertransport zu den "Roten Auen" (23.04.2004)

Die nunmehr vor Ort abgelagerten Pfosten und Kanthölzer wurden planmäßig abgelängt. Die Pfosten wurden in weiterer Folge gemäß der Bauanleitung zugespitzt (s. Abb. 26) und für den Weitertransport an ihren endgültigen Bestimmungsort sortiert (s. Abb. 119).

Personal- und Zeitaufwand: 2 Personen, 8,5 Tage

Nun erfolgte der beschwerlichste Teil der gesamten Arbeit. Das zugeschnittene Holz musste vom Holzlagerplatz zum Moorrand transportiert und von dort weiter zu den jeweiligen Sperrenstandorten im Moor getragen werden. Ein Befahren des Moores war zu diesem Zeitpunkt aufgrund der feuchten Witterung nicht möglich.

Drei Ferialarbeiter des OÖ. NATURSCHUTZBUNDES beteiligten sich an der Arbeit, ein Landwirt aus der Umgebung unterstützte die Tätigkeiten mit seinem Traktor. Auf diese Weise konnte das Sperrenbaumaterial mit vergleichsweise geringem Aufwand zumindest einen Teil der Gesamtstrecke maschinell transportiert werden (s. Abb. 120). Der Weitertransport zu den Gräben konnte nur durch Tragen erfolgen, wobei hierbei teils erhebliche Wegstrecken in äußerst unwegsamem Gelände zurückgelegt werden mussten (s. Abb. 121).

In Summe wurden gut 40 t Baumaterial zu den Gräben getragen, die durchschnittliche einfache Wegstrecke betrug zu Grabensystem A ca. 65 m, zu Graben B 60 m, zu Graben C 100 m, zu Graben D 180 m und zu Graben E gar 250 m. Die durchschnittliche Distanz im Bereich des Grabens F betrug 30 m, entlang des Grabensystems G und zu Graben H, der erst später in das Projekt mit einbezogen wurde, jeweils 60 m.

Personal- und Zeitaufwand: 4 Personen, 9 Tage



Abb. 119: Zuschneiden der Pfosten und Kanthölzer gemäß Ablängplan. *Insert:* Zwischenlagerung der fertigen Sperrenbauteile (April/Mai 2004)



Abb. 120: Aufladen der Sperrenbauteile zum Weitertransport an den Moorrand (Juli 2004)



Abb. 121: Zwischenlagerung der Sperrenbauteile am Bestimmungsort. *Insert:* Transport der Bauteile im Moor (Juli 2004)



Abb. 122: Vorbereitung der Kanthölzer für die Verschraubung (Juli 2004)

Nachdem das Material an seinen Bestimmungsorten angelangt war, wurde alles für die nachfolgende Errichtung mit dem 7,5-t-Hydraulikbagger vorbereitet. Um das Ausmaß der Flurschäden durch das Befahren der Mooroberfläche mit dem Bagger möglichst gering zu halten, wurden etwa die Gräben an den Querungsstellen mit den Traktorzweigen mit Holz und Reisig verfüllt bzw. staunasse Bereiche vorübergehend mit einer dicken Reisigschicht abgedeckt.

Daraufhin wurden die Kanthölzer der zusammengesetzten Sperren vernagelt und an allen Leit- bzw. Stabilisierungsschienen Löcher mit 16 mm Durchmesser für die Schraubverbindungen gebohrt (s. Abb. 122).

Auch die insgesamt 381 Stück 14-mm-Gewindestangen mussten mittels Winkelschleifer aus 100 cm bzw. 300 cm langen Gewindestangen zugeschnitten und mit Beilagscheiben und Schraubmuttern versehen werden.

Personal- und Zeitaufwand: 4 Personen, 5 Tage

5.1.10 Sperrenbau

Der Sperrenbau konnte in 80 % der Fälle mit Unterstützung durch einen Bagger erfolgen. Die restlichen 20 % mussten händisch errichtet werden. Anfolgend ist der Bau einer Sperre im Graben E detailliert in Wort und Bild dokumentiert. Vergleichend dazu wird im Anschluss auch kurz auf den manuellen Sperrenbau eingegangen.

5.1.10.1 Maschineller Sperrenbau

Die schnellste und einfachste Weise, eine Grabensperre in Holzkonstruktion zu errichten, lässt sich mit Hilfe eines Baggers realisieren. Hier gilt es sorgfältig abzuwägen, welche Größe und insbesondere welches Gewicht das gewählte Arbeitsgerät besitzen soll. Leichte Bagger sind zwar wendiger und können auch in stärker vernässte Bereiche vordringen ohne dabei allzu große Flurschäden anzurichten, haben jedoch den Nachteil, dass sie einen deutlich kürzeren Baggerarm besitzen und somit auf der ohnehin sensiblen Mooroberfläche mehr bewegt werden müssen bzw. gewisse Stellen gar nicht erreichen können. Nicht unwesentlich sind selbstverständlich auch die Unterschiede in der Leistung, insbesondere dann, wenn große Sperrenbauwerke errichtet werden sollen. Kostenseitig ergeben sich nur geringfügige Differenzen.

Die Errichtung der Sperren erfolgte in den Gräben A bis E mit Unterstützung eines 7,5-t-Hydraulikbaggers im Sommer 2004. Aufgrund der einst angelegten Wege entlang der Gräben war auch eine Befahrbarkeit der Mooroberfläche mit den weichen Gummiketten weitestgehend problemlos möglich, sensible Bereiche wurden möglichst umfahren bzw. zuvor mit einer dicken Reisigschicht abgedeckt.

Mit Hilfe des Baggers und dreier Hilfskräfte dauerte die vollständige Errichtung einer durchschnittlich großen Sperre gemäß dem anfolgend geschilderten Ablauf gut eine Stunde. Voraussetzung ist, dass die fertigen Einzelteile sich bereits am Standort befinden und das

Arbeitssteam eingespielt ist. Im gegenständlichen Fall konnten pro Tag etwa 8 bis 10 Sperrenbauwerke errichtet werden.

Personal- und Zeitaufwand: 3 Personen, 7,5 Tage (ohne Aufwand für Bagger)

Kosten für Bagger inkl. Fahrer: rd. €3300,- inkl. MwSt.

Ausgangssituation



Abb. 123: Graben E vor der Sanierung. Die Grabensohle war über weite Strecken bereits dicht verwachsen, die Entwässerungswirkung jedoch weiterhin aufrecht (19.07.2004)

Graben E, der vor seiner Sanierung mit Breiten von über drei Metern und einer fast über die gesamte Länge im mineralischen Untergrund liegenden Grabensohle zu einer massiven Entwässerung des Moorkörpers führte, war aufgrund von Seitenerosion streckenweise in der Sohle bereits wieder dicht verwachsen (s. Abb. 123). Die gute Wasserversorgung im Bereich der Sohle führte zu einem üppigen Pflanzenwachstum. Dies führte jedoch keineswegs zu einer Verminderung der entwässernden Wirkung, die erst durch den Bau einer Sperrenkaskade mit insgesamt neun Einzelbauwerken nachhaltig entschärft werden konnte.

Freistellen der Zufahrt bzw. der Manipulationsfläche

Um Behinderungen durch einzeln stehende Bäume, alte Wurzelstöcke oder Felsblöcke während der Sperrenerrichtung zu vermeiden, wurde die Arbeitsfläche mit Hilfe des Baggers freigestellt und dieser in eine Position gebracht, von der aus ein möglichst bewegungsfreies Arbeiten zur Vermeidung von Flurschäden möglich war (s. Abb. 124).



Abb. 124: Zufahrt des Baggers entlang eines freigestellten Traktorweges (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)



Abb. 125: Vorbereiten des Standorts für die darauffolgende Sperrenerrichtung (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)

Vorbereiten des Standorts

Nachdem sich der Bagger positioniert hatte, wurde eine Mulde quer zum Graben ausgehoben, die als Bett bzw. Fundament für die Kantholz-Konstruktion (Leit- und Stabilisierungsschiene) diente (s. Abb. 125). Die Tiefe betrug maximal 0,5 m, die Breite etwa 1,0 m und die Länge variierte in Abhängigkeit von der Breite des Sperrenbauwerks. Das Aushubmaterial wurde unmittelbar im Nahbereich für die spätere Wiederverfüllung zwischengelagert.

Verlegung der Kantholzkonstruktion

Die an den beiden Enden verschraubte Stabilisierungsschiene wurde mit dem Bagger in das vorgefertigte Bett gehoben und anschließend in die richtige Position gebracht (s. Abb. 126). Die Enden wurden daraufhin unter sanftem Druck mit dem Baggerlöffel im Torfkörper „fixiert“.

Setzen des Leitpfostens

Auf Höhe der zentralen Bohrung der Stabilisierungsschiene wurde nun der beidseitig zugespitzte Zentralpfosten vorsichtig mit dem Baggerlöffel in den Torfkörper bis hinunter in den mineralischen Untergrund gedrückt (s. Abb. 127).



Abb. 126: Ausrichten der Kantholzkonstruktion als Stabilisierungsschiene für das Sperrenbauwerk (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)



Abb. 127: Setzen des zentralen Leitpfostens in der Mitte der künftigen Sperre (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)

Fixieren des Leitpfostens

Der Leitpfosten wurde im Anschluss durchbohrt und mit einer Gewindestange gegen die Stabilisierungsschiene fixiert, wobei die Schraubverbindung vorerst nur locker angezogen wurde, um eine gewisse Bewegungsfreiheit der Gesamtkonstruktion beim Setzen der nachfolgenden Pfosten zu gewährleisten und einen Bruch durch Zug- und/oder Druckkräfte zu vermeiden (s. Abb. 128).

Setzen der weiteren Pfosten

In weiterer Folge wurden abwechselnd links und rechts des Leitpfostens die entsprechend einseitig zugespitzten Pfosten unter ständiger Kontrolle der Nut-Feder-Verbindung langsam und behutsam in den Moorkörper gedrückt (s. Abb. 129).



Abb. 128: Fixieren des Leitpfostens (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)



Abb. 129: Setzen der übrigen, einseitig zugespitzten Pfosten (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)

Fixierung

Nachdem alle Pfosten gesetzt worden waren, wurde das gesamte Bauwerk mit drei bzw. fünf Schraubverbindungen stabilisiert und die Dichtheit der Nut-Feder-Verbindungen abschließend überprüft.

Gelegentlich mussten auch die Schraubverbindungen noch vor Ort korrigiert werden (s. Abb. 130).



Abb. 130: Sperre kurz vor Fertigstellung (Foto: I. Ortner, 31.07.2004). *Insert:* Korrektur der Schraubverbindung mit dem Winkelschleifer

Abschließende Geländegestaltung und Rekultivierung

Die offenen Flächen im Nahbereich der Sperre wurden, nachdem auch die beiden Enden verschraubt waren, mit dem Aushubmaterial verfüllt und – soweit verfügbar – mit Vegetations soden abgedeckt (s. Abb. 131).

Durch das Andrücken mit dem Baggerlöffel wurde der Torf verdichtet. Somit konnte eine Auswaschung locker gelagerter Torfschichten nach Ansteigen des Wasserspiegels verhindert und gleichzeitig ein rascher Aufwuchserfolg auf den offenen Torfflächen gewährleistet werden.

Freischneiden der Überläufe

Um ein seitliches Umspülen der Sperren zu vermeiden ist es notwendig, Überläufe in das Sperrenbauwerk zu schneiden, die in Zeiten höheren Wasserangebots ein Abfließen des Wassers im Grabenbereich sicherstellen. Die Unterkante des Überlaufs sollte dabei geringfügig unter der Geländeoberkante zu liegen kommen. Mit Hilfe des Nivelliergeräts konnte sichergestellt werden, dass der projektierte 20-cm-Geländehöhenunterschied zwischen den hintereinander liegenden Sperren (bezogen auf die Oberkante des Überlaufs) auch tatsächlich eingehalten werden konnte.

Letztendlich wurde die gesamte Sperre aus landschaftsästhetischen Gründen je nach Ausführung auf 5 cm bis 20 cm über der Mooroberfläche zurückgeschnitten (s. Abb. 132 & 137).

Anstieg des Wasserspiegels

Abhängig vom Wasserangebot füllten sich die einzelnen Staustufen entweder hintereinander von oben nach unten oder alle gleichzeitig mit Wasser auf. In allen Fällen konnte aber spätestens nach einem Monat ein deutlicher Anstieg des Wasserspiegels in den Gräben verzeichnet werden (s. Abb. 133).



Abb. 131: Auffüllen des Sperrenbetts mit dem Aushubmaterial und Abdeckung der Oberfläche mit Vegetations soden (Foto: I. Ortner, 31.07.2004)



Abb. 132: "Sperrenrohbau" im Graben E (02.08.2004).
Insert: Korrekturschnitt und Ausschneiden des Überlaufs (Foto: C. Aichberger)



Abb. 133: Wirksamer Rückhalt des Wassers in den Staubecken zwischen den Sperren (September 2004)



Abb. 134: Seitlich umspülte, reparaturbedürftige Sperre (16.06.2005). *Insert:* Absinken des Wasserspiegels nach Sperrenunterspülung (18.10.2006)

Kontrolle und Optimierung

Es erweist sich als sinnvoll, die Sperrenbauwerke zumindest im Folgejahr, besser jedoch in den ersten zwei bis drei Jahren nach dem Ende der Schneeschmelze auf ihre Funktionstüchtigkeit hin zu überprüfen. Das Frieren und Auftauen des Wassers in den Staubecken und das Setzen des gesamten Bauwerks bzw. des im Zuge der Sperrenerrichtung aufgerissenen Bodens kann dazu führen, dass die Sperren seitlich umspült oder im Bereich der Sohle unterspült werden (s. Abb. 134).

In den meisten Fällen lassen sich diese Probleme einfach durch das seitliche Erweitern der Sperre mit zwei bis drei kurzen Pfosten im Falle der Umspülung und einem geringfügigen Nachschlagen der verbauten Pfosten mit dem Vorschlaghammer im Falle der Unterspülung lösen. In schwierigeren Fällen und insbesondere dann, wenn es nicht möglich ist, die Pfosten nachträglich tiefer im mineralischen Untergrund zu verankern, wird es notwendig sein, die Sperre im Bereich der Grabensohle mit Torfmaterial zu verfüllen.

5.1.10.2 Manueller Sperrenbau

Das Errichten einer Holz Sperre mit Krampen, Schaufel und Vorschlaghammer erweist sich als außerordentlich mühsam und kräftezehrend. Es ist somit nur dann zu empfehlen, wenn keine Möglichkeit besteht, maschinelle Unterstützung in Form eines Baggers zu bekommen.

Der Bauablauf selbst entspricht weitestgehend der Vorgehensweise der maschinellen Errichtung und soll hier kurz wiedergegeben werden.

Personal- und Zeitaufwand: Zwei Personen brauchen für die Errichtung einer durchschnittlich großen Grabensperre gemäß dem anfolgend dargestellten Arbeitsablauf (d.h. die fertigen Einzelteile befinden sich unmittelbar am Standort) rund einen halben Tag. Mit etwas Routine können pro Tag maximal drei Sperren errichtet werden.

Im gegenständlichen Fall dauerte die vollständige Errichtung der 20 Sperren insgesamt 8 Tage bei einem Einsatz von 2 Personen.

Vorbereiten des Standorts

Noch bevor mit dem Ausheben des Sperrenbetts begonnen wird, hat es sich als günstig erwiesen, den Boden im Verlauf der künftigen Sperre auf etwaige Hindernisse hin zu überprüfen und den Standort im Bedarfsfall geringfügig dorthin zu verschieben, wo ein problemloses Graben mit Schaufel und Krampen möglich ist.

Nun kann das eigentliche Bett, welches nur geringfügig breiter als die Stabilisierungsschienen dimensioniert sein soll, ausgehoben werden (s. Abb. 135). Im Bedarfsfall sollte das Bett an den Enden etwas ausgeweitet werden, um später das Durchbohren der Pfosten und anschließende Verschrauben mit den Gewindestangen zu erleichtern.

Das Durchtrennen von im Torf befindlichen Wurzeln erfolgt bevorzugt mit der Axt, besonders dicke Wurzeln können jedoch auch bedenkenlos mit der Kettensäge abgeschnitten werden.



Abb. 135: Ein händisch ausgehobenes Sperrenbett sollte nur geringfügig breiter als die Kantholzkonstruktion sein (15.09.2005)



Abb. 136: Hineinschlagen der Pfosten mit einem schweren Vorschlaghammer (August 2004)

Errichtung der Sperre

Dazu wird zuerst die Stabilisierungsschiene in das vorgesehene Bett gehoben und in die richtige Position gerückt. Nun wird der zentrale Leitpfosten gesetzt und mit dem Vorschlaghammer im Substrat versenkt.

Sobald die Endposition erreicht ist, wird der Pfosten über die vorgebohrten Öffnungen der Stabilisierungsschiene ebenfalls durchbohrt und anschließend mit einer Gewindestange locker verschraubt.

Daraufhin werden abwechselnd auf beiden Seiten die restlichen, einseitig zugespitzten Pfosten hineingeschlagen (s. Abb. 136). Dabei hat es sich als positiv erwiesen, ab und an auch beidseitig zugespitzte Pfosten zu verwenden, um einem Auseinanderklaffen der Nut-Feder-Verbindung entgegen zu wirken.

Nachdem alle Pfosten versenkt sind, wird die Sperre mit den Gewindestangen an den dafür vorgesehenen Stellen verschraubt und fixiert.

Endgestaltung

Nachdem die Sperre fertig gestellt ist, werden die offenen Stellen oberhalb und unterhalb des Bauwerks mit dem Aushubmaterial verfüllt und mit den zuvor evakuierten Vegetationssooden abgedeckt. Anschließend werden die Überläufe, deren Oberkantenposition mit dem Nivelliergerät eingemessen wurde, aus dem Sperrenbauwerk herausgeschnitten und das Bauwerk knapp oberhalb der Mooroberfläche auf seiner gesamten Breite zurückgeschnitten (s. Abb. 137).



Abb. 137: Fertige Sperre (14.09.2005)

5.2 Dauermaßnahmen

5.2.1 Waldbauliche Maßnahmen

Ursprünglich war vorgesehen, im Zuge der Projektrealisierung bis zum Abschluss der hydrologischen Sanierung auch die waldbaulichen Maßnahmen im Naturschutzgebiet weitestgehend abzuschließen, um in weiterer Folge Störungseinflüsse auf ein minimales Ausmaß reduzieren zu können. Mangels finanzieller Möglichkeiten musste dieses Vorhaben jedoch verworfen werden. So wird sich die Entfernung der Fichtenaufforstungen im Moorgebiet wohl noch über einige Jahre hinauszögern.



Abb. 138: Vor etwa 7 Jahren freigestellter und der natürlichen Sukzession überlassener Fichtenforstandort im Moorbereich (14.09.2005)

Bereits bevor diese Sanierung in Angriff genommen wurde, wurde von Mitgliedern des OÖ. NATURSCHUTZBUNDES damit begonnen, die standortfremden Fichtenbestände im Moor zu entfernen. Diese Bereiche zeigen heute über weite Strecken bereits wieder eine geschlossene Vegetationsdecke in der bevorzugt Arten saurer Nieder- und Übergangsmoore sowie saurer Nadelwälder zu finden sind (s. Abb.138).

In den Wintermonaten 2002 bis 2004 wurden sukzessive weitere Flächen von den Fichten freigestellt. Das verwertbare Holz wurde mittels Seilwinde aus dem Moorbereich

hinausgezogen und die Äste möglichst im Randbereich des Moores dauerhaft deponiert. Grundsätzlich wurde um eine Rodungsbewilligung für die gesamten, mit Fichten aufgeforsteten Moorbereiche angesucht (s. Abb. 139). Dies wurde auch in den meisten Fällen gewährt, lediglich im Osten des Projektgebiets darf der Bestand aus Windschutzgründen für

die östlich anschließenden Fichtenbestände außerhalb der Schutzgebietsgrenzen lediglich aufgelichtet werden.

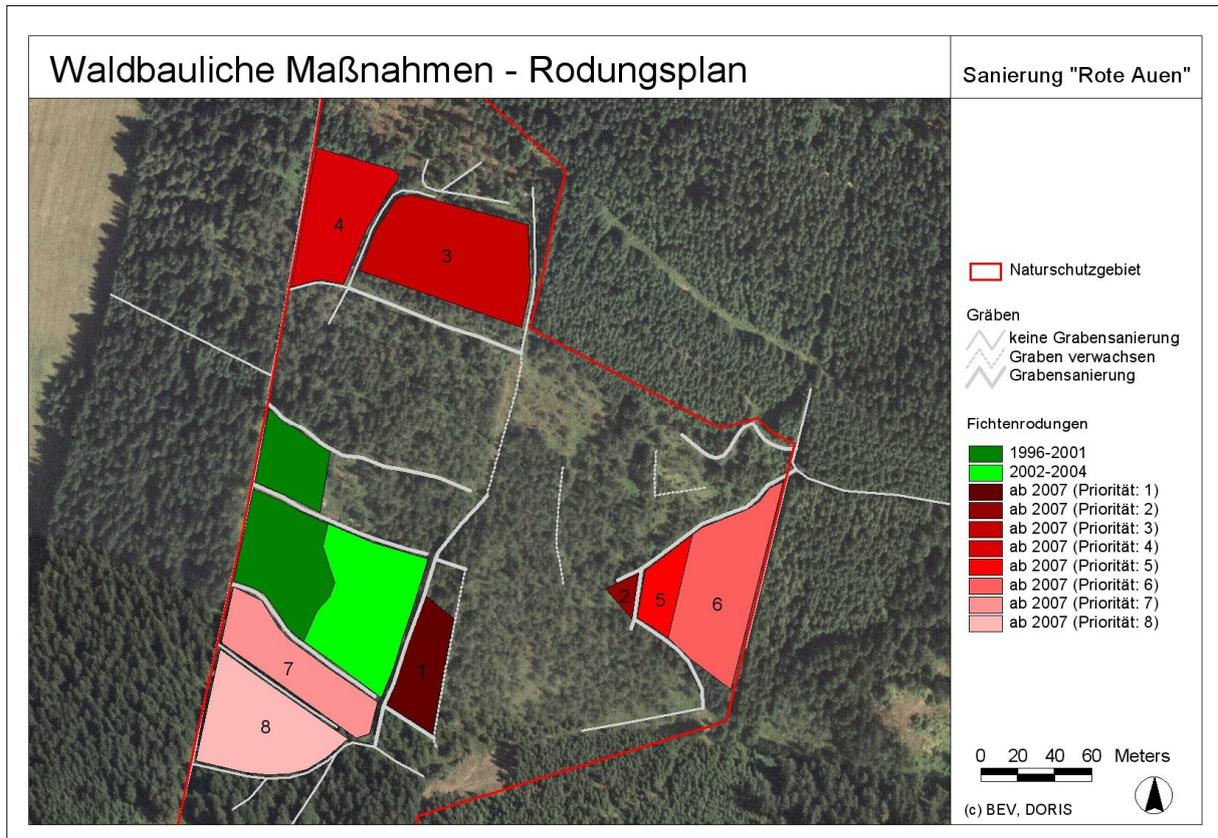


Abb. 139: Rodungsplan zur Entfernung der Fichtenbestände in den Moorflächen der "Roten Auen"

Die Möglichkeit der Rodung, also das vollständige Entfernen des gesamten Baums mitsamt des Wurzelstocks, wurde mit Ausnahme einer kleinen Versuchsfläche, wo die Wurzelstöcke im Sommer 2004 mit dem Bagger entfernt und die Fläche im Anschluss planiert wurde, aus Kostengründen nicht wahrgenommen. 2005 und 2006 konnten aus terminlichen Gründen keine Schlägerungsarbeiten durchgeführt werden. Es ist jedoch vorgesehen, die noch verbliebenen Fichtenforste im Moor in den kommenden Wintern nach ihrer Priorität gereiht allmählich zu entfernen.

5.2.2 Hydrologisches Monitoring

Seit dem Beginn der Messreihe am 28. April 2003 wurden die Wasserstände im Moor in unregelmäßigen Zeitabschnitten erhoben. Das Auslesen der Wasserstände in den Pegelrohren des gesamten Messnetzes dauerte pro Messung etwas mehr als eine Stunde, Hin- und Rückfahrt nicht eingerechnet. Insgesamt wurden die Wasserstände in allen Dauerpegeln von April 2003 bis November 2006 97 mal ausgelesen. Die Ergebnisse wurden im Freiland in einem Erhebungsblatt notiert und anschließend in ein Tabellenkalkulationsprogramm (MS EXCEL) übertragen und ausgewertet.

Die drei dauerregistrierenden Druckpegelmesser mit Datalogger (Diver) zeichneten seit 1. Mai 2003 die Wasserstände im Abstand von jeweils 2 Stunden auf. Das letztmalige Auslesen der Daten erfolgte am 18. November 2006 und stellt die letzte Messung im Rahmen dieser

Arbeit dar. Die Diver wurden jedoch nicht deinstalliert sondern zeichnen weiterhin die Wasserspiegelschwankungen im Moor auf. Die gewonnenen Daten wurden mit den Programmen **LOGGER DATA MANAGER** (s. Abb. 140) und **MS EXCEL** ausgewertet.

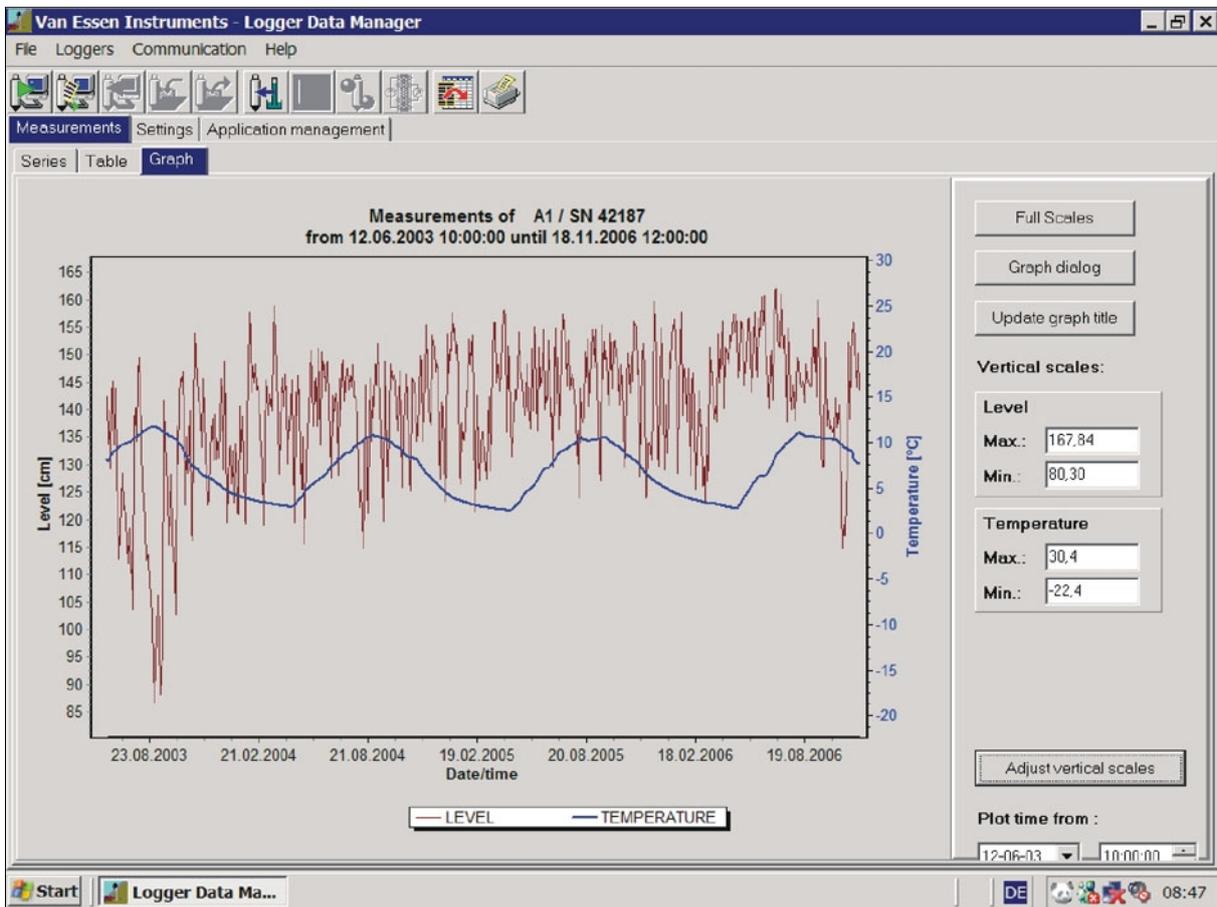


Abb. 140: **LOGGER DATA MANAGER**-Programmfenster zur Verwaltung der Diver-Daten

5.2.3 Öffentlichkeits- und Pressearbeit

Das Sanierungsprojekt in den „Roten Auen“ eignet sich hervorragend, um auf die Gefährdung der Moore durch Torfabbau, Land- und Forstwirtschaft aufmerksam zu machen und

ökosystemare Zusammenhänge auf lokaler bis hin zu globaler Ebene anschaulich und nachvollziehbar vermitteln zu können.

So wurde besonders in der Umsetzungsphase verstärkter Kontakt zu den Medien hergestellt, der erfreulicherweise sehr positiv angenommen wurde (s. Abb. 141). Neben mehreren Artikeln in regionalen Zeitungen („FREISTÄDTER RUNDSCHAU“, „FREISTÄDTER TIPS“) und einem Kurzbericht in der ORF-Nachrichtensendung „Oberösterreich Heute“ zur besten Sendezeit zwischen 19:00 und 19:30 Uhr konnte auch im Zuge der



Abb. 141: Pressespiegel

Moorausstellung des Biologiezentrums der OÖ. LANDESMUSEEN das Schwerpunktthema Moorsanierung am Beispiel der „Roten Auen“ vermittelt werden. Neben Berichten zum Thema in den „OBERÖSTERREICHISCHEN NACHRICHTEN“ konnte der Fortschritt der Arbeiten auch im Zuge eines Fachvortrags am Biologiezentrum der OÖ. LANDESMUSEEN sowie eines Beitrags in Form eines Zwischenberichts im Begleitbuch zur Moorausstellung des Biologiezentrums einem interessierten Fachpublikum zugänglich gemacht werden (PÖSTINGER 2005).

Auch im Zuge mehrerer Exkursionen konnte das Sanierungsprojekt bereits einem breiten Publikum – von interessierten Laien bis hin zu Fachleuten – vorgestellt werden.

6 Diskussion

Die umfangreichen Erhebungen im Vorfeld, während und nach der Sanierung ermöglichen eine Beurteilung der Wirksamkeit der gesetzten Maßnahmen. Mit ihrer Hilfe können die Auswirkungen der Wiedervernässung bereits frühzeitig erfasst und gegebenenfalls negative Entwicklungen verhindert werden. Mit Vorbehalt ist auch ein Blick in die Vergangenheit möglich, lassen doch die topografischen und hydrologischen Daten eingeschränkt auch gewisse Rückschlüsse auf die Entstehungsgeschichte der „Roten Auen“ zu.

Ein Hauptaugenmerk wird auf die Sanierungsmaßnahmen selbst gelegt. Neben einer Beurteilung der angewandten Methoden werden Aufwand und Wirksamkeit der Maßnahmen diskutiert und positive und negative Erfahrungen bei der Umsetzung geschildert. Auch moorhydrologische Grundlagen und Theorien sollen auf ihren Praxisbezug überprüft werden.

6.1 Geschichte der „Roten Auen“

6.1.1 Nacheiszeitliche Moorentstehung (Moorhydrogenese)

Bei Betrachtung der Ausformung des Urgeländes und des allgemeinen Wissens über die Moorentwicklung im Gebiet des Frei- und Weinsberger Waldes ist für die „Roten Auen“ eine Genese wahrscheinlich, die ähnlich dem Tannermoor mit einer Versumpfung im ausklingenden Spätglazial vor gut 10000 Jahren begonnen hat (vgl. KRISAI & SCHMIDT 1983). Diese Entwicklung dürfte vermutlich in den westlich an das heutige Naturschutzgebiet angrenzenden Verebnungsbereichen durch zufließendes Hangwasser ihren Ausgang genommen haben. Nachdem die Torfentwicklung in den randlichen Quellbereichen (Quellmoorbildung) und den zentralen Versumpfungszonen derart fortgeschritten war, dass es zu einem „Zusammenschluss“ der einzelnen Torfkörper kam, wird in weiterer Folge eine Durchströmung des geschlossenen Moorkörpers ermöglicht worden sein. Dies dürfte dann sekundär zur Entwicklung eines Durchströmungsmoores geführt haben, auf dem in weiterer Folge unter den günstigen klimatischen Bedingungen des Atlantikums vor etwa 6000 bis 7000 Jahren Hochmoortorfe aufgewachsen sind. Auch eine hangaufwärts gerichtete Transgression und somit die lokale Ausbildung eines „wurzelechten“ Hochmoores ist nicht unrealistisch.

Die nachgezeichnete Entwicklung basiert auf den Ergebnissen der terrestrischen Vermessung sowie der Torfsondierungen und stützt sich hydrologisch auf die Kenntnis der Lage der Quellen bzw. Quellhorizonte sowie der Topografie und der Zusammensetzung des mineralischen Untergrunds. Detaillierte Aussagen zur Moorgenese könnten anhand von Pollen- und Großrestanalysen getroffen werden und das geschilderte Entwicklungsszenario fachlich absichern.

Allein schon aufgrund der Moormächtigkeiten ist jedoch mit Sicherheit auszuschließen, dass die „Roten Auen“ erst infolge der mittelalterlichen Rodungstätigkeiten für Weidewirtschaft entstanden sind, wie dies etwa von JESCHKE (1990) für einige mitteleuropäische (Hang-) Niedermoores beschrieben wurde. Das eigentliche Moor dürfte in den letzten Jahrtausenden immer weitgehend frei von Gehölzen oder lediglich von einem lichten Moorwald bestockt gewesen sein. Im Zuge der Torfsondierungen wurden mit Ausnahme der Wurzelstöcke der

aktuell vorkommenden Bäume keine holzigen Großreste oder Stubben im Torfkörper gefunden, die auf das Vorhandensein eines dichten Waldes in früherer Zeit schließen ließen.

6.1.2 Historische Moorentwicklung, Moor- und Torfnutzung (seit 1800)

In der Urmappe mit der Geländeaufnahme von 1827 sind im Süden der „Roten Auen“ auch über Torf Waldbestände verzeichnet (s. Abb. 142a). Diese Angaben sind jedoch bei Berücksichtigung der Urmappendarstellungen anderer Moorgebiete im Frei- und Weinsberger Wald kritisch zu betrachten.

Beispielsweise ist heute die Grandlau (Syn. Gebrannte Au) östlich von Sandl oder die Donnerau (Syn. Hirschau) nördlich von Liebenau von einem dichten Bergkiefernfilz überzogen, in der Urmappe sind sie als Wiese bzw. nasse Wiese vermerkt. Das „Torf-Moor“ westlich der heutigen Donnerau existiert überhaupt nicht (mehr?) (s. Abb. 142b & c).

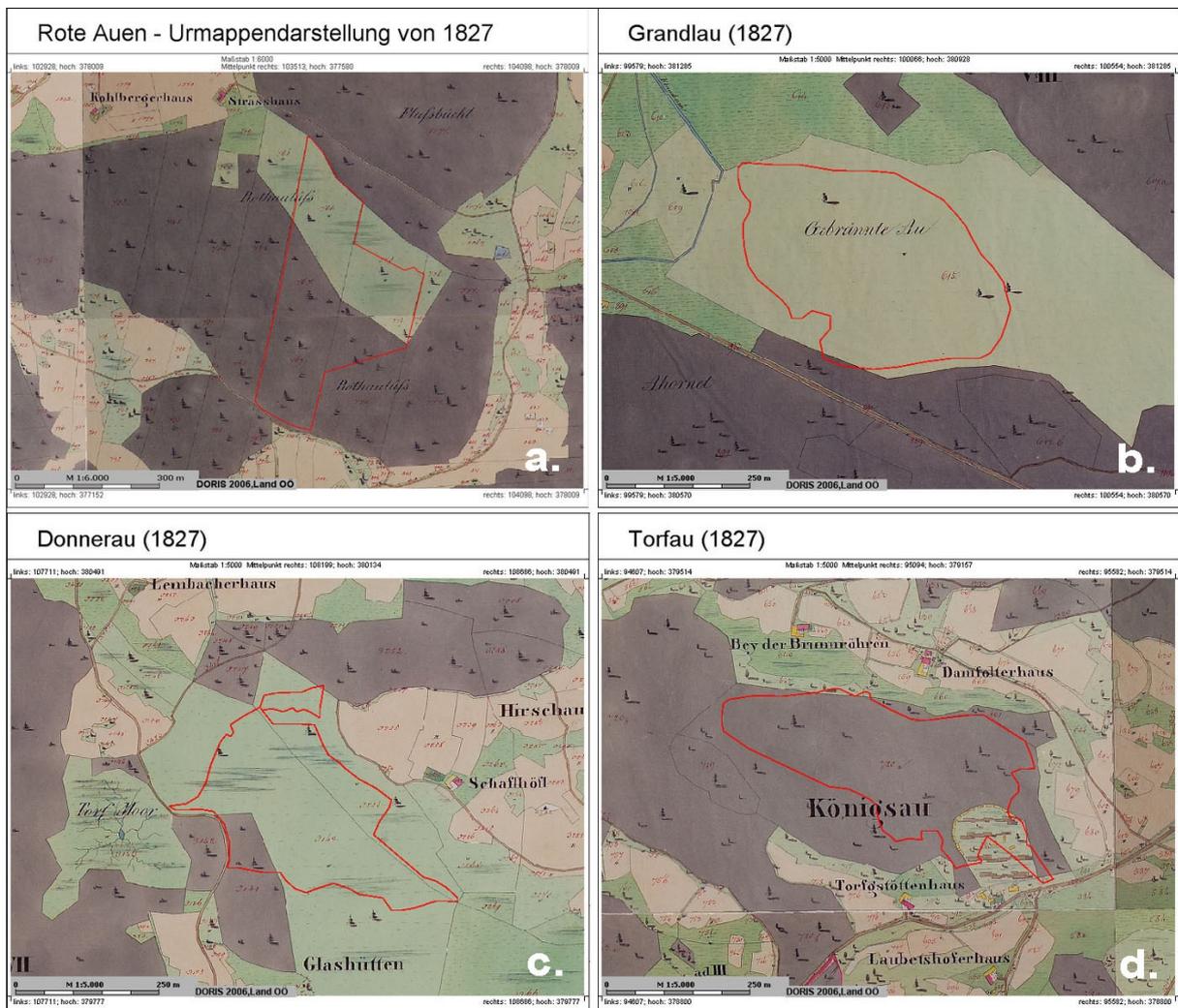


Abb. 142: Urmappendarstellungen der Moorgebiete a. Rote Auen, b. Grandlau, c. Donnerau und d. Torfau

Für die „Roten Auen“ wäre eine einstige Streuwiesennutzung der nördlichen Flächen denkbar. Es hat aber wohl auch einen gewissen (Wald-)Weidebetrieb gegeben, der das Aufkommen von Gehölzen eingeschränkt hat. Die Flächen wurden für diese Zwecke wahrscheinlich auch entwässert, wie ein heute kaum noch sichtbarer und mittlerweile

vollkommen verwachsener, parallel zu Graben A verlaufender Entwässerungsgraben vermuten lässt.

Auch das Torfstechen für Heizzwecke oder zur Gewinnung von Stalleinstreu hat in der Region bereits eine lange Tradition. Zahlreiche Mooregebiete wurden dadurch zerstört oder so stark hydrologisch verändert, dass sie, wie etwa im Fall der Torfau (Syn. Königsau) westlich von Sandl, auch durch Sanierungsmaßnahmen wohl nicht mehr zu retten sind (s. Abb. 142d). Aktuell lassen sich innerhalb der Schutzgebietsgrenzen der "Roten Auen" eindeutig zwei Torfstichflächen ausmachen, die sich in einem bereits sehr weit fortgeschrittenem Stadium der Regeneration befinden und vermutlich vor etwa 100 Jahren letztmalig abgetorft wurden. Aber auch der von Kiefern durchsetzte Schnabelseggen-Bestand, der sich im Süden des Projektgebiets in den Moorwald hinein ausbreitet, könnte aufgrund seiner randlichen Lage und des vergleichsweise wenig verdichteten Moorkörpers eine bereits sehr alte Torfstichfläche etwa aus der Zeit um 1800 darstellen.

6.1.3 Rezente Moornutzung und –zerstörung (ab Mitte 20. Jhdt.)

Mitte des 20. Jahrhunderts erreichte die landwirtschaftliche Nutzung im gegenständlichen Raum ihren Tiefpunkt. Nutzungsextensivierung und Aufgabe unproduktiver Flächen waren die Folge. In dieser Zeit dürfte in den „Roten Auen“ die Entwicklung zum heute vorhandenen Moorwald eingesetzt haben.

Der zunehmenden Mechanisierung der 60er und 70er Jahre des letzten Jahrhunderts fielen letztendlich auch große Bereiche des Moores zum Opfer. Tiefe Entwässerungsgräben wurden angelegt, um das Moor zu entwässern. Der Boden wurde umgebrochen und zur Aufforstung mit Fichten vorbereitet (s. Abb. 43).

Anhand der Jahresringe der gefällten Fichten lässt sich deren Alter bestimmen, welches auf eine Pflanzung bzw. Aufforstung vor etwa 40 Jahren schließen lässt (s. Abb. 143a). Dass die

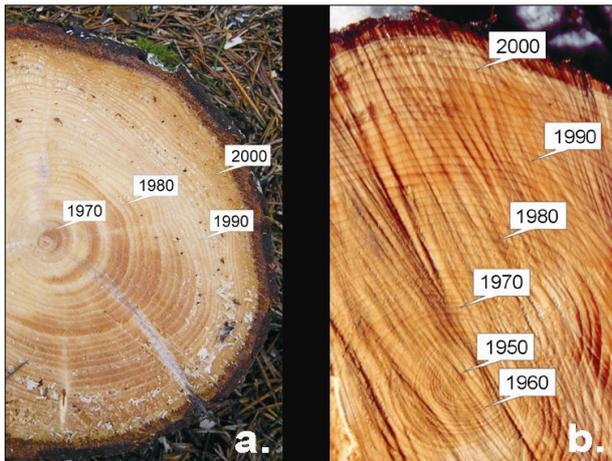


Abb. 143: Jahresringe bzw. jährlicher Zuwachs
a. aufgeforsteter und b. "moorbürtiger" Fichten

Aufforstungsflächen bereits zuvor offenbar sehr lückig mit Bäumen durchsetzt waren, kann an einzelnen Individuen nachgewiesen werden, die gegenüber dem Restbestand einen gewissen Wachstumsvorsprung zeigten. An deren Jahresringen lässt sich ebenfalls das ungefähre Datum der Entwässerung eruieren (s. Abb. 143b). Erst durch das Absinken des Moorwasserspiegels konnten die zuvor kümmerlich und nur sehr langsam wachsenden Fichten (und Kiefern) stark an Biomasse zulegen, die Wachstumsringe zeigen ab etwa 1965 deutlich stärkere Zuwächse.

Der tief liegende Wasserspiegel führte zur Durchlüftung der oberen Torfschichten, die bodenbildende Prozesse einleitete und zu einem Torfsubstanzverlust führte. Gleichzeitig stieg mit dem Wachstum der Fichten auch die Auflast. Die Folge war ein Absinken der Mooroberfläche, was in Bezug auf die Auswirkungen einem Ansteigen des Wasserspiegels

gleichzusetzen ist. Zudem füllten sich die Gräben durch Erosion der nahezu bewuchslosen Grabenwände erneut mit Torfmaterial auf, was nach Ansicht des Bewirtschafters aus forsttechnischer Sicht deren oftmalige Räumung rechtfertigte.

Anfang der 90er Jahre des 20. Jahrhunderts wurden die Gräben letztendlich (ohne Bewilligung) derart großzügig geräumt, dass damit die Zerstörung der „Roten Auen“ besiegelt schien. Um dies zu verhindern, wurden die betroffenen Flächen über Mittel der Naturschutzabteilung des Landes angekauft und an den OÖ. NATURSCHUTZBUND zur Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen übertragen.

In diesem Zusammenhang wurde damit begonnen, die standortfremden Fichtenforste sukzessive zu entfernen und Pilotversuche zur Errichtung von Grabensperren unterschiedlicher Bauart durchgeführt. Die Grabensanierungen konnten in Ermangelung personeller Ressourcen nicht weitergeführt werden. Das absehbare Scheitern des Vorhabens konnte jedoch glücklicherweise durch die Umsetzung des gegenständlichen Sanierungsprojekts letztlich doch noch verhindert werden.

6.2 Das Sanierungsprojekt

6.2.1 Grabensanierung

6.2.1.1 Methode

Die Errichtung von Querbauwerken aus Lärchenholz eignet sich hervorragend zur Sanierung von Entwässerungsgräben in Mooren. Bei fachgerechter Montage sind die Sperren absolut dicht und weisen eine außerordentlich hohe Stabilität auf. Auch das winterliche Zufrieren der Staubecken überstehen die Sperren schadlos (s. Abb. 144).

Auf die Verwendung von Lärchenholz ist Bedacht zu nehmen, da es im Gegensatz zum kostengünstigeren Fichtenholz bedeutend witterungsbeständiger ist und die Sperre dadurch dauerhaft ihre Wirkung behält.

Ein besonderer Vorteil der Holzsperrn ist die nahezu uneingeschränkte Anwendbarkeit, da die Errichtung sowohl mit als auch ohne maschinelle Unterstützung möglich ist. Bei entsprechend stabiler Bauweise können auch sehr breite Gräben wirksam eingestaut werden. Die geschilderten Vorteile der Methode überwiegen den hohen Vorbereitungsaufwand und dürften langfristig betrachtet auch aus Kosten-Nutzen-Sicht gegenüber anderen Bauarten überlegen sein.

Eine entsprechend sorgfältige Planung kann sich zusätzlich positiv auf die Gesamtkosten auswirken. Bei allen Überlegungen im Zusammenhang mit Einsparungsmaßnahmen sollte jedoch nur in absoluten Ausnahmefällen der Niveauunterschied zwischen den Oberkanten der Überläufe aufeinanderfolgender Sperrnbauwerke (= Absturzhöhen) größer als 20 cm gewählt werden. Nur dadurch kann eine flächig lückenlose Durchnässung der obersten Torfschichten gewährleistet und eine erneute Torfbildung grundsätzlich erst ermöglicht werden. Absturzhöhen von 50 cm oder noch mehr, wie etwa von SIUDA (2002) im „Leitfaden der Hochmoorrenaturierung in Bayern“ vorgeschlagen, haben zur Folge, dass der Wasserspiegel bei erhöhtem Wasserangebot vor allem im Grabennahbereich nicht oder nur für sehr kurze Zeit bis in das Acrotelm angehoben wird und im Gegenzug bei Trockenheit bis tief ins

Catotelm absinkt (vgl. Kap. 6.3.2). Auch die erhöhte mechanische Belastung durch den größeren Wasserdruck auf die Sperrenwand ist zu beachten.

Alternative und in manchen Fällen auch kostengünstigere Bauweisen von Grabensperren verursachen jedoch häufig stärkere Beeinträchtigungen der Mooroberfläche und des Torfkörpers. Die häufig angewandte und bei fachgerechter Ausführung sicherlich auch wirksame Methode, mit Torf und Rundhölzern sogenannte Torfwehre zu errichten (s. Abb. 147), erweist sich jedoch in den wenigsten Fällen in Summe als überlegen, da sie vor allem die Verfügbarkeit von zumeist nicht unerheblichen Mengen an (noch nicht vererdetem) Torf voraussetzt, der seinerseits zumeist nur aus Mooren gewonnen werden kann.

Im unweit entfernt liegenden Naturschutzgebiet Bumau konnte diese Methode jedoch zur Anwendung kommen und auf ihre Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung getestet werden. Der notwendige Torf fiel im Zuge von Aushubarbeiten für einen Landschaftssee in einem durch Grünlandwirtschaft völlig zerstörtem Moor an. Der im Bereich der Moorbasis noch natürlich gelagerte, stark verdichtete und gut durchfeuchtete Torf wurde mittels LKW bis zum Rand der Bumau gebracht, dort auf einen Traktoranhänger geladen und weiter ins Moor transportiert. An ausgewählten Stellen wurden Piloten aus Fichtenstangenholz mit einem Bagger in den Moorboden gedrückt, der dahinterliegende Grabenbereich auf einer Länge von gut drei Metern mit dem Torf verfüllt und mit Vegetations soden abgedeckt.



Abb. 144: Eingestauter Entwässerungsgraben im Winter (Foto: H. Haubner, 28.11.2004). *Insert:* Eisfreier Bereich durch aufströmendes Wasser unterhalb der unterspülten Sperre (12.02.2007)



Abb. 145: Grabeneinstau mittels Torfwehre (Holz-pilotage, Drainagefließ, Torfhinterfüllung) im NSG Bumau (Foto: H. Haubner, 03.08.2006)



Abb. 146: Aufbringen von Vegetations soden auf die Torfhinterfüllung (Foto: H. Haubner, 03.08.2006)



Abb. 147: Erfolgreicher Einstau des Entwässerungs-grabens (18.11.2006)

Zwischen Torf und Sperre wurde ein Drainagevlies eingebracht, um ein Ausschwemmen des Substrats zu verhindern. Bereits nach kurzer Zeit staute das Wasser im Graben zurück (s. Abb. 145-147).

Da die Fichtenpiloten allseits mit Torf umgeben wurden, ist davon auszugehen, dass sie ausreichend lang vor Zersetzung geschützt und zumindest solange wirksam sind, bis sich der eingebrachte Torf ausreichend gesetzt und verdichtet hat.

Auch wenn diese Methode gute Ergebnisse bringen kann, so ist dieser doch die Errichtung einer Holzsperrre in Nut-Feder-Konstruktion vorzuziehen. Vor allem bei großen Gräben ist der Bedarf an Torf erheblich, wodurch man aufgrund der Transportschwierigkeiten im Moor schnell an die Grenzen des technisch Machbaren gelangt, was sich in weiterer Folge massiv auf die Projektkosten niederschlägt.

Für die „Roten Auen“ wäre diese Form der Grabensanierung mit wenigen Ausnahmen (s.u.) nicht zu empfehlen gewesen, da weder Torf in ausreichender Menge zur Verfügung stand, noch eine Befahrbarkeit der Mooroberfläche mit Ausnahme des Baggers möglich war. Auch das alleinige Auffüllen der Gräben mit Hackschnitzel oder Sägemehl wäre allein schon aufgrund der Größenordnung des Gesamtvorhabens nicht realisierbar gewesen.

6.2.1.2 Probleme

Wenngleich der Transport des Baumaterials für die Sperren vor allem innerhalb des Moores mit einem erheblichen Aufwand verbunden war, so ergaben sich diesbezüglich keine nennenswerten Probleme. Auch die Erreichbarkeit der für die maschinelle Errichtung ausgewählten Sperrenstandorte für den Bagger stellte keine zu großen Schwierigkeiten dar. Sensible Moorbereiche wurden umfahren und im Bereich hoch anstehenden Grundwassers wurde die Mooroberfläche vorübergehend durch das Aufbringen dicker Reisigschichten geschützt.

Leichte Probleme im Zusammenhang mit dem Bagger bereitete vereinzelt die enorme Grabenbreite. War der Baggerarm zum Hineindrücken der Holzpfosten zu kurz, mussten diese mit dem Vorschlaghammer hineingeschlagen werden, was vor allem bei sehr langen Pfosten Schwierigkeiten bereitete. Das Splintern des Holzes infolge der Schläge mit dem Hammer kann durch die Verwendung eines Schlagschutzes bzw. Aufsatzes aus Hartholz oder Metall verhindert werden. Darauf kann jedoch auch verzichtet werden, wenn man darauf achtet, dass sich beim Ablängen der Pfosten im Bereich der Schnittfläche an der Stirnseite des Pfostens ein Ast befindet, der lokal eine erhöhte Festigkeit des Holzes bewirkt. Verwendet man nun zum Hineinschlagen die Breitseite des Hammerkopfes und schneidet man die Spitze des Pfostens besonders sorgfältig zu (s. Abb. 148a), hält dieser den Belastungen fast immer stand. Eine noch bessere Alternative stellt jedoch ein schwerer Holzschlägel dar.

Wirkliche Probleme bei der Errichtung der Sperren tauchten dann auf, wenn die Grabensohle bis in den Mineralboden reichte oder sich nur knapp oberhalb davon befand. Hier war es kaum möglich, die Pfosten ausreichend tief im meist extrem festen und hoch verdichteten Boden zu verankern. Gleichzeitig begann der Pfosten durch das einseitig zugespitzte Ende mit dem Erreichen des Mineralbodens seitlich auszubrechen, wodurch sich die Nut-Feder-Verbindung öffnete. Besonders gravierend erwies sich dieses Problem, wenn der Torfkörper nur von geringer Mächtigkeit war und der Pfosten durch den umgebenden Torf nicht ausreichend stabilisiert werden konnte.

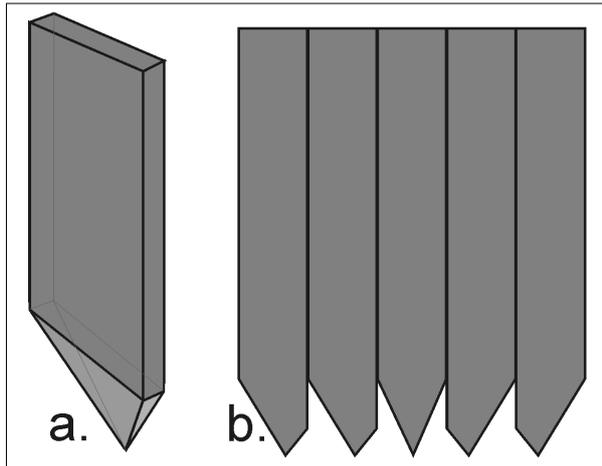


Abb. 148: a. Optimalausführung eines beidseitig ungleichmäßig zugespitzten Pfostens, b. Pfostenanordnung für die Sperrenkonstruktion

Es gibt mehrere Möglichkeiten, diesem Problem zu begegnen. Bei sehr flachgründigen Moorbereichen mit schmalen und seichten Gräben empfiehlt sich die Errichtung der oben beschriebenen Sperre aus Torf und Rundhölzern.

Ist die Torfmächtigkeit größer als etwa 50 cm, so hat es sich als vorteilhaft erwiesen, die Pfosten nicht einseitig, sondern ungleichmäßig beidseitig zuzuspitzen (s. Abb. 148a & b).

Dadurch kann das Auseinanderklaffen der Nut-Feder-Verbindung verhindert oder zumindest deutlich reduziert werden. Sofern die Pfosten bei ausreichender Torf-

mächtigkeit nicht bis in den mineralischen Untergrund verankert werden müssen, reicht ein einseitiges Zuspitzen (s. Abb. 26 & 150) jedoch völlig aus.

Tiefe, bis in den mineralischen Untergrund reichende Gräben können mittels einer Holzsperrre nur dann dicht verschlossen werden, wenn entweder der Mineralboden im Bereich der Grabensohle ausreichend tief ausgehoben und nach der Errichtung der Sperre wieder vollständig mit dichtem Bodenmaterial (z.B. Lehm) verfüllt wird (s. Abb. 149b), oder wenn im Bereich der Grabensohle ein „Torffundament“ errichtet wird (s. Abb. 149a). Letztere Möglichkeit kann in etwas abgeänderter Form auch als Reparaturmaßnahme zur Anwendung kommen, wenn die Sperre erst einige Zeit nach ihrer Errichtung unterspült wird und nicht ausreichend Material zur Verfügung steht, um den gesamten Graben in diesem Abschnitt mit Torf oder Sägemehl aufzufüllen (s. Abb. 149c).

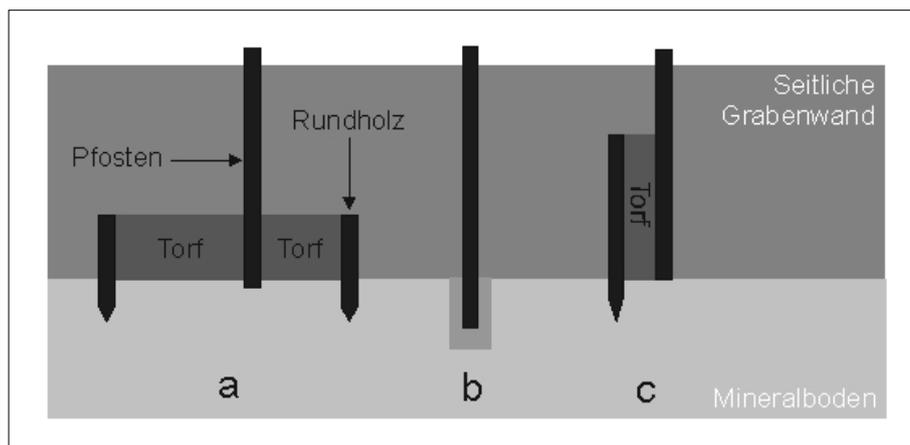


Abb. 149: Sperren in Nut-Feder-Konstruktion mit a. Torffundament, b. Basisabdichtung und c. Torfhinterfüllung

Unterspülte Sperren lassen sich häufig auch im Nachhinein durch ein tieferes Versenken der Pfosten reparieren. Dies funktioniert deshalb, weil die Unterspülung zu einer gewissen Auflockerung des Bodens führt, und der Pfosten dadurch tiefer versenkt werden kann. Ein erneutes Unterspülen konnte bisher nicht beobachtet werden. Das zusätzliche Hinterfüllen der Sperre im Bereich der Grabensohle wird angeraten.

In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass es sich als vorteilhaft erwiesen hat, das Sperrenbauwerk (mit Ausnahme des Überlaufs) nicht unmittelbar nach der Errichtung, sondern erst im darauffolgenden Sommer (nach der Setzung des Bauwerks im Winter) bis knapp über die Mooroberfläche zurückzuschneiden.

Seitliches Umspülen kann einfach durch eine Verbreiterung der Sperre mit weiteren Pfosten rückgängig gemacht werden. Hier ist meist eine zusätzliche Stabilisierung mit Kanthölzern nicht notwendig.

6.2.1.3 Empfehlungen

Die Praxis hat gezeigt, dass gewisse Anpassungen und Modifikationen zum geschilderten Arbeitsablauf teils enorme Erleichterungen bei der Umsetzung zur Folge hatten. Diese sind anfolgend neben einigen grundlegenden Erkenntnissen im Zusammenhang mit der Errichtung von Grabensperren zusammengefasst:

- Die Absturzhöhe zwischen den aufeinanderfolgenden Grabensperren sollte nicht größer als 20 cm sein und auf die knapp unterhalb der Mooroberfläche liegende Oberkante des Überlaufs abgestimmt werden (Verwendung eines Nivelliergeräts).
- Die Länge der Pfosten ist derart zu wählen, dass sie mindestens 50 cm unter die Grabensohle reichen. Als Grabensohle ist jene Tiefe anzunehmen, in der sich der Torf wieder in seiner natürlichen Schichtung befindet.
- Die Länge der Pfosten kann zur Materialeinsparung für die Bereiche seitlich des Grabens kontinuierlich reduziert werden (s. Abb. 150).

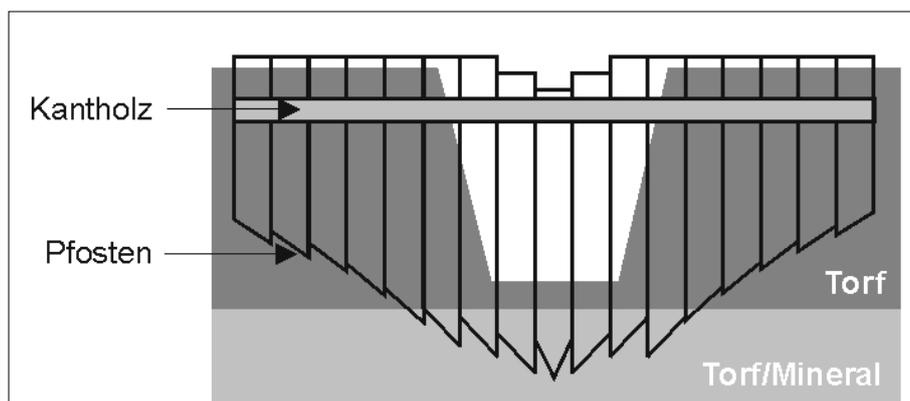


Abb. 150: Materialsparende Sperrenkonstruktion

- Verläuft der Graben im Hang, so kann zur Materialeinsparung der an der „Böschungsoberseite“ liegende Sperrenabschnitt kürzer als eine Grabenbreite ausgeführt werden.
- Werden die Pfosten auch im Mineralboden versenkt, sollten sie (mit Ausnahme des Zentralpfostens) beidseitig ungleichmäßig zugespitzt werden (s. Abb. 148b).

- Liegt die Grabensohle im Mineralboden, so ist eine der in Abbildung 149, Variante a. oder b. dargestellten Alternativlösungen anzuwenden oder auf die Errichtung einer kombinierten Torf-Rundholz-Sperre (Torfwehr) zurückzugreifen (s. Abb. 145-147).
- Das Zurückschneiden der Sperren sollte erst etwa ein Jahr nach der Errichtung erfolgen, da das Bauwerk Zeit braucht, sich zu setzen und gegebenenfalls noch Korrekturen vorzunehmen sind.
- Die optimale Pfostenbreite beträgt 18 bis 20 cm. Pfosten mit geringerer Breite erleichtern zwar den Einbau, erweisen sich jedoch im Quellverhalten (Verzug) als ungünstig. Breitere Pfosten sind vor allem für den manuellen Einbau ungeeignet.
- Die Sperre sollte unabhängig von der Größenordnung immer mit einer verschraubbaren Stabilisierungsschiene ausgeführt werden. Die Kanthölzer dienen zudem als Führungsschiene beim Einbau.
- Bei der Wahl des Baggers ist dessen Gewicht der Reichweite des Baggerarms gegenüberzustellen. Bagger mit langem Arm und etwas höherem Gesamtgewicht haben sich als günstig erwiesen. Das höhere Gesamtgewicht wird durch die Vergrößerung der Aufstandsfläche kompensiert, die Auflast pro Flächeneinheit verändert sich nur gering. Bevorzugt sind Bagger mit 3,5 t bis 7,5 t Gewicht zu verwenden. Zur Schonung der Vegetation sollten ausschließlich Geräte mit „Gummiketten“ verwendet werden und die Maßnahme in der trockenen Jahreszeit umgesetzt werden.
- Bei der manuellen Errichtung empfiehlt sich zum Hineinschlagen der Pfosten die Verwendung eines großen Holzhammers. Bei Hammerköpfen aus Metall sollte bevorzugt die Breitseite als Schlagfläche dienen.

6.2.2 Schwenden der forstwirtschaftlich genutzten Moorflächen

6.2.2.1 *Methode*

Die Schlägerung der Fichtenaufforstungen im Moorbereich wurde in der kalten Jahreszeit durchgeführt (s. Abb. 151). Die meist hohe Schneebedeckung und der gefrorene Boden ermöglichten eine weitestgehend schadlose Bringung der Fichten ohne die Mooroberfläche nachhaltig zu beeinträchtigen. Es wurden ausschließlich Fichten entfernt, da für die Kiefern keine Rodungsbewilligung erteilt wurde. Das Umschneiden der Rot-Kiefern wäre jedoch grundsätzlich möglich gewesen, da kein Schlägerungsverbot vorlag und aufgrund der Größenordnung auch kein möglicherweise bewilligungspflichtiger Kahlschlag durchgeführt wurde. Es hat sich jedoch grundsätzlich als günstig herausgestellt, die Rot-Kiefern als „Schattenspender“ stehen zu lassen (s.u.)

Mit Ausnahme einer kleinen Fläche südlich des Grabens C wurde vor allem aufgrund mangelnder finanzieller Möglichkeiten und personeller Ressourcen auf eine Rodung samt Entfernung der Wurzelstöcke verzichtet.



Abb. 151: Winterliche Forstarbeiten im Moor (Jänner 2004). *Insert:* Fällen der Fichtenbestände (Jänner 2004)

Die Bäume wurden gefällt und vor Ort entastet. Die Stämme wurden in Gruppen zusammengelegt und mit der Spitze voran mittels einer, an einem Traktor befestigten Seilwinde an den Moorrand gezogen. Durch den Schutz der Schneedecke kam es dabei zu keiner Beeinträchtigung der Mooroberfläche. Die Äste wurden teilweise zu Haufen aufgeschichtet, teilweise wurden sie einfach am Boden liegen gelassen.

Beschattung durch die verbleibenden Rot-Kiefern und das am Boden liegende Astmaterial hat sich auf die Entwicklung der Vegetation grundsätzlich positiv ausgewirkt.

Dadurch konnten wohl Temperaturextreme etwas abgemildert und die Keimung und Entwicklung der Jungpflanzen gefördert werden.

Die Vegetation hat sich in Abhängigkeit vom Moorwasserstand und der Beschattung unterschiedlich rasch entwickelt, ist jedoch in Summe relativ einheitlich. Einzig die gerodete und im Anschluss planierte Fläche hat sich gänzlich anders entwickelt. Diesbezüglich und auf die Vegetationsentwicklung im Allgemeinen wird auf Kapitel 6.4 verwiesen.

6.2.2.2 *Probleme*

Weder beim Fällen der Bäume noch bei der anschließenden Bringung ergaben sich nennenswerte Probleme. Gelegentlich bereitete es Schwierigkeiten, Schäden an den verbleibenden Kiefern im Zuge der Bringung der Fichten zu verhindern. Dieser Umstand ist jedoch lediglich forstwirtschaftlich relevant und für Moore somit nicht von Bedeutung.

6.2.2.3 *Empfehlungen*

- Forstarbeiten sollten ausschließlich bei gefrorenem Boden und/oder ausreichender Schneebedeckung durchgeführt werden.
- Die Bringung der Stämme kann mittels Traktor und Seilwinde vom Moorrand aus erfolgen. Die Stämme sollten in Gruppen zusammengefasst und mit der Spitze voran hinausgezogen werden.
- Kleinere Bäume (BHD < 10 cm) können direkt und ohne sie zu entasten abtransportiert werden (Energieholznutzung aus Hackschnitzeln).
- Einzelne (kleinere) Bäume sollten zur Beschattung stehen gelassen bzw. im Falle eines Windwurfs nicht aufgearbeitet werden (positive Wirkung auf die Vegetationsentwicklung).

- Astmaterial soll zur Beschattung der Mooroberfläche teilweise am Boden belassen und nicht gänzlich entfernt werden (positive Wirkung auf Vegetationsentwicklung).
- Grundsätzlich ist die Rodung und Einplanierung der Mooroberfläche einer reinen Flächenfreistellung, bei der die Wurzelstöcke im Moor belassen werden, vorzuziehen. Voraussetzung ist, dass eine Befahrbarkeit des Moores mit schweren Maschinen überhaupt möglich ist.
- Gutes Material (Schutzbekleidung, Geräte) und Disziplin bei der Arbeit sind Grundvoraussetzung, um Verletzungen zu vermeiden! Bei langen Fußwegen empfiehlt sich im Winter die Verwendung von Schneeschuhen.

6.3 Hydrologische Betrachtungen

6.3.1 Methode

6.3.1.1 Datenerhebung

Hydrologisches Monitoring

Ein hydrologisches Monitoring liefert die schnellste und aussagekräftigste Erfolgskontrolle bei Moorregenerationen und stellt somit einen Kernbestandteil modernen Moormonitorings dar. Zeit-, Personal- und Materialaufwand bestimmen die Kosten, und diese somit die Wahl der Methode.

Zur Beobachtung des Moorwasserspiegels können in Abhängigkeit der Fragestellung und der finanziellen Möglichkeiten unterschiedliche Methoden zur Anwendung kommen. Neben einfachen Pegelrohren, in denen der Wasserstand in periodischen Zeitabständen manuell ausgelesen wird, können auch Maximum-Minimum-Rekorder nach BRAGG (1994) oder dauerregistrierende Druckpegelmesser zur Anwendung kommen (GINZLER & STEINER 1997).

Wie eingangs erwähnt, wurde zur Feststellung der Wasserspiegelschwankungen in den „Roten Auen“ ein kombiniertes Verfahren unter Verwendung dauerregistrierender Druckpegelmesser und periodisch kontrollierter Pegelmessstellen angewendet.

Die Druckpegelmesser (Diver) liefern über lange Zeiträume hoch aufgelöste Daten. Im Extremfall reicht das Auslesen der Daten, welches mit Hilfe eines Adapters direkt im Feld erfolgen kann (s. Abb. 152), im Abstand mehrerer Jahre. Einzig die Speicherkapazität und die Lebensdauer der Batterie des Dataloggers sind zu berücksichtigen. Zur Sicherung der gemessenen Daten sollte jedoch ein etwa vierteljährliches Ausleseintervall eingehalten werden, um mögliche Hardware- oder Vandalismusschäden und damit Datenverluste auf ein Minimum zu reduzieren. Die (geringfügige) Ungenauigkeit der Uhr lässt sich durch einen etwa jährlichen Zeitabgleich (Stop und Neustart der Messungen zu einem definierten

Zeitpunkt) weitestgehend ausschalten. Das Auslesen der Daten vom Datalogger kann mit oder ohne Unterbrechung des Messvorgangs durchgeführt werden. Ein Anhalten des Messvorgangs führt dazu, dass bei einem Neustart der Messungen die alten Daten überschrieben werden. Wird jedoch ausgelesen, ohne den programmierten Messvorgang anzuhalten, bleiben alle Daten am Datalogger gespeichert. Diese sind somit auf einem zusätzlichen Datenträger gesichert und lassen sich nach der letzten Ablesung ohne Zusammenführung der vorherigen Zwischenauslesungen einfach und rasch bearbeiten.

Demgegenüber steht die Ungenauigkeit der eingebauten Uhr, die besonders bei kleinen Messintervallen zu einer Verzerrung der Messergebnisse nach Kompensation der Wasserdruckmessungen (der Diver) mit den Luftdruckmessungen (des Baro-Diver) führen kann, da der programmierte (theoretische) Messzeitpunkt vom realen Zeitpunkt der Messung der einzelnen Diver und des Baro-Divers deutlich abweichen kann. Um diese zeitliche Diskrepanz zu minimieren, sollte das gesamte Messsystem in gewissen Zeitabständen angehalten und neu gestartet werden.

Zur Evaluierung der Diver-Aufzeichnungen empfiehlt es sich, zumindest im Zuge des Auslesens den Wasserstand im Pegelrohr auch mit dem Peillot zu messen. Die Messung ist vor dem Entnehmen des im Wasser abgesenkten Divers durchzuführen, da bei dicht gepackten Torfen das Nachströmen des Wassers in den Pegel nach der Entnahme des Divers langsam und somit die Einstellung des Wasserspiegels zeitverzögert erfolgt. Wichtig ist, Datum und Uhrzeit der Peillotmessung festzuhalten, um diese mit der zeitlich nächsten Messung des Divers übereinstimmen zu können. Da im schlechtesten Fall bei einem programmierten 2-h-Messintervall 60 Minuten Zeitunterschied zur Peillotmessung auftreten können, sollte die Messung keinesfalls während oder kurz nach Niederschlägen durchgeführt werden, da die Wasserstände im Moor in dieser Zeit sehr rasch ansteigen können (s. Kap. 6.3.2.3) und somit eine Vergleichbarkeit der Messdaten nicht immer gewährleistet ist. Der Diver sollte so im Pegelrohr angebracht werden, dass er sich auch bei tiefen Wasserständen ständig unter Wasser befindet. Befindet sich der Diver etwa einen Meter unter der Mooroberfläche und sinkt der Wasserspiegel noch tiefer, so sind genaue Aussagen zur Höhe des Wasserstands jedoch aus moorhydrologischer Sicht von geringer Bedeutung und führen zu keinen maßgeblichen Einschränkungen in der Detailschärfe des Monitoringergebnisses.



Abb. 152: Auslesen der Diver-Datalogger und **Abb. 153:** Kontrolle des Moorwasserstands mit Hilfe Datensicherung vor Ort im Untersuchungsgebiet des Peillots (19.11.2006)
(Foto: H. Haubner, 19.11.2006)

Der Personal- und Zeitaufwand ist für diese Methode des hydrologischen Monitorings als sehr gering zu bezeichnen, ebenso der Materialaufwand, sieht man von den hohen Anschaffungskosten ab. Pro Messstelle ist mit Kosten von etwa EUR 1000,- zu rechnen. Demgegenüber stehen die Einsparungen für den geringen personellen und zeitlichen Aufwand und die hohe Qualität und Aussagekraft der Messergebnisse.

Die sehr geringen Materialkosten (pro Messstelle etwa EUR 3,-) und die Einfachheit der Methode sprechen für ein hydrologisches Monitoring mit Hilfe von Dauerpegeln und Peillot (s. Abb. 153). Die Genauigkeit der einzelnen Messungen mit dem Peillot ist für die meisten moorhydrologischen Fragestellungen ausreichend. Ausschlaggebend ist vielmehr das Messintervall, welches die Qualität des gesamten Datensatzes bestimmt. Verkürzung des Messintervalls und Verlängerung des Monitoringzeitraums können hier Abhilfe schaffen. Demgegenüber steht jedoch der damit verbundene erhöhte Personal- und Zeitaufwand. Neben einer nicht unerheblichen Steigerung der „Betriebskosten“ geht eine Verkürzung des Messintervalls durch verstärkten Betritt jedoch auch zu Lasten der Mooroberfläche. Besonders über wenig verdichteten Torfen führt die häufige Trittbelastung zu nachhaltigen Schäden der Mooroberfläche und der oberflächennahen Torfschichten (s. Abb. 154).

Methodenvergleich in Abhängigkeit von der Fragestellung

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Kosten für ein hydrologisches Monitoring im Falle der automatischen Druckpegelmesser (Diver) mit der Zahl der Messstellen verhältnismäßig ansteigt, bei der Verwendung der Dauerpegel hingegen sinkt. Benötigt man Aussagen über die Moorwasserspiegelschwankungen an nur wenigen Standorten, so ist die Verwendung von Diver in Summe kostengünstiger und die Datenqualität in Bezug auf den Standort sehr hoch. Pegelschwankungen lassen sich in Abhängigkeit vom Niederschlag hochauflösend und auch bei geschlossener Schneedecke erfassen, Wasserstandsminima und –maxima werden festgehalten und statistische Rechenoperationen begründen auf umfangreichem Datenmaterial. Aussagen zum Gesamtsystem sind in Abhängigkeit von der Größe des Moores jedoch nur bedingt möglich.

Liegt die Zielsetzung in einer möglichst umfassenden und flächendeckenden Aussage zum Schwankungsverhalten des Moorwasserspiegels und sollen viele Messstellen eingerichtet werden, ist die Dauerpegel-Methode zu bevorzugen. Der Zustand des Gesamtsystems lässt sich in Bezug auf ausgewählte Zeitpunkte sehr gut erfassen. Über die Entwicklungen in den Zeiträumen, die zwischen den einzelnen Messungen liegen, sind jedoch nur eingeschränkt Aussagen möglich. So lassen sich etwa die teils raschen Wasserhaushaltsänderungen des Acrotelms im Zusammenhang mit dem Retentionsvermögen mit dieser Methode nicht erfassen.

Durch die Anwendung eines kombinierten Verfahrens unterschiedlich aussagekräftiger Messmethoden konnte im gegenständlichen Fall sowohl der Wasserhaushalt des Gesamtsystems erfasst als auch Detailfragen zur Moorhydrologie beantwortet werden (s. Kap. 6.3.2). Aus Kosten-Nutzen-Überlegungen ist ein derartiges Vorgehen zu empfehlen. Die Verwendung von Maximum-Minimum-Rekordern liefert nur geringfügig mehr Informationen als die Dauerpegelmethode, wobei weniger die Kenntnis des Höchst- als viel

mehr des Tiefstwasserstands von Bedeutung ist. Verzichtet man zudem auf ein periodisches Messen des Wasserspiegels (gemäß dem Intervall der Dauerpegelmethode), so steht der Kostenaufwand der Maximum-Minimum-Methode in keinem Verhältnis zum Nutzen im Sinne der Datenqualität.

Probleme

Die Einrichtung und der Betrieb des hydrologischen Messnetzes verlief nahezu einwandfrei. Einzig bei der Programmierung des Messintervalls des Divers A1 und des Baro-Divers gab es Probleme. Anstelle des programmierten 2-h-Intervalls wurden anfangs alle fünf Minuten Messungen durchgeführt. Dies führt zu einer raschen Erschöpfung des Speichervermögens der Datalogger und zu einer verkürzten Lebensdauer der Batterien. Nach einer neuerlichen Programmierung erfolgten die Messungen jedoch entsprechend dem vorgegebenen Intervall. Dieser „Fehler“ hatte jedoch auch positive Folgen, da anhand des kurzen Intervalls die hydrologischen Eigenschaften des Acrotelms im Zusammenhang mit der Selbstregulation aufgezeichnet werden konnten (s. Kap. 6.3.2.3).

Negative Auswirkungen auf die Mooroberfläche durch den häufigen Betritt bei der Durchführung der periodischen Wasserstandsmessungen sind vor allem in jenen Bereichen deutlich, wo sich der Moorwasserspiegel nur in geringer Tiefe befindet. Diese Flächen zählen zu den besterhaltensten Moorbereichen. Schäden an der Vegetation sind unverkennlich, Auswirkungen auf den oberflächennahen Torfkörper zeichnen sich durch Rüllenbildung mit oberflächlicher Entwässerung ab. Die elastische Verformbarkeit des Torfs weicht zusehends einer plastischen Oberflächenausformung. Dieser Umstand zeigt sich besonders nach der winterlichen Schneeschmelze, wenn die randlich des Fußpfads liegenden Moorbereiche aufgrund ihrer unverminderten Quellfähigkeit deutlich erhaben sind (s. Abb. 154).

Es empfiehlt sich, hydrologische Messungen in sensiblen Moorbereiche bevorzugt mit Diversn durchzuführen. Sollte dies nicht möglich sein und kann auf ein hydrologisches Monitoring in diesen Bereichen nicht verzichtet werden, so sollte der Zugang zum Pegel nicht ständig über den gleichen Weg erfolgen.

Empfehlungen

- Verwendung kombinierter Verfahren des hydrologischen Monitorings (bevorzugt Dauerpegel und automatische Druckpegelmesser) zur Erfassung des gesamten Systems in Abhängigkeit von der Moorgröße.
- Messzeitraum über mehrere Jahre bei gleichzeitiger Erfassung der Niederschläge und der Lufttemperatur (Klimastation).
- Messintervall in Abhängigkeit von der Methode zwischen 7 und 10 Tagen, jedoch maximal 14-tägig bei Verwendung von Dauerpegeln bzw. 2 Stunden bei automatischen Druckpegelmessern.

- Regelmäßige Kontrolle der Diver und Auslesen der Datalogger (Erstkontrolle/Datenauslesung 2 bis 4 Wochen nach Inbetriebnahme, danach etwa vierteljährlich ohne Unterbrechung des Messprogramms bei gleichzeitiger Nachmessung des Wasserstands mit dem Peillot für Vergleichs-/Abstimmungszwecke; jährliche Neuprogrammierung des Messintervalls zur Systemzeitabgleichung).



Abb. 154: Entstehung einer Erosionsrille durch häufigen Betritt (01.03.2007)



Abb. 155: Ergebnis der Grabensanierung auf Basis der Vermessung mit der "Schlauchwaagen-Methode" (01.03.2007)

Vermessung und Torfsondierung

Wesentlicher Bestandteil eines hydrologischen Monitorings ist eine dreidimensionale Darstellungsmöglichkeit der Mooroberfläche in Kombination mit der Erhebung der Torfmächtigkeiten. Das Hauptaugenmerk sollte dabei auf die Vermessung der Pegelstandorte, der Gräben sowie der Torfstickkanten gerichtet werden. Für Grabensanierungszwecke ist es ausreichend, die Grabenoberkanten zu vermessen, wobei sich eine Vermessung beider Grabenränder als vorteilhaft herausgestellt hat. Die Ermittlung der Grabentiefe durch Vermessen der Grabensohle ist nicht zwingend notwendig. Es reicht aus, die Grabentiefe und -breite nach der Lageermittlung der Sperrenbauwerke im digitalen Höhenmodell im Freiland an entsprechender Stelle mit einem Maßband oder einer Messlatte zu ermitteln. Da Mooroberflächen normalerweise sehr sanft ausgeformt sind und nur selten Geländesprünge aufweisen, ist eine grobmaschige Vermessung des übrigen Moorgebiets in den meisten Fällen ausreichend. In Summe erhält man ein grobes Abbild der gesamten natürlichen Geländebeziehungen und detaillierte Angaben zum Relief im Bereich der Gräben. Nach Ermittlung der Torfmächtigkeiten lassen sich die gewonnenen hydrologischen Daten in einem dreidimensionalen System auswerten und ein Bezug zur Realität herstellen.

Die terrestrische Vermessung erfolgt bevorzugt mit einem Tachymeter. GPS-gestützte Vermessung ist nur dann sinnvoll, wenn eine entsprechend genaue Erfassung der Höhenkoordinate möglich ist. Vielerorts sind heute auch bereits Geländedaten durch Laserscan-Vermessung erhältlich, die insbesondere im offenen Gelände hinreichend genaue Höhenangaben in einem engmaschigen, zweidimensionalen Messnetz liefern können. Nur in Ausnahmefällen sollte eine „Vermessung“ mit Maßband, Schlauchwaage bzw. Nivelliergerät und Kompass erfolgen.

Es empfiehlt sich, die Messpunkte dauerhaft zu markieren, da dies eine spätere Orientierung im Gelände, sei es zur Ermittlung der Sperrenstandorte oder zur Vegetationskartierung, ungemein erleichtert.

Probleme

Bei der tachymetrischen Vermessung von Mooren ist vor allem darauf zu achten, den Theodolit über festem Untergrund zu positionieren (s. Abb. 24). Ist dies nicht möglich, so ist das Gerät entsprechend zu stabilisieren, um Messfehler weitestgehend zu vermeiden. Insgesamt sind aber bei der Vermessung von Mooren keine unlösbaren Probleme zu erwarten. Bei Bedarf kann im Einzelfall für kleine und für eine geodätische Vermessung schwer zugängliche Bereiche auf eine einfache Schlauchwaagenvermessung zurückgegriffen werden, die bei entsprechender Genauigkeit ebenfalls sehr gute Ergebnisse liefert (s. Abb. 155).

Empfehlungen

- Geodätische Vermessung der Mooroberfläche mit besonderem Augenmerk auf künstliche Strukturen (Gräben, Torfstichkanten) und Pegelstandorte.
- Positionierung des Theodolits auf festem Untergrund.
- Dauerhafte Markierung der Messpunkte.
- Ermittlung der Torfmächtigkeit durch Sondierung bei allen Messpunkten mit dem Gestänge eines leichten Torfbohrers.
- Sind Moorflächen im Zuge der Sanierung zu schwenken, so sollte dies wenn möglich vor der Vermessung erfolgen (Herstellung freier Sichtbeziehungen).

6.3.1.2 *Datenauswertung und -darstellung*

Nach Überführung der Vermessungsdaten in ein geografisches Informationssystem lassen sich alle für die Moorsanierung notwendigen Grundlagen anschaulich darstellen und vertiefend bearbeiten. Die Anwendung digitaler Geländemodelle hat sich als sehr hilfreich erwiesen, da sie neben Darstellungen von Oberflächenreliefs in Form von Höhenschichtenkarten und Geländeprofilen auch die Auswertung hydrologischer Daten ermöglichen. Somit war auch eine Abbildung wichtiger hydrologischer Kenngrößen in Abhängigkeit ihres lagemäßig natürlichen Umfelds zwischen Mooroberfläche und mineralischem Untergrund möglich.

Die Darstellung der Messergebnisse des hydrologischen Monitorings erfolgte mit Hilfe des Tabellenkalkulationsprogramms MS EXCEL zusätzlich für alle Pegelstandorte in Form von Grafiken und Diagrammen, die neben den Wassergang- und Dauerlinien auch die Höchst- und Tiefstwasserstände sowie den Mittelwasserspiegel demonstrieren.

Erst durch die Datenaufbereitung konnte ein umfassendes und anschauliches Bild von der Moortopografie, den Torfmächtigkeiten und den hydrologischen Standortbedingungen gezeichnet werden.

Probleme

Das Programm MS EXCEL hat sich ebenso wie ARC VIEW als brauchbares Hilfsmittel zur computergestützten Ergebnisauswertung erwiesen. Einzig bei der grafischen Darstellung von Geländeprofilen mussten die Daten in einem Zeichenprogramm (COREL DRAW) nachbearbeitet werden, da ARC VIEW hier keine ausreichenden Möglichkeiten bietet.

Das mit den Divern mitgelieferte Auslese- und Analyseprogramm LOGGER DATA MANAGER funktionierte für die Datenauslesung einwandfrei, die Luftdruckkompensation war aber aufgrund eines Programmfehlers nicht möglich. Dies erfolgte nach Export der Daten in MS EXCEL in einem einfachen, der Bedienungsanleitung zur Diver-Software zu entnehmenden Rechenschritt.

6.3.2 Moorwasserhaushalt

6.3.2.1 Wirkung der Grabensanierung

Erwartungsgemäß hat der Einstau der Entwässerungsgräben Änderungen im Moorwasserhaushalt hervorgerufen, die bei Betrachtung des Gesamtsystems durchwegs als Verbesserung zu bewerten sind. Die lokalen Auswirkungen sind häufig von sehr unterschiedlicher Intensität, jedoch mit wenigen Ausnahmen ebenfalls als positiv zu bezeichnen.

Lokale Veränderungen

Pegel in Grabennahbereichen (Abstand < 10 m)

Die Aufzeichnungen der Wasserspiegeländerungen vor der Sanierung der Entwässerungsgräben zeigen eindrücklich die negativen Auswirkungen hydrologisch gestörter Moore. In Abhängigkeit von der Entfernung des Grabens wirken sich diese unterschiedlich stark auf den Wasserhaushalt des Moores aus. Besonders betroffen sind grabennahe Bereiche. Hier liegt der Wasserspiegel in der Regel sehr tief und weit unter dem moorhydrologischen Optimum. Wasserstandsschwankungen sind vergleichsweise gering, da sich der Wasserspiegel zumeist im Bereich hoch zersetzter Torfschichten mit geringer Porosität im Catotelm befindet und ein Großteil des Niederschlagswassers wohl sehr rasch oberflächlich zu den Gräben geleitet wird.

Derartige Verhältnisse werden etwa durch die Pegel 31, 32 und 33 (s. Abb. 82) repräsentiert. Die Torfe in diesen Bereichen sind durchwegs hoch zersetzt, dicht gelagert und oberflächlich

stark vererdet. Der Wasserspiegel schwankt bevorzugt in einer Tiefe von 50 cm bis 80 cm unter Flur. Niederschlagseinträge bewirken in kurzen Zeiträumen keine maßgeblichen Veränderungen.

In grabennahen Bereichen können aber durchaus auch stärkere Schwankungen auftreten, wie dies etwa Pegel A3 demonstriert (s. Abb. 92 & 93). Hier pendelt der Wasserspiegel erheblich zwischen circa 25 cm und über 100 cm unter Flur, der Mittelwasserspiegel liegt in 60 cm Tiefe. Ein ähnliches Bild zeigt auch der schräg gegenüber auf der anderen Grabenseite befindliche Pegel 18 (s. Abb. 75).

Die grabennahen Bereiche rund um die Pegel 31 und 32 reagierten unmittelbar auf den Einstau der Gräben. Der Wasserspiegel stieg rasch an und liegt seit 2005, im Folgejahr der Maßnahme, ständig knapp unter der Mooroberfläche. Die positive Wirkung der Grabensanierung ist in etwas verringertem Ausmaß auch bei Pegel 33 erkennbar. Der Standort dieses Pegels steht im Einfluss von zwei sanierten und einem verlandetem Graben. Jener Graben, dessen eingestauter Wasserspiegel die Basis des Moorwasserkörpers darstellt, befindet sich zudem auf deutlich tieferem Geländeniveau.

Pegel A3 und 18 zeigten vorerst im Anschluss an die Grabensanierung die selbe Entwicklung wie die Pegel 31 und 32. Nach einem kurzfristigen Absinken des Moorwasserstands infolge der Abtrennung des Fließkontinuums wurde dieser nach Auffüllung der Staubecken stark angehoben. Lediglich geringfügig schwankte der nunmehr knapp unter der Mooroberfläche liegende Wasserspiegel. Erst die Unterspülung der Sperre im Messumfeld der beiden Pegel hat dazu geführt, dass sich die negativen Auswirkungen ähnlich der Situation vor der Grabensanierung (in abgeschwächter Form) erneut eingestellt haben. Diese Entwicklung ist jedoch nur von vorübergehender Dauer und kann mit der Reparatur der Sperre wieder rückgängig gemacht werden.

Zusammenfassend ist für die grabennahen Bereiche eine positive Entwicklung festzustellen.

Pegel in grabenfernen Bereichen (Abstand > 10 m)

Die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen setzt mit zunehmendem Abstand vom Graben zeitverzögert ein. Beispielhaft sei dies für die Pegel 2 und 3 diskutiert (s. Abb. 70). Die Standorte befinden sich im Bereich mächtiger, stark zersetzter und dicht gelagerter, oberflächlich mäßig bis stark vererdeter Torfe. Der Wasserspiegel lag im Mittel 30 cm bis 50 cm unter Flur, die Schwankungen betragen rund 40 cm und demonstrieren die Folgen der Entwässerung auf den Moorwasserhaushalt.

Wenngleich bislang nur ein Trend absehbar ist, so kann doch davon ausgegangen werden, dass auch die grabenfernen Bereiche von den Einstaumaßnahmen profitieren. Generell kann festgestellt werden, dass die Geschwindigkeit und Effektivität der Wirkung von der Ausgangssituation abhängig ist. Je geringer die Störung, desto rascher und wirkungsvoller verläuft die hydrologische Regeneration, die sich vor allem in einer deutlichen Reduktion der Tiefstwasserstände manifestiert. Diese äußert sich wiederum in einer Anhebung des Mittelwasserspiegels und in der Reduktion der Schwankungsamplituden. Pegel 3 gibt eine derartige Situation wieder, die jedoch aufgrund der massiven und lange andauernden Entwässerungsmaßnahmen in den „Roten Auen“ eher die Ausnahme darstellt.

Pegel 2 stellt den typischen Fall dar, wie grabenferne Bereiche auf die Einstaumaßnahmen reagieren. Es kommt (vorerst) lediglich zu einer geringen Anhebung des Wasserspiegels, die Schwankungen bleiben nahezu unverändert.

Zusammenfassend lässt sich derzeit für die grabenfernen Bereiche ein positiver Trend im Sinne einer Stabilisierung des Wasserhaushalts feststellen.

Pegel im Bereich von Quellen bzw. auf Überrieselungsflächen

Pegel, die im Einflussbereich ständig wasserführender Quellen und deren oberflächennahen Abflussbereichen liegen, zeigen sehr ausgeglichene hydrologische Verhältnisse, sofern die Quelle nicht direkt sondern nur peripher entwässert wird (s. Abb. 73). Pegel 11 befindet sich im Nahbereich einer derartigen Quelle. Hier hat der Grabeneinstau zu keiner Veränderung der ohnehin sehr guten Ausgangssituation geführt. Vor allem Pegel 12 und untergeordnet Pegel 13 lagen vor der Grabensanierung im Einflussbereich des oberflächlich abströmenden Wassers. Hier waren nur selten Wasserdefizite zu verzeichnen.

Infolge der Sanierung haben sich jedoch die Abflussverhältnisse wieder gemäß ihres ursprünglichen Zustands eingestellt und dazu geführt, dass es im Umfeld von Pegel 12 zu einer gewissen Verschlechterung der Situation gekommen ist, die jedoch voraussichtlich nur von vorübergehender Dauer sein wird. Bei Pegel 13 hat sich die Situation sogar verbessert, da dieser Standort auch im Einflussbereich eines weiteren, ebenfalls sanierten Grabens liegt. Wenngleich im vorliegenden Fall keine dauerhaft negativen Auswirkungen des Grabeneinstaus zu verzeichnen sein werden, so soll dies doch darauf aufmerksam machen, dass im Zuge von Sanierungsmaßnahmen besonders auf die Herkunft und Fließrichtung des Wassers zu achten ist.

Moorbereiche, die von Quellen gespeist werden, deren Wasserführung stärkeren Schwankungen unterworfen sind, können durch Entwässerungsmaßnahmen stark negativ beeinträchtigt werden. Der Wasserhaushalt eines derartigen Standorts wird von Pegel 36 repräsentiert (s. Abb 83). Die Torfschichten sind bis in größere Tiefen locker gelagert, das Acrotelm ist gut ausgebildet und besitzt eine hohe hydraulische Leitfähigkeit. Quellwasser kann rasch oberflächlich abfließen. Wasserdefizite führen zur Sackung der Mooroberfläche und einem tiefen Absinken des Wasserspiegels. Dieser natürliche Vorgang wird durch die Entwässerungswirkung naheliegender Gräben erheblich verstärkt, lässt sich jedoch durch Grabeneinstau sehr wirksam bekämpfen. Im Bereich von Pegel 36 hat dies zu einer deutlichen Verringerung des Tiefstwasserspiegels und der Schwankungsamplituden geführt.

Zusammenfassend wird festgehalten, dass sich die Grabensanierungsmaßnahmen bei Berücksichtigung der Fließrichtung des oberflächlichen und oberflächennahen Abflusses stabilisierend auf den Wasserhaushalt im Umfeld von Quellbereichen auswirken.

Pegel in den Torfstichflächen

In Regeneration befindliche junge Torfstiche zeichnen sich durch wenig zersetzte und locker gelagerte Torfe mit hoher hydraulischer Leitfähigkeit aus. Die Mooroberfläche hebt und senkt sich in Abhängigkeit von der Höhe des Wasserspiegels. Insofern liegt der Wasserspiegel

immer knapp unterhalb der Mooroberfläche und sinkt erst dann merkbar ab, wenn eine weitere Sackung der lockeren Torfschichten nicht mehr möglich ist.

Pegel 43, 44 und 52 liegen innerhalb einer solchen Regenerationsfläche (s. Abb. 80 & 87). Hier hat der Grabeneinstau und der dadurch bewirkte Anstieg des Wasserspiegelniveaus zu einem fast völligen Verschwinden der Spiegelschwankungen und einer Stabilisierung des Wasserhaushalts geführt. Die Mooroberfläche kann sich durch Quellung der Torfschichten auch weiterhin bis zum Maximalwasserstand anheben bzw. liegt nur knapp darunter, was zur Ausbildung von Schlenken geführt hat. Diese zeigen unmittelbar nach der Schneeschmelze ihre größte Flächenausdehnung (s. Abb. 156) und erreichen dann in etwa wieder das Ausmaß wie vor circa 30 Jahren (s. Abb. 166). Gleichzeitig wirkt sich der Wasserspiegelanstieg jedoch negativ auf die Baumvegetation aus und hat bereits zum Absterben einzelner Individuen geführt (s. Abb. 157).

In Summe wirkt sich der Einstau positiv auf die Standortvielfalt aus, er verursacht eine Anhebung des Moorwasserspiegels und führt zur Ausbildung von Schlenken.



Abb. 156: Durch die hydrologische Sanierung reaktivierter Bult-(Groß-)Schlenken-Komplex in der Torfstichregenerationsfläche (01.03.2007)



Abb. 157: Absterben des Gehölzaufwuchses nach Anhebung des Wasserspiegels in der zentralen (18.10.2006) und der östlichen Torfstichregenerationsfläche (*Insert*; 01.03.2007)

Pegel im hydrologischen Einflussbereich der Torfstiche

Der Wasserhaushalt der Torfstichränder wird wesentlich von der Lage des Wasserspiegels im Torfstich beeinflusst. Dieser ist im Normalfall sehr konstant und zeigt nur geringfügige Schwankungen. Pegel A2 und 54 befinden sich oberhalb der Stichtante bzw. im Randbereich des Torfstichs. Der Wasserspiegel in deren Umfeld liegt im Mittel nicht sehr tief, schwankt jedoch erheblich und zeigt auch nur eine geringfügige Änderung nach der Anhebung des Moorwasserspiegels im Torfstich an (s. Abb. 80, 90 & 91). Die erwartete, leichte Anhebung entspricht etwa der Anhebung des Moorwasserspiegels in der Torfstichfläche.

Mit zunehmendem Abstand vom Torfstich verlagert sich bei einem gleichzeitigen Anstieg der Mooroberfläche der Wasserspiegel immer tiefer. Dies führt beispielsweise bei Pegel 45 zu einer erheblichen Verringerung der Schwankungsamplituden (s. Abb. 85). Auch hier entspricht die Aufhöhung des Wasserspiegels in etwa dem Wasserspiegelanstieg in der Torfstichfläche.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine wirksame Anhebung des Moorwasserspiegels im Bereich von Torfstichrändern nur durch Überstauung des Torfstichs oder durch Abflachung der Stichkanten erreicht werden kann. Ersteres war aufgrund der Geländeverhältnisse nicht möglich bzw. auch nicht erwünscht, letzteres hätte zu einer massiven Beeinträchtigung der aktuellen Moorwaldvegetation geführt.

Pegel im Umfeld verlandeter Gräben

Trotz der erheblichen Entfernung von Pegel 41 zu den großen Entwässerungsgräben ist der Wasserhaushalt vergleichsweise stark beeinträchtigt (s. Abb. 84). Vor der Sanierung führte das tiefe Absinken des Wasserspiegels in niederschlagsarmen Perioden zu starken Wasserstandsschwankungen. Die Situation konnte zwar durch die Sanierung etwas entschärft werden, im Vergleich zu ähnlich situierten Pegelstandorten (z.B. Pegel 40) waren die Auswirkungen jedoch gering. Dieser Umstand ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die aufrechte Entwässerungswirkung eines nahen, relativ seichtgründigen und bereits gut verwachsenen Grabens zurückzuführen.

Zusammenfassend ist anzumerken, dass bei der hydrologischen Sanierung von Moorökosystemen auch scheinbar wirkungslose Grabenstrukturen zu berücksichtigen sind. Die Entwässerungswirkung verwachsener Gräben ist grundsätzlich weiterhin gegeben, wenn vielleicht auch in etwas reduziertem Ausmaß.

Pegel in teilsanierten Bereichen

Die nördlich des Grabens E liegenden Flächen zeigen nahezu keine Veränderungen in ihren hydrologischen Eigenschaften. Die Höhen der Wasserspiegelschwankungen im Bereich der Pegel 6, 7 und 19 waren und sind teilweise enorm und liegen zwischen 50 und 60 cm (s. Abb. 71 & 75). Der gesamte Torfkörper ist stark verdichtet und oberflächlich vererdet. Die grabenfernen Bereiche liegen außerhalb des Rückstaubereichs von Graben E. Das zufließende Hangwasser wird von Gräben um die Fläche herum abgeleitet.

Da die Maßnahmen im Graben E auch zu einer Anhebung des Wasserspiegels in den westlich und östlich der Fläche liegenden Gräben geführt hat (s. Abb. 173), kann man im vorliegenden Fall von einer Teilsanierung sprechen. Diese hat jedoch bislang keine maßgeblichen Änderungen hervorgerufen. Positive Auswirkungen sind erst dann zu erwarten, wenn die beiden Gräben fachgerecht saniert werden.

Die gegenwärtige Situation bestätigt die Notwendigkeit, bei der Grabensanierung darauf zu achten, dass die Absturzhöhen zwischen den aufeinanderfolgenden Sperrern nicht größer als 20 cm sein soll. Erst dadurch kann der Wasserspiegel auch in den angrenzenden und in weiterer Folge sogar weiter entfernten Moorbereichen in absehbarer Zeit auf ein ausreichendes Niveau angehoben werden.

Pegel in „ungestörten“ Bereichen

Trotz der planmäßigen Entwässerungsmaßnahmen gibt es in den „Roten Auen“ noch Bereiche, die hydrologisch als weitestgehend intakt zu bezeichnen sind. Derartige Verhältnisse werden etwa von den Pegeln 37, 39 und A1 repräsentiert (s. Abb. 83, 84, 88 & 89). Hier ist der Moorkörper von eher gering zersetzten und oberflächlich kaum vererdeten Torfen aufgebaut, die alle sehr gute Wasserleitfähigkeiten aufweisen. Der Wasserspiegel liegt bevorzugt oberhalb bzw. im Bereich einer Tiefe von 20 cm unter Flur, nur in niederschlagsarmen Phasen sinkt er kurzfristig stärker ab. Es ist davon auszugehen, dass sich die Schwankungen mit sehr wenigen Ausnahmen (z.B. Sommer 2003) auf die Bereiche innerhalb des Acrotelms beschränken. Aufgrund der grundsätzlich guten Ausgangslage hat sich die Sanierung trotz des teils sehr großen Abstands zu den Gräben auf diese Standorte besonders positiv ausgewirkt.

Zusammenfassend kann bemerkt werden, dass sich Sanierungsmaßnahmen bei einer guten Ausgangssituation besonders rasch und positiv auswirken. Dies bestätigt einen unverzüglichen Handlungsbedarf.

Systemare Veränderungen

Zur Herstellung eines räumlichen Bezugs der hydrologischen Messergebnisse an den jeweiligen Pegelstandorten kann ein geografisches Informationssystem dienen. Die Darstellung der Mittelwasserstände und Maximalschwankungen erfolgt für ausgewählte Zeiträume unter Anwendung eines digitalen Höhenmodells.

Die hydrologischen Aufzeichnungen laufen seit Mai 2003. Dieses Jahr war gekennzeichnet durch einen heißen und sehr trockenen Sommer mit vereinzelt Starkniederschlägen (s. Abb. 53-55). Die Folge war ein Wasserdefizit, welches sich in einem drastischen Absinken des Wasserspiegels im Hoch- und Spätsommer auswirkte. Einzig in jenen Bereichen, die durch Quellwasserzufluss gespeist wurden, war der Wassereintrag ausreichend, um eine Verlagerung des Wasserspiegels bis hinunter in das Catotelm zu verhindern (s. Abb. 58). Gleichzeitig zeichnen sich die Bereiche entlang der großen Entwässerungsgräben durch extrem tiefe Wasserstände aus. Im weiteren Umfeld von Graben E verdeutlichen zudem sehr hohe Schwankungsamplituden den stark beeinträchtigten Wasserhaushalt (s. Abb. 59).

Die negativen Auswirkungen derartiger Trockenperioden auf den Wasserhaushalt sind insbesondere bei gestörten Moorökosystemen enorm. Die negative Wasserbilanz ermöglicht eine tiefreichende Durchlüftung des Torfkörpers und setzt oxidative Abbauvorgänge in Gang, die zu einer Änderung der strukturellen Eigenschaften des Torfes führen (vgl. Kap. 2.3.6).

Deutlich besser, wenn auch bei weitem nicht optimal, war die Situation im Jahr 2004. Große Schneemengen sicherten einen kontinuierlichen Wassereintrag bis in den vergleichsweise kühlen Frühsommer hinein (s. Abb. 53-55). Die Regenspenden lieferten über das restliche Jahr hinweg kontinuierlich Wasser und konnten nach der Errichtung der Grabensperren in der zweiten Jahreshälfte im Westteil des Projektgebiets bereits verstärkt zurückgehalten werden. Weite Bereiche des Moores waren dadurch vergleichsweise gut wasserversorgt. Negativ fallen die Flächen entlang des Grabensystems A und südlich der zentralen Torfstichfläche

sowie der nordwestliche Grenzbereich auf (s. Abb. 60). Die Schwankungen fielen im Vergleich zum Vorjahr deutlich geringer aus. Durch den Anstieg des Wasserspiegels im Anschluss an die Sanierung des Westteils zeigen die Bereiche entlang der Gräben deutlich erhöhte Schwankungsamplituden und demonstrieren die Wirksamkeit der eingeleiteten Maßnahmen (s. Abb. 61). Auch der Ostteil des Moores hat sich nach dem Extremsommer 2003 wieder gut erholt. Die geringen Spiegelschwankungen bei vergleichsweise hohen Wasserständen können hier aufgrund des Geländeverlaufs nicht mit der Grabensanierung im Westen in Verbindung gebracht werden.

Gute Voraussetzungen für eine positive Entwicklung brachte das Jahr 2005. Mit Ausnahme der Monate Juni und Oktober lagen die Niederschlagseinträge häufig deutlich über dem langjährigen Durchschnitt (s. Abb. 54). Die Situation im 2004 sanierten Westteil hat sich zusehends gebessert. Besonders auffällig ist der Anstieg des Wasserspiegels und die deutliche Reduktion der Schwankungshöhen entlang von Graben A (s. Abb. 62 & 63).

Die verzögerte laterale Wirkung der Anhebung des Wasserspiegels lässt sich anhand der Spiegelschwankungen für die Bereiche zwischen den Gräben C und D nachvollziehen. Während die Mittelwasserstände im Vergleich zum Vorjahr kaum Veränderungen zeigten (vgl. Abb. 60), so ist eine Erhöhung der Schwankungsamplituden mit zunehmender Entfernung von den Gräben erkennbar (vgl. Abb. 61). Das bedeutet, dass die Stabilisierung des Wasserhaushalts vom Graben ausgehend mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung auf die entfernter liegenden Moorbereiche einsetzt. Andeutungsweise setzt sich dieser Trend im darauffolgenden Jahr fort (vgl. Abb. 65).

Die grabennahen Bereiche am Ostende von Graben E lassen keinerlei positive Entwicklung erkennen. Grund dafür ist die Unterspülung einer Sperre im Mai 2005 (s. Abb. 92), die eine neuerliche Absenkung des zuvor nahe der Mooroberfläche liegenden Wasserspiegels (s. Abb. 133) mit sich brachte.

Dadurch wird deutlich, wie rasch sich die Entwässerung von Mooren negativ auf die grabennahen Bereiche auswirkt und wie lange es im Gegenzug dauert, bis nach der Anhebung des Wasserspiegels wieder annähernd stabile Bedingungen vorherrschen.

Im Ostteil des Moores haben die hier am Graben F und G gesetzten Maßnahmen bislang keine maßgeblichen Veränderungen bewirkt.

Nach Abschluss der Sanierungsmaßnahmen im Jahr 2006 kristallisierten sich langsam die hydrologischen Problembereiche im Projektgebiet heraus. Die südlich des zentralen Torfstichs befindlichen Flächen liegen deutlich erhöht und profitieren kaum von der Wiedervernässung (s. Abb. 64). Auch die im Nordabschnitt des Grabens A und an der Nordwestgrenze zwischen den Gräben D und E liegenden Moorbereiche zeigen derzeit nur sehr eingeschränkt positive Entwicklungen.

Hervorzuheben ist jedoch, dass trotz der vergleichsweise trockenen und warmen zweiten Jahreshälfte der Wasserhaushalt ähnlich dem aus moorhydrologischer Sicht deutlich besseren Jahr 2005 ausgesprochen stabil war (s. Abb. 53, 54 & 62-65). Weder die Mittelwasserstände noch die Schwankungshöhen zeigten signifikante Unterschiede und bestätigen die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen. Bemerkenswert ist auch die Tatsache, dass in der zweiten Jahreshälfte 2006 etwa in der Richterbergau, einem nahegelegenen und hydrologisch intaktem Durchströmungsmoor (s. Abb. 162), deutliche Wasserdefizite erkennbar waren, während dies für weite Bereiche der „Roten Auen“ nicht festgestellt werden konnte.

Erst durch den Vergleich der hydrologischen Zustände vor und nach der Sanierung kann der Erfolg und die Wirksamkeit der Maßnahme verdeutlicht werden. Beim Vergleich der Abbildungen 66 bis 69 wird nicht nur der ursprünglich schlechte Allgemeinzustand des Moores ersichtlich, sondern auch die positiven Entwicklungen im Zusammenhang mit der Wiedervernässung. Lediglich sehr lokal kam es infolge des Grabeneinstaus zu (vorübergehend) nachteiligen Entwicklungen, in Summe ist jedoch bereits jetzt der Erfolg der Moorsanierung nicht mehr zu leugnen. Die negativen Auswirkungen der Entwässerungsgräben konnten weitestgehend ausgeschaltet werden, die Spiegelschwankungen wurden deutlich reduziert, der Wasserspiegel generell und streckenweise auch erheblich angehoben. Der positive Trend zur Stabilisierung des Wasserhaushalts setzt sich zeitverzögert und in Abhängigkeit vom Zustand und der Beschaffenheit des Torfsubstrats (s. Abb. 94) von den Gräben ausgehend in die zentralen Moorbereiche hinein fort. STEINER (2005c) gibt an, dass sich der Aufstau der Gräben im „Moor südlich der Überlinghütte“ bei Tamsweg erst drei Jahre später flächig auszuwirken begann. Insofern geben die Entwicklungen in den „Roten Auen“ einen durchwegs positiven Trend vor.

6.3.2.2 Wiedervernässung und Grundwasserkuppel

Wie in Kapitel 2.3.5 ausgeführt lässt sich die Grundwasserkuppeltheorie nach INGRAM (1982) anhand eines zwischen zwei Entwässerungsgräben liegenden Moorabschnitts verdeutlichen (s. Abb. 15). Um festzustellen, ob sich eine derartige Entwicklung auch in Teilbereichen der „Roten Auen“ abzeichnet, wurden zwischen den Gräben D und E zwei Transekte mit

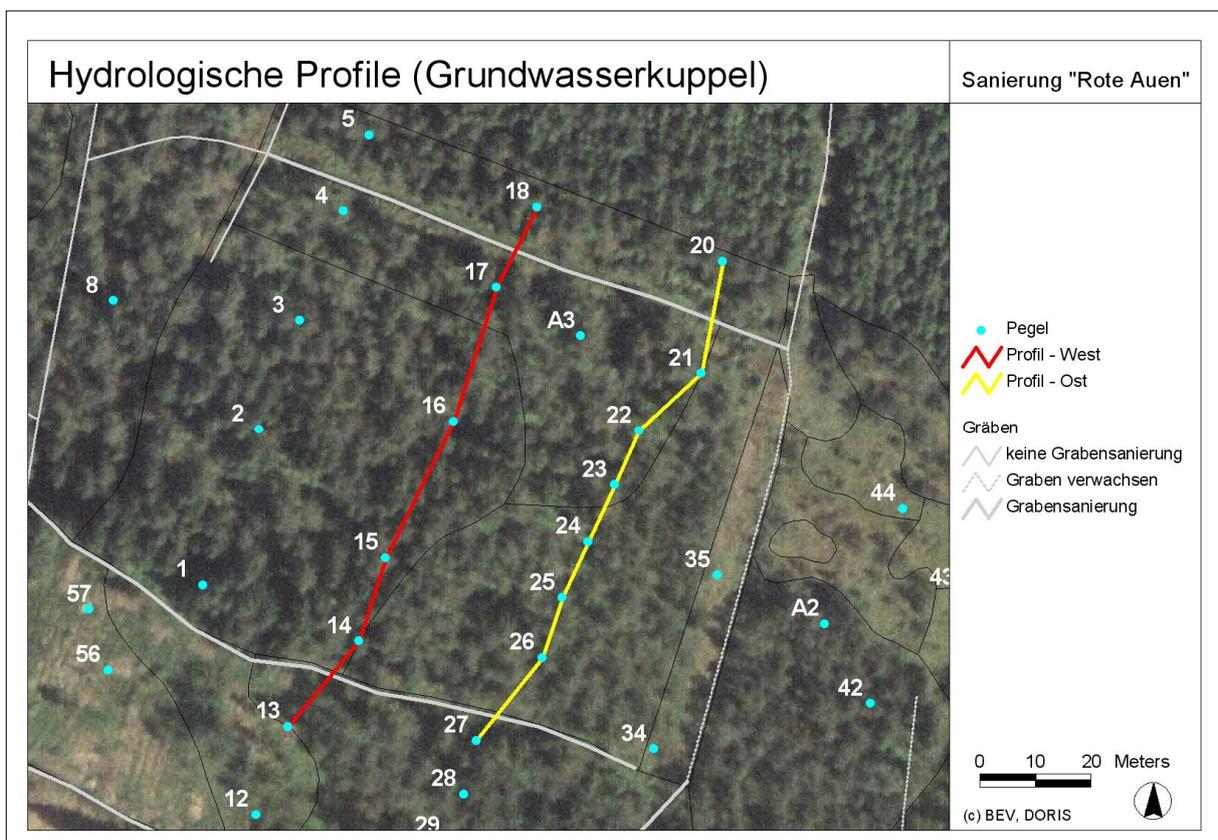


Abb. 158: Verlauf der Geländeprofile durch den Torfkörper in den "Roten Auen"

Pegelmessstellen eingerichtet (s. Abb. 158) und die Messergebnisse (Höchst-, Mittel- und Tiefstwasserstände vor und nach der Sanierung) anhand von Profilschnitten durch den Torfkörper dargestellt (s. Abb. 159 & 160).

Die Grundwasserkuppeltheorie basiert auf gewissen Grundlagen, die sich in der Realität meist nicht wiederfinden. Zwar kann die Vorgabe, das theoretische Moor müsse eine kreisrunde Gestalt haben, durch entsprechende Rechenoperationen derart abgewandelt werden, dass die Theorie auch auf andere Moorformen angewendet werden kann (vgl. BRAGG & STEINER 1995, VAN DER SCHAAF 1999), doch fehlen im gegenständlichen Fall wesentliche, den Gesamtwasserhaushalt bestimmende hydrologische Kenngrößen. Auch der mineralische Untergrund ist keineswegs absolut eben und völlig wasserundurchlässig. Somit können die hier gewonnenen Erkenntnisse nur mit Vorbehalt die Aussagen der Grundwasserkuppeltheorie zum Moorwachstum praktisch bestätigen.

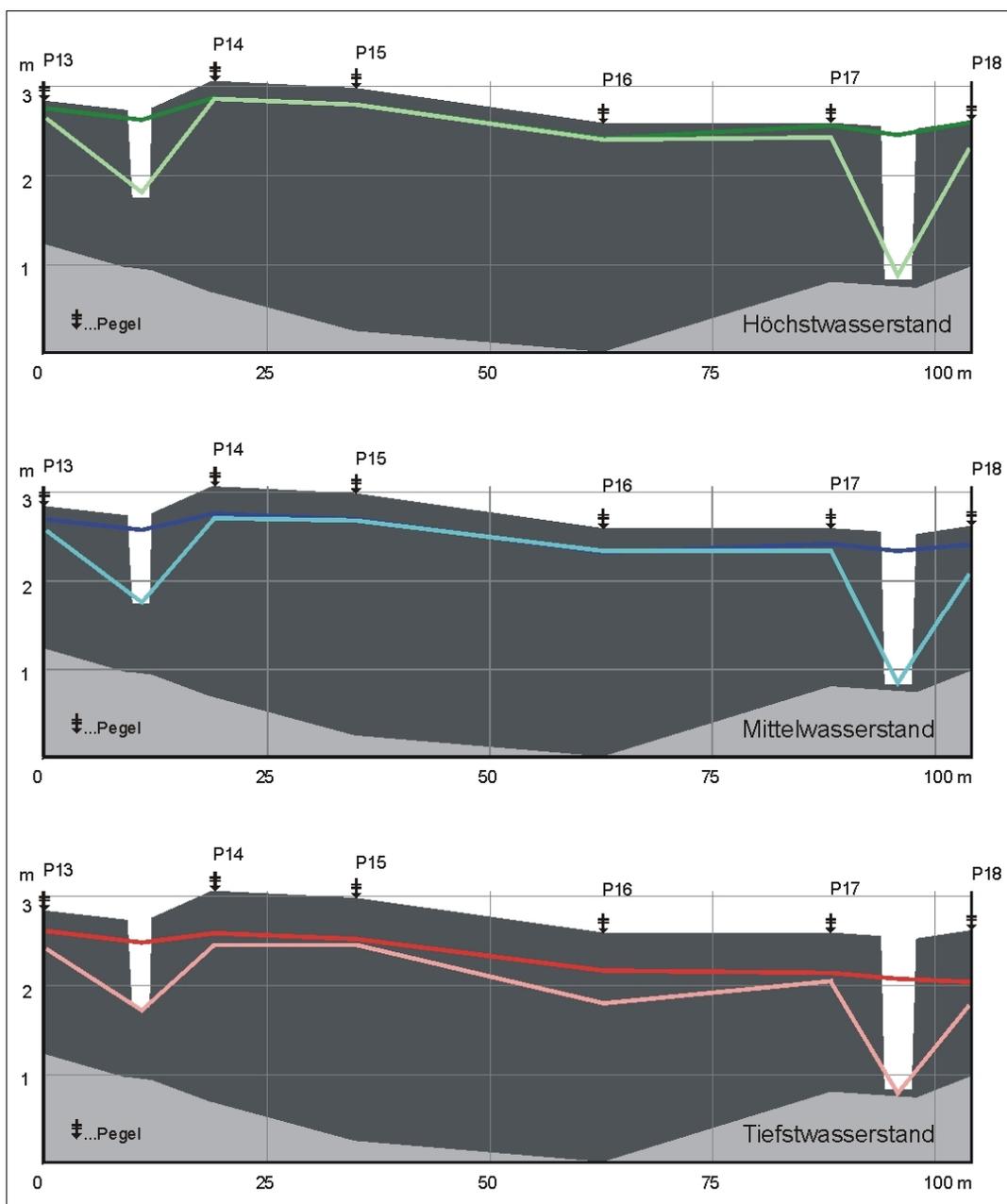


Abb. 159: Geländeprofil West mit Darstellung der Wasserstände (hell: vor Grabensanierung, dunkel: nach Grabensanierung)

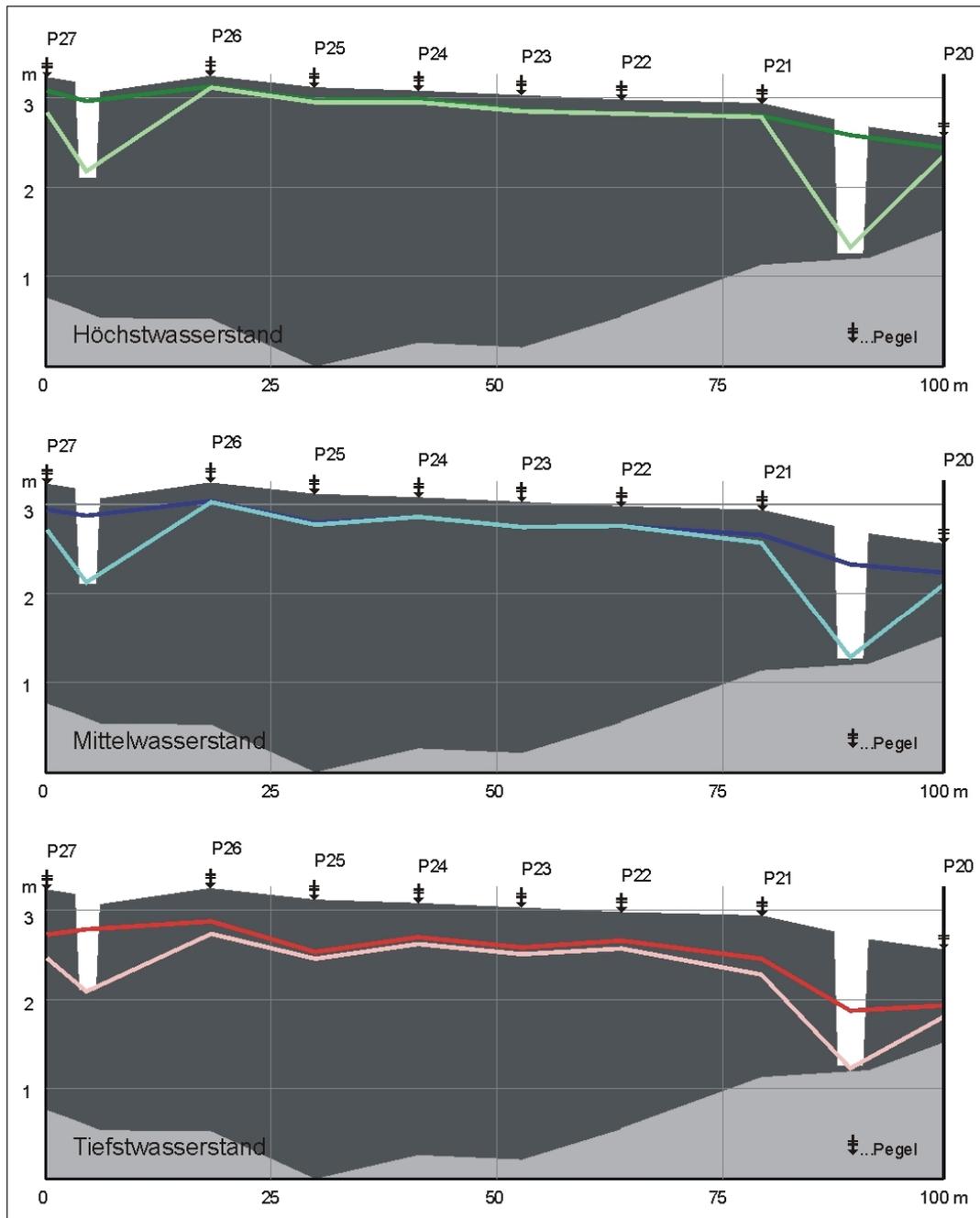


Abb. 160: Geländeprofil Ost mit Darstellung der Wasserstände (hell: vor Grabensanierung, dunkel: nach Grabensanierung)

Die Abbildungen 159 und 160 zeigen deutlich das Wasserhalte- bzw. Wasserhebevermögen (Kapillarität) des Torfkörpers. Der Wasserspiegel steigt im entwässerten Moor ausgehend von der Grabensohle steil an und erreicht bei hoher Wassersättigung des Torfs rasch dasselbe Niveau wie nach der Inaktivierung der Grabenentwässerung. Dieses Verhalten ändert sich mit sinkendem Moorwasserspiegel lediglich in den Grabennahbereichen geringfügig. In den zentralen Moorbereichen fällt der Wasserspiegel nahezu unabhängig vom Einfluss der Entwässerungsgräben gleichmäßig ab.

Erst nachdem das Niveau des Mittelwasserstands unterschritten wurde sind Unterschiede zwischen dem Zustand vor und nach der Sanierung erkennbar. Die Tiefstwasserstände beginnen sich voneinander abzukoppeln, die Ausformung einer Wasserkuppel zwischen den

Entwässerungsgräben zeichnet sich generell deutlicher ab. Das Wasserspiegelniveau befindet sich dann etwa 50 cm unter der Mooroberfläche, vermutlich im Übergangsbereich vom Acrotelm zum Catotelm. Letzteres legt die grundlegende Ausformung der Mooroberfläche im Sinne der Grundwasserkuppeltheorie fest und bestätigt deren generelle Richtigkeit bei Berücksichtigung der theoretischen Vorgaben (vgl. Kap. 2.3.5).

Auch wird deutlich, dass sich die Grabensanierungsmaßnahmen flächenhaft insbesondere auf die Veränderung der Tiefstwasserstände auswirken. Deren Anhebung bewirkt letztendlich auch eine Verminderung der Schwankungshöhen und eine Stabilisierung des Wasserhaushalts. Lediglich im Grabennahbereich führt der Einstau bereits unmittelbar nach der Maßnahmenumsetzung zu merklich positiven Entwicklungen bei höheren Wasserständen. Anzumerken ist, dass die getätigten Aussagen auf Erkenntnissen eines seit Jahrzehnten entwässerten Moorkörpers basieren. Sackungsvorgänge und Torfzehrung haben zu einem Substanzverlust in den oberen Moorschichten und schlussendlich dazu geführt, dass sich die Mooroberfläche dem Wasserspiegel wieder angenähert hat. Bei erst kurzzeitig entwässerten Mooren ist wohl davon auszugehen, dass sich auch bei Höchst- und Mittelwasserständen die Wasserspiegelniveaus zwischen intaktem bzw. saniertem und entwässertem Zustand deutlich unterscheiden.

6.3.2.3 *Wasserspeicher- und Rückhaltevermögen*

Die Bedeutung von Mooren als Retentionsraum und „Wasserspeicher in der Landschaft“ ist, vor allem was ihre Funktion als „Verminderer“ von Hochwasserabflussspitzen betrifft, eine häufig und sehr kontroversiell diskutierte Thematik. Dass sie aufgrund ihrer besonderen ökohydrologischen Eigenschaften stabilisierend auf den Landschaftswasserhaushalt wirken, steht heute jedoch außer Zweifel (EDOM 2001).

Wie eingangs im Kapitel 2.3.3 ausgeführt, ist ein Hochmoor zweischichtig aufgebaut (s. Abb. 14). Der Basistorf (Catotelm) besitzt eine hohes und dauerhaftes Wasserspeichervermögen, der Spitzentorf (Acrotelm) zeigt einen vergleichsweise dynamischen, von kurzfristigen Veränderungen der Ein- und Austräge bestimmten Wasserhaushalt. Das Acrotelm ist maßgeblich für das Funktionieren der hydrologischen Selbstregulation des Moores verantwortlich (IVANOV 1981).

Anhand der Ganglinien der Divermessungen (s. Abb. 88, 90 & 92) lässt sich die Eigenschaft der verzögerten Wasserabgabe deutlich nachvollziehen. Diese steht im Zusammenhang mit der hydraulischen Leitfähigkeit des Torfkörpers, die im Acrotelm kontinuierlich von der Mooroberfläche bis zum Übergang ins Catotelm abnimmt. Niederschlagseinträge führen durch das Auffüllen der Speicher (Porenräume) zu einem raschen Anstieg des Moorwasserspiegels. Überschusswasser kann rasch abfließen, Wasserdefizite werden durch den Aufbau des Acrotelms gebremst. Der mit dem fallenden Wasserspiegel einhergehende, verminderte Austrag lässt sich anhand des anschließend flach auslaufenden Ganglinienverlaufs demonstrieren. Diese Eigenschaft wird umso deutlicher, je tiefer sich der eigentliche Moorwasserspiegel befindet. Darin liegt auch die vermeintlich bessere Retentionswirkung (bezogen auf die Vorflut bzw. den Hochwasserschutz) entwässerter Moorökosysteme begründet. In Summe speichern sie jedoch auf Dauer erheblich weniger Wasser, da der gesamte acrotelmische Speicherraum ausgeschaltet ist. Wie rasch die Auffüllung des Speicherraums im Acrotelm ablaufen kann, zeigt Abbildung 161.

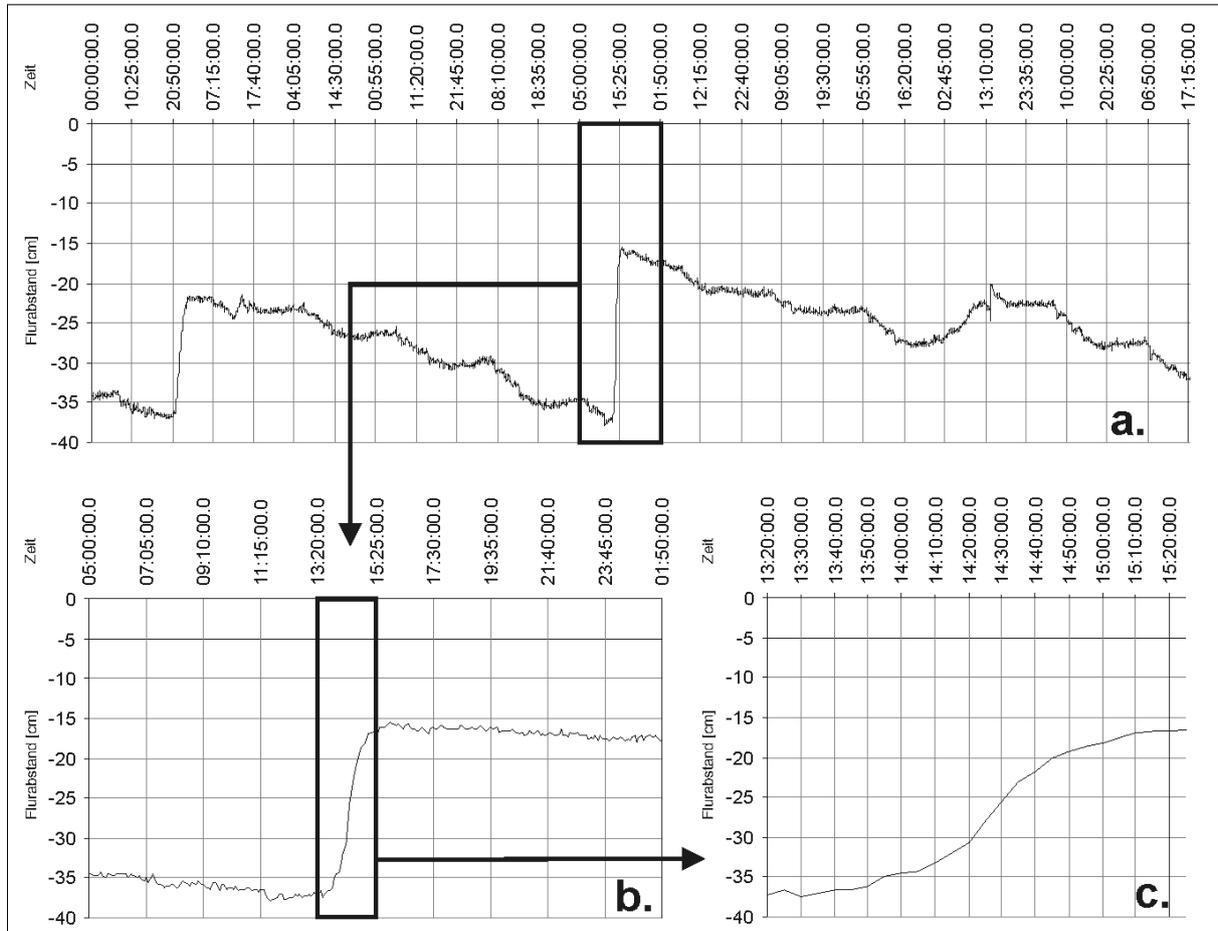


Abb. 161: Ganglinienverlauf von Pegel A1 im 5-Minuten-Messintervall zwischen **a.** 31.05.2003, 0:00 Uhr und 11.06.2003, 17:35 Uhr, **b.** 05.06.2003, 5:00 Uhr und 06.06.2003, 1:50 Uhr und **c.** 13:20 Uhr und 15:25 Uhr am 05.06.2003 (Erläuterungen s. Text)

Dargestellt ist der Verlauf der Wasserganglinie von Diver A1 in einem 5-Minuten-Messintervall zwischen dem 31.05.2003, 00:00 Uhr und dem 11.06.2003, 17:35 Uhr (Abb. 161a). In diesem Zeitabschnitt lieferten zwei Niederschlagsereignisse ausreichend Regen, um ein deutliches Ansteigen des Moorwasserspiegels auszulösen. Mit dem Ende der Niederschläge beginnt der Wasserspiegel langsam wieder auf sein ursprüngliches Niveau abzusinken. Während das Auffüllen der Porenräume innerhalb weniger Stunden nahezu im Minutentakt erfolgt (s. Abb. 161a-c), vergehen mehrere Tage, bis der dynamische Speicher des Acrotelms entleert und das Niveau des Ausgangswasserspiegels wieder erreicht ist.

Am 05.06.2003 stieg der Wasserspiegel am Standort von Pegel A1 zwischen 13:20 Uhr und 15:25 Uhr um mehr als 20 cm von -37 cm auf $-16,5$ cm unter Flur an. Unter der theoretischen und verallgemeinernden Annahme, dass der Moorwasserspiegel im gesamten Projektgebiet im Mittel um etwa 20 cm angestiegen ist, kann unter der zusätzlichen Annahme eines Torfwassergehalts von etwa 95 Vol.% davon ausgegangen werden, dass in dieser 0,2 m mächtigen Torfschicht einzig auf der cirka 6,68 ha großen „Moorfläche“ innerhalb der Schutzgebietsgrenzen etwa 12700 m^3 bzw. 12,7 Mio. Liter Wasser gespeichert wurden.

Von der Klimastation in Schöneben-Gugu wurde dieses Niederschlagsereignis registriert und eine Regenmenge von lediglich $0,8 \text{ mm/m}^2$ aufgezeichnet. Vergleicht man jedoch die Kurvenverläufe von Niederschlag und Wasserstand über einen längeren Zeitraum, so kann für das gegenständliche Ereignis in den "Roten Auen" von einer Niederschlagsmenge von in

Summe etwa 2 bis 4 mm/m² ausgegangen werden. Somit wären allein auf die 6,68 ha große Moorfläche zwischen rund 134 und 267 m³ bzw. 134.000 bis 267.000 Liter an Niederschlag gefallen, der einen Wasserspiegelanstieg von knapp über 20 cm bewirkte. Unter der realistischen Annahme eines Wassergehalts der 20 cm oberhalb des Ausgangswasserspiegels (Wasserstand vor dem Regenereignis) befindlichen Torfschichten von cirka 90 Vol.% (Anreicherung durch Kapillarwirkung) ergibt sich eine Differenz an Wassermenge zum Zustand mit 95 Vol.%-Sättigung von etwa 668 m³. Das würde somit bedeuten, dass zwischen 401 und 534 m³ bzw. etwa eine halbe Million Liter Wasser aus dem Oberflächenabfluss der umliegenden Hangbereiche und den unmittelbar regenwasserabhängigen Quellen im Moor retendiert worden sein müssten.

Diese Berechnungen unterstreichen – wenngleich sie über weite Bereiche auf Annahmen und Schätzungen aufbauen – einerseits die Funktion von Mooren als dauerhafte „Wasserspeicher in der Landschaft“, andererseits ihre Bedeutung im Zusammenhang mit der Reduktion von Abflussspitzen, die sich in einem abgeflachten Verlauf der Hochwasserwelle äußern. Zusätzlich muss noch angemerkt werden, dass der gesamte zur Verfügung stehende Speicherraum des Acrotelms im angeführten Fall bei weitem noch nicht erschöpft war.

Am Verlauf der Wasserganglinie des Pegels A1 in Abbildung 161a fällt auf, dass das Absinken des Wasserspiegels stufenweise erfolgt, wobei es kontinuierlich in der zweiten Nachthälfte zu einem geringfügigen Anstieg des Wasserspiegels im Millimeterbereich kommt. Am frühen Morgen sinkt dann der Wasserstand langsam aber stetig tiefer und pendelt sich am Abend auf ein konstantes Niveau ein, um in der zweiten Nachthälfte dann wieder leicht anzusteigen. Dieser Effekt des abgestuften nächtlichen Absinkens des Wasserspiegels ist vermutlich auf die Kondensation von Wasserdampf aus der Luft während der kühleren Nachtstunden zurückzuführen und unterstreicht die hohe Messgenauigkeit der Diver.

Ein weiterer interessanter Aspekt im Zusammenhang mit dem Speichervermögen von Mooren stellt das von STEINER (2005c) erstmals beschriebene Phänomen des „Ausrinnens“ mancher Moore im Winter dar. Dieser Zustand konnte im Winter 2003/2004 in den „Roten Auen“ bei allen drei Diver-Pegeln mit unterschiedlicher Intensität beobachtet werden (s. Abb. 88, 90 & 92). Mit der Ausbildung einer geschlossenen Schneedecke zu Jahresbeginn 2004, die sich anhand des Temperaturvergleichs in Abbildung 56 bestätigen lässt, sank der Moorwasserspiegel, lediglich unterbrochen durch zwei Tauwetterphasen, kontinuierlich ab. In den wärmeren Phasen bewirkten Schneeschmelze und Niederschläge einen Anstieg des Moorwasserspiegels, der jedoch unmittelbar nach Einsetzen einer Kälte- und Frostperiode wieder zu fallen begann. Verantwortlich dafür ist die mangelnde Nachlieferung von Wasser aufgrund der Minusgrade. Deutlich geht auch hervor, dass sich dieses Phänomen umso gravierender auswirkt, je wirksamer die Entwässerungsmaßnahmen sind. So zeigt der grabennächste Pegel A3 die größten Defizite an, im Bereich von Pegel A1 hingegen sinkt der Wasserspiegel nur geringfügig.

Dass dieses Phänomen direkt mit der Entwässerung von Mooren in Zusammenhang stehen dürfte, belegen die Entwicklungen in den beiden Folgejahren. Trotz vergleichbarer Bedingungen (geschlossene Schneedecke, tiefe Temperaturen) ist das Ausrinnen nach der Inaktivierung der Grabenentwässerung nicht oder nur mehr ansatzweise zu beobachten.

6.4 Vegetationskundliche Erhebungen

6.4.1 Methode

Durch die Anwendung der bewährten Aufnahmemethodik nach BRAUN-BLANQUET (1964) zur pflanzensoziologischen Charakterisierung der Vegetation konnte eine nachvollziehbare Vegetationskarte des Projektgebiets erstellt werden. Die synsystematische Einordnung basiert grundsätzlich auf der im dreibändigen Standardwerk „Die Pflanzengesellschaften Österreichs“ (MUCINA et al. 1993) verwendeten Nomenklatur, zur Beschreibung von Assoziationen untergeordneter bzw. rangniedrigerer Syntaxa wurde der „Österreichische Moorschutzkatalog“ (STEINER 1992) herangezogen.

Da die Bestände in sich grundsätzlich sehr einheitlich und relativ einfach gegenüber anderen Beständen schon im Zuge der Vorkartierung abzugrenzen waren, wurden auch die Aufnahmeflächen subjektiv nach vegetationskundlichen und standörtlichen Rahmenbedingungen ausgewählt. Die Pflanzengesellschaften konnten allesamt bereits im Vorfeld soziologisch richtig zugeordnet und klassifiziert werden. Die Überführung der Daten in das Datenbanksystem VEGEDAZ (KÜCHLER 2004) erfolgte somit bevorzugt unter den Gesichtspunkten der Datenaufbereitung und -darstellung.

Gewisse Schwierigkeiten kann im Zusammenhang mit Vegetationsaufnahmen in Mooren die Wahl der Aufnahmegrößengröße bereiten. Besonders in lockeren Moorwaldbeständen, wie sie in den „Roten Auen“ vorkommen, kann die Festlegung einer zu gering dimensionierten Fläche eine falsche Beurteilung und Zuordnung nach sich ziehen.

Eine Mindestaufnahmefläche von 5 x 5 m für baumbestandene Moorflächen wird empfohlen, um eine deutliche Abgrenzung zwischen Betulion pubescentis-Assoziationen und „echten“ Hoch- und Niedermoorgesellschaften zu erreichen.

6.4.2 Vegetation der „Roten Auen“

Die heutige Vegetation der „Roten Auen“ ist ein Abbild und die Folge ihrer Nutzungsgeschichte. Zwar dürfte das Moor in den einzelnen Phasen seiner Entwicklung zumindest zeitweise locker mit Bäumen bestockt gewesen sein, der aktuelle und vergleichsweise dichte Bestand ist aber mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die jahrzehntelange Entwässerung des Torfkörpers zurückzuführen. Neben den Fichtenmonokulturen bildet heute das *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* die häufigste Pflanzengesellschaft im Projektgebiet (s. Abb. 30). Das hochstete Vorkommen der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) in diesen Beständen unterstreicht den schlechten hydrologischen Allgemeinzustand des Moores. Die Gesellschaft kommt zu einem überwiegenden Teil als trockene Ausbildung mit einer Tendenz zur Weiterentwicklung in Richtung des *Sphagno girgensohnii-* und *Mastigobryo-Piceetum* vor. Stellenweise sind gewisse Verheidungstendenzen mit Entwicklungen zum *Vaccinio myrtilli-Callunetum* erkennbar.

Mit Ausnahme der Fichtenforste lässt sich der Einfluss des Moorwasserhaushalts auf die Vegetation eindeutig nachvollziehen. In den Fichtenbeständen konnte man lediglich anhand

der Wuchskraft der Bäume den Grad der Vernässung ableiten. Die Vegetation war hier zu stark forstlich überprägt, um daraus Rückschlüsse auf den Wasserhaushalt ziehen zu können

6.4.2.1 Vegetation und Wasserhaushalt

Aktuelle Vegetation

Moorwaldgesellschaften

Zweifelsfrei ist belegbar, dass die Vegetationsentwicklung direkt mit dem Wasserhaushalt in Verbindung steht und vom Ausmaß der Entwässerungswirkung der Gräben abhängig ist.

An den am stärksten gestörten Standorten kommt aufgrund des generell tiefen und/oder stark schwankenden Wasserspiegels neben der Rot-Föhre (*Pinus sylvestris*) auch die Fichte (*Picea abies*) bestandsbildend vor.

Hydrologisch sind diese Standorte in ihrer typischen Ausprägung durch die Pegel 8, 45 und 53 charakterisiert (s. Abb. 72, 85 & 87), Übergänge zu trockenen Ausbildungen des *Vaccinio uliginosi*-Pinetum *sylvestris* unterscheiden sich zum *Sphagno girgensohnii*-Piceetum häufig kaum (vgl. Pegel A3 mit Pegel 2 oder 3, s. Abb. 70, 92 & 93). Hier spielt der Zeitfaktor eine nicht unwesentliche Rolle. In der Bodenvegetation sind nur noch ansatzweise Moorarten vertreten, die Krautschicht ist lückig und von Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*) dominiert. Der Boden ist offen, von Nadelstreu bedeckt oder von Moosen der sauren Nadelwälder überzogen. Die Bestände unterscheiden sich in ihrer Artenzusammensetzung nur noch geringfügig von sauren Nadelwäldern auf Mineralböden und repräsentieren Flächen, auf denen eine natürlich ablaufende Moorregeneration so gut wie auszuschließen ist (s. Abb. 42).

Liegt der Wasserspiegel im Mittel etwas höher, werden die fichtenreichen Moorersatzgesellschaften zusehends von der Rauschbeeren-Rotföhren-Gesellschaft abgelöst. Auch hier sind direkte Zusammenhänge zwischen dem Ausmaß der hydrologischen Störung – der Wasserhaushalt ist charakteristisch durch die Daten der Pegel 24, 34 oder 42 repräsentiert (s. Abb. 77 & 79) – und vor allem der Artenzusammensetzung in der Kraut- und Mooschicht erkennbar. Besonders die im Einflussbereich der großen Gräben (Graben C, D und E) liegenden Flächen im Westen des Projektgebiets sowie die südlich an den zentralen Torfstich angrenzenden Bestände zeigen nachvollziehbare Austrocknungstendenzen. Die Fichten werden zwar merklich weniger, die Rot-Föhren hingegen rücken enger aneinander, wobei ihre Wüchsigkeit jedoch deutlich abnimmt (s. Abb. 40 & 41). Bemerkenswert ist, dass die unterschiedlichen Formen der Berg-Kiefer (*Pinus mugo* agg.) aktuell bevorzugt in diesen vergleichsweise trockenen Moorabschnitten vorkommen (s. Abb. 3), wohingegen sie in den hydrologisch weniger gestörten Bereichen nur noch sehr vereinzelt wachsen.

Kommt es mit zunehmendem Abstand von den Entwässerungsgräben oder im Nahbereich von Quellhorizonten zu einer stärkeren Vernässung der oberen Torfschichten, nimmt der Moorcharakter des *Vaccinio uliginosi*-Pinetum *sylvestris* deutlich zu. Die Baumschicht wird lichter, die Heidelbeeren treten zusehends in den Hintergrund und Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) und Scheiden-Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) gewinnen an Bedeutung. In der

Moossschicht sind Torfmoose vorherrschend, die Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*) ist häufig. Pegel A1 (s. Abb. 88 & 89) spiegelt die typischen hydrologischen Verhältnisse des feuchten *Vaccinio uliginosi*-Pinetum sylvestris wieder, das sich in Form der Subassoziation von *Vaccinium oxycoccos* auch pflanzensoziologisch abgrenzen lässt.

Niedermoorgesellschaften

Die im Projektgebiet vorkommenden Niedermoorgesellschaften sind durch allgemein hohe Wasserstände charakterisiert.

Die Braunseggen-Gesellschaft hat sich sekundär in gestörten Moorbereichen etabliert, die im Nahbereich von Quellen liegen (s. Abb. 32). Aufgrund des dadurch lokal etwas verbesserten Nährstoffangebots durch die ständige Durchströmung der oberflächennahen Torfschichten konnten sich hier mesotraphente Pflanzenbestände saurer Niedermoore behaupten. Hydrologisch wird das *Caricetum goodenowii* von den Verhältnissen bei Pegel 43 (s. Abb. 80) repräsentiert – mit hohen Wasserständen und aufgrund der Quellfähigkeit der hier gering zersetzten Torfe nur geringen Schwankungen des Wasserspiegels.

Das *Caricetum rostratae* zeigt eine größere ökologische Anpassungsfähigkeit. Die Bestände besiedeln zwar ebenso Standorte ähnlich dem *Caricetum goodenowii* mit einer Bindung an quellnahe, ausreichend wasserversorgte Bereiche mit gut leitfähigen Torfen (s. Abb. 73, Pegel 12 & Abb. 87, Pegel 52), Wasserstandsschwankungen scheinen *Carex rostrata* jedoch deutlich weniger auszumachen (s. Abb. 83, Pegel 36 & Abb. 84, Pegel 39). Die stärkste Wuchskraft besitzt sie auf periodisch überstauten Standorten, wo die Wasserstände kurzfristig auch sehr tief absinken können (s. Abb. 31). Hat sich die Schnabelseggenesellschaft (als Verlandungsgesellschaft) einmal etabliert, so erweist sie sich aufgrund der Anpassungsfähigkeit von *Carex rostrata* als ausgesprochen stabil. Die im Süden des Projektgebiets befindlichen Bestände des *Caricetum rostratae* (s. Tab. 2, Aufn. 9, 10 & 11) stellen Dauergesellschaften dar, die zum *Vaccinio uliginosi*-Pinetum sylvestris einerseits und *Caricetum goodenowii* andererseits vermitteln.

Eine der typischen Subassoziation des *Caricetum rostratae* sehr ähnliche und entwicklungs-genetisch verwandte Pflanzengesellschaft stellt das *Calamagrostis villosa*-Stadium dar (s. Abb. 35). Wie PÖSTINGER (2001) zeigen konnte hat *Calamagrostis villosa* auf Torfböden ähnliche ökologische Ansprüche wie *Carex rostrata*. In quelligen Bereichen mit lokal besserer Nährstoffversorgung kann sich *Calamagrostis villosa* dauerhaft behaupten. Höhe und Schwankungen des Wasserspiegels scheinen dabei keine wesentliche Rolle zu spielen. Die *Calamagrostis villosa*-Gesellschaft kann sich jedoch ausschließlich sekundär infolge hydrologischer Störungen durch Umbruch der Oberfläche in Mooren ausbilden.

Als weiteres, zu den Kleinseggenesellschaften saurer Niedermoore vermittelndes Stadium wurde eine *Carex canescens*-Gesellschaft ausgewiesen (s. Abb. 33). Von diesem Standort (s. Abb. 30, 48, 177 & 178) liegen bedauerlicherweise nur hydrologische Daten von der Zeit vor der Sanierung der Gräben und Einplanierung der Mooroberfläche vor (s. Abb. 81, Pegel 55). Aufgrund der geringen Torfaufgabe von etwa 50 bis 60 cm, der Hanglage und der Entfernung von Quellbereichen kann unter Berücksichtigung der vorhandenen hydrologischen Messdaten jedoch davon ausgegangen werden, dass sich der Wasserspiegel im Mittel etwa

15 bis 20 cm unter Flur befinden wird. Ein weiterer Anstieg ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt eher unwahrscheinlich, ein Absinken bis hinunter in den Mineralboden jedoch nicht auszuschließen.

Hochmoorgesellschaften

Die in den „Roten Auen“ vorkommenden Gesellschaften der Oxycocco-Sphagnetea liegen allesamt innerhalb der Torfstichflächen. Entlang eines hydrologischen Gradienten lässt sich unter Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung eine Regeneration einst offener Wasserflächen nachzeichnen.

Die nassesten Bereiche im Moor werden von der *Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax*-Gesellschaft eingenommen (s. Abb. 36 & Abb. 80, Pegel 44), die „trockensten“ vom Sphagnetum medii (s. Abb. 34 & Abb. 87, Pegel 51 & 58).

Das gemäß STEINER (1985) hydrologisch intermediäre Stadium, die *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft (s. Abb. 37 & Abb. 79, Pegel 35), ist infolge einer Grabenverfüllung entstanden, die deutlich jünger ist als die Torfstichregeneration. Hier ist niemals eine Entwicklung gemäß den Wasserstufen abgelaufen, das *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Stadium stellt eine Initialgesellschaft mit Entwicklungstendenzen zum Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris dar. Nach der Sanierung reiht sich der Standort jedoch hydrologisch wieder „richtig“ in die natürliche Abfolge der Regenerationsstadien ein.

Die *Polytrichum commune*-Gesellschaft wäre hydrologisch als Folgestadium der *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*-Gesellschaft einzureihen (s. Abb. 38 & Abb. 85, Pegel 50). *Polytrichum commune* bildet eine begehbare Schwingdecke über locker zersetzten Torfen hoher Leitfähigkeit, die aufgrund ihrer Quellfähigkeit eine Reduktion der Wasserspiegelschwankungen bewirken. Ähnlich der *Calamagrostis villosa*-Gesellschaft kann sich die *Polytrichum commune*-Gesellschaft nur sekundär nach Umbruch der Mooroberfläche bilden. Der weiteren Bestandsentwicklung gehen auch hier wohl ein gewisser Zufall und Konkurrenzvorteile bei der Erstbesiedlung voraus (PÖSTINGER 2001).

Neben *Polytrichum commune* kämen unter den Moosen bevorzugt Arten der *Sphagnum*



Abb. 162: *Polytrichum commune*-Gesellschaft als lokaler Störungszeiger im NSG Richterbergau bei Liebenau (07.07.2006)

recurvum-Gruppe, *Sphagnum magellanicum* und einschränkt *Sphagnum capillifolium* in Frage. Episodisch wiederkehrende Störungen könnten dem Gemeinen Haarmützenmoos weitere Konkurrenzvorteile verleihen. Damit ließe sich auch das Vorkommen der *Polytrichum commune*-Gesellschaft in zentralen Bereichen hydrologisch ungestörter Hangniedermoore, wie etwa in der Richterbergau bei Liebenau, erklären (s. Abb. 162). Dort ist ein Zusammenhang zwischen Verbreitung und jagdlichen Fütterungseinrichtungen erkennbar. Sehr wahrscheinlich dürfte dieses Vorkommen der

Polytrichum commune-Gesellschaft direkt mit der Wühltätigkeit (und eventuell auch dem Nährstoffeintrag) von Wildschweinen (*Sus scrofa*) in Zusammenhang stehen.

Künftige Vegetationsentwicklung (Gesamtsystem)

Anhand des bisher Geschilderten lässt sich eindeutig eine Abhängigkeit der Vegetationsentwicklung vom Wasserhaushalt belegen. Änderungen in der Zusammensetzung und im Deckungsgrad dominanter Arten infolge der Sanierung sind somit sehr wahrscheinlich und wohl nur eine Frage der Zeit. Die Reaktionsdauer bzw. Regenerationsfähigkeit der Vegetation kann unter Umständen jedoch sehr lange dauern und sich über Jahrzehnte bis Jahrhunderte erstrecken (EDOM 2001).

Der Wasserhaushalt hingegen reagiert vergleichsweise rasch und lässt sich mit den angewandten Methoden relativ einfach im Zuge eines hydrologischen Monitorings beobachten. Lassen sich Vegetation und Wasserhaushalt zueinander in Verbindung bringen, ist es möglich, anhand hydrologischer Parameter eine Prognose der Vegetationsentwicklung als Reaktion auf die Wiedervernässung einerseits oder beim Ausbleiben von Sanierungsmaßnahmen andererseits zu erstellen. Eine Möglichkeit der „Eichung“ der Vegetation kann über die Dauerlinien erfolgen. Da eine geringfügige, längerfristige Änderung des Wasserstands lediglich im Zentimeterbereich bereits zu einem Wechsel der Vegetation führen kann, sind an hydrologische Vegetationsvorhersagemodelle hohe Genauigkeitsanforderungen zu stellen (GROOTJANS et al. 1996, VAN DIGGELEN et al. 1991).

Im gegenständlichen Fall wurde versucht, mögliche Vegetationsentwicklungsszenarios innerhalb der nächsten 30 Jahre vorzuzeichnen. Als Grundlage für die Prognoseerstellung dienten die Dauerlinien vor und nach der Sanierung, wobei die früheren Dauerlinien mit der aktuellen Vegetation gekoppelt wurden. Aufgrund der vergleichsweise geringen Datenmenge und der damit in Verbindung stehenden mangelnden Genauigkeitsanforderungen wurden zusätzlich die hydrologischen Kenngrößen mitberücksichtigt. In Einzelfällen wurden auch lokale Besonderheiten, die sich in Form nachvollziehbarer Daten schwer fassen lassen und bevorzugt auf Beobachtungen beruhen, eingearbeitet. Das Prognosemodell basiert somit auf einem objektivem Ansatz, der durch Einbeziehung subjektiver Erkenntnisse zur Erreichung bestmöglicher Genauigkeitsanforderungen präzisiert wurde.

Vorausgesetzt wird eine grundsätzlich mögliche Regeneration durch hydrologische Selbstregulation, wobei angemerkt wird, dass diese autoregulativen Prozesse nicht unbedingt eine vollständige Regeneration nach sich ziehen müssen. EDOM (2001) gibt drei Phasen der Moorgeneration an. In der Jahre bis Jahrzehnte andauernden Initialphase überwiegen degenerative Prozesse. Die Aufrichtungsphase erstreckt sich über Jahrzehnte bis Jahrhunderte und ist durch ein lokal und zeitlich unterschiedliches Wiedereinsetzen der Torfakkumulation durch Acrotelmneubildung gekennzeichnet. In der Abstimmungsphase schließen sich die verteilten Regenerationsflächen räumlich zusammen. Nach oftmals erst mehreren Jahrhunderten kommt es letztendlich zur großflächigen Torfneubildung und Wiedereinstellung des Moorwachstums.

Hydrologisch befanden sich die „Roten Auen“ vor der Sanierung mit wenigen lokalen Ausnahmen noch in der Initialphase einer natürlich ablaufenden Moorgeneration. Im

vorliegenden Fall werden zwei mögliche, auf hydrologische Daten gestützte Vegetationsentwicklungsszenarien vorgestellt.

Vegetationsprognosen

Prognoseszenario 1 zeigt die wahrscheinliche Weiterentwicklung, wären keine Sanierungsmaßnahmen zur Wiedervernässung gesetzt worden und hätte man die Fichtenaufforstungen vor Ort belassen (s. Abb. 163). In diesem Fall wäre von einer weiteren Degradation in den nächsten Jahrzehnten auszugehen, die sich vegetationskundlich in einer Ausbreitung der Moorwald- und Moorersatzgesellschaften äußern würde, wobei hier besonders trockene Ausbildungen der jeweiligen Vegetationsgesellschaften vorherrschen würden (z.B. typische Subassoziation des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*). Auch in den Torfstichflächen würde die Verwaldung voranschreiten und sich zu Lasten echter Moorpflanzengesellschaften ausbreiten.

Blickt man in die weitere Zukunft, ist davon auszugehen, dass nach Abschluss der degenerativen Prozesse die Moorfläche erheblich und der Torfkörper auf einen Bruchteil seines heutigen Ausmaßes zusammengeschrumpft sein würde. Erst nachdem die Mooroberfläche infolge des Torfschwunds ausreichend tief abgesunken wäre, wäre auch lokal wieder mit Torfneubildung zu rechnen. Die „Verlandung“ der Gräben, die die Initialen der Torfneubildung darstellen, würde zeitlich gestaffelt von unten nach oben ablaufen und dem Durchströmungstyp nach EDOM & WENDEL (1998) entsprechen. Als Vegetation wären dieserorts somit aufeinanderfolgende Entwicklungsstadien der *Oxycocco-Sphagnetea* zu erwarten.

Prognoseszenario 2 stellt die voraussichtlichen Vegetationsverhältnisse dar, wie sie sich nun im Anschluss an die Sanierung nach etwa drei Jahrzehnten einstellen könnten (s. Abb. 164). Durch die Restauration wurden die degenerativen Prozesse noch in der Initialphase gestoppt und eine beschleunigte Regeneration ausgelöst. Aufgrund der rasanten Entwicklungen kann bereits jetzt davon ausgegangen werden, dass sich das Moor nun bereits schon wieder in der Aufrichtungsphase befindet. Unveränderliche Klimaentwicklungen vorausgesetzt, dürfte es in Folge zu keinem weiteren signifikanten Torfsubstanzverlust mehr kommen.

Das gemäß dem Leitbild definierte Entwicklungsziel eines lichten Moorwaldes, der pflanzensoziologisch der Subassoziation von *Vaccinium oxycoccos* des *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* gleichzusetzen ist, wäre erreicht (s. Abb. 165). Die zunehmende Verwaldung der Torfstichflächen dürfte eine rückschreitende Entwicklung nehmen. Fichten und Kiefern beginnen bereits abzusterben (s. Abb. 157) und dürften hier eine dauerhafte Manifestierung gehölzfreier Moorgesellschaften einleiten, wie sie noch vor 30 Jahren in den Torfstichen der „Roten Auen“ verbreitet waren (s. Abb. 166).

Die Verlandung der Gräben entspräche gemäß ihrem Ablauf dem Stagnationstyp nach EDOM & WENDEL (1998), der entsprechend einer Gewässerterlandung über Schwingdecken oder durch subaquatische Torfbildung erfolgt (s. Abb. 171). Pflanzensoziologisch sind Bestände des *Caricetum rostratae* und *Oxycocco-Sphagnetea*- bzw. *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*-Stadien zu erwarten. Details zur Vegetationsentwicklung in und um die Gräben werden im folgenden Kapitel vorgestellt.



Abb. 163: Prognoseszenario einer Vegetationsentwicklung beim Ausbleiben von Sanierungsmaßnahmen. Die Entwässerungswirkung würde eine fortschreitende Degradation bewirken, die sich in der Ausbreitung trockener Moorwaldbestände und Moorersatzgesellschaften manifestieren dürfte.



Abb. 164: Prognoseszenario einer Vegetationsentwicklung nach Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen. Vermehrter Wasserrückhalt im System führt zu einer Stabilisierung des Wasserhaushalts und Anhebung des Wasserspiegels, welcher sich in der Ausbreitung echter Moorgesellschaften und feuchter Moorwaldbestände verdeutlichen dürfte.



Abb. 165: Leitbild-konformer, feuchter Moorwaldbestand des *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum sylvestris*, Subass. *Vaccinium oxycoccos* (18.10.2006)



Abb. 166: Historische Aufnahme der zentralen Torfstichregenerationsfläche (G.M. Steiner, um 1978)

Vegetationsentwicklung auf Freiflächen und Grabenverlandungen

Während anhand der installierten Dauerbeobachtungsflächen eine Änderung der Moorvegetation durch konkreten Vergleich der Aufnahmedaten erst nach geraumer Zeit belegbar sein wird, lassen sich vor allem entlang der Gräben sowie auf den Manipulationsflächen und Fahrwegen des Baggers im Moor bereits innerhalb von zwei Jahren rasche und durchwegs positive Trends in der Vegetationsentwicklung ausmachen.

Besonders eindrücklich war die enorme Geschwindigkeit, mit der sich die Vegetation auf dem offenem Torfboden und stellenweise auch in den wassergefüllten Staubecken der Gräben ausbreitete.

Entwicklung der Grabenvegetation

Der Grabeneinstau führte zunächst zu einer Zerstörung der bisherigen Grabenvegetation durch Überstau (s. Abb. 167 & 168). Im darauffolgenden Jahr machte sich jedoch der positive Einfluss des erhöhten Wasserspiegels bereits auf den umliegenden Flächen bemerkbar. Die zuvor nur sehr spärlich mit Arten saurer Fichtenwälder und Schlagfluren bewachsenen Grabenrandbereiche wurden vermehrt von feuchtigkeitsliebenden Arten, allen voran von *Carex canescens*, *Carex rostrata* und *Juncus effusus*, besiedelt. Ein Jahr darauf war die Vegetation bereits derart üppig entwickelt, dass nicht nur die Grabenränder durchwegs dicht bewachsen waren, sondern die Pflanzen auch zusehends in die offenen Wasserflächen einwanderten (s. Abb. 169 und 170).

Während im Grabenrandbereich *Carex canescens* und *Juncus effusus* vorherrschten, erfolgte die bisherige Verlandung der Staubecken bevorzugt durch monodominante Bestände von *Carex rostrata* (s. Abb. 171). Hier konnte sich auch *Calla palustris* behaupten, die vermutlich nicht natürlich in die „Roten Auen“ gelangte, sondern im Jahr 2006 gezielt ausgebracht wurde. Da es in unmittelbarer Umgebung aber auch bekannte, natürliche Vorkommen der Sumpfwurzel gibt, wurde diese an Ort und Stelle belassen, da sie zudem an derartigen Standorten nicht als standortfremd zu bezeichnen ist. Wie sie sich die kommenden Jahre behaupten wird, bleibt abzuwarten.



Abb. 167: Ostteil von Graben C kurz vor der Errichtung der Grabensperren (Juli 2004)



Abb. 168: Ostteil von Graben C einen Tag nach der Errichtung der Grabensperren (Juli 2004)



Abb. 169: Ostteil von Graben C zwei Jahre nach der Sanierung (07.07.2006)



Abb. 170: Westteil von Graben C zwei Jahre nach der Sanierung (07.07.2006)



Abb. 171: Graben- bzw. Staubeckenverlandung mit *Carex rostrata* (18.10.2006). *Insert:* *Calla palustris*-Ansalbung (18.10.2006)



Abb. 172: Graben- bzw. Staubeckenverlandung mit *Glyceria fluitans* (18.10.2006)

Neben der Schnabel-Segge tritt auch *Glyceria fluitans* in einigen wenigen Staubecken als Verlandungsinitiale in Erscheinung, wobei hier rasch die gesamte offene Wasserfläche als Flutrasen besiedelt wird (s. Abb. 172).

Auffällig ist, dass besonders in leicht wasserzügen Grabenabschnitten die Verlandung besonders rasch vor sich geht, während Bereiche, die eher Stillgewässercharakter haben,

dieser Entwicklung zeitlich hinterherlaufen. Durch die Wasserbewegung werden wohl auch vermehrt Nährstoffe durch den Wurzelraum transportiert und von den Pflanzen aufgenommen.

Neben den Gefäßpflanzen zeigt unter den Moosen vor allem *Sphagnum fallax* eine gewisse Präferenz zur Erstbesiedlung von offenen Wasserflächen. Ausgehend von den gut wasserversorgten Grabenrandbereichen wächst das Torfmoos rasch auf die offene Wasserfläche hinaus (s. Abb. 173). *Sphagnum fallax* treibt monodominant flutend auf der Wasseroberfläche und ersetzt das eigentlich an derartigen Standorten zu erwartende *Sphagnum cuspidatum*.



Abb. 173: Graben- bzw. Staubeckenverlandung mit flutendem *Sphagnum fallax* (16.06.2005)



Abb. 174: Offener Torfboden im Bereich der Baggerzufahrt entlang von Graben A (Foto: H. Haubner, 31.07.2004)



Abb. 175: Baggerzufahrt entlang von Graben A gut ein Jahr nach der Sanierung (04.09.2005)



Abb. 176: Baggerzufahrt entlang von Graben A knapp zwei Jahre nach der Sanierung (07.07.2006)

Entwicklung auf offenen Torfböden

Beispielhaft für die Wiederbesiedlung eines Fahrwegs wird jener Bereich entlang des Hauptgrabens A vorgestellt. Durch die Baggerfahrten wurde der Oberboden entlang des Wegs völlig umgebrochen und die ohnehin hier nur spärliche Vegetationsdecke im Juli 2004 vollkommen zerstört (s. Abb. 174). Auf diesem Rohboden haben sich schon im darauffolgenden Jahr einige wenige Sauergräser angesiedelt, wobei *Carex canescens* durchwegs am häufigsten war. Weiters sind *Juncus effusus* und *Carex rostrata* zu nennen

(s. Abb. 175). Zwei Jahre nach dem Eingriff war die Fläche bereits fast vollständig verwachsen und von einem dichten Bestand aus vorwiegend Gräsern und Grasartigen überzogen. Dominant tritt *Juncus effusus* in Erscheinung, nebenbei vergesellschaften sich auch *Glyceria fluitans*, *Calamagrostis villosa*, *C. epigeios* und vereinzelt krautige Blütenpflanzen mit den zuvor erwähnten Seggen-Arten (s. Abb. 176). Mittlerweile haben sich auch schon vereinzelt und kleinflächig Moosarten festsetzen können.

Die Entwicklung der Moose und Gefäßpflanzen auf den im Zuge der Aufforstung vorbereiteten Moorböden verläuft sehr langsam. Besonders auf den Rücken zwischen den Pfluggräben herrschen vor allem im Sommer bei hoher Einstrahlung extreme Wuchsbedingungen vor, die negativ auf Keimung und Aufwuchs höherer Pflanzen wirken (s. Abb. 49 & 177). Hier entwickelt sich erst nach mehreren Jahren eine dichte Vegetation aus bevorzugt Arten der Schlaggesellschaften und der sauren Nadelwälder (s. Abb. 178). Unter deren Schutz wandern allmählich auch feuchtigkeitsliebende Arten ein. Eine Weiterentwicklung in Richtung standortgemäßer Moorvegetation konnte in diesen maximal zehn Jahre alten Beständen nicht festgestellt werden.



Abb. 177: Vergleich der Vegetationsentwicklung auf gerodeten, planierten (links; *Carex canescens*-Bestand) und geschlägerten, jungen Aufforstungsflächen über Torfsubstrat (01.03.2007)



Abb. 178: Vergleich der Vegetationsentwicklung auf gerodeten, planierten (rechts; *Carex canescens*-Bestand) und auf geschlägerten, mehrjährigen (links; Schlagflur mit dom. *Avenella flexuosa*) Aufforstungsflächen über Torfsubstrat (07.07.2006)

Besser ist die Lage in den Pfluggräben. In diesen herrschten vor allem dann gute Ausgangsbedingungen vor, wenn durch die Sanierungsmaßnahmen ein ausreichend hoher und flurnaher Wasserstand dauerhaft eingestellt werden konnte. Als besonders förderlich für die Entwicklung von Torfmoosen stellte sich neben einer gewissen Wasserzügigkeit des Torfbodens eine leichte Beschattung durch den lückigen *Pinus sylvestris*-Bestand und eine lockere bodenbedeckende Schicht aus dem Reisig der gefällten Fichten heraus (s. Abb 179 & 180). Die Beschattung und Erhöhung der Oberflächenrauigkeit dürfte sich besonders günstig auf zu hohe Verdunstungsverluste auswirken.



Abb. 179: Oberflächennahe Moorwasserstände fördern die Entwicklung moortypischer Torfmoose (v.a. *Sphagnum fallax*) (18.10.2006)



Abb. 180: Auf geschwendeten Moorstandorten fördert eine Beschattung des Bodens (z.B. durch Reisig) das Torfmooswachstum (18.10.2006)

Werden die Wurzelstöcke der gefällten Fichten entfernt und die Fläche daraufhin mit der Baggerschaufel einplaniert, so zeigt sich eine völlig andere Vegetationsentwicklung (s. Abb. 48, 177 & 178). *Carex canescens* tritt nahezu monodominant in Erscheinung und führt zu einem raschen Bestandschluss in der Krautschicht. Moose wandern erst mit etwas Verzögerung in die offen Zwischenräume ein. Die dichte Vegetation wirkt sich durch Beschattung und Erhöhung der Oberflächenrauigkeit nicht nur im Sommer positiv auf die weitere Vegetationsentwicklung aus, sondern bildet auch in der kalten Jahreszeit bei fehlender Schneedecke eine wirksame Kälteschutzschicht für die Mooroberfläche.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bereits nach kurzer Zeit vor allem in den Grabennahbereichen eine deutliche Veränderung der Vegetationsentwicklung festzustellen ist. Die durch die Sanierungsarbeiten verursachten Verletzungen der Mooroberfläche sind weitestgehend verheilt. Auf den Freiflächen zeigen sich in Abhängigkeit vom Wirkungsbereich der Grabensanierung unterschiedlich rasche Entwicklungen, wobei sich das Einplanieren der gepflügten Mooroberfläche nach der Entfernung der Wurzelstöcke besonders positiv ausgewirkt hat.

In den Moorwaldbeständen äußern sich die verbesserten moorhydrologischen Bedingungen vor allem durch das Kümern und Absterben einzelner Bäume. Auch Windwurf konnte häufiger beobachtet werden. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die stärkere Durchnässung der oberen Torfschichten und auf eine dadurch verursachte Verringerung der Stabilität zurückzuführen. Bisher konnten jedoch noch keine mit der Wiedervernässung in direktem Zusammenhang stehende Veränderungen der bestehenden Moorvegetation ausgemacht werden. Gewisse kleinräumige Entwicklungen, wie z.B. das lokale Absterben

von Heidelbeersträuchern (*Vaccinium myrtillus*), lassen jedoch auf eine gewisse Wirkung schließen. Die Ergebnisse des hydrologischen Monitorings sowie die subjektive Einschätzung, dass vor allem in Phasen höheren Wasserangebots eine deutlich stärkere Vernässung vieler Moorbereiche eingetreten ist, dürften sich jedoch in absehbarer Zeit auch anhand der Vegetation bestätigen lassen.

6.5 Ausblick

Die Sanierung der „Roten Auen“ war maßgeblich dafür verantwortlich, dass die OÖ. UMWELTANWALTSCHAFT im Jahr 2005 das Projekt „Moorentwicklungskonzept Oberösterreich“ (MEK OÖ.) ins Leben gerufen hat. Ziel ist die flächendeckende Erfassung aller Moore Oberösterreichs auf Basis vegetationskundlicher und moorökologischer Erhebungen. Darauf aufbauend werden Managementpläne und im Bedarfsfall auch Sanierungskonzepte erstellt, die in weiterer Folge gemäß einer Prioritätenreihung umgesetzt werden sollen. Die gewonnenen Daten finden bereits zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine breite Anwendung, wenngleich die Freilandenerhebungen für das Gesamtprojekt voraussichtlich noch bis 2008 andauern werden.

Im Zuge des MEK OÖ. sollen auch die „Roten Auen“ künftig betreut und die wissenschaftlichen Erhebungen weitergeführt werden. Das hydrologische Monitoring wird vorerst mit den drei dauerregistrierenden Druckpegelmessern weitergeführt, auch die restlichen Dauerpegel wurden für spätere Kontrollen im Moor belassen. 2010 wird die Vegetation der Monitoringflächen zu Vergleichszwecken erneut erfasst.

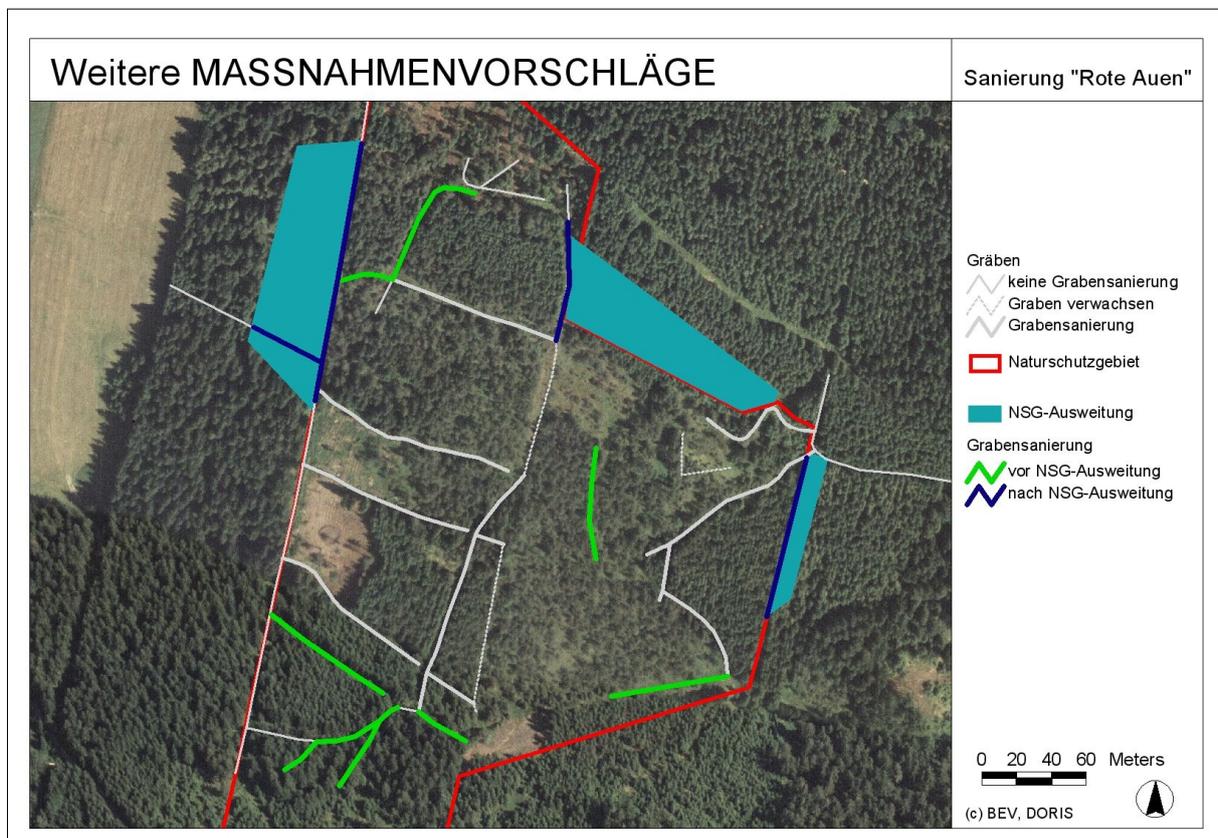


Abb. 181: Weiterführende Maßnahmenvorschläge für das Naturschutzgebiet "Rote Auen"

Die Schlägerungsarbeiten werden in den nächsten Jahren gemäß der Prioritätenreihung fortgeführt (s. Abb. 139). Währenddessen sollen mit dem noch übrigen Lärchenholz bzw. mit alternativen Methoden Zug um Zug noch weitere Gräben verschlossen werden (s. Abb. 181). Vordringlich wäre jedoch eine Ausweitung des Schutzgebiets in den westlich anschließenden Fichtenwald (s. Abb. 181). Nur dadurch wäre es möglich, den entlang der Westgrenze des Projektgebiets verlaufenden Entwässerungsgraben zu inaktivieren und eine Wiedervernässung auf einen wichtigen Teil des einstigen Moores auszudehnen.

Gleiches gilt auch für jene Fichtenaufforstungen, die im Norden unmittelbar an die Torfstichflächen angrenzen und allesamt über Torf stocken. Sinnvollerweise wäre bei fehlenden finanziellen Möglichkeiten ein Grundabtausch mit den im Norden an das Moor angrenzenden Waldflächen im Naturschutzgebiet anzudenken. Auch im Süden könnte die eine oder andere Fläche für den Moorschutz gewinnbringend eingetauscht werden. Nur so ist es auch möglich, eine ausreichend große hydrologische Schutzzone einzurichten, die etwa nach Ansicht von BOENSEL & RUNZE (2005) bei Moorrevitalisierungen grundsätzlich immer zu fordern ist.

7 ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Um die Moorflächen im heutigen Naturschutzgebiet „Rote Auen“ forstwirtschaftlich zu nutzen, wurden diese Ende der 60er-Jahre des 20. Jahrhunderts systematisch entwässert und anschließend über weite Bereiche mit Fichten aufgeforstet. Rund 40 Jahre nach diesem Eingriff wurden Gegenmaßnahmen ergriffen, um die fortschreitende Austrocknung des Moores zu verhindern.

Dazu wurden in den Entwässerungsgräben insgesamt 100 Lärchenholzsperrern errichtet. Diese sollen durch den Rückhalt des Wassers eine Wiedervernässung der oberen Torfschichten bewirken und damit Torfbildungsprozesse erneut einleiten. Weiters wurde bereits im Vorfeld damit begonnen, die Fichtenaufforstungen im Moor sukzessive zu entfernen, um Platz für die Ausbreitung von Moorvegetation zu schaffen.

Zur Ermittlung des notwendigen Materialbedarf und zur Festlegung der künftigen Sperrenstandorte wurde das Moor terrestrisch vermessen und die Torfmächtigkeiten sondiert. Als Erfolgskontrolle wurde ein begleitendes hydrologisches Monitoring durchgeführt und die Vegetation aufgenommen.

Änderungen im Wasserhaushalt des Moores konnten bereits sehr kurze Zeit nach der Maßnahmenumsetzung festgestellt werden. Der Wasserspiegel stieg in weiten Bereichen deutlich an, die Wasserstandsschwankungen konnten teils erheblich reduziert werden. Eine positive Entwicklung ist eindeutig nachvollziehbar, ein Fortbestand des Moores scheint somit gesichert.

Änderungen der Vegetation vollziehen sich zeitverzögert und über längere Zeiträume. Während sich im Bereich der eingestauten Gräben und auf offenem Torfboden rasch feuchtigkeitsliebende und teils moortypische Pflanzenarten ausbreiteten, sind in den stärker degradierten Moorbereichen bislang noch kaum Veränderungen eingetreten. Durch die Anfertigung einer aktuellen Vegetationskarte und der Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen kann jedoch die mittel- bis langfristige Vegetationsentwicklung aufgezeichnet werden.

Das Vorhaben bestätigt eindrücklich die Notwendigkeit, im Moorschutz nicht nur auf die Sicherung der wenigen noch intakten Moorgebiete zu achten, sondern auch Maßnahmen zu setzen, die eine natürliche Regeneration gestörter Moore beschleunigen oder überhaupt erst ermöglichen können. Bei fachgerechter Ausführung kann davon ausgegangen werden, dass die Sanierung auch den gewünschten Erfolg bringt.

Forestry for timber production on wet peat soils has been the reason that the mire in the nature conservation area „Rote Auen“ was drained in the late Sixties of the 20th century. About 40 years later the OÖ. NATURSCHUTZBUND, a non-governmental-organisation (NGO) in Upper Austria, started a program to prevent the remaining part of the mire from drying out.

For this reason the water in the ditches was dammed up by larch-wooden weirs to rise up the water table next to the ground level. As a consequence self-supporting processes such as swelling and growing of peat should be reactivated. To enable outspreading of mire

vegetation and the growth of peat-mosses the spruce forests over peatland has been cut away step by step.

For information about the topography of the mire surface, the area was surveyed and the depth of the peat-layer was measured with a ground auge. This data is necessary to create digital elevation models (DEM) and calculate the amount of material for the weir constructions. Groundwater levels has been recorded before, during and after the revitalisation with different kinds of water-gauges to show changes in hydrology and water storage characteristics. Vegetation analysis and monitoring should show the development of the mire flora during the next decades.

The restoration measures caused a rapid rise of the groundwater level which is currently close to the mire surface in most parts of the mire and relatively stable. A positive trend is obvious, the revitalisation seems to be successful.

Changes in vegetation structure as a result of peatland re-wetting normally takes a long time. But near the ditches and on really wet places in former spruce forest areas peat-mosses and sedges rapidly exploited the vegetation-free surface of the mire.

As shown in this case, mire restoration really works. Therefore not only protection of the small remnants of intact mire-ecosystems in Central Europe should be treated, also restorations to enable and speed up regeneration processes should be key requirements of nature conservation efforts.

ANHANG 1

PTERIDO- & SPERMATOPHYTA

*Abies alba
 Agrostis canina
 Alnus glutinosa
 Andromeda polifolia
 Avenella flexuosa
 Betula pendula
 Betula pubescens
 *Calamagrostis epigeios
 Calamagrostis villosa
 *Calla palustris
 Calluna vulgaris
 Caltha palustris
 Carex canescens
 Carex echinata
 Carex nigra
 Carex rostrata
 Cirsium palustre
 Deschampsia cespitosa
 Drosera rotundifolia
 Dryopteris carthusiana
 Epilobium angustifolium
 Epilobium palustre
 Equisetum fluviatile
 Eriophorum angustifolium
 Eriophorum vaginatum
 Galeopsis bifida
 Galium palustre
 *Glyceria fluitans
 Glyceria spec.
 Holcus mollis
 Hypochaeris radicata
 Juncus effusus
 Juncus spec.
 Juniperus communis
 Galeopsis spec.
 *Luzula multiflora
 *Lychnis flos-cuculi
 Lythrum salicaria
 Melampyrum pratense
 Myosotis scorpioides
 Picea abies
 Pinus mugo agg.
 Pinus mugo
 Pinus rotundata
 Pinus sylvestris
 Pinus cf. uncinata
 *Populus tremula
 Potentilla erecta
 *Ranunculus flammula
 *Ranunculus repens
 *Rubus idaeus
 Rumex acetosa
 Salix cinerea
 *Sambucus racemosa
 *Senecio fuchsii

Senecio sylvaticus
 *Sorbus aucuparia
 *Stellaria alsine
 Taraxacum officinale aggr.
 *Trientalis europea
 Urtica dioica
 Vaccinium myrtillus
 Vaccinium oxycoccus
 Vaccinium uliginosum
 Vaccinium vitis-idaea
 *Veronica officinalis
 Viola palustris

BRYOPHYTA

Aulacomnium palustre
 Bazzania trilobata
 Calliergon stramineum
 Calypogeia muelleriana
 Dicranella cerviculata
 Dicranodontium denudatum
 Dicranum scoparium
 Dicranum undulatum
 Drepanocladus exannulatus
 Funaria hygrometrica
 Hylocomium splendens
 Isopterygium muellerianum
 Hypnum cupressiforme
 Leucobryum glaucum
 Pleurozium schreberi
 Polytrichum commune
 Polytrichum strictum
 Sphagnum angustifolium
 Sphagnum capillifolium
 Sphagnum fallax
 Sphagnum girgensohnii
 Sphagnum magellanicum
 Sphagnum palustre
 Sphagnum russowii
 Tetraxis pellucida

*... Vorkommen außerhalb der
 Vegetationsaufnahmeflächen

INSECTA

Plecoptera

Nemurella pictetii

Odonata

Aeshna cyanea
 Coenagrion hastulatum
 Coenagrion puella
 Libellula depressa
 Libellula quadrimaculata
 Pyrrhosoma nymphula
 Sympetrum danae

Blattodea

Ectobius slivestris

Hemiptera

Gerridae

Gerris gibbifer

Miridae

Calocoris affinis

Grypocoris sexguttatus

Mecomma ambulans

Plagiognathus arbustorum

Stenodema holsatum

Pentatomidae

Carpocoris purpureipennis

Homoptera

Cercopis vulnerata

Coleoptera

Anthribidae

Brachytarsus nebulosus

Buprestidae

Anthaxia quadripunctata

Cantharidae

Malthodes guttifer

Malthodes cf. spretus

Rhagonycha nigriceps

Carabidae

Carabus scheidleri

Cerambycidae

Alosterna tabacicolor

Asemum striatum

Judolia sexmaculata

Leptura sanguinolenta

Strangalia melanura

Chrysomelidae

Dlochrysa fastuosa

Luperus viridipennis

Melasoma aenea

Plateumaris consimilis

Psylliodes sp.

Cleridae

Thanasimus formicarius

Coccinellidae

Chilocorus renipustulatus

Curculionidae

Hylobius abietis

Polydrusus atomarius

Sitona puncticollis

Dasytidae

Dasytes plumbeus

Dytiscidae

Agabus bipustulatus

Agabus congener

Agabus guttatus

Elateridae

Ampedus balteatus

Athous austriacus

Athous subfuscus
 Dalopius marginatus
 Pseudathous niger
 Selatosomus aeneus
 Sericus brunneus

Helodidae

Cyphon coarctatus
 Cyphon palustris

Hydrophilidae

Cymbiodyta marginella
 Hydrobius fuscipes
 Laccobius sp.

Lycidae

Pyropterus nigroruber

Malachiidae

Attalus analis

Mordellidae

Anaspis sp.
 Anaspis pulicaria

Oedemeridae

Chrysanthia viridissima

Scarabaeidae

Aphodius prodromus
 Phyllopertha horticola

Scolytidae

Orthotomicus laricis
 Pityogenes chalcographus

Staphylinidae

Anthophagus angusticollis
 Bryoporus sp.
 Eusphalerum minutum
 Lathrobium sp.
 Lesteva sp.
 Eusphalerum sp.

Tenebrionidae

Crypticus quisquilius

Hymenoptera

Apidae

Bombus bohemicus
 Bombus lucorum
 Bombus pascuorum
 Bombus pratorum
 Bombus sylvestris
 Bombus terrestris
 Lasioglossum subfulvicorne

Dryinidae

Lonchodryinus ruficornis

Formicidae

Camponotus herculeanus
 Formica fusca
 Formica picea
 Formica lugubris
 Lasius niger
 Myrmica ruginodis

Ichneumonidae

Agrothereutes abbreviatus
 Coleocentrus excitator
 Gelis proximus

Mesochorus orbitalis

Siricidae

Urocerus gigas
 Urocerus tardigradus

Sphécidae

Rhopalum clavipes

Tenthredinidae

Athalia circularis
 Brachythops wuestneii
 Nematinus luteus
 Tenthredopsis scutellaris

Vespidae

Ancistrocerus trifasciatus
 Dolichovespula adulterina

Lepidoptera

Lycaenidae

Callophrys rubi
 Vacciniina optilete

Nymphalidae

Boloria aquilonaris
 Polygonia c-album

Pieridae

Gonepteryx rhamni
 Pieris napi
 Pieris rapae

Satyridae

Pararge aegeria

Diptera

Stratiomyidae

Zabrachia minutissima

Tabanidae

Haematopota pluvialis
 Tabanus maculicornis

Tipulidae

Tipula subnodicornis

AMPHIBIA

Bufo bufo
 Rana temporaria
 Salamandra salamandra
 Triturus alpestris

REPTILIA

Lacerta vivipara
 Vipera berus

AVES

Anas platyrhynchos
 Bonasa bonasia
 Cinclus cinclus
 Dryocopus martius
 Erithacus rubecula
 Fringilla coelebs
 Garrulus glandarius

Motacilla cinerea
 Phylloscopus collybita
 Phylloscopus trochilus
 Troglodytes troglodytes
 Turdus merula
 Turdus viscivorus

MAMMALIA

Capreolus capreolus
 Lepus europaeus
 Putorius putorius
 Vulpes vulpes

ANHANG 2

Herleitung der Grundwasserkuppeltheorie

Für ein kreisrundes Hochmoor über horizontalem und undurchlässigem Untergrund gilt:

$$\frac{dh}{dr} = \frac{-Q_{hc}}{2r\pi r k_{hc} h}$$

$$Q_{hc} = \pi r^2 Q_{ac}$$

Zusammenfassen der Gleichungen ergibt:

$$\frac{dh}{dr} = \frac{\pi r^2 Q_{ac}}{2\pi r k_{hc} h}$$

Kürzen und Integration ergibt unter der Annahme von $r = R$ und $h = 0$ für die Systemgrenzen (s. Abb.16):

$$Q_{ac} r dr = 2k_{hc} h dh$$

$$Q_{ac} \int_r^R r dr = 2k_{hc} \int_0^I h dh$$

$$Q_{ac} \left(\frac{R^2}{2} - \frac{r^2}{2} \right) = 2k_{hc} \left(\frac{h^2}{2} \right)$$

Kürzen und Zusammenfassen ergibt

$$2Q_{ac}(R^2 - r^2) = 4k_{hc}h^2$$

$$Q_{ac}(R^2 - r^2) = 2k_{hc}h^2$$

$$\frac{Q_{ac}}{k_{hc}} = \frac{2h^2}{(R^2 - r^2)}$$

Unter der Annahme, dass $h = h_m$, $r = 0$ und $r < R$ ist gilt

$$\frac{Q_{ac}}{k_{hc}} = \frac{2h_m^2}{R^2}$$

h ...Wasserstand (Oberfläche der Grundwasserkuppel), h_m ...Höhe der Grundwasserkuppel („Moorhöhe“),
 r ...Entfernung zum Moorzentrum, R ...Moorradius, Q_{hc} ...lateraler Katotelmfluss, Q_{ac} ...Flussdichte ins Katotelm,
 k_{hc} ...horizontale Leitfähigkeit des Katotelms

ANHANG 3

Tabellarische Aufstellung der Sperrenbauwerke als Grundlage zur Kalkulation des Materialbedarfs (Pfosten, Kanthölzer und Gewindestangen)

Nr.	Dammbreite [m]	Kanthölzer					Gewindestangen	
		4m	5m	5,5m	Verschnitt	Anm.	33 cm	50 cm
a1	5	0	2	0	-		3	0
a2	6	2	2	0	2x1		2	3
a3	8	0	6	0	4x1		2	3
a4	6	2	2	0	2x1		2	3
a5	5	0	2	0	-		3	0
a6	5	0	2	0	-		3	0
a7	6	2	2	0	2x1		2	3
a8	5,5	0	0	2	-		3	0
a9	5	0	2	0	-		3	0
a10	5	0	2	0	-		3	0
a11	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
a12	5	0	2	0	-		3	0
a13	5	0	2	0	-		3	0
a14	4	2	0	0	-		3	0
a15	7	0	5	0	4x1,5		2	3
a16	3,5	2	0	0	2x0,5		3	0
a17	4	2	0	0	-		3	0
a18	3,5	2	0	0	2x0,5		3	0
a19	3	0	2	0	2x2	für a1'	3	0
a20	3,5	2	0	0	2x0,5		3	0
a1'	6,5	4	0	0	4x0,75		2	3
a2'	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
a3'	7	0	5	0	2x1,5		2	3
a4'	7	0	4	0	4x1,5		2	3
a1''	7	0	5	0	4x1,5		2	3
a2''	6	2	2	0	2x1		2	3
a3''	5	0	2	0	-		3	0
a4''	7	0	4	0	4x1,5		2	3
b1	3,5	2	0	0	2x0,5		3	0
b2	3	0	2	0	2x2	für a4'	3	0
b3	3	0	2	0	2x2	für a4''	3	0
b4	3	0	2	0	2x2	für c7	3	0
b5	3	0	2	0	2x2	für g2	3	0
b6	3	0	2	0	2x2	für g6	3	0
b7	4	2	0	0	-		3	0
b8	3,5	2	0	0	2x0,5		3	0
b9	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
b10	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
b11	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
b12	5	0	2	0	-		3	0
c1	7	0	5	0	4x1,5		2	3
c2	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
c3	4	2	0	0	-		3	0
c4	4	2	0	0	-		3	0
c5	6	2	2	0	2x1		2	3
c6	6	2	2	0	2x1		2	3
c7	6,5	4	0	0	4x0,75		2	3
c8	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
c9	6	2	2	0	2x1		2	3
c10	5	0	2	0	-		3	0
c11	5	0	2	0	-		3	0
c12	8	0	6	0	4x1		2	3
d1	6	2	2	0	2x1		2	3
d2	6	2	2	0	2x1		2	3
d3	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
d4	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
d5	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
d6	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
d7	4	2	0	0	-		3	0
d8	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
d9	5	0	2	0	-		3	0
d10	5	0	2	0	-		3	0
d11	6	2	2	0	2x1		2	3
d12	5	0	2	0	-		3	0
d13	6	2	2	0	2x1		2	3
d14	5	0	2	0	-		3	0
d15	5	0	2	0	-		3	0
d16	5	0	2	0	-		3	0
d17	4	2	0	0	-		3	0
d18	4	2	0	0	-		3	0
d19	3,5	2	0	0	2x0,5		3	0
e1	5,5	0	0	2	-		3	0
e2	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
e3	8	0	6	0	4x1		2	3
e4	9	0	6	0	4x0,5		2	3
e5	8	0	6	0	4x1		2	3
e6	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
e7	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
e8	9	0	6	0	4x0,5		2	3
e9	7,5	0	5	0	4x1,25		2	3
f1	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
f2	5	0	2	0	-		3	0
f3	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
f4	6	2	2	0	2x1		2	3
f5	6	2	2	0	2x1		2	3
ts	6	2	2	0	2x1		2	3
g1	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
g2	6,5	4	0	0	4x0,75		2	3
g3	4	2	0	0	-		3	0
g4	6	2	2	0	2x1		2	3
g5	5	0	2	0	-		3	0
g6	7	0	4	0	4x1,5		2	3
g1'	2,5	0	1	0	-		3	0
g2'	2,5	0	1	0	-		3	0
g3'	2,5	0	1	0	-		3	0
g4'	2,5	0	1	0	-		3	0
g1''	4	2	0	0	-		3	0
g2''	6	2	2	0	2x1		2	3
g3''	5	0	2	0	-		3	0
g4''	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0
g5''	4,5	0	2	0	2x0,5		3	0

LITERATUR

- AMOOZEGAR A. & A.W. WARRICK 1986: Hydraulic conductivity of saturated soils: field methods. In KLUTE A. (Hrsg.) 1986: Methods of soil analysis, Part 1, 2nd Ed. Series Agronomy 9(1). Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wis.: 735-798
- AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG, NATURSCHUTZABTEILUNG (Hrsg.) (2002): Das oberösterreichische Naturschutzrecht: 448 S.
- BADEN W. & R. EGGELSMANN 1963: Zur Durchlässigkeit von Moorböden. Z. Kulturtechn. 4: 226-254
- BOELTER D.H. 1965: Hydraulic conductivity of peats. Soil Science 100(4): 227-231
- BOENSEL A. & M. RUNZE 2005: Die Bedeutung projektbegleitender Erfolgskontrollen bei der Revitalisierung eines Regenmoors durch wasserbauliche Maßnahmen. Natur und Landschaft, 80. Jg., Heft 4: 154-160
- BORTENSCHLAGER S. 1969: Pollenanalytische Untersuchung des Tannermoores im Mühlviertel, Oberösterreich. Jb. d. öö. Musealver. 114/I, Linz: 261-272
- BOUWER H. & R.C. RICE 1983: The pit bailing method for hydraulic conductivity measurement of isotropic or anisotropic soil. Trans. ASAE-1983: 1435-1439
- BRAGG O.M. 1994: A maximum-minimum recorder for shallow water tables, developed for ecohydrological studies on mires. J. Applied Ecology 31(3): 589-592
- BRAGG O.M. & G.M. STEINER 1995: Applying groundwater mound theory to bog management on Pürgschachenmoos in Austria. Gunneria 70: 83-96
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie, 3.A. Wien-NY: 865 S.
- CHASON D.B. & D.I. SIEGEL 1986: Hydraulic conductivity and related physical properties of peat, Lost River Peatland, Northern Minnesota. Soil Science 142(2): 91-99
- CLYMO R.S. 1978: A model of peat bog growth. In: HEAL O.W. & D.F. PERKINS (Hrsg.) 1978: Production ecology of British moors and montane grasslands. Ecol. Stud. 27, Springer, Berlin: 187-223
- CLYMO R.S. 1984: The limits of peat bog growth. Phil. Trans. Roy. Soc. Bd. 303, London: 605-654
- DIERSSEN K. 1973: Die Vegetation des Gildehauser Venns. Beih. Ber. Naturhist. Ges. 8, Hannover: 120 S.
- DIERSSEN K. 1982: Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. Cons. et Jard. Bot. Geneve, Genf: 382 S.
- DIERSSEN K. 1984: Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore. Beih. Veröff. Natursch. Landsch. Pfl. B.-Württ. 39: 1-512
- DIERSSEN K. 1996: Vegetation Nordeuropas. Ulmer, Stuttgart: 838 S.
- DIERSSEN K. & B. DIERSSEN 2001: Moore. Ulmer, Stuttgart: 230 S.
- EDOM F. & D. WENDEL 1998: Grundlagen zu Schutzkonzepten für Hang-Regenmoore des Erzgebirges. In: SÄCHSISCHE LANDESSTIFTUNG NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge: 31-77
- EDOM F. 2001: Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht. In: SUCCOW M. & H. JOOSTEN (Hrsg.) 2001: Landschaftsökologische Moorkunde, 2.A. Schweizerbart, Stuttgart: 185-228

- EGGELSMANN R. 1990a: Moor und Wasser. In: GÖTTLICH K. (Hrsg.) 1990: Moor- und Torfkunde, 3.A. Schweizerbart, Stuttgart: 288-320
- EGGELSMANN R. 1990b: Ökohydrologie und Moorschutz. In: GÖTTLICH K. (Hrsg.) 1990: Moor- und Torfkunde, 3.A. Schweizerbart, Stuttgart: 357-373
- ELLMAUER T. & L. MUCINA 1993: Molinia-Arrhenatheretea. In: MUCINA L., GRABHERR G. & T. ELLMAUER (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil 1. Fischer, Jena: 297-401
- EPPLE C. 2006: Naturschutz, Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel. Natur und Landschaft, 81. Jg. 9/10, BfN. Kohlhammer, Stuttgart: 493-497
- FISCHER M.A., ADLER W. & K. OSWALD 2005: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, 2.A. Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oö. Landesmuseen, Linz: 1392 S.
- FLASCHBERGER J. & K. ZUKRIGL 1990: Spirkenwald Bayerische Au. In: ZUKRIGL K. 1990: Naturwaldreservate in Österreich. Monographien Bd. 21, Umweltbundesamt, Wien: 181-189
- FLATBERG K.I. 1994: Norwegian Sphagna: a field colour guide. Univ. Trondheim Vittensk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 3, Trondheim: 1-42
- FRAHM J.P. & W. FREY 1992: Moosflora, 3.A. Ulmer, Stuttgart: 528 S.
- FUCHS K., HACKER W. & M. STRAUCH 2004: Raumeinheit Freiwald und Weinsberger Wald. In: GAMERITH H. & M. STRAUCH (Red.) 2004: Natur und Landschaft/Leitbilder für Oberösterreich, Bd. 20. Amt der Oö. Landesregierung, Linz: 92 S.
- FÜRST D. & H. KIEMSTEDT 1990: Umweltqualitätsziele – Diskussionsstand und Perspektiven. Beitr. z. Räuml. Planung 27. Hannover.
- GINZLER C. & G.M. STEINER 1997: Moor-Monitoring. In: TRAXLER A. (Hrsg.) 1997: Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings – Methoden, Praxis, angewandte Projekte, Teil A: Methoden. Monographien des BMUJF, Bd. 89A, Wien: 344-365
- GROOTJANS A. et al. 1996: Ecohydrology in The Netherlands: principles of an application-driven interdiscipline. Acta Bot. Netherl. 45: 491-516
- GROSSE-BRAUCKMANN G. 1990: Ablagerungen der Moore. In: GÖTTLICH K. (Hrsg.) 1990: Moor- und Torfkunde, 3.A. Schweizerbart, Stuttgart: 175-236
- HAUBNER H. 2007: Die Moore des Bezirks Freistadt in Oberösterreich – Zustandserhebung und Managementvorschläge. Diplomarbeit. Naturwissenschaftl. Fakultät d. Universität Salzburg: 278 S.
- HAUG G., NADLER K. & M. STRAUCH 2005: Raumeinheit Leonfeldner Hochland. In: GAMERITH H. & M. STRAUCH (Red.) 2005: Natur und Landschaft/Leitbilder für Oberösterreich, Bd. 30 (Entwurf). Amt der Oö. Landesregierung, Linz: 91 S.
- HOBBS N.B. 1986: Mire morphology and the properties and behavior of some british and foreign peats. Quart. J. Eng. Geol. 19: 7-80
- INGRAM H.A.P. 1982: Size and shape in raised mire ecosystems. A geophysical model. Nature 297: 300-303
- INGRAM H.A.P. 1983: Hydrology. In GORE A.J.P. (Hrsg.) 1983: Mires: Swamp, Bog, Fen und Moor. General Studies. Ecosystems of the World 4.A. Elsevier, Amsterdam: 67-158
- INGRAM H.A.P. 1992: Introduction to the ecohydrology of mires in the context of cultural perturbation. In: BRAGG O.M. et al. (Hrsg.): Peatland ecosystems and man. An impact assessment. Dept. of Biological Sciences, Univ. of Dundee: 67-93

IVANOV K.E. 1981: Watermovement in mirelands. (Übersetzung von IVANOV K.E. 1975: Vodoobmen v bolotnykh landshaftakh. Gidrometeoizdat, Leningrad: 280 S.) Academic Press, London: 276 S.

JENSEN U. 1961: Die Vegetation des Sonnenberger Moores im Oberharz und ihre ökologischen Bedingungen. Veröff. d. Nieders. Landesverwaltungsamtes Naturschutz und Landschaftspflege, Heft 1: 73 S.

JESCHKE L. 1990: Der Einfluss der Klimaschwankungen und Rodungsphasen auf die Moorentwicklung im Mittelalter. Gleditschia 18: 115-123

JOOSTEN H. & D. CLARKE 2002: Wise use of mires and peatlands. Internatioal Peat Society, Saarijärvi: 303 S.

JOOSTEN H. & J. COUWENBERG 2001: Bilanzen zum Moorverlust. Das Beispiel Europa. In: SUCCOW M. & H. JOOSTEN (Hrsg.) 2001: Landschaftsökologische Moorkunde, 2.A. Schweizerbart, Stuttgart: 406-408

KALELA A. 1939: Über Wiesen und wiesenartige Pflanzengesellschaften auf der Fischerhalbinsel in Petsamo Lappland. Act. Forest Fenn. 48, Helsinki: 523 S.

KARNER P. 1986: Überblick über die Synökologie der Moorgesellschaften Mitteleuropas. Hausarbeit aus Biologie, Wien

KAULE G. 1974: Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Diss. Bot. 27, Verlag Cramer, Lehre: 345 S.

KIRKHAM D. 1945: Proposed method for field measurement of permeability of soil below water table. Proc. SSSA 10: 58-68

KRAL F. 1980: Zur Frage der natürlichen Waldgesellschaften und anthropogenen Waldveränderungen im mittleren Mühlviertel (Oberösterreich), pollenanalytische Untersuchungen. Centralbl. ges. Forstw. 97/2, Wien: 101-119

KRISAI R. 1961. Das Filzmoos bei Tarsdorf in Oberösterreich. Phytion, Horn, 9: 217-251.

KRISAI R. & R. SCHMIDT 1983: Die Moore Oberösterreichs. Natur- und Landschaftsschutz in Oberösterreich Bd. 6., Linz: 298 S.

KÜCHLER M. 2004: VEGEDAZ (mit Update 2004). Programm zur Erfassung und Auswertung von Vegetationsdaten; WSL, Birmensdorf. www.wsl.ch

LANDOLT E. 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH 64, Zürich

LAPPALAINEN E. 1996: Global peat resources. In: LÜTTIG G.W. (Hrsg.) 1996: 10th International Peat Congress. Peatland Use – Present, Past and Future, Vol.2. Schweizerbart, Stuttgart: 80-86

LASSNER A. 1986: Vegetation & Entwicklung der Schwimmenden Brücke, eines Hangmoores in der Meloner Au, Weinsberger Wald, Waldviertel. Dissertation Universität Wien: 143 S.

LUTHIN J.N. & KIRKHAM D. 1949: A piezometer method for measuring permeability of soil in situ below a water table. Soil Science 68: 349-358

MACHAN-LASSNER A. & G.M. STEINER 1989: Vegetationsökologische Untersuchungen im Moorkomplex der Meloner Au (niederösterreichisches Waldviertel) als Grundlage für die Entwicklung von Naturschutzstrategien. Flora 182: 153-185

MUCINA L. et al. 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Band 1-3. Fischer, Jena

- NEUHÄUSL R. 1972: Subkontinentale Hochmoore und ihre Vegetation. Studie CSAV, Cislo 13, Prag: 121 S.
- PESCHKE P. 1977: Zur Vegetations- & Besiedlungsgeschichte des Waldviertels (Niederösterreich). Mitteilungen der Kommission für Quartärforschung der österreichischen Akademie der Wissenschaften, Band 2, Wien: 84 S.
- PFADENHAUER J. 1983: Vegetationsökologie - ein Skriptum, 2.A. IHW-Verlag, Eching: 448 S.
- PFADENHAUER J. 1994: Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze. Hohenheimer Umwelttagung 26: 57-73
- PFADENHAUER J. & J. ZEITZ 2001: Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore. In: KRATZ R. & J. PFADENHAUER (Hrsg.) 2001: Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart: 17-24
- PÖSTINGER M. 2001: Ökologie eines Hangniedermooses in der Meloner Au, Waldviertel, Niederösterreich. Diplomarbeit. Fakultät für Naturwissenschaften und Mathematik. Universität Wien: 124 S.
- PÖSTINGER M. 2005: Sanierung des Moorökosystems „Rote Auen“. In: STEINER G.M. (Red.) 2005: Moore - von Sibirien bis Feuerland. Stapfia 85, Linz: 485-494
- PÖSTINGER M. & L. REIMOSER 2006: Moorentwicklungskonzept Oberösterreich, Erhalt – Sanierung – Regeneration. Aufnahmeschlüssel für die Erhebung der Moore in Oberösterreich (Entwurf). Oö. Umwelthanwaltschaft, Linz: 14 S.
- RICEK E.W. 1983: Die Polytrichum-Arten Oberösterreichs. Mitt. Bot. Linz 4/2: 67-83
- SCHNEEBELI M. 1988: Die Regeneration des Hochmooses Turbenriet. Gamperfin, Gemeinde Grabs SG. Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 17, Vaduz: 101-223
- SCHOUWENAARS J. 1994: Wasserhaushalt der Hochmoore. NNA-Ber. 2/94: 33-38
- SCHWEIKLE V. 1990: Physik des Torfes und der Moorböden. In: GÖTTLICH K. (Hrsg.) 1990: Moor- und Torfkunde, 3.A. Schweizerbart, Stuttgart: 272-283
- SIUDA C. 2002: Leitfaden der Hochmoorrenaturierung in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg: 65 S.
- SMILES D.E. & E.G. YOUNGS 1965: Hydraulic conductivity determination by several field methods in a sand tank. Soil Science 99: 83-87
- SMITH A.J.E. 1990: The Moss Flora of Britain and Ireland. Camb. Univ. Press, Cambridge: 706 S.
- STEINER G.M. 1985: Die Pflanzengesellschaften der Moore des österreichischen Granit- und Gneishochlandes. Verh. Zool.-Bot. Ges. 123, Wien: 99-142
- STEINER G.M. 1992: Österreichischer Moorschutzkatalog, 4.A. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Bd. 1., Styria Medien Service, Graz: 509 S.
- STEINER G.M. 1993a: Oxycocco-Sphagnetea. In: GRABHERR G. & L. MUCINA (Hrsg.) 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil 2. Fischer, Jena: 166-181
- STEINER G.M. 1993b: Scheuchzerio-Caricetea fuscae. In: GRABHERR G. & L. MUCINA (Hrsg.) 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil 2. Fischer, Jena: 131-165
- STEINER G.M. 2005a: Zum Verständnis der Ökohydrologie von Hochmooren. In: STEINER G.M. (Red.) 2005: Moore - von Sibirien bis Feuerland. Stapfia 85, Linz: 27-39
- STEINER G.M. 2005b: Moore sind ... In: STEINER G.M. (Red.) 2005: Moore - von Sibirien bis Feuerland. Stapfia 85, Linz: 1-4

- STEINER G.M. 2005c: Aktiv für Moore – das Moorsanierungsprojekt ÖBf – WWF – Uni Wien. In: STEINER G.M. (Red.) 2005: Moore - von Sibirien bis Feuerland. Stapfia 85, Linz: 609-626
- SUCCOW M. 1988: Landschaftsökologische Moorkunde. Fischer, Jena: 340 S.
- VAN DER SCHAAF S. 1998: Anisotropie und Selbstregulierung bei Versickerungsversuchen in Hochmooren. Telma 28: 131-144
- VAN DER SCHAAF S. 1999: Analysis of the Hydrology of Raised Bogs in the Irish Midlands. A Case Study of Raheenmore Bog and Clara Bog. Doctoral Thesis. Wageningen Agricultural University: 375 S.
- VAN DIGGELEN R. et al. 1991: Prediction of vegetation changes under different hydrological scenarios. In: NACHTNEBEL H.P. & K. KOVAR (Hrsg.): Hydrological basis of ecologically sound management of soil and groundwater. IAHS Publ. 202: 71-80
- VAN ESSEN 2003: Diver-Produktbandbuch. Van Essen Instruments, Delft: 21 S. www.vanessen.com
- VON POST L. & E. GRANLUND 1926: Södra Sveriges tortytillgångar I. Sveriges Geol. Unders. 19/2: 1-127
- WALLNÖFER S. 1993: Vaccinio-Piceetea. In: Mucina L., Grabherr G. & S. Wallnöfer 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Band 3. Fischer, Jena: 283-337
- WILK et al. 1911: Nachweis der Moore in Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark, Kärnten, Krain, Tirol und Mähren. K.k. landw.-chem. Versuchsanstalt, Wien: 109 S.
- YOUNGS E.G. 1968: Shape factors for Kirkham's piezometer method for determining the hydraulic conductivity of soil in situ for soils overlaying an impermeable floor or infinitely permeable stratum. Soil Science 106: 235-237
- ZECHMEISTER H. 1995a: Feldschlüssel zur Bestimmung der in Österreich vorkommenden Torfmoose (Sphagnaceae). Verh. Zool.-Bot. Ges. 132, Wien: 293-318
- ZECHMEISTER H. 1995b: Feldschlüssel zur Bestimmung von häufigen Waldmoosen. Verh. Zool.-Bot. Ges. 132: 265-291
- ZEITZ J. & H. STEGMANN 2001: Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. In: SUCCOW M. & H. JOOSTEN (Hrsg.) 2001: Landschaftsökologische Moorkunde, 2.A. Schweizerbart, Stuttgart: 47-57

LEBENS LAUF

Persönliche Daten: Name: Mario Pöstinger
 Adresse: 4040 Linz, Nisslstr. 14
 geboren am 24.10.1972 in Linz
 Staatsbürgerschaft: Österreich
 Familienstand: ledig, Sohn Felix

Ausbildung:

1979 – 1983 Volksschule, Linz
 1983 – 1993 Realgymnasium, Linz
 10/1993 – 09/1994 Studium Wirtschaftsingenieurwesen Technische Chemie an der Johannes Kepler Universität Linz
 10/1994 – 10/2001 Studium der Biologie, Studiengang Ökologie an der Universität Wien
 Diplomarbeit: „Ökologie eines Hangniedermooses in der Meloner Au, Waldviertel, Niederösterreich“
 seit 03/2004 Doktoratsstudium der Naturwissenschaften, Studienbereich Ökologie
 Dissertation: „Sanierung des Moorökosystems "Rote Auen“ in der Gemeinde Weitersfelden, Oberösterreich – Planung, Umsetzung und Erfolgskontrolle“

Präsenzdienst:

02/2001 – 01/2002 Zivildienstleistender im Kranken- und Rettungstransport beim Arbeiter-Samariterbund Linz

Berufserfahrung:

SS 1996 – SS 1998 Tutoriumsbeauftragter für die „Biologischen Einführungsübungen II“ am Institut für Botanik der Universität Wien
 WS 2000 Tutoriumsbeauftragter zur „Anwendung geografischer Informationssysteme I“ am Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien
 02/2002 – 09/2004 Freier Mitarbeiter beim OÖ. NATURSCHUTZBUND in Linz
 02/2002 – 09/2004 Freiberuflicher Ökologe (div. Auftragsarbeiten in den Bereichen des Natur- und Landschaftsschutzes)
 11/2002 – 09/2004 Büromitarbeiter bei LC Worldplast in Linz
 seit 10/2004 Wissenschaftlicher Referent für Natur- und Landschaftsschutz und Projektleiter des „Moorentwicklungskonzept Oberösterreich“ bei der Oö. Umweltschutzbehörde