

Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten Hoch- und Übergangsmoorflächen*

Marika BERNRIEDER**

Gliederung

1. Einführung
2. Untersuchungsgebiet
 - 2.1 Lage
 - 2.2 Kurzcharakteristik
 - 2.3 Nutzungsgeschichte
3. Aufgabenstellung
4. Rahmenbedingungen und Phasen des Projekts
5. Grundlenerhebung
6. Planung und Durchführung der Maßnahmen
7. Erfolgskontrolle
8. Ergebnisse der ersten Beobachtungsphase
 - 8.1 Extensiv genutzte Wiese („Setzberger Feld“)
 - 8.2 Bodenabtragsfläche im Setzberger Feld
 - 8.3 Intensiv genutzte Wiese („Stringelfeld“)
 - 8.4 Bodenabtragsfläche im Stringelfeld
 - 8.5 Kiefernforst
 - 8.6 Fichtenforst
 - 8.7 Hochmoorheide
9. Gesamtschau und Erfolgsaussichten der Standorts- und Maßnahmenvarianten
 - 9.1 Entwicklungen in den Standorteinheiten
 - 9.2 Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen
10. Ausblick (Fortführung der Erfolgskontrolle)
11. Literatur

1. Einführung

Im Jahr 1992 wurde auf Privatflächen um das Gut Mooseurach bei Königsdorf (Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen) ein „Pilotprojekt“ zur Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten ehemaligen Hoch- und Übergangsmoorflächen gestartet. Zum damaligen Zeitpunkt gab es bereits eine Reihe von Renaturierungsprojekten auf abgetorften Hochmoorstandorten und auch auf genutzten Niedermooren, für genutzte Hochmoorflächen existierten jedoch nur einzelne Renaturierungsbestrebungen z. B. auf Staatsforstflächen wie dem Schönramer Filz.

Das Renaturierungsprojekt wurde in Kooperation mit der Allianz Umweltstiftung, vom Gutsbesitzer und der Bosch & Partner GmbH konzipiert und umgesetzt. Eine ergänzende Finanzierung wurde in der Phase der Erfolgskontrolle durch den Bayerischen Naturschutzfonds und die Stiftung für Bildung und Behindertenförderung GmbH bereitgestellt.

Ziel der Renaturierungsmaßnahmen war es, in einem durch Entwässerung und Nutzung stark degradierten Hochmoorkomplex wieder möglichst naturnahe Bedingungen zu etablieren bzw. im Idealfall die Voraussetzungen für ein wachsendes Hochmoor zu schaffen. Darüber hinaus sollte im Rahmen des Projekts aber auch der Erfolg unterschiedlicher Maßnahmenvarianten bei unterschiedlichen Ausgangsbedingungen mittels einer nachfolgenden Erfolgskontrolle dokumentiert werden.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Die Gutsflächen um Mooseurach bei Königsdorf, Lkr. Bad Tölz-Wolfratshausen, sind Teil der „Königsdorfer Moränen- und Moorplatte“ im Ammer-Loisach-Hügelland. Die Königsdorfer Moorplatte liegt im südlichen Wolfratshausener Seebecken und bildet aufgrund ihrer Flächenausdehnung eines der bedeutendsten Mooregebiete im bayerischen Alpenvorland mit Anbindung an weitere ausgedehnte Moorlandschaften. So ist im Süden der Anschluss an das Kochelseebecken mit den Loisach-Kochelseemooren nur durch einen Molasseriegel unterbrochen.

Das Untersuchungsgebiet um Mooseurach umfasst die gesamten Flächen des Gutsbesitzes (weiteres UG) und darin auch die Moorkomplexe Rossfilz und Breitfilz sowie kleinere Teilbereiche des Weidfilzes bei Königsdorf und des Höfner Filzes (vgl. Abb. 1 und Abb. 2; die Grenzen des Untersuchungsgebietes werden aus Abb. 4 in Kap. 5 ersichtlich). Benachbart liegen im Osten das Sonnenhofer Filz und im Süden das in weiten Teilen noch relativ naturnahe Auer Filz. Das engere Bearbeitungsgebiet umfasst die Renaturierungsflächen in Breitfilz und Höfner Filz.

2.2 Kurzcharakteristik

Der geologische Untergrund im Untersuchungsgebiet wird von Seetonen des ehemaligen Wolfratshausener Sees gebildet, mit mineralischen „Inseln“ aus Grundmoränenmaterial bzw. pleistozän überprägten tertiären Härtlingen. Entwässert wird das Gebiet vorwiegend über den Zellwieser Mühlbach und dessen

* Erweiterte Fassung des Vortrags auf der ANL-Fachtagung „Erfolgskontrollen im Naturschutz: Moore“ am 21./22.11.02 in Rosenheim

** Marika Bernrieder (Bosch & Partner GmbH)



Abbildung 1

Ausschnitt aus der TK Königsdorf 784 (wegen des günstigeren Blattschnitts wurde eine historische Karte verwendet)



Abbildung 2
Luftbildübersicht zu den Mooren um Mooseurach

Zuflüsse (wie Haselbach und Wenigbach) in die im Westen liegende Loisach. Das kühlfeuchte Klima des Untersuchungsgebietes ist durch ergiebige Niederschläge, die in Königsdorf im langjährigen Jahresmittel bei 1244 mm liegen, und relativ geringe Jahresmitteltemperaturen (7,5°C) gekennzeichnet.

2.3 Nutzungsgeschichte

Die Moorflächen im Gutsbesitz wurden Anfang des letzten Jahrhunderts aufgekauft und entwässert, Torfabbau fand jedoch entgegen der ursprünglichen Absicht nicht mehr statt. Statt dessen wurde die landwirtschaftliche Nutzung forciert. Nach mehrjähriger Ackernutzung erfolgte die Umstellung auf Grünlandnutzung und in den fünfziger Jahren schließlich die Aufforstung eines großen Teils der Fläche vorwiegend mit Fichte, z. T. auch mit Waldkiefer.

Vorbild für die Nutzung der Flächen war die großflächige Bewirtschaftung der Moore in Norddeutschland. Im Verlauf der Jahrzehnte entwickelte sich die land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Flächen, besonders der Hoch- und Übergangsmoore, jedoch ungünstig: Schlechte Nährstoffversorgung und Entwässerbarkeit verminderten die ökonomische Konkurrenzfähigkeit dieser Standorte so sehr, dass in Zeiten von Überproduktion und Flächenstilllegung auch für diese Flächen das weitere Management neu überdacht werden musste.

3. Aufgabenstellung

Eine Nutzungsaufgabe der weitgehend unwirtschaftlich gewordenen Flächen lag nahe und wurde auf vergleichbaren Standorten zunehmend vollzogen.

Werden jedoch nach Aufgabe der Nutzung keine Maßnahmen zur Wiederherstellung insbesondere der abiotischen Bedingungen vollzogen, ist eine Rückführung dieser Flächen in einen naturnahen Zustand aussichtslos. Bleiben die Entwässerungseinrichtungen wirksam, verbrachen die Flächen, bewalden sich und es entstehen aus Sicht des Ressourcen- und des Artenschutzes und auch aus Sicht der Landnutzung unbefriedigende Verhältnisse.

Zwei Generationen nach der Urbarmachung der Flächen stand der Besitzer der Flächen, ebenso wie viele öffentliche und private Eigentümer vergleichbarer Standorte, vor der Aufgabe, Strategien zum zielführenden Management dieser Flächen zu entwickeln. Statt weiterer Aufforstungen, die sogar öffentlich bezuschusst werden konnten, und statt einer ineffizienten und ökologisch problematischen, intensiven landwirtschaftlichen Nutzung bot sich eine Renaturierung der Flächen als naturschutzfachlich optimales Vorgehen an.

Konkrete Leitlinien für die erfolgreiche Renaturierung von bisher land- und forstwirtschaftlich genutzten Hoch- und Übergangsmooren waren zu Beginn des Projektes aber noch kaum erarbeitet. Hier sollte das Renaturierungsprojekt in Mooseurach an-

setzen. In seinem Rahmen sollte ein Spektrum verschiedener Maßnahmen auf unterschiedlichen Nutzungs-/Vegetationseinheiten in einer versuchsartigen Anlage auf ihre Wirksamkeit zur Wiederherstellung naturnaher Bedingungen untersucht werden.

4. Rahmenbedingungen und Phasen des Projekts

Das Renaturierungsprojekt konnte auf Initiative des Besitzers und durch das Engagement der Allianz Umweltstiftung ab 1992 realisiert werden. Die Stiftung finanzierte die umfangreichen Voruntersuchungen, die Ausarbeitung des Pflege- und Entwicklungskonzeptes für das Gut Mooseurach, die Maßnahmenumsetzung, den Hauptanteil des Monitoring bis zur vorläufigen Endauswertung im Jahr 2000 sowie den gesamten koordinatorischen Rahmen mit begleitender intensiver Öffentlichkeitsarbeit. Die Mittel für die faunistischen Untersuchungen 1996 (mit einer für 2004 vorgesehenen Wiederholung) wurden durch den Bayerischen Naturschutzfonds bereitgestellt. Die Stiftung für Bildung und Behindertenförderung, Förderbereich Ökologie, übernahm die Kosten für die Untersuchungen der Moosflora 1996 und 1999 und der Fauna 1999 sowie die Kosten der Befliegung 1996 und 1999. Konzipiert und umgesetzt wurde das Projekt von der Bosch & Partner GmbH, München (bis 1999: Mooseurach) jeweils in Zusammenarbeit mit den finanzierenden Stiftungen, dem Flächenbesitzer sowie einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe, Naturschutzverbänden und zuständigen Behörden. Die Flächen wurden vom Besitzer langfristig und unentgeltlich zur Verfügung gestellt.

Nach Abschluss der ersten Projektphase wird seit dem Jahr 2001 die wissenschaftliche Begleitung fortgeführt. Sie basiert auf einem aktualisierten Monitoringkonzept und ist für einen etwa zehnjährigen Zeitraum vorgesehen (vgl. Kap. 10).

5. Grundlagenerhebung

Voruntersuchungen im weiteren Untersuchungsgebiet, vor allem aber in einem Referenzgebiet („Rossfilz“) und zwei potenziellen Renaturierungsgebieten („Breit“- und „Weidfilz“) gingen im ersten Projektjahr der Maßnahmenphase voraus. Im Rahmen der Erhebungen wurden die Nutzungsverhältnisse und deren Auswirkungen auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie auf Fauna und Flora herausgearbeitet. Insbesondere die unterschiedliche Ausprägung der Standortparameter der genutzten Flächen im Vergleich zu den intakten Moorflächen, die als Leitbild dienen, sollte charakterisiert werden.

Durch die Auswertung von historischem und aktuellem Karten- und Luftbildmaterial und die im Rahmen des Projekts erhobenen Luftbilder konnte die Nutzungs- und Vegetationsentwicklung rekonstruiert und anhand einer Karte zur historischen Landnutzung (s. Abb. 3) dargestellt und ausgewertet werden. Aus

dieser Datenbasis, ergänzt durch eigene Kartierungen, wurde des weiteren die Karte der Nutzungs- und Vegetationseinheiten abgeleitet (vgl. Abb. 4). In die nähere Beschreibung dieser Einheiten flossen die Ergebnisse der Erhebungen biotischer und abiotischer Parameter wie Pegelmessungen, Torfanalysen, Nährstoff- und pH-Messungen in Boden und Wasser sowie die Untersuchung von Vegetation und Fauna ein.

Die Schutzwürdigkeit der Flächen wurde aus den Aufnahmen der faunistischen und floristischen Artengemeinschaften auf Basis der Roten Listen von Bayern und der Bundesrepublik abgeleitet.

Für das Gesamtgebiet des Gutes Mooseurach wurde auf dieser Datenbasis ein Pflege- und Entwicklungskonzept (Abb. 5) erstellt, das einen Katalog potenzieller Ziele und Maßnahmen für die jeweiligen Nutzungs- und Vegetationseinheiten beinhaltet. Die Empfehlungen des Konzepts fließen in die langfristige land- und forstwirtschaftliche Planung des Gutsbetriebs ein und schlagen auch ein potenzielles Maßnahmenpaket für die in Frage kommenden Renaturierungsflächen vor.

Als weiteres Ergebnis der Voruntersuchungen wurde das Breitfilz als Maßnahmengbiet ausgewählt. Hier konnte der Wasserhaushalt nahezu ohne Auswirkung auf die Anrainer verändert werden. Zudem traten in diesem in sich weitgehend geschlossenen Gebiet alle typischen Nutzungen, wie intensive und extensive Grünlandwirtschaft, Aufforstungen mit Fichten und Kiefern und darüber hinaus auch ungenutzte Flächen auf – also eine für die Intention des Pilotprojekts beispielhafte Nutzungsausprägung.

6. Planung und Durchführung der Maßnahmen

Entsprechend der einbezogenen Nutzungs- und Vegetationseinheiten wurde das Projektgebiet in folgende Maßnahmenflächen untergliedert (vgl. Abb. 6):

- extensiv genutzte Wiese („Setzberger Feld“),
- intensiv genutzte Wiese („Stringelfeld“) und
- Kiefernforst mit randlicher kleiner Fichtenforstfläche („Kiefernforst“, „Fichtenforst, Teilfläche I“),
- Fichtenforst im angrenzenden Höfner Filz („Fichtenforst, Teilfläche II“),
- durch Vorentwässerung beeinträchtigter, nicht genutzter offener bzw. sekundär bewaldeter Kernbereich des Breitfilzes („Moorheide“)

Die konkrete Maßnahmenplanung wurde mit dem Auftraggeber (Allianz Umweltstiftung) und den zuständigen Behörden (Forstamt, Landwirtschaftsamt, Wasserwirtschaftsamt, Landratsamt mit Unterer Naturschutzbehörde) und unter Berücksichtigung der Diskussionsergebnisse einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe abgestimmt. Für die Eingriffe in den Wasserhaushalt erteilte die Untere Naturschutz-

behörde Bad Tölz/Wolfratshausen eine Beschränkte Erlaubnis nach §7 WHG, Art 17 BayG.

Die Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen erfolgte ab dem Frühsommer 1993 in einem Flächenumfang von knapp 28 Hektar degradierten Moorstandorten im Breitfilz und einem angrenzenden Moorcomplex mit großflächigen Fichtenaufforstungen (Höfner Filz). Den größten Flächenanteil nahmen dabei mit jeweils knapp 12 Hektar die forst- und landwirtschaftlich genutzten Standorte ein. Weitere 4 Hektar durch Vorentwässerung verheidete, aber nicht genutzte Flächen im Kernbereich des ehemaligen Hochmoors wurden ebenfalls einbezogen.

Folgende Maßnahmenpalette kam im Breitfilz zur Anwendung:

- Wiedervernässung auf allen Maßnahmenflächen
 - Durchtrennen der Drainagen auf den land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen (24 ha),
 - Einstau der Schlitzgräben im verheideten Moorkern (4 ha),
 - Einstau bzw. Verfüllung der größeren Gräben/Vorfluter,
 - Anlegen von höhenlinienparallelen Torfwällen auf Kahlhiebsflächen des ehemaligen Fichtenforstes zur Verminderung des Oberflächenabflusses (ca. 1,5 ha)
- Waldbauliche Maßnahmen
 - unterschiedlich starke Auflichtung oder vollständige Entfernung der Bestockung (12 ha)
 - Entfernung des Reisigs
 - Stockrodung auf kleiner Teilfläche des ehemaligen Fichtenforstes (ca. 0,2 ha)
 - Simulation von Windwurfflächen im Kiefernforst (1,6 ha)
 - Pflanzung von Spirken auf Kahlhiebsflächen im ehemaligen Fichtenforst (1996; ca. 0,3 ha)
 - weitere Maßnahmen
 - Oberbodenabtrag auf Teilflächen der Wiesen (0,5 und 0,2 ha)
 - Impfmaßnahmen auf den Bodenabtragsflächen
 - Aushagerungsmahd der Wiesen in den Folgejahren

In den darauffolgenden Jahren beschränkte sich die Umsetzung von Maßnahmen im wesentlichen auf die Pflege der Grünlandflächen. Auf Anregung und unter Mitwirkung der Forstverwaltung im Landkreis wurde auch der Versuch einer Spirkenpflanzung in die Projektflächen integriert. Hierfür wurden im Breitfilz und nahegelegenen Hochmooren Spirkenzapfen gesammelt und zur Samen- und Pflanzengewinnung in die Bayerische staatliche Pflanzenklunge Laufen* gebracht. Im Herbst 1996 konnten die Containerpflanzen auf Teilen der Kahlhiebsfläche im ehemaligen Kiefernforst ausgepflanzt werden.

* Bayerisches Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht, Teisendorf

Tabelle 1

Übersicht der i.R. der Erfolgskontrolle 1994 bis 1999 durchgeführten Erhebungen in den verschiedenen Standortseinheiten und deren jeweiligen Maßnahmenvarianten

Nutzungs-/Vegetations-einheiten im Maßnahmengebiet Breitfilz	Maßnahmenvariante / Beschreibung der Monitoringfläche	Vegetation	Fauna	Pegelstände	Chem. Parameter in Pegeln
Extensiv genutzte Wiese	<i>Wiese (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Wiese (wiedervernässt)	X	X	X	X
	Ungemähte Bereiche (wiedervernässt, nahe Bodenabtrag)	X		X	
	Ungemähte Bereiche (wiedervernässt, Randlage)	X		X	
	Bodenabtragsfläche	X	X	X	X
Intensiv genutzte Wiese	<i>Wiese (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	
	Wiese (wiedervernässt, nördlicher Teil)	X	X	X	
	Wiese (wiedervernässt, südlicher Teil)	X		X	X
	Bodenabtragsfläche (Impfung mit Schnabelsegge)	X	X	X	
	Bodenabtragsfläche (Impfung mit Bunkerde)	X		X	X
	Bodenabtragsfläche (Impfung mit Sphagnen)	X		X	
Kiefernforst	<i>Kiefernforst (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Kiefernforst (wiedervernässt, starke Durchforstung)	X		X	
	Kiefernforst (wiedervernässt, Schirmstellung)	X	X	X	X
	Kiefernforst (wiedervernässt, Kahlhieb)	X	X	X	X
	Kiefernforst (wiedervernässt, Kahlhieb mit Spirken)	X		X	
	Kiefernforst (wiedervernässt, Windwurf)	X	X	X	X
Fichtenforst Teilfläche I	Fichtenforst (wiedervernässt, Kahlhieb)	X	X	X	X
Fichtenforst Teilfläche II	<i>Fichtenforst (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Fichtenforst (wiedervernässt, stark durchforstet)	X		X	
	Fichtenforst (wiedervernässt, Schirmstellung)	X		X	X
	Fichtenforst (wiedervernässt, Kahlhieb mit Torfwällen)	X		X	X
	Fichtenforst (wiedervernässt, Stockrodung mit Torfwällen)	X	X	X	X
Moorheide	<i>Offene Moorheide (unbehandelte Variante, Kontrollfläche)</i>	X	X	X	X
	Offene Moorheide (wiedervernässt)	X	X	X	X
	Baumbestandene Moorheide (wiedervernässt)	X		X	
	Bunkerde-Entnahmefläche	X		X	

7. Erfolgskontrolle

Um die Entwicklung der Flächen und die Effizienz der einzelnen Versuchsvarianten unter den jeweiligen Standortbedingungen zu erfassen, wurde für die Folgejahre ein Monitoring konzipiert, das eine wissenschaftliche Beobachtung der Flächen im Zeitraum von 1994 bis 1999 vorsah. Hierzu wurden im Frühjahr 1994 in den fünf Nutzungseinheiten mit den im vorangegangenen Kapitel aufgeführten Maßnahmenvarianten sowie auf weitgehend unbeeinflussten Vergleichsstandorten der jeweiligen Einheiten an möglichst repräsentativen Stellen Monitoringflächen eingerichtet (27 Plots á 3x3, 5x5 oder 7,5x7,5m). Zusätzliche Aufnahmeflächen z.B. in Form von Kleintransekten sollten kleinräumige Entwicklungen oder Sondersituationen dokumentieren. Alle Plots wurden dauerhaft verpflockt und mit Pegelrohren versehen. Die untersuchten Maßnahmenvarianten sind Tabelle 1 zu entnehmen, die Lage aller Monitoringflächen wird aus Abb. 6 (Karte des Maßnahmengebiets, s. Kap. 6) ersichtlich. Tabelle 2 zeigt die Untersuchungsrythmen im Beobachtungszeitraum.

An insgesamt 67 Pegelrohren wurde durch wöchentliche Ablesung in den Monaten April bis Oktober die Entwicklung des Moorwasserstands erfasst. Die chemischen Leitparameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Kalziumgehalt wurden an 16 ausgewählten Pegeln dreimal jährlich gemessen.

Um die Veränderung im Artengefüge der Pflanzen zu dokumentieren, erfolgten jährliche Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet. Neben der qualitativen und quantitativen Erfassung der höheren Pflanzen wurden auch die Moose als wichtige Standortindikatoren der Moore untersucht. Die sehr aufwändigen bryologischen Erhebungen wurden in den Jahren 1994, 1996 und 1999 von einem Unterauftragnehmer (Botanisch-mykologisches Institut Dr. Nuss, Mintraching) durchgeführt. Sowohl bei höheren Pflanzen als auch bei den Moosen konnten durch die Auswertung der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) Rückschlüsse auf die Veränderungen der Standorte im Verlauf der Jahre gezogen werden.

Ergänzend zu den Feldaufnahmen wurden durch Befliegungen des Gebietes (1994, 1996, 1999) groß-

Tabelle 2

Untersuchungsrhythmen im Beobachtungszeitraum

Thema	Jahr	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Wasser	-stände	Wöchentliche Ablesung der Wasserstandspegel von April bis Oktober					
	-analytik	Messungen von pH, Ca, el. Leitfähigkeit im Pegelwasser (Mai, Juli, September)					
Vegetation	Höhere Pflanzen	Erstaufnahme	jährliche Vegetationsaufnahmen entsprechend dem Programm der Erstaufnahme				
	Moose	Erstaufnahme		Erhebungen wie Erstaufnahme			Erhebungen wie Erstaufnahme
Fauna		Erstaufnahme		Erhebungen wie Erstaufnahme			Erhebungen wie Erstaufnahme
Befliegung des Projektgebietes		Luftaufnahmen		Luftaufnahmen			Luftaufnahmen

maßstäbliche Farb-Luftbilder im Maßstab 1:500 bzw. 1:1000 erstellt, die ebenfalls dazu beitragen sollten, Veränderungen im Maßnahmengbiet zu dokumentieren. Im Jahr vor den Maßnahmen (1992) konnte bereits durch eine Erstbefliegung der Ausgangszustand dokumentiert werden.

Die faunistischen Erhebungen wurden, wie auch schon die Voruntersuchungen, im Unterauftrag von der Firma ÖKON GmbH (heute Regensburg) durchgeführt. An ausgewählten Probestellen im Umfeld der vegetationskundlichen Aufnahmequadranten wurden 1994, 1996 und 1999 jeweils zoologische Kurzanalysen der Laufkäfer-, Heuschrecken-, Wasserkäfer-, Wasserwanzen- und Libellenfauna durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war die Beobachtung der Entwicklung innerhalb der Tierartengemeinschaften nach den Renaturierungsmaßnahmen.

8. Ergebnisse der ersten Beobachtungsphase

Die im Beobachtungszeitraum 1994 bis 1999 ermittelten Ergebnisse können in dieser Veröffentlichung nur auszugsweise behandelt werden. Sie sind im Endbericht zur Projektlaufzeit im Rahmen der Förderung durch die Allianz Umweltstiftung (1992-2000) und vor allem auf der zugehörigen CD-ROM umfassend dokumentiert. Die CD-ROM kann bei der Bosch & Partner GmbH München angefordert werden.

Im Folgenden werden wesentliche Ergebnisse innerhalb der fünf verschiedenen Nutzungs- und Vegetationseinheiten (sowie zweier Teilflächen mit Bodenabtrag) auf die Themen Wasser, Vegetation und Fauna bezogen dargestellt.

8.1 Extensiv genutzte Wiese („Setzberger Feld“)

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Auf der bereits vor den Maßnahmen extensiv genutzten Wiese führten die Vernässungsmaßnahmen in weiten Teilen zu dauerhaft oberflächennahen Wasserständen mit häufigen Überstauungen (s. Abb. 7) vor allem im Frühjahr und Tiefstständen in den letzten beiden Jahren um 20 cm unter Flur. Vor allem die

an die ebenfalls wiedervernässte Moorheide angrenzenden Wiesenbereiche zeigen eine Tendenz hin zu annähernd hochmoortypischen Wasserständen.

Auch die Messungen chemischer Parameter im Bodenwasser zeigten hochmoorähnliche Bedingungen an. So wurden im Jahr 1999 im Vergleich zu 1994 folgende Veränderungen sichtbar: Der pH-Wert sank von ca. 5 auf 4, der Kalzium-Gehalt von etwa 15 auf zuletzt unter 5 mg/l und die elektrische Leitfähigkeit von über 80 auf etwa 60 µS/cm. Die im Rossfilz ermittelten „Leitwerte“ konnten allerdings bis 1999 noch nicht erreicht werden.

Vegetation

Auch in der Vegetationsentwicklung zeichneten sich die veränderten Standortbedingungen bis 1999 bereits ab. So breitet sich ausgehend von den besonders nassen Sackungsbereichen über den unwirksam gemachten Drainagen das Schlenkenmoos *Sphagnum cuspidatum* immer mehr aus (s. Abb. 8).

Innerhalb der Monitoringflächen ließ sich anhand eines sog. „Kleintransektes“ (quer zu Mulden über durchtrenntem Drainagenrohr) die Entwicklung der Feuchtezahlen folgendermaßen dokumentieren:

Die Abfolge der drei (jeweils 1x3 m großen) Transektflächen T1.1, T1.2 und T1.3 entspricht ihrer zunehmenden Entfernung vom Drainagenstrang (0 m, 1,5 m und 3 m). In Abb. 9 ist bei allen Flächen eine Zunahme der mittleren Feuchtezahlen vor allem in den ersten drei Jahren zu erkennen. Sie fällt am deutlichsten in der Fläche aus, die direkt über den zerstörten Drainagen liegt. Hier war auch schon zu Beginn der Aufnahmen ein höherer Zeigerwert ermittelt worden, als in den anderen Flächen. Dies kann z.T. bereits als erste Reaktion der Vegetation auf die Maßnahmen gewertet werden, weist aber vermutlich zudem darauf hin, dass auch schon vor den Maßnahmen ein gewisser Nässestau aufgrund nicht mehr ausreichend ziehender Drainagen auftrat. Aber auch die am weitesten entfernt liegende Aufnahmefläche reagierte noch deutlich auf den Eingriff, vor allem zu Beginn der Erhebungen.



Abbildung 7
Häufig überstaute Bereiche entlang der Sackungsmulden über den unterbrochenen Drainagen



Abbildung 8
Wiesenbereiche im „Setzberger Feld“ mit *Sphagnum cuspidatum* sechs Jahre nach der Wiedervernässung

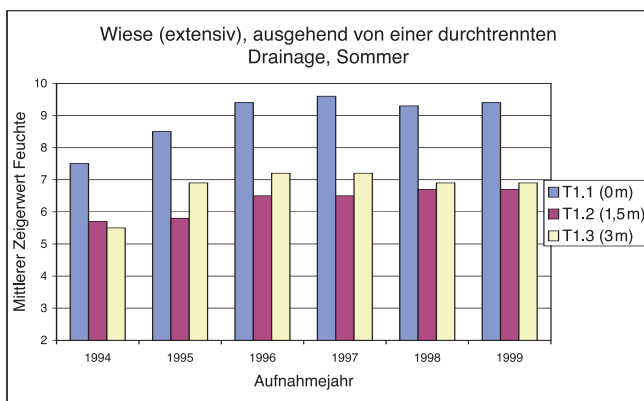


Abbildung 9 (links)
Mittlere Feuchtezahlen der Transektflächen T1.1 bis T1.3 an einer durchtrennten Drainage



Abbildung 10
Östliche und westliche Randbereiche (Bilder links und rechts) sowie mittlerer Bereich der Bodenabtragsfläche im „Setzberger Feld“



Abbildung 11
Südliche Teilfläche im Stringelfeld, nahe der Bodenabtragsfläche (nicht im Bild)

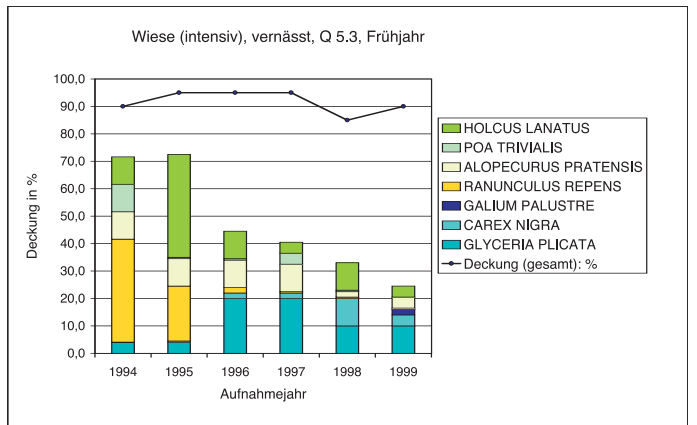


Abbildung 12
Entwicklung ausgewählter Arten in feuchteren Bereichen des Stringelfelds



Abbildung 13
Die Bodenabtragsfläche im Stringelfeld war im Jahr 1999 erstmals ständig wasserführend



Abbildung 14
Mit *Carex rostrata* bepflanzte Monitoringfläche innerhalb der Bodenabtragsfläche im Stringelfeld in den Jahren 1994, 1997, und 1999



Abbildung 15
Durchforstete Variante der wiedervernässten Flächen im Kiefernforst (überstaute Mulden)



Abbildung 16
Kahlhiebfläche des ehemaligen Kiefernforsts im Mai: im Bereich der Drainagemulden hat sich vereinzelt das Scheidige Wollgras angesiedelt; die Entwicklung des im Frühjahr ohnehin spät erscheinenden Pfeifengrases wird durch die Streuauflage des Vorjahres zwar zusätzlich verzögert, später dominiert das Gras jedoch in den Flächen

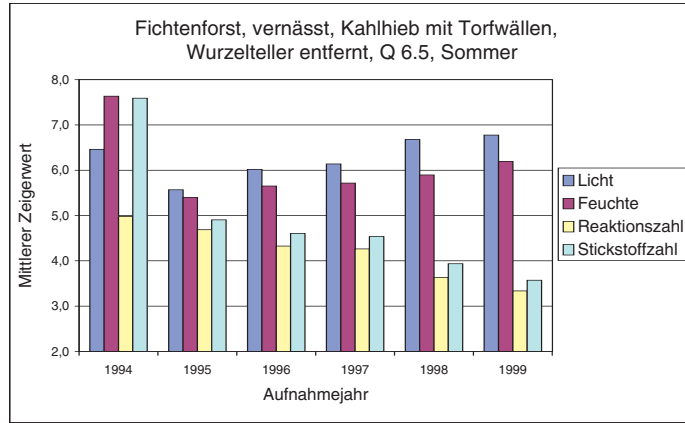


Abbildung 17
Mittlere Zeigerwerte im ehemaligen Fichtenforst



Abbildung 18
Naturverjüngung durch Birke und Fichte im ehemaligen Fichtenforst (1997)

Abbildung 19
Hochstaudenflur im ehemaligen Fichten-
forst (2002)

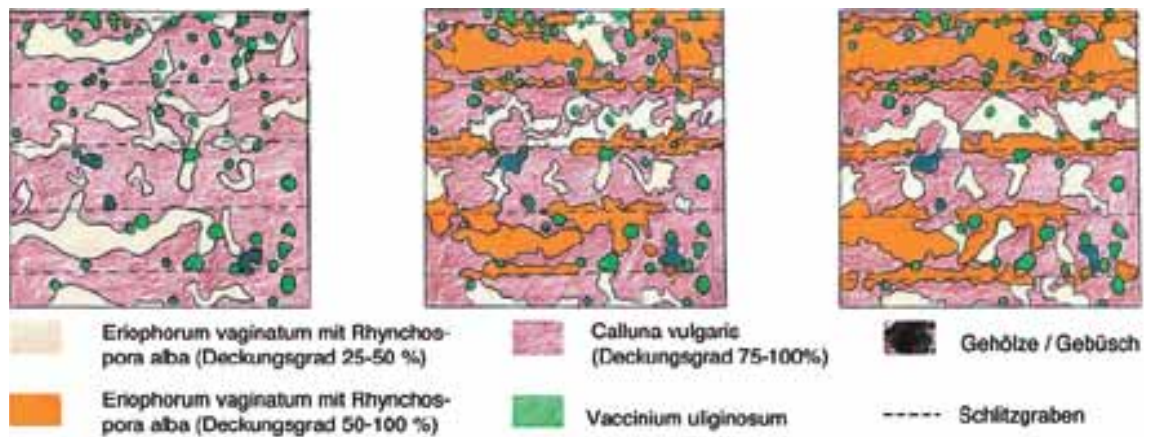


Abbildung 20
Entwicklung ausgewählter Arten in der offenen, renaturalisierten Moorheide (Luftbilddauswertung 1994, 1996, 1999)

Der anhaltende Aushagerungsprozess spiegelt sich vor allem im Frühjahr deutlich im Rückgang der Gesamtdeckung der höheren Pflanzen wider, die sich bei den Mai-Aufnahmen von 1994 bis 1999 um ca. 40% verringerte. In den Sommeraufnahmen (Juli) ist jedoch kein Rückgang zu erkennen. Diese Beobachtung lässt sich auf die Verschiebung im Artengefüge von den Süßgräsern hin zu Sauergräsern zurückführen, was eine verzögerte Biomasseentwicklung im Frühjahr zur Folge hat. Auch eine starke Verminderung des Wurzelfilzes ist Folge dieser Entwicklung, wodurch die Befahrbarkeit immer mehr eingeschränkt wird. In zunehmendem Maß wurden deshalb besonders nasse Teilbereiche bereits aus der Nutzung genommen, nicht zuletzt auch, um die sich entwickelnde Torfmoosdecke nicht zu schädigen.

Fauna

Bei den Tierartengemeinschaften sind auf dem gesamten „Setzberger Feld“ ebenfalls Artenverschiebungen zugunsten feuchtigkeitsliebender Arten erkennbar. So ist der als Leitart für das Untersuchungsgebiet geltende Laufkäfer *Amara lunicollis* in allen drei Untersuchungsjahren als dominante Art vertreten. Auf

der unbehandelten Vergleichsfläche wurde die Art 1999 allerdings – anders als in den Vorjahren – fast dreimal häufiger nachgewiesen, als im wiedervernässten Bereich. Ein Grund hierfür könnten die starken Regenfälle vor und während der Aufnahmen sein, die sich in der wiedervernässten Fläche noch wesentlich stärker bemerkbar machten. Da *Amara lunicollis* zwar eine feuchtigkeitsliebende Art ist, allzu nasse Bereiche aber meidet, könnte dieser Sachverhalt die unerwartete Verschiebung erklären.

Als weitere feuchtigkeitsliebende Arten wurden in den vernässten Bereichen im Jahr 1999 die Laufkäfer *Pterostichus vernalis*, *Clivina fossor* und *Dyschirius globosus* nachgewiesen.

Die Artenzahl der Heuschrecken auf der extensiv genutzten Wiese war in allen drei Untersuchungsjahren jeweils auf der wiedervernässten Fläche geringfügig höher als auf der Vergleichsfläche. Zu den Arten, die nur in den wiedervernässten Bereichen nachgewiesen wurden, gehört die „stark gefährdete“ hygrophile Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, die erstmals 1999 auftrat. Vermutlich hat sie sich von den nicht weit entfernt liegenden Böschungsbereichen

der Bodenabtragsfläche, in denen sie bereits seit 1994 vorkommt, auf die umliegenden Wiesenbereiche ausgebreitet.

Häufiger als in der Vergleichsfläche wurde auf der wiedervernässten Wiese die „gefährdete“ Maulwurfsgrille (*Gryllotalpa gryllotalpa*) gefunden sowie andere charakteristische Feuchtwiesen-Arten. Zu diesen gehören auch die beiden 1999 dominant vorkommenden, stenöken Arten *Stethophyma grossum* (bislang: „*Mecostethus grossus*“) und *Chorthippus dorsatus*.

Eine wesentliche Rolle für die Etablierung der feuchtigkeitsliebenden Heuschrecken-Populationen dürften vor allem die als Folge der Wiedervernässung immer größer werdenden Brachflächen spielen ebenso wie die strukturreichen Randbereiche der Bodenabtragsfläche.

Unter den Wasserwirbellosen konnte nur bei den Wasserkäfern eine Zunahme der Arten (darunter auch moortypische) verzeichnet werden. Für Libellen und Wasserwanzen hat die Wiese durch die Maßnahmen anscheinend noch nicht sehr deutlich an Bedeutung gewonnen. So fehlen für Libellen u.a. wichtige Strukturen wie z.B. Sitzwarten an den neu entstandenen Kleingewässern (überstaute Mulden). Von den wenigen als Larven nachgewiesenen Libellenarten, ist vor allem die 1999 gefundene, „stark gefährdete“ moortypische Arktische Smaragdlibelle (*Somatochlora arctica*) zu erwähnen. Bei den Imagines konnte 1999 die „gefährdete“ und ebenfalls moortypische Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) nachgewiesen werden. Auch hier wirkt sich offenbar die artenreiche Besiedelung der Bodenabtragsfläche auf die Wiese aus.

8.2 Bodenabtragsfläche im Setzberger Feld

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Die Bodenabtragsfläche zeigt durch ihre permanente Überstauung (im Mittel 20 cm über Flur, bei einer mittleren Abtragstiefe von ca. 35 cm) die oberflächennahen Wasserstände der umgebenden Wiesenflächen an. In der nach den Maßnahmen kaum mehr begehbaren Fläche wurde statt Pegelrohren eine Messlatte gesetzt, um eine Ablesung des Wasserstands vom Rand aus zu ermöglichen. Die untersuchten Wasserproben wurden direkt dem Oberflächenwasser entnommen und spiegeln somit hier nicht die Bodenverhältnisse wider. Die Qualität des Wassers ist sowohl von zuströmendem Wasser aus den höhergelegenen, sehr nassen Brachflächen südöstlich der Abtragsfläche (vermutlich mit Einfluss der angrenzenden Moorheide), als auch von Regenwasser und dem Austausch mit der noch großteils offenen Torffläche geprägt. Auch von den seitlich begrenzenden Torfwällen ist durch deren Mineralisation ein gewisser Einfluss anzunehmen.

Die Ergebnisse der pH-Messungen mit Werten zwischen ca. pH 4 und 5 und abnehmendem Trend entsprechen denen der Wiesenflächen. Die Kalzium-Ge-

halte liegen seit Messbeginn unter 5 mg/l und damit zwischen den in der Wiese gemessenen Werten und denen der Moorheide (ca. 0,5 bis 2 mg/l). Bei den Ergebnissen der Leitfähigkeitsmessungen macht sich der anzunehmende „Verdünnungseffekt“ durch Regenwasser am deutlichsten bemerkbar. Die Werte liegen zwischen ca. 20 und 35 mg/l und damit noch etwas tiefer als die in der Moorheide ermittelten Ergebnisse.

Vegetation

Von der Bodenabtragsfläche im Bereich des Setzberger Feldes waren im sechsten Jahr nach der Maßnahmendurchführung ca. 20% der Fläche bewachsen. Von Beginn der Erhebungen an war die gesamte Abtragsfläche dauerhaft mit Wasser bedeckt. Ausgehend von den Randbereichen, aber auch von einigen seichteren Stellen innerhalb der Fläche breiteten sich Falt-Schwaden (*Glyceria plicata*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) aus, wo sie nun zur Verlandung der Fläche beitragen. Aber auch der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und die Graue Segge (*Carex canescens*) sind in Ausbreitung begriffen (s. Abb. 10).

1996 wurden als typische Hochmoorarten das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) sowie das Schlenkenmoos *Sphagnum cuspidatum* erstmals in der Fläche nachgewiesen, die als Torfmoosteilchen und über „Bunkerde“ aus der Moorheide eingebracht wurden. Das Spieß-Torfmoos (*Sphagnum cuspidatum*) breitet sich von den Rändern der Abtragsfläche weiter aus. Diese Zeugen Übergangs- bis hochmoorartiger Verhältnisse spiegeln möglicherweise bereits den auch bei den chemischen Untersuchungen erkennbaren, leichten Versauerungs- und Verarmungstrend wider.

Fauna

Die Bodenabtragsfläche ist aufgrund ihrer relativ konstanten Wasserführung als Stillgewässer einzustufen und wurde daher vorwiegend auf Wasserwirbellose hin untersucht. Das Gewässer ist sehr artenreich von Wasserkäfern, Libellen und Wasserwanzen besiedelt und bildet für diese Gruppen das bedeutendste Gewässer im Untersuchungsgebiet.

Bei den Wasserkäfern wurden 1999 von insgesamt zehn Arten vier moortypische nachgewiesen. Mit *Biddessus grossepunctatus* und *Hydroporus tristis* sind zwei dieser vier Arten „gefährdet“. Der „stark gefährdete“ *Hydroporus elongatulus* wurde erstmals 1999 mit wenigen Exemplaren in den beiden Abtragsflächen nachgewiesen. Er lebt in Moorgewässern und wird als säureliebend eingestuft (KLAUSNITZER 1996).

Bislang konnten 13 Libellenarten als Larven nachgewiesen werden, von denen allerdings nur die „gefährdete“ Art *Coenagrion hastulatum* zu den moortypischen zu rechnen ist. Bemerkenswert sind auch Nachweise der ebenfalls „gefährdeten“ Frühen Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombi*) und der Kleinen Königslibelle (*Anax parthenope*). 1999 konnten zu-

dem 19 Arten als Imagines am Gewässer beobachtet werden, von denen sechs Arten als „gefährdet“ eingestuft sind und drei zu den moortypischen Arten (*Aeshna juncea*, *Lestes virens* und *Cordulia aenea*) zählen.

Mit insgesamt zwölf Wasserwanzen-Arten (davon vier moortypischen) wurden hier vier Arten mehr beobachtet als in der Abtragsfläche am Stringelfeld (mit nur einer moortypischen Art). Mit *Cymatia bonndorffi*, die nur bedingt flugfähig ist und oligobis mesotrophe Heide- und Moorweihen besiedelt (SCHMEDITJE & COLLING 1996), kommt eine torfliebende Art vor, die in Bayern „stark gefährdet“ ist. Sie wurde nur 1999 in der Abtragsfläche am Setzberger Feld nachgewiesen. Die Unterschiede in der Besiedelung der beiden Abtragsflächen sind vermutlich in der konstanteren Wasserführung der Fläche am Setzberger Feld begründet.

In den randlichen Böschungen der Abtragsfläche mit ihren Rohrglanzgras-Beständen und Hochstaudenfluren wurden zusätzlich die Heuschrecken erfasst. Die Zahl der in diesem Bereich erfassten Heuschreckenarten stieg in den Untersuchungsjahren von sechs auf acht an. Zwei feuchtigkeitsliebende Arten, die „stark gefährdete“ *Conocephalus dorsalis* und die „gefährdete“ *Stethophyma grossum* treten hier in hoher Dichte auf.

8.3 Intensiv genutzte Wiese („Stringelfeld“)

Die Maßnahmenflächen des Stringelfelds liegen im östlichen Randbereich des Breitfilzes. Der Moorkörper streicht hier im Anschluss an die renaturierten Flächen an einem Moränenhügel aus. Aufgrund der Standortsvoraussetzungen musste man bereits zu Projektbeginn damit rechnen, dass auf dem intensiv genutzten Stringelfeld die Grenzen aussichtsreicher Renaturierungsbemühungen wohl erreicht bzw. überschritten werden. Jedoch wurde auch die Untersuchung dieser im Hinblick auf den zu erwartenden Renaturierungserfolg schwierigen Standorte bewusst in die Projektkonzeption einbezogen. Im Unterschied zum Setzberger Feld (s. Kap. 8.1) und den weiteren Renaturierungsflächen im Breitfilz (Kiefernforst und Moorheide) liegt hier der größere, vor allem nördliche Teil der Wiese nicht mehr auf Hochmoortorf, sondern auf Übergangsmoortorf. Die stärkere Neigung der Fläche spielt eine entscheidende Rolle im Bezug auf die Vernässbarkeit, zumal im nördlichen Teil kein Einfluss benachbarter Renaturierungsflächen diese Randflächen begünstigt.

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Die im nördlichen Teil der Wiese gemessenen Wasserstände belegen, dass diese Fläche durch das unterbrechen der Drainagen nicht wiedervernässt werden konnte. Sie unterscheiden sich kaum von den Werten der angrenzenden Vergleichsfläche. Beide Pegel weisen einen extremen Schwankungsbereich mit Minima bei -90 cm in der Vergleichsfläche und -85 cm bei der Maßnahmenfläche auf. In nassen Perioden wurden zwar auch oberflächennahe Pegel-

stände ermittelt, dennoch wurden in der Maßnahmenfläche nur selten Flurabstände kleiner als 20 cm unter Flur gemessen. Die Mittel liegen in beiden Flächen bei 50 cm unter Flur.

Jedoch konnte im südlichen Wiesenbereich, der an die renaturierten Flächen des Kiefernforsts anschließt, ein deutlicher Vernässungserfolg verzeichnet werden (s. Abb. 11). Die Pegel der Monitoringflächen erfassen hier zwar einen besonders nassen Bereich zwischen der Bodenabtragsfläche und einem etwas tieferliegenden verfüllten Graben (mit mittleren Werten ab 1995 von nur 2 cm unter Flur und Tiefstständen von sehr selten mehr als 20 cm Flurabstand). Aber auch in größerer Entfernung zum Graben wurden noch relativ oberflächennahe Wasserstände mit mittleren Werten um 20 cm unter Flur und einer Schwankungsbreite ab 1995 zwischen 2 und ca. 40 cm unter Flur ermittelt.

Die ermittelten pH-Werte lagen über die sechs Beobachtungsjahre hinweg relativ konstant im nur schwach sauren Bereich um pH 6. Bei Kalzium und elektrischer Leitfähigkeit ist eine abnehmende Tendenz auf vergleichsweise hohem Niveau erkennbar. Mit Gehalten von 17 bis 32 mg Ca/l und einer Leitfähigkeit von ca. 80 bis max. 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ab 1995 jedoch immer unter 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$) entsprechen die Ergebnisse den Standortseigenschaften basenreicher Übergangsmoore.

Vegetation

Als Reaktion auf die Vernässung im grabennahen Bereich breiteten sich Feuchte- und Nässezeiger wie der Falt-Schwaden (*Glyceria plicata*), die Braune Segge (*Carex nigra*) und das Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*) hier deutlich aus (vgl. Abb. 12). Gleichzeitig nehmen typische Wiesenarten in der Deckung ab (z.B. *Poa trivialis*, *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus* und *Ranunculus repens*). Entsprechend dem Rückgang von *Holcus lanatus* konnte sich bis 1999 das Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) ausbreiten, was auf eine Aushagerung der Fläche hinweist.

Im nördlichen, trockenen Bereich der Wiese bedingte der durch das Mahdregime und die Beendigung der Düngung erzielte Aushagerungsprozess der Fläche vor allem einen starken Rückgang der Wüchsigkeit des Bestandes. Dies macht sich besonders im Frühjahr durch eine immer später einsetzende Vegetationsentwicklung bemerkbar (Abnahme der Deckungsgrade in der Frühjahrsaufnahme innerhalb der sechs Jahre von 95% auf 45%). Die dadurch entstandenen Vegetationslücken wurden zum Teil von Moosen besiedelt. Den hydrologischen Standortbedingungen entsprechend konnten sich jedoch keine Feuchtwiesen- oder Moorarten etablieren. Nach wie vor sind die Rispengräser und das Ruchgras bestandsbildend. Einige der seit 1995 (bzw. 1996) neu hinzugekommenen Arten, wie das Rasenhornkraut (*Cerastium holosteoides*), die Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos cuculi*) und die Vogelwicke (*Vicia cracca*), blieben in ihrem verzeigten Vorkommen bis 1999 konstant.

In der angrenzenden, weiterhin intensiv genutzten Vergleichsfläche blieben Artenzusammensetzung und Deckung erwartungsgemäß weitgehend unverändert.

Fauna

Im Bezug auf feuchtigkeitsliebende Arten der Laufkäfer und Heuschrecken zeichnet sich ein erkennbarer Effekt der Maßnahmen ab, der offenbar vor allem bei den Heuschrecken auch eine populationsfördernde Auswirkung auf die benachbarte, unbehandelte Fläche hat.

Bei den Laufkäfern wurde eine Zielart extensiv bewirtschafteter Feuchtwiesen (*Amara lunicollis*) von Anfang an sowohl auf der Maßnahmenfläche, als auch in der Vergleichsfläche (z. T. als dominante Art) gefunden. Ebenfalls in beiden Flächen kommt der in Bayern „vom Aussterben bedrohte“ Laufkäfer *Agonum viridicupreum* als stenöker Vertreter von Sumpfgewässern, Nasswiesen und Gewässerufeln vor.

Eine Zunahme der Artenzahl feuchtigkeitsliebender Heuschrecken von zwei auf fünf in der Maßnahmenfläche geht auf die Einwanderung von *Metrioptera brachyptera*, *Chorthippus montanus* und *Tettigonia cantans* zurück. *Stethophyma grossum* und *Chorthippus dorsatus* waren bereits 1994 zu finden, konnten sich aber in den Folgejahren stärker ausbreiten.

1999 wurden auf der Maßnahmenfläche nur zwei feuchtigkeitsliebende Arten mehr als auf der unbehandelten Fläche nachgewiesen. Möglicherweise haben sich die Heuschreckenbestände auf der wiedervernässten Wiese so gut entwickelt, dass sie auch die benachbarte unbehandelte Vergleichsfläche besiedelten. Im Jahr 1994 wurde hier als einzige feuchtigkeitsliebende Art *Stethophyma grossum* gefunden, 1996 vereinzelt *Tetrix subulata*, die sonst nur in der Abtragsfläche vorkam.

Bemerkenswert ist das Auftreten der trockenheitsliebenden Art *Gryllus campestris*. Hier äußert sich ganz offenbar die Inhomogenität der Fläche im Bezug auf den Vernässungserfolg.

8.4 Bodenabtragsfläche im Stringelfeld

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Eine deutlich steigende Tendenz der Wasserstände konnte in der Bodenabtragsfläche ermittelt werden. Während in den ersten Jahren noch mittlere Wasserstände unter dem Abtragsniveau und nur kurze Phasen der Überstauung festgestellt wurden, war im Jahr 1999 die Fläche erstmals ständig wasserbedeckt (s. Abb. 13), was sicherlich auch auf den nassen Sommer zurückgeführt werden muss. Der Mittelwert der gesamten sechsjährigen Messperiode lag über dem Abtragsniveau.

Bei den chemischen Messungen wurden im Pegel der Bodenabtragsfläche bei allen Parametern deutlich niedrigere Werte ermittelt als in der untersuchten Wiesenfläche. Die pH-Werte schwanken im sauren Bereich zwischen ca. 4,5 und 5. Die gemessenen

Kalzium-Gehalte gingen von anfangs ca. 4 bis 5 mg/l zurück auf ca. 2 bis 3 mg/l. Bei der Leitfähigkeit wurden in den ersten beiden Jahren Werte um ca. 50 µS/cm, in den Folgejahren um zwischen 20 und 30 µS/cm ermittelt. Die tieferen Werte bei Kalzium und Leitfähigkeit fallen in die Jahre, in denen die Abtragsfläche fast kontinuierlich überstaut war, so dass nicht nur ein allmählicher Auswaschungs- sondern auch ein gewisser Verdünnungseffekt der Bodenwasserproben durch Regenwasser anzunehmen ist.

Vegetation

Die Bodenabtragsfläche wurde in Teilflächen mit unterschiedlichen Pflanzenarten bzw. mit Bunkerde beimpft. Hier wurden je nach Variante unterschiedliche Renaturierungserfolge erzielt. Die mit *Carex rostrata*-Setzlingen bepflanzte Teilfläche zeigte dabei eine sehr rasche Ausbreitung dieser Art. Die Pflanzen wurden in einem Teil der Abtragsfläche im Abstand von ca. 40 cm gesetzt, in der übrigen Fläche wurden verstreut einzelne Exemplare eingebracht. Mittlerweile ist fast die gesamte Abtragsfläche von der Schnabelsegge besiedelt (s. Abb. 14), die sich durch ihre Verbreitungsstrategie über lange Ausläufer auszeichnet. Große Teile der Fläche liegen nicht mehr offen, und eine Besiedlung mit empfindlicheren Pflanzen wird erleichtert. Im Schutz der Pionierpflanzen können z. B. Torfmoose ein zeitweiliges Trockenfallen der Fläche leichter überdauern, höhere Pflanzen finden bessere Keimbedingungen vor als auf offenem Torfboden.

Das Aufbringen von Bunkerde brachte eine schnelle Etablierung hochmoortypischer Arten (wie z. B. *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba*) in diesem Areal. Zwar fanden diese Arten nicht die geeigneten Standortbedingungen für eine weitere Ausbreitung, dennoch konnten sie sich bislang noch gegen die sich stark ausbreitende Schnabelsegge behaupten. In anderen Teilen der Fläche, in denen Wollgrassamen angesät wurden, haben sich einige Wollgrashorste entwickelt, die aber auch durch Anflug von den mit der Bunkerde eingebrachten Pflanzen stammen könnten. Als weitere Impfvariante wurden auch Torfmoosteilchen (v. a. *Sphagnum cuspidatum*) aufgebracht, die inzwischen annähernd geeignete Wachstumsbedingungen vorfinden.

Fauna

1999 wurden in den Randbereichen der Abtragsfläche von insgesamt neun Laufkäferarten fünf feuchtigkeitsliebende gefunden. In einigen Untersuchungsjahren, in denen die Abtragsfläche des Stringelfeldes zum Zeitpunkt der Untersuchungen nicht wasserbedeckt war, konnten nichtaquatische Artengruppen nicht nur entlang der Randbereiche sondern auch innerhalb der Fläche untersucht werden. Dies war in den Jahren 1994 und 1996 der Fall, in denen dort jeweils zwölf Laufkäferarten erfasst wurden, darunter 1996 vier Zielarten gegenüber nur einer im Jahr 1994.

Ebenfalls verhältnismäßig artenreich ist die in den Randbereichen der Abtragsfläche untersuchte Heuschrecken-Fauna. Das Artenspektrum, mit sowohl feuchtigkeits-, als auch trockenheitsliebenden Arten, ist Ausdruck der Vielfalt an unterschiedlichen Kleinstandorten in diesem „Uferbereich“.

Die Bedeutung für die untersuchten Wasserwirbellosen hängt wohl stark von der jeweiligen Wasserführung in der Fläche ab. So weist die Fläche 1999 eine artenreiche Besiedelung mit Libellen, Wasserkäfern und -wanzen auf, unter denen sich bei den Libellen und Wasserkäfern mit insgesamt elf auch eine hohe Anzahl von „gefährdeten“, moortypischen Arten befindet.

8.5 Kiefernforst

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Im Kiefernforst liegen die renaturierten Flächen noch weitgehend auf dem relativ wenig geneigten ehemaligen Hochmoorschild, so dass es leichter als in den Randbereichen gelang, die Entwässerungswirkung der Drainagen weitgehend rückgängig zu machen. Die Ergebnisse der Pegelstandsmessungen ergaben im Mittel um 10-20 cm oberflächennähere Wasserstände in den wiedervernässten Flächen als in der Vergleichsfläche. Als Maxima wurden Werte zwischen 6 cm unter Flur in der Vergleichsfläche und 4 cm über Flur in der Windwurffläche gemessen.

Die Minima der renaturierten Flächen liegen in den Jahren 1995 bis 1999 je nach Variante um 6 bis 29 cm höher als in der Vergleichsfläche. Die größte Differenz zwischen Vergleichsfläche (Minimum bei 51 cm unter Flur) und einer renaturierten Variante trat dabei nicht wie zu erwarten etwa im Vergleich zur Kahlhiebsfläche (45 cm unter Flur) auf, sondern im Vergleich zur nur durchforsteten Renaturierungsfläche (22 cm unter Flur).

Rückschlüsse auf eine eventuell unterschiedliche Auswirkung der jeweiligen forstlichen Maßnahme (Grad der Auflichtung) auf den Wasserhaushalt lassen sich aus diesen Ergebnissen nicht absichern, da die Zahl der Dauerbeobachtungsflächen pro Variante offensichtlich zu gering war. Dies wurde im Rahmen der Neukonzeption der Dauerbeobachtung korrigiert. Aus dem oben aufgeführten Vergleich kann also nicht sicher abgeleitet werden, dass die Variante der forstlichen Maßnahme das ausschlaggebende Kriterium für die geringere Ausprägung der Wasserstandsminima gegenüber den weiteren Varianten war. Vielmehr können andere, u.U. auch kleinräumig wirksame Faktoren (wie beispielsweise die Nähe zur Drainage oder das Relief) den Effekt der unterschiedlichen Bestockung auf den Wasserhaushalt überlagern. Auch eine Anzahl weiterer Pegel, die in den jeweiligen Flächen gesetzt worden war, konnte nicht für den Variantenvergleich herangezogen werden, da hier meist eine zusätzliche Fragestellung

(beispielsweise „Transekt an durchtrennter Drainage“ oder Kleinstrukturen wie Fahrspuren) die kleinräumige Lage des Pegels bestimmte.

Die Ergebnisse der Pegelwasseruntersuchungen lassen nur schwache Trends erkennen. Allgemein konnten bereits zu Beginn der Messungen relativ saure und ionenarme Standortsbedingungen nachgewiesen werden.

So liegen die im Kiefernforst ermittelten pH-Werte zwischen ca. 3,5 und 4,5 und damit im für Hoch- bzw. saure Übergangsmoore typischen Bereich. Auch hier unterscheiden sich die Maßnahmenvarianten wenig voneinander. Bei allen Varianten einschließlich der Vergleichsfläche wurden 1994 Werte um ca. pH 4 gemessen. 1999 lagen die Werte - mit Ausnahme der Kahlhiebsfläche - etwas näher bei pH 3,5. In den Jahren dazwischen gab es nur wenige Abweichungen von diesem Bereich.

Vergleicht man die Ergebnisse der Leitfähigkeits- und Kalzium-Messungen im Kiefernforst mit jenen der benachbarten Vegetationseinheiten, so lagen sie zwischen den Werten der extensiv genutzten Wiese und des entwässerten, relativ naturnahen Hochmoorkerns. Beim Kalzium wurden Werte meist zwischen ca. 2 und 4 mg/l ermittelt. Die Leitfähigkeitsergebnisse liegen fast ausnahmslos unter 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit den niedrigsten Messwerten (zwischen ca. 40 und 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$) in der Variante „Windwurf“ und den höchsten bei der Kahlhiebs- und der Vergleichsfläche (ca. 60 bis 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Variante „Schirmstellung“ ergab relativ konstante Werte um 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Vegetation

In der durchforsteten Renaturierungsfläche des Kiefernforsts (s. Abb. 15) wurde die Deckung der Baumschicht von ca. 70% auf 50 bis 60% vermindert. Durch Windwurf und abnehmende Vitalität (Rückgang der Benadelung) ist die Deckung der Baumschicht mittlerweile auf 35% zurückgegangen. Dementsprechend konnte sich die Krautschicht entwickeln. Seit 1994 hat sich deren Gesamtdeckung um ca. 25 % erhöht. Dabei ist besonders die Ausbreitung des Pfeifengrases auffällig. Aber auch Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und Preiselbeere (*V. vitis idaea*) konnten die geänderten Standortverhältnisse nutzen und ihre Deckungsgrade erhöhen. Änderungen im Artenspektrum oder bezüglich der Artmächtigkeiten, die auf feuchtere Standortverhältnisse schließen lassen, konnten bis 1999 innerhalb der Aufnahmefläche der durchforsteten Variante noch nicht festgestellt werden.

Auch in der noch stärker aufgelichteten Fläche (sog. Schirmstellung, mit einer verbliebenen Deckung der Baumschicht von 5%) hemmt offensichtlich die Dominanz des Pfeifengrases sehr stark die Ausbreitung anderer Arten. So konnte bei keiner weiteren Art der höheren Pflanzen eine Zunahme registriert werden.

Das von Beginn an vorhandene Torfmoos *Sphagnum capillifolium* var. *capillifolium* konnte sich jedoch bis 1999 weiter ausbreiten.

Ähnlich wie in den durchforsteten Flächen entwickelte sich die Vegetation auf der Kahlhiebsfläche bzw. auf der Windwurffläche. Neben der Zunahme des Pfeifengrases konnten auch die Zwergsträucher etwas an Bedeutung gewinnen. Innerhalb der Moose waren hier schon zu Beginn der Dauerbeobachtung hochmoortypische Arten vorhanden. Bemerkenswert ist jedoch, dass sich hier auch Bultmoose (z. B. *Sphagnum magellanicum*, *Polytrichum strictum*) etablieren konnten.

Eine Wiederbewaldung der Kahlhiebsflächen im Kiefernforst ist bislang vermutlich ebenfalls durch die Dominanz des Pfeifengrases verhindert worden. Auf einer Teilfläche wurde versucht, der Spirke (*Pinus mugo rotundata*) durch eine Anpflanzung (Ballenware aus autochtonem Samen, vgl. Kap. 6) einen Startvorteil gegenüber unerwünschteren Baumarten zu geben. Die Versuchsfläche wurde ab 1997 in die Untersuchungen einbezogen. Die Pflanzen entwickeln sich nach anfänglichen Startschwierigkeiten inzwischen gut. Wildverbiss konnte durch Schutzbehandlung eingedämmt werden. In der Monitoringfläche ist bislang ein Ausfall von ca. zehn Prozent dokumentiert.

Allgemein zeigen sich auch im Kiefernforst die Auswirkungen der Wiedervernässungsmaßnahmen am deutlichsten an den Sackungsmulden der (jetzt unwirksamen) Drainagen. Vor allem an diesen Stellen macht sich die erreichte Anhebung des Wasserstands zunehmend auch in einer Veränderung der Vegetation bemerkbar. So konnte sich hier vereinzelt das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) ansiedeln (s. Abb. 16). Mit *Sphagnum capillifolium* var. *capillifolium*, *Sphagnum squarrosum* sowie *Aulacomnium palustre* sind innerhalb der Monitoringflächen drei für Hochmoore typische Moosarten neu hinzugekommen.

Fauna

Die untersuchten Flächen im (ehemaligen) Kiefernforst sind inzwischen von einer zwar artenarmen, jedoch auf den Maßnahmenflächen stark von Sumpfund Moorarten dominierten Laufkäfer-Gesellschaft besiedelt. Auf allen renaturierten Flächen ist inzwischen die „vom Aussterben bedrohte“ Moorart *Agonum ericeti* zu finden.

Bei den Heuschrecken war von 1994 bis 1999 eine Verdopplung der Artenzahl auf den nun nicht mehr bewaldeten früheren Forstflächen (Kahlhieb und Windwurf) zu verzeichnen, mit vor allem bis 1996 zunehmenden Individuenzahlen. Vier bereits 1994 gefundene Arten hatten vermutlich gleich nach den forstlichen Eingriffen von den benachbarten Flächen (v. a. Stringelfeld) aus die neugeschaffenen offenen Habitats und in der Folge (Nachweis ab 1996) auch die nur aufgelichteten Bereiche besiedelt. Vier der

insgesamt zehn 1999 in den renaturierten Flächen erfassten Arten bevorzugten überwiegend feuchte Lebensräume und sind als „gefährdet“ eingestuft. Es sind dies ausschließlich Arten, die auf dem angrenzenden Stringelfeld bzw. dessen Abtragsfläche ebenfalls vorkommen (*Metrioptera brachyptera*, *Chorthippus montanus*, *Stethophyma grossum* und *Conocephalus dorsalis*). Auch zwei trockenheitsliebende Arten wurden hier nachgewiesen, die sonst nur noch in der benachbarten Moorheide (*Omocestus ventralis*) bzw. im ehemaligen Fichtenforst (*Omocestus ventralis* und *Chorthippus brunneus*) vorkamen.

Bei den Wasserkäfern hat sich seit 1996 bzw. 1999 eine relativ artenreiche Gemeinschaft eingestellt, zu der über 40% moortypische Arten gehören. Im Gegensatz dazu sind die Flächen als Fortpflanzungs-Habitat für Libellen kaum von Bedeutung. Ähnlich sind die Ergebnisse bei den Wasserwanzen. Es wurden hier nur wenige Arten, darunter keine moortypischen, nachgewiesen. Hier wirkt sich sicherlich das noch zu häufige Austrocknen der Kleingewässer sowie deren z.T. starke Veralgung negativ auf die Besiedelung der Flächen mit Wasserwirbellosen aus.

8.6 Fichtenforst

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Im Fichtenforst Teilfläche II, am Rand des Höfner Filzes gelegen, waren die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiedervernässung aufgrund des stärker geneigten Reliefs weniger günstig als die innerhalb des Breitfilzes zentraler gelegenen Flächen Kiefernforst, Moorheide oder Setzberger Feld. So führten die Maßnahmen zwar kleinräumig zu oberflächennahen Wasserständen, jedoch nicht zu einer flächendeckenden Wiedervernässung. Die Teilfläche I im Breitfilz besitzt ebenfalls eine Randlage (als schmaler Fichtenstreifen zwischen Kiefernforst und Stringelfeld), so dass für sie Ähnliches gilt.

Trotz der relativ ungünstigen Ausgangsbedingungen zeigen die Wiedervernässungsmaßnahmen insbesondere in den flacheren Bereichen dennoch Erfolg. So wurden in der unbehandelten Vergleichsfläche ab 1995 die größten Schwankungsamplituden mit den weitaus tiefsten Wasserständen (bis 77 cm unter Flur), einem Höchststand bei 11 cm unter Flur und einem Mittelwert bei ca. 37 cm ermittelt. In Teilen der wiedervernässten Kahlhiebsfläche (innerhalb der Torfwälle) hingegen wurden häufige Überstauungen von 10 cm (manchmal bis 20 cm) über Flur erreicht, die Minima betragen hier ab 1995 ca. 40 cm unter Flur.

Wie auch im Kiefernforst können eventuell ermittelte Unterschiede bei den Wasserständen und den wasserchemischen Parametern der Messpegel nicht sicher auf die verschiedenen forstlichen Maßnahmen zurückgeführt werden. Vielmehr zeigt sich die Lage des Pegels innerhalb der Fläche als maßgeblich. Der Effekt eines unterschiedlich hohen Wasserverlusts durch Evapo-Transpiration innerhalb der verschiedenen aufgelichteten Flächen konnte in den bisherigen Er-

hebungs Jahren aufgrund der vielfältigen weiteren Einflussfaktoren nicht herausgefiltert werden. So liegen z.B. die in der nur durchforsteten Fläche gemessenen Pegelstände zwischen denen der Kahlhiebsfläche und der am stärksten aufgelichteten Fläche („Schirmstellung“).

Die pH-Messwerte lagen zu Beginn der Erhebungen in fast allen Pegeln bei ca. pH 5, was nach POSCHLOD (1990) gerade noch saure bzw. im Alpenvorland bereits „basenreiche“ Übergangsmoorstandorte charakterisiert. Nur bei der Monitoringfläche (Kahlhieb mit Stockrodung), die dem ehemaligen Kerngebiet des Höfner Filzes am nächsten gelegenen ist, wurden bereits 1994 hochmoortypische Werte unter 4,5 gemessen. Bis zum Jahr 1999 sanken hier die Ergebnisse noch etwas auf Werte um pH 4. In der nasserem, etwas tiefer gelegenen Kahlhiebsfläche ohne Stockrodung lagen die Ergebnisse in den letzten Erhebungsjahren ähnlich wie zu Messbeginn zwischen pH 4,5 und 5. In der Variante „Schirmstellung“ war ebenfalls keine deutliche Tendenz zu erkennen. Die Werte lagen in den letzten drei Messjahren ähnlich wie zu Beginn um pH 5. In der Vergleichsfläche hingegen lagen die Ergebnisse bei ca. pH 5 bis 5,5.

Die Kalzium-Gehalte der Pegelwasserproben im Fichtenforst verhalten sich in ihrer Tendenz ähnlich den pH-Werten. Ein relativ deutlicher Trend ist in der Kahlhiebsfläche (Teilfläche I) im Breitfilz zu erkennen. Die hier ermittelten, anfangs noch basenreichen Übergangsmooren zuzuordnenden Kalzium-Gehalte um 12 mg/l tendieren zum Ende der Erhebungen mit ca. 5 mg/l allmählich hin zu charakteristischen Werten saurer Übergangsmoore im Alpenvorland (nach POSCHLOD, 1990). Wie bei den pH-Werten wurden auch beim Kalzium-Gehalt die niedrigsten Werte (zwischen ca. 10 und 4 mg/l, mit leicht sinkender Tendenz) in der Fläche Kahlhieb mit Stockrodung ermittelt und die höchsten Werte in der Vergleichsfläche (meist zwischen 15 und ca. 20 mg/l).

Auch bei den Leitfähigkeitsmessungen traten die höchsten Werte in der Vergleichsfläche auf. Mit Gehalten zwischen ca. 60 und 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ weisen sie zudem die größten Schwankungen auf. In den Maßnahmenflächen liegen alle Messwerte zwischen ca. 40 und 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Werte unter 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wie sie beispielsweise im Rossefilz und auch in der nachfolgend beschriebenen Einheit „Moorheide“ erfasst wurden, konnten allerdings nur in o.g. Fläche mit Stockrodung gemessen werden, die auch bei pH-Wert und Ca-Gehalt hochmoortypischen Werten am nächsten kam. Anders als beim pH-Wert ist jedoch bei der Variante „Schirmstellung“ eine leicht sinkende Tendenz zu erkennen.

Vegetation

Im Gegensatz zu den lichterem Kiefernforsten, in denen zu Beginn der Maßnahmen im Unterwuchs schon einige Arten (insbes. Pfeifengras) den Boden

bedeckten, erfolgte in den Fichtenforsten nahezu eine „Neubesiedelung“ durch höhere Pflanzen. Auffallendster Effekt ist daher die sehr starke Zunahme der Gesamtdeckung bei den höheren Pflanzen insbesondere auf den Kahlhiebsflächen.

Von entscheidender Bedeutung für die Vegetation war hier zunächst die Veränderung des Faktors „Licht“. Entsprechend der Stärke der Durchforstung steigt die errechnete mittlere Lichtzahl von 5,0 (Kontrollfläche) bis auf 6,8 (Variante: Kahlhieb mit Stockrodung, vgl. Abb. 17). Auch erhöhte mittlere Feuchtezahlen sind ab 1995 zu verzeichnen. Dies würde darauf hinweisen, dass durch das Entfernen der Fichten und die Wiedervernässungsmaßnahmen den sich neu ansiedelnden Pflanzen auch mehr Wasser zur Verfügung steht. Anhand der Wasserstände wird dieser Effekt jedoch nicht überall deutlich. Gegenüber der Kontrollfläche ebenfalls höhere mittlere Nährstoffzahlen dieser Fläche weisen auf ein höheres Nährstoffangebot im Nachgang der Durchführung der forstlichen Maßnahmen hin. Ursache hierfür dürfte der höhere Stoffumsatz im Moorkörper sein, ausgelöst durch die mechanischen Verletzungen der Oberfläche sowie die stärkere Besonnung. Besonders ausgeprägt ist diese Entwicklung in den Kahlhiebsflächen.

Auch bezogen auf die Moosflora setzten sich im Vergleich zur Kontrollfläche Arten durch, die sonnenexponierte Standorte bevorzugen. Die ökologischen Ansprüche der vorgefundenen Arten variieren noch sehr stark, was darauf hindeutet, dass sich noch keine stabile Pflanzengemeinschaft etabliert hat. Als Erfolg der Renaturierungsmaßnahme kann jedoch sicherlich der Nachweis (erstmalig 1999) von zwei Torfmoosarten in den beiden Monitoringflächen des Fichtenkahlhiebs gewertet werden (*Sphagnum cuspidatum* im nassen Hangfußbereich, *Sphagnum capillifolium* var. *capillifolium* im höhergelegenen Bereich mit Stockrodung).

Vergleicht man die verschiedenen Maßnahmenvarianten, so wird deutlich, dass sich die Entwicklungen in den Kahlhiebsflächen sehr viel schneller vollziehen, als in den durchforsteten Flächen. Die anfängliche Dominanz von Nährstoffzeigern scheint schon wieder abzunehmen (zurückgehende mittlere Nährstoffzahlen). Die starke Reliefierung, die durch die Anlage der Torfwälle und die Wurzelentfernung geschaffen wurde, ist in diesem Zusammenhang nur zum Teil positiv zu werten. Durch die örtliche Entstehung sehr nasser Kleinstrukturen wurden erste „Ankerpunkte“ für bestimmte Hochmoorarten (Torfmoose und Sauergräser) geschaffen, von denen aus sie sich u. U. künftig weiter ausbreiten können. Nachteilig zu sehen ist dagegen, dass vor allem durch die Überhöhung der ursprünglichen Oberfläche (Torfwälle) große Mengen an Torfsubstrat durchlüftet wurden, die nun stärker mineralisieren, was hochmooruntypische, nährstoffliebende Pflanzen in ihrer Entwicklung begünstigt.

Da die Flächen noch sehr stark in Entwicklung begriffen sind, können insgesamt aber noch keine zuverlässigen Zukunftsprognosen abgeleitet werden. Es bleibt abzuwarten, ob mit zeitlichem Verzug nicht auch in den Durchforstungsflächen, in denen sich bislang noch keine Entwicklungen in Richtung Hochmoor abzeichnen, langfristig hochmoortypische Arten einwandern werden.

Die rasche und teilweise starke Naturverjüngung (vgl. Abb. 18) durch den Aufwuchs von Fichten und Birken (*Betula pubescens* und *pendula*) in der Kahlhiebs- und der ehemaligen Schirmstellungsfläche (inzwischen ebenfalls durch Windwurf weitgehend baumfrei) zeigt den nicht ausreichenden Vernässungserfolg der Fläche an. Die Flächen des Fichtenforst wurden ebenso wie die intensiv genutzte Wiese gezielt in die Projektkonzeption einbezogen, um anhand dieser wenig aussichtsreichen Flächen auch die Grenzen erfolgreicher Renaturierungsbestrebungen zu dokumentieren. Jedoch sind in den flacheren Bereichen auch größere Teilflächen noch frei von Naturverjüngung. Hier konnte sich eine dichte Hochstaudenflur etablieren, die das Aufkommen von Baumarten bislang verhindert (vgl. Abb. 19).

Fauna

Untersucht wurden im Fichtenforst die Vergleichsfläche sowie die wiedervernässten Varianten Kahlhieb mit Torfwällen (und teilweise Stockrodung) im Höfner Filz und die Kahlhiebsfläche im Breitfilz (Fichtenforst, Teilfläche I).

Die Maßnahmen stellten einen gravierenden Einschnitt in die Lebensraumstruktur dar, dementsprechend stark haben sich die Artengemeinschaften auf den Renaturierungsflächen verändert. Die inzwischen sehr artenreiche Laufkäfer-Zönose setzt sich aus Arten zusammen, die unterschiedlichste Habitate bevorzugen. Dominante Art ist in den renaturierten Flächen 1999 die „vom Aussterben bedrohte“ Moorart *Agonum ericeti*. Ähnlich wie bei den Laufkäfern hat sich die Artenzahl bei den Heuschrecken stark erhöht. Das Artenspektrum zeigt ebenfalls die stark wechselnden Standortbedingungen zwischen trocken und feucht an, so dass insgesamt die meisten der im Gesamtgebiet vorkommenden Arten auch in diesen Kahlhiebsflächen vorkommen. Dominante Arten der Kahlhiebsfläche im Breitfilz sind 1999 die eurytopen Heuschrecken *Chorthippus biguttulus* und *Chorthippus parallelus*. Das Spektrum der vier gefährdeten Heuschrecken (1999) zeigt, wie bei den Laufkäfern, die großen Unterschiede in den Standortbedingungen. *Gryllus campestris* und *Omocestus ventralis* zählen zu den trockenwarme Lebensräume bevorzugenden Arten, während *Chorthippus montanus* und *Gryllotalpa gryllotalpa* Feuchtezeiger sind.

Bei den Wasserwirbellosen hat diese Fläche eine beachtliche Bedeutung für moortypische Wasserkäfer erlangt, während sie für Libellen und Wasserwanzen nahezu bedeutungslos ist.

Insgesamt hat sich die Kahlhiebsfläche im Fichtenforst aufgrund des geschaffenen Strukturreichtums zu einem sehr artenreichen Lebensraum entwickelt. Moortypische Arten kommen jedoch nur unter den Lauf- und Wasserkäfern vor. Aufgrund der raschen Sukzessionsabläufe, der raschen Gehölzentwicklung, der Veralgung der Kleingewässer und der Wiederbegrünung offener Torfstandorte ist jedoch möglicherweise mit einem Rückgang der Artenvielfalt zu rechnen.

8.7 Hochmoorheide

Wasser- und Nährstoffhaushalt

Im vorentwässerten, aber ungenutzten Kernbereich des Breitfilzes verursachte der Einstau der Schlitzgräben über eine Fläche von vier Hektar eine Anhebung der dort gemessenen mittleren Wasserstände um ca. 20 cm gegenüber der Vergleichsfläche und auch gegenüber den im Jahr 1992 (vor den Maßnahmen) gemessenen Mittelwerten dreier Pegel, die in den später vernässten Bereichen liegen. Auch die Minima und Maxima der Wasserstände lagen in den vernässten Flächen ab 1995 um ca. 10 bis 20 cm höher als in der Vergleichsfläche.

Ein höherer Wasserspiegel in der baumbestandenen gegenüber der baumfreien Maßnahmenfläche ist vermutlich auf die Lage des Pegels innerhalb der Flächen zurückzuführen. Auch vor den Maßnahmen waren in den baumbestandenen Bereichen bereits höhere Pegelstände gemessen worden.

Alle Ergebnisse der chemischen Pegelwasseruntersuchungen in Vergleichs- und Maßnahmenflächen zeigten hochmoortypische Standortbedingungen mit allenfalls geringfügig sinkenden Tendenzen an. So lagen die ermittelten pH-Werte aller Flächen zwischen pH 3,7 und 4,2. Die Kalzium-Gehalte bewegten sich im Bereich zwischen ca. 0,5 und 2 mg/l. Die meisten Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit lagen zwischen ca. 30 und 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Vegetation

Schon vor den Renaturierungsmaßnahmen kam in der Moorheide das gesamte für Hochmoorstandorte typische Artenspektrum vor. Durch die Anhebung des Wasserspiegels konnte jedoch die fortschreitende Verheidung der Fläche aufgehalten werden. Die vor den Maßnahmen beobachtete Artenverschiebung hin zu den eher trockenheitsresistenten Halbsträuchern und anderen sogenannten Bultarten konnte sogar umgekehrt werden. Typische Schlenkenmoose konnten sich wieder ausbreiten.

Das Zurückdrängen der Verheidung lässt sich anhand von Luftbilddaufnahmen anschaulich dokumentieren, da beispielsweise die Arten Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) und Besenheide (*Calluna vulgaris*) gut in den Luftbildern erkennbar sind. Abbildung 20 zeigt Luftbilddauswertungen der Jahre 1994, 1996 und 1999 eines Ausschnitts des offenen, vernässten Bereichs der Moorheide.

Fauna

Der Erfolg der Wiedervernässungs-Maßnahmen ist je nach untersuchter Artengruppe unterschiedlich zu bewerten. Bei den Laufkäfern ist die Charakterart der Hochmoore, *Agonum ericeti*, auf der renaturierten Fläche inzwischen stärker verbreitet. Zudem ist der Anteil feuchtigkeitsliebender Begleitarten auf der Vernässungsfläche höher als in der Vergleichsfläche, was den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen in der Moorheide anhand der Laufkäfer dokumentiert. Ähnlich positiv ist das Ergebnis bei den Libellen. Hier konnten die moortypischen Arten als Larven (Bodenständigkeitsnachweis) nur in der Vernässungsfläche nachgewiesen werden. Für die moortypischen Arten der Wasserkäfer und -wanzen hat die renaturierte Fläche dagegen bisher nicht nennenswert an Bedeutung gewonnen.

Für die meisten untersuchten Artengruppen haben die renaturierten Bereiche der Moorheide bis 1999 bereits eine wesentlich höhere Bedeutung für die Charakterarten der Moore erlangt als die unbehandelten Flächen. Die gestörten Standortbedingungen auf den verheideten Flächen werden auch durch das Vorkommen verschiedener Heuschrecken-Arten angezeigt, deren Vorkommen bis 1999 auch noch bis in die wiedervernässten Bereiche beobachtet wurde.

9. Gesamtschau und Erfolgsaussichten der Standorts- und Maßnahmenvarianten

Im Rahmen des Renaturierungsprojektes in Moosetrach sollte dargestellt werden, welche Standortvoraussetzungen gegeben sein müssen, um erfolgreich Renaturierungsmaßnahmen durchzuführen und welche Maßnahmen jeweils am aussichtsreichsten sind. Gezielt einbezogen waren auch stark vom natürlichen Zustand ausgelenkte Standortverhältnisse, um auch die Grenzen erfolgreicher Renaturierung auszuloten.

Nach Ablauf der nur sechsjährigen Beobachtungsdauer ist eine Beantwortung der Fragestellungen nicht abschließend möglich. Der Variantenvergleich führte nicht in jedem Fall zu sicheren Trendaussagen. Andererseits waren die klimatischen Rahmenbedingungen für eine Moorrenaturierung ab dem Jahr 1995 wegen ausgebliebener Sommertrockenheit überdurchschnittlich günstig. Es wurde deshalb ab 2001 eine Fortsetzung der Dauerbeobachtung mit aktualisiertem Monitoringkonzept initiiert. Im Kapitel 10 werden dessen Grundzüge kurz umrissen.

Generelle Aussagen zum Renaturierungserfolg in den verschiedenen Nutzungs- und Vegetationseinheiten können dennoch auch zum gegenwärtigen Zeitpunkt zusammenfassend getroffen werden.

9.1 Entwicklungen in den Standortseinheiten

Die Renaturierungsmaßnahmen auf der bereits vor den Maßnahmen extensiv genutzten Wiese können insgesamt als erfolgreich betrachtet werden. Der heu-

tige Zustand mit weitgehend oberflächennahen Wasserständen und der Ausbreitung von Torf- (vorwiegend Schlenken-)moosen deutet auf eine langfristige Entwicklung in Richtung Hochmoorvegetation und wachsendem Hochmoor hin. Die zuvor intensiv genutzte Wiese dagegen bot schlechtere Startbedingungen. Aufgrund der zum Teil erheblichen Neigung der Fläche konnte der Wasserstand in größeren Flächenarealen nicht wirksam angehoben werden. Dem gemäß ging zwar infolge der Aushagerung die Wüchsigkeit des Pflanzenbestandes erheblich zurück, eine Etablierung hoch- oder übergangsmoortypischer Pflanzen konnte jedoch vor allem in der von den erfolgreicher vernässten Renaturierungsflächen isolierten Teilfläche der Wiese nicht erreicht werden.

Innerhalb der Forstflächen wurden ebenfalls sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielt, die in erster Linie auf die Standortvoraussetzungen zurückzuführen sind. So musste die unterschiedliche Entwicklung der Maßnahmenflächen auf deren Lage innerhalb des Moorkomplexes und die damit verbundene Gelände- neigung zurückgeführt werden. In den relativ ebenen Flächen im Kiefernforst konnten beispielsweise bessere Ergebnisse erzielt werden als in den überwiegend stärker geneigten Fichtenforstflächen. Unterschiedliche Renaturierungsergebnisse innerhalb einer Standortseinheit, die eindeutig auf die Maßnahmenvarianten (also beispielsweise den Grad der Auflichtung) zurückzuführen sind, konnten unter den gegebenen Versuchsbedingungen nicht herausgearbeitet werden.

Die besten Voraussetzungen für die Renaturierung boten die im Zentrum des Breitfilz gelegenen Moorheideflächen. Hier konnte durch das Verschließen der Schlitzgräben bereits ein guter Renaturierungserfolg gelingen. Allerdings führte die zum Teil leicht beetartige Reliefierung der Fläche dazu, dass sich die Vernässung am stärksten entlang der angestauten Schlitzgräben auswirkt. Eine Vernässung der zum Teil höher liegenden Flächen zwischen den Gräben hätte nur durch wesentlich aufwändigere Anstau- maßnahmen im Verlauf der Schlitzgräben (stärkere Überhöhung des Torfeinbaus und deutliche Verbreiterung) erzielt werden können. In Bereichen mit geringerem Niveauunterschied zwischen grabennahen und grabenferneren Flächen konnte jedoch eine flächige Wiedervernässung erreicht werden, die sich auch in der Entwicklung der Vegetation abzeichnet.

9.2 Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen

Wiedervernässungsmaßnahmen

Die auf allen Maßnahmenflächen durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen zeigten, dass auch bei weit abgesenkten Wasserständen eine Wiedervernässung der Flächen gut möglich ist, sofern es sich um relativ ebene Lagen handelt. Bei stärkeren Neigungsverhältnissen ist es dagegen schwierig, das Wasser in der Fläche zu halten. Versuche, oberflächlich abfließendes Wasser mit Torfwällen anzustauen

sind zwar teilweise geglückt, eine starke Mineralisation des durch diese Maßnahme durchlüfteten Torfes und damit eine Nährstofffreisetzung über lange Zeit führten aber kleinräumig nicht zu den angestrebten Standortverhältnissen und Vegetationsbeständen. Für die Fauna bot der Strukturreichtum der Flächen jedoch die Voraussetzung für die Entwicklung einer deutlich größeren Artenvielfalt als in den homogenen Flächen.

Waldbauliche Maßnahmen

Bezüglich des Einflusses waldbaulich unterschiedlicher Maßnahmen (Intensität der Auflichtung) auf den Vernässungserfolg konnten im Rahmen der bisherigen Dauerbeobachtung keine eindeutigen Ergebnisse abgeleitet werden (vgl. auch ZOLLNER & CRONAUER 1997). Andere Faktoren, wie z.B. die Lage im Gelände erwiesen sich als wesentlich wichtigere Faktoren. Dagegen zeigte sich bezogen auf die Vegetation und die Fauna, dass sich die Kahlhiebsflächen sehr viel schneller entwickelt haben als die unterschiedlich stark aufgelichteten Flächen. Die Kahlhiebsmaßnahme bewirkte insbesondere ein plötzlich verfügbares hohes Nährstoffangebot (höherer Nährstoffumsatz aufgrund von mechanischen Verletzungen der Oberfläche und stärkerer Besonnung). Auch ließen höhere Zeigerwerte bei den krautigen Pflanzen vermuten, dass durch die vollständige Entfernung der Gehölze mehr Wasser zur Verfügung stand, als in den weniger aufgelichteten Flächen, auch wenn sich das in den ermittelten Pegelständen nicht eindeutig widerspiegelt.

Die Wurzeltellerentfernung, eine sehr aufwändige Maßnahme, ist ähnlich wie die Errichtung von Torfwällen nur teilweise als positiv zu werten. Durch diese Maßnahme werden einerseits stellenweise nassere, teilweise offene Standorte und damit erste Ankerpunkte für hochmoortypische Arten geschaffen, andererseits werden durch die Maßnahmendurchführung und die daraus resultierende Relieferung Mineralisierungsprozesse in Gang gesetzt, die zu einem erhöhten Nährstoffangebot führen. Es wird daher als sinnvoll erachtet, vor einer Wiedervernässung von Waldflächen die Bestockung zu entfernen, dabei aber die Wurzelstöcke zu belassen.

Um gezielt Spirkenbestände zu etablieren, können diese durch Pflanzung in einer Fläche etabliert werden. Versuche mit der Anzucht von autochthonem Pflanzmaterial sowie der Auspflanzung ins Freiland haben bislang gute Ergebnisse geliefert. Im Rahmen der Beobachtung von 1997-1999 wurden 10% Ausfall dokumentiert. Je nach Wildbestand müssen die Pflanzen jedoch ggf. in den ersten Jahren gegen Wildverbiss geschützt werden. Bei der Anzucht sollte bezüglich der Nährstoffversorgung berücksichtigt werden, dass die Pflanzen anschließend auf sehr magere Standorte ausgebracht werden.

Oberbodenabtrag auf Teilflächen

Die ständig überstaute Fläche innerhalb des bereits zu Projektbeginn extensiv genutzten Setzberger Fel-

des zeigte anfangs nur eine langsame, später dynamischere Besiedlung auch mit hochmoortypischen Pflanzenarten, ausgehend von den Randbereichen der Abtragsfläche. Durch die Entfernung der Vegetationsdecke verbunden mit den infolge des Bodenabtrags höheren Wasserständen finden hochmoortypische Arten bei entsprechender Nährstoff- und Basenarmut bessere Chancen zur Etablierung. Somit kann eine solche Fläche als Artenpool für die umliegenden zu renaturierenden Fläche fungieren. Um die Ausbreitung vor allem der gegen Wellenschlag empfindlichen Torfmoose zu beschleunigen, müsste jedoch die noch weitgehend offene Wasserfläche mittels einzubringenden Materials wie z.B. Reisig stärker untergliedert werden (PFADENHAUER 1999).

Da die Schaffung von Bodenabtragsflächen mit einem umfangreichen Eingriff in den Moorkörper verbunden ist und gleichzeitig hohe Kosten verursacht, sollte sich ein Bodenabtrag nur auf ausgesuchte Situationen und auf Teilflächen beschränken, wenn z.B. wie im vorliegenden Fall zum Verfüllen von Gräben Torfmaterial benötigt wird. Auch auf dem vor den Maßnahmen intensiv genutzten Stringelfeld konnte jedoch durch den Bodenabtrag, also durch die Entnahme der durch Düngung und Mineralisation am stärksten beeinflussten oberen Schicht, schneller ein Standort geschaffen werden, der zumindest für Übergangsstadien zur Hochmoorvegetation geeignet sein könnte.

Impfmaßnahmen auf den Bodenabtragsflächen

Die verschiedenen Impfmaßnahmen haben einmal mehr gezeigt, dass eine Impfung mit bestimmten Zielarten nur dann erfolgreich sein kann, wenn auch die entsprechenden Standortbedingungen vorliegen bzw. geschaffen werden konnten. Die Impfung mit Bunkerde in der Abtragsfläche der Intensiv-Wiese beispielsweise war zwar insofern erfolgreich, als hochmoortypische Arten (wie z.B. *Eriophorum vaginatum* und *Rhynchospora alba*) relativ rasch angesiedelt werden konnten, inzwischen wurde jedoch die an den Standort besser angepasste Schnabelsegge (*Carex rostrata*) auf der Fläche dominant. Die Impfung der keimungsfeindlichen offenen Torffläche mit den über Ausläufer sehr ausbreitungsstarken Ablegern dieser Segge sorgte für eine lockere Bodenbedeckung der Fläche innerhalb weniger Jahre. Dadurch fanden die ebenfalls eingebrachten Torfmoose Schutz und Gerüststrukturen für ihre Etablierung vor (vgl. SLIVA 1997, PFADENHAUER 1999). Generell ist damit auf der Abtragsfläche der Intensivwiese die Renaturierung über ein Übergangsmoorstadium als zielführend einzuschätzen.

Mahd zur Aushagerung der landwirtschaftlich genutzten Flächen

Die Dauerbeobachtung auf den ein- bis (anfangs teilweise) zweimal im Jahr gemähten Flächen hat gezeigt, dass auf den sauren Hoch- und Übergangsmoorflächen eine Aushagerung bereits mit einer relativ extensiven Mahd erreicht werden kann. Eine schnellere Aushagerung bei noch nährstoffreicheren

(vorher intensiv genutzten) Standorten wäre zwar durch eine zumindest anfänglich häufigere Mahd zu erreichen. Dies ist jedoch nur dann zu empfehlen, wenn keine schützenswerten Arten vorhanden sind, die eine häufigere Mahd nicht vertragen.

Im Fall der zuvor schon extensiv genutzten und nährstoffarmen Wiese wurde durch die nur einschürige Mahd bereits eine so starke Aushagerung erzielt, dass in Verbindung mit den hohen Wasserständen eine Standortssituation entstand, die die derzeitige Bewirtschaftung (mit Nutzung des Mähguts zur Einstreu) in zunehmenden Flächenanteilen nicht mehr erlaubt. Nachdem die Aushagerung als ein Grund für die Mahd inzwischen entfällt, und ein weiteres Befahren auch zur Schonung der sich etablierenden Torfmoosdecke vermieden werden sollte, muss für die Zukunft ein Management der Flächen überlegt werden, das einer eventuellen Verbuschung (beispielsweise durch geeignete, schonendere Pflegemaßnahmen) entgegenwirken kann.

10. Ausblick/Fortführung der Erfolgskontrolle

Basierend auf den bisherigen Erfahrungen im Projekt und in Anpassung an den aktuellen Erkenntnisstand zur Erfolgskontrolle wurde ab dem Jahr 2001 mit finanzieller Unterstützung der Stiftung für Bildung und Behindertenförderung GmbH Stuttgart ein neues Konzept zur weiteren ökologischen Dauerbeobachtung der Renaturierungsflächen im Breitfilz entwickelt. Dies geschah im Rahmen eines Kooperationsprojektes mit dem Zentrum für Umwelt und Kultur Benediktbeuern sowie dem Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München-Weihenstephan.

Das bisherige Monitoringkonzept wurde im Bereich der Vegetationserfassung methodisch erweitert und um die Themenbereiche der Produktivitätsuntersuchungen und der systematischen Auswertung der Fernerkundungsdaten ergänzt. Diese zweite Phase der Erfolgskontrolle soll über einen vergleichbaren Zeitraum wie die erste Phase durchgeführt werden.

Folgende Ziele stehen für diese Phase im Vordergrund:

- Sichere Identifikation auch der schleichenden, langsamen Vegetationsveränderungen als Indikatoren von Standortveränderungen mittels genauere Erhebungsmethodik nach LONDO, 1975 (in 2x2 m Plots, alle 2 Jahre),
- Erfassung der Produktivitätsentwicklung der Standorte (sowohl im Wald als auch auf den Wiesen und der Hochmoorheide) als integrierender Indikator für die Standortveränderung, der nicht unmittelbar mit einer Deckungszunahme auf Testflächen erhoben werden kann,
- Erfassung von Richtung und Dynamik der Sukzession der Vegetationsbestände mittels Fernerkundungsmethoden auf der Gesamtfläche des Un-

tersuchungsgebiets zum Vergleich und zum up-scaling der testflächenbezogenen Ergebnisse.

Ergänzend sind stoffhaushaltliche Untersuchungen zur Auswirkung der Renaturierungsmaßnahmen auf die Bilanz klimarelevanter Spurengase vorgesehen, die als Begleitforschung von der Uni Bayreuth gemeinsam mit der TU München übernommen werden.

11. Literatur

- BAEHR, M. (1987): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen.- Schr. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 77: 17-23.
- (1980): Die Carabidae des Schönbuschs bei Tübingen. 1. Faunistische Bestandsaufnahme.- Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 515-600.
- BAUER, A. (1998): Schutz der staatseigenen Moore.- Laufener Seminarbeiträge 6/98: 49-53.
- BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken. Beobachten, bestimmen.- Augsburg.
- (1993): Libellen. Beobachten, bestimmen.- Augsburg.
- BINOT, M.; R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 1-434.
- BROSINGER, F. (1993): Künftige Behandlung der staatseigenen Moore in Oberbayern.- Schriftenr. Bayer. Forstverein 12: 156-161.
- BURMEISTER, E.-G (1992): Rote Liste gefährdeter Wasserwanzen (Hydrocorisae, Gerromorpha) Bayerns.- In: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 96-98.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl. Stuttgart. 989 S.
- (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Stuttgart. 1095 S.
- (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Göttingen. 258 S.
- FREUDE, H.; K. W. HARDE, G. A. LOHSE (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas. Goecke & Evers Verlag, Krefeld. Bd.1 (1965): (mit Familientabellen), Bd.2 (1976): (Adephaga), Bd.3 (1971): (mit Hydradephaga, Hydraenidae, Spercheidae, Hydophilidae) Bd.6 (1979): (mit Helodidae, Dryopidae incl. Elmidae) Bd.9 (1966): (mit Donaciinae (Chrysomelidae)).
- GÖTTLICH, K. (Hrsg.) (1990): Moor- und Torfkunde. Stuttgart. 529 S.
- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera) Deutschlands.- Schr.R. Landschaftspfl. Naturschutz, 55: 252-254.
- KLAUSNITZER, B. (1984): Käfer im und am Wasser.- Die Neue Brehm-Bücherei Nr. 567, Wittenberg Lutherstadt. 148 S.

- (1996):
Käfer im und am Wasser.- Die Neue Brehm-Bücherei Nr. 567, Wittenberg Lutherstadt. 200 S.
- KRIEGBAUM, H. (1992):
Rote Liste der gefährdeten Springschrecken in Bayern.- In: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.) (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 83-86.
- KROEHLING (2000):
Zur waldbaulichen Behandlung von Moorbstockungen im Alpenvorland – Literaturstudie im Rahmen der modellhaften Renaturierung von land- und forstwirtschaftlich genutzten Moorflächen.- Unveröff. Literaturstudie i. A. der Stiftung für Bildung und Behindertenförderung.
- KUHN, J. (1992):
Libellen im Murnauer Moos 1984-1990.- Unveröff. Manuskript. 2 S.
- LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (LfU) (Hrsg.) (2000):
Renaturierung von landwirtschaftlich genutzten Niedermooren und abgetorften Hochmooren.- Schriftenreihe Heft 148.
- LORENZ, W. (1992):
Die Rote Liste der Laufkäfer Bayerns.- In: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1992): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns.- Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 100-109.
- LONDO, G. (1975):
Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten.- In: Schmidt W. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. Int. Vegetationskde., Rinteln 1073: Vaduz, 613-617.
- NUSS, I. (1999):
Bryologische Untersuchungen zur „Regeneration von Hoch- und Übergangsmooren in Mooseurach“. Unveröff. Endbericht. 42 S.
- ÖKON (1999):
Zoologische Untersuchungen im Rahme der Regeneration von Hoch- und Übergangsmooren im Breitfilz/Mooseurach. Unveröff. Endbericht. 88 S.
- PFADENHAUER, J. (1999):
Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore.- In: Natur und Landschaft, 74. Jg. Heft 1.
- POSCHLOD, P. (1990):
Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren.- Diss. Botanicae. Bd. 152, Berlin Stuttgart.
- SCHUCH, M.; W. LAFORCE & W. MEINDL (1986):
Die Moorkvorkommen Bayerns und ihr derzeitiger Zustand.- Telma 16: 11-21.
- SCHUCH, M. (1988):
Anthropogene Moorböden und einige Möglichkeiten ihrer Entwicklung unter besonderer Berücksichtigung bayerischer Verhältnisse.- Telma 18: 85-93.
- SLIVA (1997):
Renaturierung von industriell abgetorften Hochmooren am Beispiel der Kendmühlfilzen/Diss. TUM, München. 221 S.
- SCHMEDTJE, U. & COLLING, M. (1996):
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/96, 543 S.
- TRAUTNER, J. & K. GEIGENMÜLLER (1987):
Sandlaufkäfer, Laufkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cincideliden und Carabiden Europas.- Aichtal, 488 S.
- TRAUTNER, J.; K. GEIGENMÜLLER & B. DIEHL (1984):
Laufkäfer.- 2. Auflage, DJN (Hrsg.), Hamburg, 119 S.
- ZOLLNER, A. & H. CRONAUER (1997):
Wiedervernässung und Durchforstung als Maßnahmen zur Renaturierung bewaldeter Moore in Bayern – Erste Versuchsergebnisse.- Telma 27: 91-105.

Anschrift der Verfasserin:

Marika Bernrieder
Bosch & Partner GmbH
Josephspitalstr. 7
D-80331 München
e-mail: m.bernrieder@bosch-partnergmbh.de
mbernrieder@t-online.de

Zum Titelbild: Angestauter Graben in einem verheideten Hochmoor (Weidfilz bei Seeshaupt, Landkreis Weilheim-Schongau) nach 5 Jahren: *Calluna vulgaris* (Heidekraut) ist durch *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras) ersetzt; die Wasserfläche mit flutendem *Sphagnum cuspidatum* (Schmalblättriges Torfmoos) weitgehend zugewachsen; zu tief stehende Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und Spirken (*Pinus uncinata*) sind abgestorben. (vgl. Beitrag von BRAUN/SIUDA auf S. 171-186) (Foto: Wolfgang Braun)

Laufener Seminarbeiträge 1/03

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175-0852

ISBN 3-931175-69-3

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Die mit dem Verfasseramen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Herausgeber wieder. Die Verfasser sind verantwortlich für die Richtigkeit der in ihren Beiträgen mitgeteilten Tatbestände.

Die Zeitschrift und alle in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge sind urheberrechtlich geschützt. Jede Verwedung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der AutorInnen oder der Herausgeber unzulässig.

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach (ANL, Ref. 12) in Zusammenarbeit mit Dr. Christian Stettmer (ANL)
Satz: Christina Brüderl (ANL), Fa. Hans Bleicher, Laufen (Farbseiten)
Druck und Bindung: Lippl Druckservice GmbH, Tittmoning
Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)