



40. Jahrgang • 2003 • Heft 1
ISSN 0940-6638

IM LAND SACHSEN-ANHALT

NATURSCHUTZ



Landesamt für Umweltschutz



Strandaster

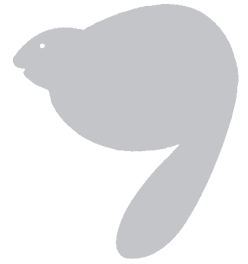


Flußneunauge



Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt

40. Jahrgang · 2003 · Heft 1 · ISSN 0940-6638



Inhaltsverzeichnis

Seite

L. Reichhoff 25 Jahre Sanierung und Restaurierung von Altwässern an der Mittleren Elbe	3
M. Kaatz; C. Kaatz Der Weißstorchbestand in Sachsen-Anhalt	13
M. Trost Die Laufkäferfauna des Flächennaturdenkmals „Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof“ im Süden Sachsen-Anhalts	19
Mitteilungen	33
Ehrungen	33
Informationen	39
C. Röper Erarbeitung von Plänen für das Management von Natura 2000-Gebieten und als Grundlage für die Berichtspflichten	39
T. Gaumert; U. Zupke Flußneunaugen in der Mulde	40
C. Schuboth; J. Schuboth 5 Jahre Biberfreianlage	41
K. Gedeon; S. Fischer Spezialistentreffen in Steckby gab neue Impulse zum Vogelmonitoring in Sachsen-Anhalt	46
Veranstaltungen	50
J. Buschendorf Jahrestagung Feldherpetologie 2002	50
Schrifttum	53



Landesamt für Umweltschutz
Sachsen-Anhalt

Geschützte und gefährdete Pflanzen, Tiere und Landschaften des Landes Sachsen-Anhalt

zu den Abbildungen 2. und 3. Umschlagseite
(Texte: V. Schmidt; U. Zupke, Fotos: V. Schmidt; U. Zupke)

Strandaster

Die Strandaster (*Aster tripolium*), auch Salzaster, besiedelt nicht nur die Küsten, sondern auch Salzstandorte im Binnenland. Sie bildet oft Reinbestände und zur Blütezeit heben sich diese mit ihren bläulichen Farbtönen gut von der überwiegend braunen und grünen Umgebung ab. An fast allen Küsten Europas (nordwärts bis zum 66. Breitengrad, weniger häufig im Mittelmeerraum), aber auch im Binnenland, so in den Steppengebieten Osteuropas (ungarisches Tiefland, Siebenbürgen, Südrussland), am Kaspisee, in Zentralasien und in Sibirien, ist sie verbreitet. Die natürlichen Vorkommen sind an Salzböden gebunden, aber im Experiment kommt die Pflanze auch ohne Salze im Boden aus – sie ist ein fakultativer Halophyt.

Die Strandaster erreicht mit Hilfe ihrer flugfähigen Früchte die durch den Menschen neu geschaffenen Salzstandorte z.B. am Fuß von Kalihalden oder auf salzhaltigen Deponien. In Sachsen-Anhalt, wo sich weniger als 9 % der Gesamtvorkommen Deutschlands befinden, ist die Art aufgrund des Vorhandenseins vieler Sekundärstandorte zur Zeit in Ausbreitung begriffen. Eine übermäßige Rekultivierung dieser Standorte könnte aber auch bald das Gegenteil bewirken. Noch ist die Strandaster nicht in der Roten Liste des Landes verzeichnet!

Die Pflanze wird in der Nähe der Küsten, besonders in Holland und Belgien, wegen ihrer fleischigen Blätter traditionell als Salat- und Gemüsepflanze genutzt. Rezepte sind im Internet abrufbar. Die Nutzung der Strandaster für die menschliche Ernährung ist beispielhaft für eine mögliche wirtschaftliche Bedeutung von Arten, die auf durch menschliche Misswirtschaft und klimatische Veränderungen versalzten Böden wachsen. Diese Arten vertragen zur Erhöhung ihrer Erträge auch eine salzhaltige Bewässerung. Für die Strandaster gibt es bereits Forschungsprogramme zu Anbaubedingungen und zur züchterischen Bearbeitung. Wieder einmal erweist sich der in Jahrmillionen entstandene Genpool wildlebender Arten als unschätzbare Quelle für das Überleben der Menschheit und bestätigt uns in unseren Bemühungen für den Schutz jedweder noch existenter Wildsippen.

V. S.

Flußneunauge

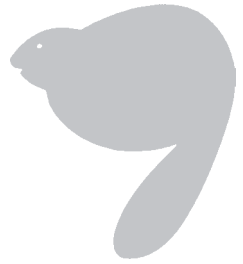
Das Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*) ist ein Vertreter der Klasse der Rundmäuler (Cyclostomata). Es war schon den naturgeschichtlichen Schriftstellern des Altertums bekannt, die es als primitiven Hai- oder Störwurm betrachteten. In der Roten Liste Sachsen-Anhalts ist es als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft.

Der Name Neunauge ist sehr alt und entstand durch ungenaue Beobachtung. Man sah neben den eigentlichen Augen auch die unpaare Nasenöffnung und die sieben punktförmigen Kiemenöffnungen als Augen an und zählte somit auf jeder Körperseite neun Augen. Alle Neunaugenarten treten in zwei Erscheinungsformen auf: als Larve (Querder) und erwachsenes Tier (Lamprete). Die Larven sind Schlammbewohner und ernähren sich von mikroskopisch kleinen Organismen. Die Lampreten jagen im freien Wasser Fische, an die sie sich mit ihrem runden Saugmund ansaugen und deren Fleisch und Eingeweide sie fressen. Der Rand des Mundes ist mit dichtstehenden, fransenartigen Fortsätzen, den Zirren, und der Mundinnenraum mit spitzen Hornzähnen besetzt. Mit diesen raspelt sich das Tier durch die Bauchhöhlenwand des Opfers.

Flußneunaugen leben an den Küsten Europas, Nordamerikas und Japans. Zum Ablaichen suchen sie im März bis Mai die Zuflüsse und Quellgebiete größerer Flüsse auf. Sie stellen die Nahrungsaufnahme ein, die Hornzähne im Saugmund werden abgestoßen und der Darm schrumpft zusammen. Dafür entwickeln sich die Eierstöcke der Weibchen und die Hoden der Männchen. Bis zum Ablaichen nehmen die Tiere keine Nahrung mehr auf – eine erstaunliche Leistung des Stoffwechsels. Alle Eier, werden in einer Paarungsperiode abgegeben. Die Tiere, die alle im Körper gespeicherten Nährstoffe aufgezehrt haben, sterben nach dem Laichgeschäft innerhalb weniger Tage, maximal nach vier Wochen, ab.

Die zur Fortpflanzung stattfindenden Wanderungen in den Flüssen dürfen nicht durch Querbauwerke behindert werden. Die Elbe ist seit dem Bau der Fischaufliegeranlage am Elbewehr bei Geesthacht im gesamten deutschen Verlauf frei von Aufstiegshindernissen, so dass die Flußneunaugen auf ihren Laichwanderungen wieder bis nach Sachsen-Anhalt kommen. Nun besteht die Forderung, auch die Nebenflüsse der Elbe ökologisch durchgängig zu gestalten.

U. Z.



25 Jahre Sanierung und Restaurierung von Altwässern an der Mittleren Elbe¹⁾

Lutz Reichhoff

1 Altwässer als Elemente der Aue

Altwässer gehören neben dem Fluss, den Auenwäldern und den Auenwiesen zu den charakteristischen Landschaftsbestandteilen großer Flussauen. Diese Auen sind überaus dynamische Landschaften, die von der verändernden und gestaltenden Kraft des Flusses geprägt werden. Es bestehen ausgesprochen zahlreiche und enge Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Landschaftsbestandteilen.

Die Altwässer beherbergen eine große Vielzahl an Pflanzen- und Tierarten, die hoch differenzierte und spezialisierte Lebensgemeinschaften ausbilden. Diese Lebensgemeinschaften sind standörtlich-räumlich und funktional-zeitlich in die verschiedenen Entwicklungsphasen der Altwässer eingemischt und weisen charakteristische Zonierungen auf. Diese reichen von der Freiwasserzone mit Wassertiefen von 3 bis 4 m über die submerse Zone der Laichkrautrasen mit 2 bis 3 m Wassertiefe, über die Zone der Schwimmblattvegetation mit 1 bis 2 m Wassertiefe bis zur Zone der Wasserschweber, die bereits eng mit der Röhrichtzone verbunden ist. Den Wasserröhrichten folgen landwärts die Seggenrieder. Natürlicherweise würde auf den sich anschließenden terrestrischen moorigen Standorten der Erlbruchwald folgen, dieser wird aber gegenwärtig nutzungsbedingt in seiner Entwicklung unterdrückt und durch Grünland ersetzt. Eine Grünlandauffassung führt zur Ausbildung von Land-

röhrichten. Auch bei Wasserspiegelabsenkung können sich großflächige Landröhrichte ausbilden, in denen aufgrund der Entwicklung mächtiger Streudecken nur langsam eine Gehölzentwicklung, i.d.R. über die Ansiedlung der Grauweide, erfolgt.

Die Vielfalt der höheren Flora und Vegetation des Lebensraumes Altwässer im Mittelelbegebiet wird in der Tabelle 1 aufgezeigt.

Die sehr große Anzahl von Pflanzenarten (91) und von Pflanzengesellschaften (59) der Aue ist an die Altwässer gebunden. Diese Arten und Gesellschaften sind einer sehr hohen Gefährdung ausgesetzt, was in Tabelle 2 zusammengefasst verdeutlicht wird.

Die Altwässer stellen auch für Tierarten essentielle Lebensräume dar. Ihre Strukturvielfalt und Dynamik sind Voraussetzungen für das Vorkommen einer artenreichen Fauna. Säugetiere (Biber, Fischotter), Vögel (Knäkente, Krickente, Löffelente, Zwergtaucher, Trauerseeschwalbe, Wasserralle, Tüpfelralle, Schilf- und Drosselrohrsänger, Rohrschwirl), Kriechtiere und Lurche (Ringelnatter, Sumpfschildkröte, Rotbauchunke, Laubfrosch), Fische (Zope, Bitterling, Steinbeißer, Schlammpeitzger, Moderlieschen), Muscheln und Schnecken, Krebse, Libellen und Wasserkäfer weisen eine spezifische Bindung an Altwässer auf.

2 Genese der Altwässer

2.1 Entstehung und Sukzession von Altwässern

Altwässer entstehen durch Abtrennung von Flussarmen vom Fluss und deren nachfolgende Isolierung. Besteht zwischen dem Fluss und

¹⁾ Vortrag zur Fachtagung „Auenwald und Altwasser“ des Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe am 31.01.2002, Klieken

Tabelle 1: Übersicht über die Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften (Anzahl und %) der Altwässer in Sachsen-Anhalt (abgeleitet aus ROTHMALER et al. 1994, FRANK et al. 1992)

submerse Laichkrautrasen	Schwimmblattvegetation	Wasserschweber	Röhrichte	Seggenrieder
Pflanzenarten				
22	13	7	33	16
24,2 %	14,3 %	7,7 %	36,3 %	17,5 %
Pflanzengesellschaften*				
17	5	10	16	11
28,8 %	8,5 %	17,0 %	27,1 %	18,6 %

* Lemneta minoris, Potamogetoneta pectinati, Phragmito-Magnocaricetea

dem abgetrennten Flussarm noch eine direkte Verbindung, die zur Durchströmung des Gewässers führt, so sprechen wir von einem Altarm. Wird diese Verbindung unterbrochen, entsteht das Altwasser, ein Stillgewässer.

Die natürliche Abtrennung von Flussarmen ist eine durch die Dynamik der Flüsse begründete Erscheinung. Infolge Erosion und Sedimentation verlagert der frei fließende Fluss fortwährend seinen Lauf. Bei flach geneigtem Untergrund erfolgt eine Mäandrierung, bei stärker geneigtem Untergrund eine Furkation. Im Mittelbecken tritt nahezu ausschließlich die Mäandrierung auf.

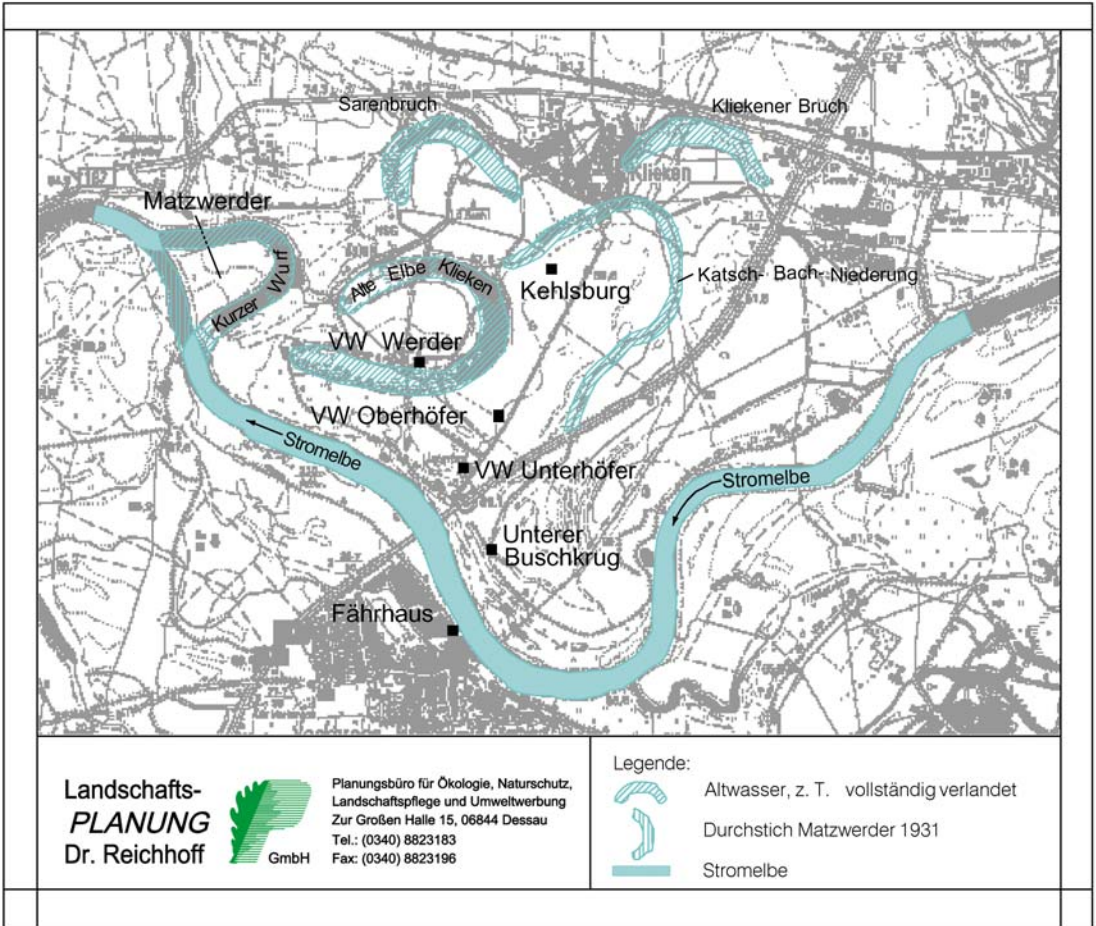
Die charakteristische Dynamik eines Mäanders besteht darin, dass dieser sich an seinem Scheitel durch Erosion ausweitet. Auch an den Mäanderschenkeln tritt Erosion auf. Die Überdehnung des Mäanderbogens führt letztlich zum Durchbruch des Flusses an den Mäanderschen-

keln, der Mäanderbogen wird als Altlauf abgeschnürt. Durch diesen Durchbruch verkürzt sich der Flusslauf, das belebt seine Erosionskraft, so dass erneut die Ausbildung eines Mäanders einsetzt. Auf diese Weise entstehen ganze Folgen von Altwässern in der Aue. Ein gutes Beispiel für eine solche Altwasserserie in einem Mäanderbogen liegt in der Kliekener Aue vor. Eine Flusslaufverlagerung und die Abtrennung von Flussarmen kann auch im Zuge von Hochwasserereignissen durch Flussspringen erfolgen. Mit solch einem Flussspringen verlängert der Fluss spontan seinen Lauf. Als Beispiel für diesen Prozess der Entstehung eines Altarmes und späteren Altwassers kann der Kühnauer See angeführt werden. Im Zusammenhang mit einem starken Muldehochwasser verließ die Elbe hier zwischen 1314 und 1325 ihren ursprünglichen Lauf, der durch den heutigen Kühnauer See führte, und brach unter Ausbildung

Tabelle 2: Übersicht über die Gefährdung der höheren Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften der Altwässer Sachsens-Anhalts

Gefährdungsgrad	Pflanzenarten		Pflanzengesellschaften	
	Anzahl	%	Anzahl	%
ausgestorben, verschollen, erloschen	1	1,1	3	5,1
vom Aussterben bedroht, vom Verschwinden bedroht	6	6,6	2	3,4
wegen Seltenheit gefährdet, potenziell gefährdet	2	2,2	2	3,4
stark gefährdet	15	16,5	8	13,6
gefährdet	20	22,0	20	33,9
Summe	44	48,4	35	59,4
ungefährdet	47	51,6	24	40,6
Gesamtzahl	91	100	59	100

Abbildung 1: Alte Flussläufe, Altwässer und Altarme in der Kliekener Aue



der großen Flussschlinge am Unterluch nach Norden durch den Niederterrassengürtel bei Brambach durch.

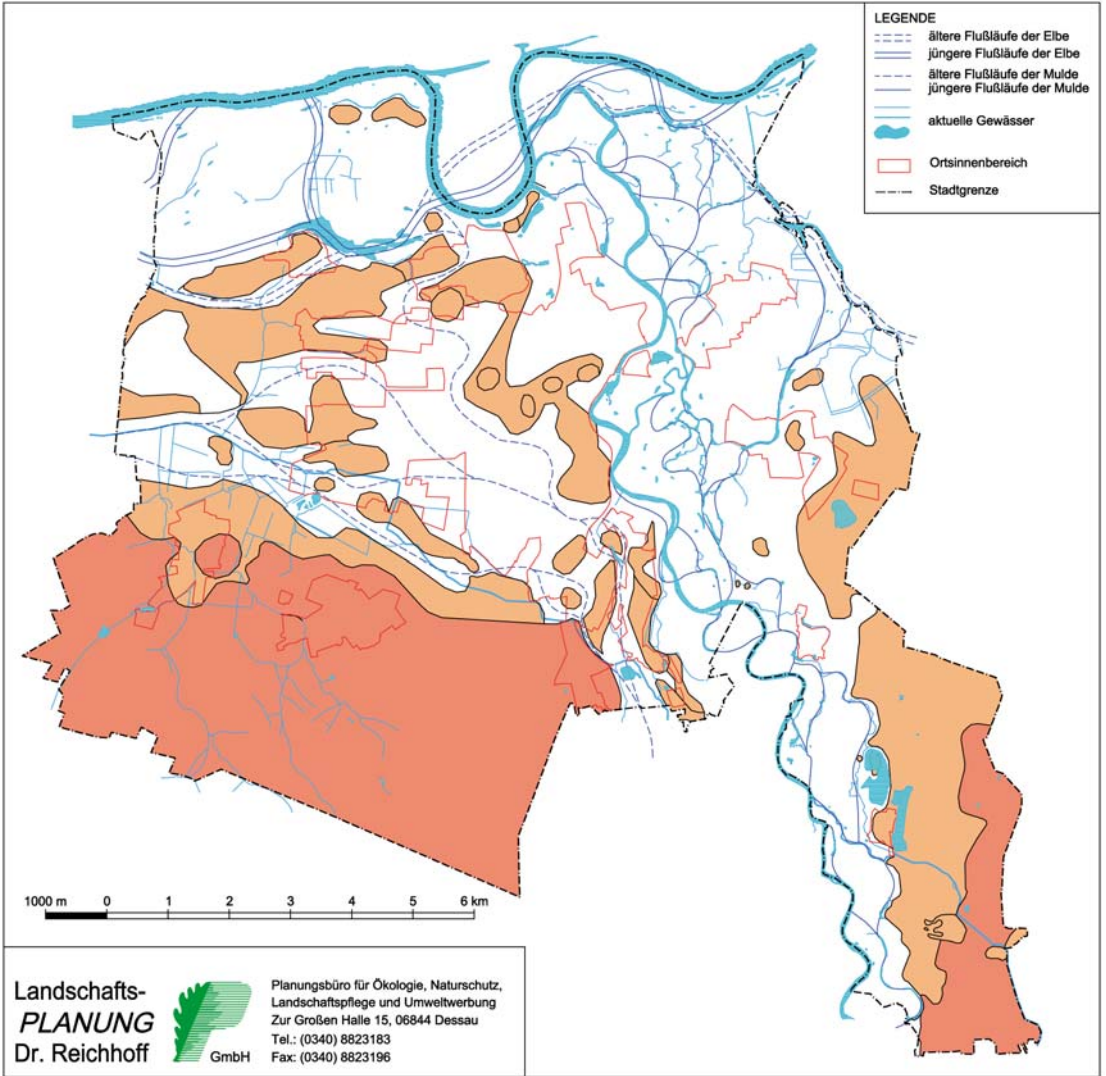
Die offene Verbindung eines Altarmes mit dem Fluss wird durch natürliche Sedimentationsvorgänge geschlossen. Es entsteht das vom Fluss separierte Altwasser. Dieses unterliegt infolge der Besiedlung durch Wasser- und Röhrichtpflanzen naturbedingt der Verlandung. Durch absterbende Vegetation kommt es zur Ablagerung von Schlamm und zur Flachmoortorfbildung. Hinzu tritt der Eintrag von Sedimenten bei Hochwasser. Das Altwasser wird damit in seiner Flächigkeit und Tiefe ständig verringert, sein Nährstoffgehalt nimmt stetig zu. Im Zuge dieser Verlandung entsteht aus dem Gewässer ein Erlbruchwald. Die Existenz eines Altwassers ist

demzufolge aufgrund der natürlichen Verlandung zeitlich begrenzt. In Abhängigkeit von der Tiefe und dem Nährstoffstatus eines Altwassers bemisst sich dessen Lebensdauer ohne menschlichen Einfluss auf etwa 500 bis 800 Jahre.

Von der Entstehung bis zur vollständigen Verlandung durchläuft ein Altwasser die Initial-, Optimal- und Terminalphase. Die Initialphase mit mesotrophen Nährstoffverhältnissen, fehlenden Schlamm- und Torfablagerungen und Wassertiefen von über 2 m ist charakterisiert durch die Ansiedlung artenarmer, meist durch wenige Arten dominierter Vegetation. Freiwasserbereiche herrschen vor, die Röhrichte sind schütter und schmal.

In der Optimalphase mit eutrophen Nährstoffverhältnissen, nährstoffreichen Schlamm- und Torfböden und Wassertiefen von bis zu 2 m bil-

Abbildung 2: Flusslaufverlagerungen in der Kühnauer Elbeaue



det sich die charakteristische Zonierung der Vegetationsgürtel aus. Die Vegetationseinheiten sind artenreich ausgebildet.

In der Terminalphase mit polytrophen Nährstoffverhältnissen haben die Gewässer oft nur noch eine geringe Tiefe. Der Gewässergrund wird von mächtigen nährstoffreichen Schlammschichten bedeckt. Es herrschen die Wasserschwebegesellschaften vor. Das Gewässer ist größtenteils verlandet und wird von Landröhrichten im Übergang zu Erlenbruchwäldern bestimmt.

2.2 Oligotrophierung und Eutrophierung der Altwässer – Verzögerung oder Beschleunigung der Verlandung

Die historische Flächennutzung bezog gelegentlich die Altwässer mit ein. Ein typisches Beispiel dafür ist der Kühnauer See, der über Jahrhunderte hinweg durch Befischung, Ernte der Wassernüsse, Krautung und Nutzung der Grünmasse als Futter, Schilfschnitt u.a. geprägt wurde (LINDAU 1905). Diese historischen Nutzungen

entzogen dem Altwasser mit der Entnahme der Biomasse ständig Nährstoffe, Verschlammungen setzten nicht ein. Es erfolgte eine Oligotrophierung, die die Verlandung verzögerte bis verhinderte. So konnte im Kühnauer See noch 1854 das Vorkommen des Brachsenkrautes, einem Besiedler von oligotrophen Klarwasserseen mit sandig-kiesigem Grund, nachgewiesen werden (SCHWABE 1865). Die extensiv genutzten Altwässer verharrten weitgehend in der initialen Phase, die natürliche Verlandung und damit eine Nährstoffanreicherung wurde verhindert.

Unter den Bedingungen der modernen Landwirtschaft, deren Beginn sich wohl ab Mitte des 19. Jh. am einschneidendsten durch die Entwicklung und den Einsatz künstlicher Mineraldünger kennzeichnen lässt, wandelte die Nutzung der Landschaft von einer Nährstoffe entziehenden zu einer Nährstoffe eintragenden. Die extensive Gewässernutzung wurde eingestellt, im Umfeld der Gewässer wurde gedüngt, Grünland wurde in Ackerland umgewandelt, die Einleitung von Abwasser aus den Siedlungsgebieten steigerte sich bis hin zu direkten Nährstoffeinträgen in die Gewässer. Das alles erhöhte rasant die Verlandungsgeschwindigkeit der Altwässer, die nun der Verschlammung unterlagen. Im Kühnauer See konnte sich beispielsweise zwischen 1850 und 1990 eine bis zu 3 m mächtige Schlammdecke akkumulieren. Ähnlich verlaufen die Entwicklungen vor allem bei den Gewässern, die innerdeichs liegen und von Ackerland umgeben werden wie beispielsweise die Alte Elbe Klieken. Hier rückte die ackerbauliche Nutzung bis unmittelbar an das Ufer heran. In Ostdeutschland waren die 60er bis 70er Jahre des 20. Jahrhunderts der Zeitraum, in dem die Altwässer fast vollständig durch Nährstoffeinträge in den polytrophen bis hypertrophen Zustand versetzt wurden (REICHHOFF et al. 1986).

Durch diese Prozesse kam es in den Altwässern zu einem flächendeckenden Verschwinden der anspruchsvollen höheren Wasservegetation. Neben dem Nährstoffstatus der Altwässer selbst waren dafür die dadurch verursachten Algenmassenentwicklungen (Algenblüten) verantwortlich, die zu einer Limitierung des Lichtes in den Gewässern führte. Massenentwicklungen von grünen Fadenalgen schädigten die Röhrichte.

Daneben führte der hohe Nährstoffgehalt zu morphologischen Änderungen in den Schilfhalmen, die deren Brüchigkeit verursachten. Auch Röhrichte gingen damit flächig zurück. Die Biomasseanreicherung und deren Abbau führte zur Aufzehrung des Sauerstoffs in den Gewässern, was den Verlust von Fischarten auslöste. Schilf- und Wasserpflanzenrückgang, Algenmassenentwicklungen und Verluste an Wassertieren veränderten auch die Besiedlung der Altwässer mit Wasservögeln und anderen Artengruppen.

3 Altwassersanierung

3.1 Sanierungs- und Ausbauerfordernis von Altwässern in Auen mit ausgebauten Flüssen

Die Erkenntnisse über die Eutrophierung und die Beschleunigung der Verlandung/Verschlammung der Altwässer führten zu Überlegungen, die Altwässer zu sanieren (REICHHOFF 1982, 1986). Die Sanierung wurde als notwendige Voraussetzung angesehen, um den Lebensraum mit seiner artreichen Tier- und Pflanzenwelt zu erhalten. Da unter den Bedingungen der ausgebauten Flüsse Altwässer nicht mehr entstehen können, ist die Sanierung der einzige Weg zur Erhaltung dieses Lebensraums. Das Sanierungskonzept wurde dahingehend erweitert, dass Bedingungen geschaffen werden sollten, damit die Altwässer wieder über die natürliche Sukzession die Initialphase, die Optimalphase und die Terminalphase ihrer Entwicklung durchlaufen können. Dies schloss auch die Möglichkeit der gezielten Anlage von Auengewässern durch Abgrabung ein. Das Konzept geht also grundsätzlich davon aus, dass die durch anthropogen bedingte Eutrophierung verursachten Störungen in den Gewässern durch Maßnahmen zu beheben sind, die den Entzug von Nährstoffen, Schlamm und anderen Verlandungssubstraten zur Folge haben. Damit sollen im Gewässer solche morphologische und trophische Zustände erreicht werden, die der initialen Phase entsprechen. Das sind Wassertiefen zwischen 2 - 3 m bei differenzierter Ufergestaltung von flachen Gleit- und steileren Prallhängen, ein meso-eutropher Nährstoffstatus, die Unterbindung der Massenalgenentwicklung und

Abbildung 3: Restaurierter Hechtzug im Kühnauer See bei Dessau, vormals von Grauweidengebüsch bestanden (Foto: L. Reichhoff, 1997)

Abbildung 4: Entschlammungsarbeiten an den zehn Inseln im Kühnauer See (Foto: L. Reichhoff, 1996)



die Ermöglichung der initialen Besiedlung mit Wasserpflanzen und Röhrichten sowie Wassertieren. Damit wird eine natürliche (sekundäre) Sukzession ermöglicht.

Diese grundsätzliche Position kann dahingehend differenziert werden, dass bei größeren Gewässern Bereiche mit erhaltenswerten Optimal- und Terminalphasen unberührt bleiben. Generell aber sind Teilentschlammungen nicht zielführend. Diese führen zwar einerseits zu einer Vertiefung des Gewässers, andererseits aber erhalten sie mächtige Schlammbanken als Nährstoffdepots und damit bleibt die Trophie des Gewässers unverändert. Es entstehen tiefere polytrophe Gewässer, die keine Entwicklungspotenziale hinsichtlich der Ausbildung artenreicher Lebensgemeinschaften entfalten. Hinsichtlich der Gewässersanierung bestehen in der Tat die Alternativen „ganz oder gar nicht“.

Ziel der Sanierung ist es also primär, die morphologischen und trophischen Voraussetzungen für eine Besiedlung mit Pflanzen und Tieren und deren artenreiche Entwicklung in den Gewässern zu schaffen. Sind diese Bedingungen vorhanden (auch im Gewässerumfeld!), wird das Gewässer eine schnelle naturnahe Entwicklung vollziehen, wie dies durch entsprechende Sanierungsbeispiele nachvollziehbar belegt ist (HENTSCHEL et al. 2002, DER KÜHNAUER SEE BEI DESSAU 1997).

Bei der Abwägung einer Sanierung sollte letztlich die Überlegung berücksichtigt werden, dass nahezu in allen Altwässern polytrophe Terminalphasen vorherrschen. Die einzelfallweise Sanierung dieser Phasen stellt, über die Gesamtheit der Altwässer betrachtet, keinen erheblichen und nachhaltigen Eingriff dar, sondern sie ist eine nachhaltige Sicherung und Aufwertung der Gewässer in Auen, in denen natürlicherweise keine Altwässer mehr entstehen. Das Ziel ist die Ermöglichung des erneuten Ablaufs (sekundärer) natürlicher Sukzessionsprozesse.

3.2 Sanierung und Ausbau von Altwässern

In den zurückliegenden 25 Jahren wurden verschiedene Altwässer im Mittelelbegebiet saniert/entschlammt. Dabei wurden je nach Zielstellung und angewandter Technologie in unterschiedli-

chem Maße ökologische Erfolge erzielt (vgl. Tabelle 3).

3.2.1 Entschlammung und Entlandung

Für die Sanierung der Altwässer stehen grundsätzlich die Verfahren der Nass- und Trockenentschlammung sowie eine kombinierte, schrittweise und teilflächige Entschlammung zur Verfügung.

Für die nasse Entschlammung können verschiedene Technologien angewandt werden, wobei wegen der Größe der Gewässer im Bereich der Mittleren Elbe i.d.R. nur Saugbagger eingesetzt werden können. Ein Bagger entnimmt mit einem höhenverstellbaren Saugrohr mit Schneidkopf ein Schlamm-Wasser-Gemisch vom Gewässergrund und spült dieses über eine Rohrleitung in ein Absetzbecken. Bei dem Saugvorgang wird unvermeidlich auch Sand und Kies aus dem Gewässergrund entnommen. Im Absetzbecken sedimentieren fraktioniert Kies, Sand und Schlamm. Über einen Mönch fließt das Wasser in das Altwasser zurück. Die Sedimente im Absetzbecken müssen in der Überschwemmungsbau abtransportiert werden und können im günstigsten Fall anderenorts als Erdbaustoffe eingesetzt werden. Das Absetzbecken wird nach Abschluss der Sanierung rückgebaut um keine Verringerung des Retentionsraums zu bewirken. Innerdeichs können Absetzbecken landschaftlich so eingeordnet werden, dass sie nach Abschluss der Sanierung vor Ort verbleiben und gestaltet sowie begrünt werden. Bei der nassen Entschlammung werden zwangsweise der gesamte Wasserpflanzenbestand und die auf dem Gewässergrund lebende Fauna beseitigt.

Bei der trockenen Entschlammung wird das Altwasser ganz oder nach Spundung teilflächig trockengelegt. Der Schlamm wird mittels Bagger, Schieberaupen, Radlader und Lastkraftwagen aufgenommen, umgesetzt, verladen und abtransportiert. Das Verfahren greift durch die Trockenlegung gravierend in das Gewässer ein, ermöglicht aber eine besonders vollständige Entfernung des Schlammes und eine Ausformung des Gewässergrundes. Zur Einschränkung von ökologischen Schäden werden vor und während

der Trockenlegung des Gewässers Wasserpflanzen, Fische und Muscheln geborgen und gehältert bzw. in die angrenzenden Gewässerabschnitte umgesetzt.

In der Tabelle 3 werden die im Mittelbegebiet durchgeführten Sanierungsverfahren zusammengefasst dargestellt.

Eine besondere Problematik besteht bei den kontaminierten Altwässern der Muldeaue. Infolge der über Jahrzehnte hin erfolgten chemischen Belastung mit Schwermetallen und β -HCH durch das hoch verunreinigte Muldewasser finden sich diese Elemente und Verbindungen in den oberen Schichten des Sediments. Deshalb sind diese Sedimente bei einer Entschlammung der Gewässer als Sondermüll einzustufen, der entsorgt werden muss. Eine Sanierung der sehr stark verlandeten kleinen Muldealtwässer ist damit aus Kostengründen nicht möglich. Ein Widerspruch hinsichtlich der abfallrechtlichen und der naturschutzfachliche Situation ergibt sich daraus, dass die Schadstoffe aus den kontaminierten Sedimenten, die immer wieder in Nahrungskreisläufe einfließen, formal abfallrechtlich erst dann als Schadstoffe relevant werden, wenn der Schlamm dem Gewässer entnommen wird. Naturschutzfachlich aber stellen sie auch im Gewässer ein großes Problem dar.

3.2.2 Hydraulische Aktivierung von Altarmen

Der Wiederanschluss von Altarmen an den Fluss ist ein weiteres Ziel bei der Altwässersanierung. Damit soll erreicht werden, dass Flusswasser zur Verbesserung des Wasserhaushaltes in die Aue strömt, die ökologische Durchgängigkeit zwischen Fluss und Altarm erhalten bleibt bzw. wiederhergestellt und das Gewässer – zumindest zeitweilig – durchströmt wird. Die an den Fluss angeschlossenen Altarme unterliegen dessen Abflussdynamik und gestatten die Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher Flusslebensräume, wie Kolke, Sand- und Kiesbänke, Uferabbrüche u.a., was oftmals am ausgebauten Fluss selbst nicht mehr möglich ist.

Der Anschluss von strukturreichen Altwässern an den Fluss bedarf der kritischen Einzelfallprüfung. Ihr Anschluss an den Fluss, wenn lagebe-

dingt überhaupt möglich, würde das Stillgewässerökosystem erheblich stören.

Als ein Beispiel für einen Anschluss eines Altarmes an den Fluss kann auf den Kurzen Wurf in der Kliekener Aue verwiesen werden. Mit der hydraulische Aktivierung des Altarmes wird die Verschlammung und Verlandung dieser Gewässer unterbunden, teilweise zurückgeführt oder zumindest verzögert. Der Altarme bewahrt stärker seinen Fluss-Charakter und bildet Strukturelemente des naturnahen Flusses aus.

Ein besonders sinnhaftes Bemühen zur Renaturierung von Auen ist die hydraulische Aktivierung von Flutrinnen, die als Hochwasserabflussbahnen fungieren. Diese Flutrinnen bilden in der Aue ein System von temporären und permanenten Gewässern. Ihre hydraulische Verbindung mit dem Fluss ist aber oft durch die künstliche Errichtung von Uferverwallungen unterbrochen, die die frühzeitige Ausuferung des Flusses bei bordvollem Abfluss unterbinden sollen. Außerdem wurden die Flutrinnen durch Gräben künstlich entwässert, um das in den Flutrinnen anstehende Überflutungswasser nach einem Hochwasser schneller abzuführen. Eine Unterbrechung dieser Vorflut führt zur Renaturierung der Flutrinnensysteme. Durch die Anbindung der Flutrinnen an den Fluss und die Verhinderung ihrer vorschnellen Entwässerung kann einerseits ihr Gewässercharakter gestärkt und andererseits Wasser in der Aue zurückgehalten werden, das grundwasserbildend wirkt und das Lebensraumangebot verbessert.

3.2.3 Neuanlage von Auengewässern

Als Konsequenz aus dem Ausbau der Flüsse und der damit verbundenen grundsätzlichen Verhinderung der Entstehung neuer, initialer Altwässer sollte der handlungs- und gestaltungsorientierte künstliche Ausbau von Auengewässern abgeleitet werden. Als Beispiel für die künstliche Anlage eines solchen Gewässers kann auf den Wallwitzsee im Stillen Plan im Landschaftspark Georgium bei Dessau verwiesen werden.

Bei der bewussten Anlage von Auengewässern muss eine natürliche Nachbildung der morphologischen Parameter und der Strukturvielfalt von

Tabelle 3: Sanierung von Altwässern im Mittelbegebiet

Altwasser	Sanierungszeitraum	Sanierungszielstellung	Ökologischer Sanierungserfolg
Wörlitzer See	1976-1979	Sicherung des Gewässers als Element des Parks, Verbesserung der Wassergüte	Restaurierung des Gewässerkörpers und Senkung der Trophie ++
Nordspitze Schönitzer See	1983-1984	Sicherung des Wasserabflusses des Fließgrabens	Herstellung einer Abflussrinne, Senkung der Trophie sekundär durch Entlastung des Zuflusses ++
Südspitze Schönitzer See	1987	Sanierung eines durch Entenfreiwassermast geschädigten Gewässerabschnittes	Entschlammung eines stark eutrophierten Gewässerabschnittes +
Krägen zwischen Wörlitz und Vockerode	1984-1986	Sicherung des Wasserabflusses als Vorflut für Wörlitz	Herstellung einer Abflussrinne und Senkung der hohen Trophie +
Schelldorfer See	1988-1994	Gewinnung von Schlamm als Düngestoff	Entschlammung eines Altwassers ohne morphologische und trophische Verbesserung (LIPPERT 2001) —
Scholitzer See bei Dessau-Mildensee	1993-1994	Sicherung des Wasserabflusses, ökologische Aufwertung des Gewässers	Restaurierung des Gewässerkörpers, Senkung der Trophie, schnelle Wiederbesiedlung +++
Pfaffensee bei Steckby Gödnitzer See Kirchsee bei Dornburg		Rekonstruktion der Gewässer	Rekonstruktion kleinerer Altwässer - bis +
Kühnauer See	1985-1988 1993–1996	Ökologische und denkmalpflegerische Rekonstruktion des Gewässers	Restaurierung des historischen Gewässerkörpers, Senkung der Trophie, schnelle Wiederbesiedlung +++
Blauer See im Bereich Alte Elbe Kannenberg-Berge		Teilrekonstruktion eines Gewässers nach ökologischen Zielstellungen	Restaurierung eines Gewässerkörpers ++
Garz		Entlandung zur Anlage eines Hafens sowie Anbindung eines Altarms	Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit zwischen Fluss und Altarm ++
Alte Elbe Klieken	1991–1992 2001–2002	Rekonstruktion des Gewässers nach ökologischen Zielstellungen	Herstellung des Gewässers unter ökologischen Zielstellungen +++

+++ sehr guter Sanierungserfolg

++ guter Sanierungserfolg

+ befriedigender Sanierungserfolg

- mäßiger Sanierungserfolg

— geringer Sanierungserfolg

natürlichen Altwässern angestrebt werden. Wie der Wallwitzsee belegt, vollzieht sich in solchen Gewässern eine sehr schnelle naturnahe Genese. Dabei bilden sich die nährstoffärmeren Initialphasen aus.

Häufig werden die ökologischen Auswirkungen von Abgrabungen in der Aue – i.d.R. zur Kies-

gewinnung – positiv als Maßnahme zur Schaffung eines Gewässers dargestellt. Zur Klarstellung der hier vertretenen Position zur künstlichen Anlage von Auengewässern sei darauf verwiesen, dass solche Abgrabungsgewässer beim Stand der heute angewandten Technik und Technologie nicht dem morphologischen Typus

eines Altwassers entsprechen. Hinzu kommt, dass sie infolge ihrer Größe und oft auch ihrer zahlenmäßigen Konzentration auf bestimmte Auenbereiche als Grundwasserzehrer wirken.

4 Gewährung natürlicher Fluss- und Auendynamik

Alle vorstehend erörterten handlungs- und gestaltungsorientierten Maßnahmen zur Sanierung, Restaurierung und Neuanlage von Altwässern in Auen mit ausgebauten Flüssen wären nicht notwendig, wenn es die Möglichkeit geben würde, die natürliche Auendynamik wiederherzustellen. Dies ist aber i.d.R. infolge des Ausbaustandes und der Nutzung der Flüsse durch die Schifffahrt, aber auch durch die Flächennutzungen in der Aue nicht möglich. Der Wiederherstellung von Bedingungen für die Entfaltung der natürlichen Flussdynamik kommt eine primäre Bedeutung an solchen Flüssen zu, die hinsichtlich ihres Ausbaustandes, ihrer Nutzung und der Nutzungen in den Auen noch geeignete Voraussetzungen bieten. In Bezug auf das beschriebene Gebiet kann hier an erster Stelle die Mulde genannt werden, einer der naturnahsten Flüsse Deutschlands (MULDEAUE IN SACHSEN-ANHALT 1997). Für die Untermulde existiert ein weitreichendes Konzept von Maßnahmen zur schrittweisen Erreichung der Zielstellung. Auch der Unterlauf der Schwarzen Elster bietet Möglichkeiten zur Renaturierung des Flusses und seiner Aue. In gleicher Weise gilt dies für die Havel.

Insgesamt erweisen sich Maßnahmen zur Sanierung, Restaurierung und Rekonstruktion von Altwässern als wesentliche Beiträge zur Sicherung und Entwicklung einer vielfältigen naturnahen Aue.

5 Literatur

FRANK, D. et al. (1992): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landes Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. - Halle (1): 46-65

HENTSCHEL et al. (2002): Altwassersanierung im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe am Beispiel des Kühnauer Sees. - Natur und Landschaft. - Stuttgart 77(2): 57-63

DER KÜHNAUER SEE BEI DESSAU – Gebietsdarstellung zum Abschluss der Sanierung des Gewässers (1997). - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau. - Dessau (SH): 152 S.

LINDAU, G. (1905): Zur Geschichte der Spitznuss und des Kühnauer Sees bei Dessau. Ein Beitrag zur Landeskunde von Anhalt. - Verhandlungen des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg. - Berlin 47: 1-19

MULDEAUE IN SACHSEN-ANHALT (1997): Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. - Halle 34(SH): 72 S.

REICHHOFF, L. (1982): Endangering of higher waterplant communities as a result of eutrophication of lakes. - Memorabilia Zoologica. - Posnan 37: 113-123

REICHHOFF, L. (1986): Vegetationswandel in zwei Altwässern der mittleren Elbe infolge Eutrophierung. - Limnologica. - Berlin 18(2): 177-182

REICHHOFF, L.; RATHMANN, O.; ROCHLITZER, R. (1986): Gewässereutrophierung in Naturschutzgebieten – Ursachen, Folgen und Sanierungsmaßnahmen. - Naturschutzarbeit in den Bezirken Halle und Magdeburg. - Halle 23(2): 15-26

ROTHMALER, W., SCHUBERT, R.; VENT, W. (Hrsg.) (1994): Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band. - Jena; Stuttgart: G. Fischer Verl.: 811 S.

SCHWABE, S. H. (1865): Flora Anhaltina. - Dessau: 419 S.

Dr. sc. Lutz Reichhoff
LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH
Zur Großen Halle 15
06844 Dessau



Der Weißstorchbestand in Sachsen-Anhalt

Mechthild Kaatz; Christoph Kaatz

1 Einleitung

Sachsen-Anhalt ist nach den Bundesländern Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern das Land mit dem dritthöchsten Weißstorchbestand in der Bundesrepublik Deutschland. Zu diesem Ergebnis kam KAATZ (1999) nach der Auswertung des 1994/95 durchgeführten Fünften Internationalen Weißstorchzensus für Deutschland.

Die Bestandssituation des Weißstorches für das Gebiet von Sachsen-Anhalt ist in den vergangenen Jahren in verschiedenen Veröffentlichungen dargestellt worden, übersichtlich von KAATZ & KAATZ (2001). In weiteren Beiträgen (KAATZ 1993, KAATZ & KAATZ 1992) wurde die Rolle Sachsen-Anhalts für die Entwicklung des Weißstorchbestandes in der Bundesrepublik Deutschland, vor allem in Bezug auf die entscheidende Bedeutung des Elberaumes, aufgezeigt. Im Folgenden werden einige Erkenntnisse und die mit Hilfe eines flächendeckenden Betreuernetzes in Sachsen-Anhalt erfassten Daten beurteilt und diskutiert.

2 Bestandssituation in Deutschland

Die Tabelle 1 zeigt die Weißstorchbestände in den Jahren 1999 bis 2001 in den einzelnen Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland.

3 Bestandssituation in Sachsen-Anhalt

In der Tabelle 2 wird die Entwicklung des Weißstorchbestandes in Sachsen-Anhalt von 1989 bis zum Jahr 2001 dargestellt.

Im Jahre 1996 wurde ein Bestandsmaximum erreicht. Insgesamt erhöhte sich die Anzahl der Horstpaare im angegebenen Zeitraum. In „Störungsjahren“ mit z.B. ungünstigen Witterungsverhältnissen können die Bestände sehr stark zurückgehen, wie es das Jahr 1997 zeigt.

In Tabelle 3 wird der im Jahr 2001 erfasste Weißstorchbestand aufgeschlüsselt nach Landkreisen dargestellt.

Die Ansiedlung von mehr als einem Horstpaar (HPa) in einer Gemeinde, einem Gemeindeverband oder einer Stadt ist ein Zeichen, dass in diesem Raum gute Nahrungs- und Lebens-

Tabelle 1: Weißstorchbestände (HPa) der Bundesländer in den Jahren 1999-2001

Bundesland	1999	2000	2001
Brandenburg	1357	1405	1372
Mecklenburg-Vorpommern	1157	1177	1143
Sachsen-Anhalt	554	574	563
Sachsen	413	394	393
Niedersachsen	339	361	353
Schleswig-Holstein	231	249	213
Bayern	118	126	109
Baden-Württemberg	45	57	61
Thüringen	22	24	19
Hessen	15	19	22
Hansestadt Hamburg	13	10	15
Nordrhein-Westfalen	7	10	8
Rheinland-Pfalz	6	8	10
Hansestadt Bremen	4	4	4
Berlin	2	3	3
Saarland	1	1	2

HPa: Horstpaar (=Brut- oder Nestpaar) zur Brutzeit am Nest (Horst) anwesend

Die Daten wurden zum größten Teil den MITTEILUNGSBLÄTTERN DER NABU-BAG WEIßSTORCHSCHUTZ (1997-2001) und dem STORCHENKURIER SACHSEN-ANHALT (Nr. 11-15) entnommen.

Tabelle 2: Entwicklung des Weißstorchbestandes in Sachsen-Anhalt im Zeitraum 1989 - 2001

Jahr	HPa	HPm	HPo	HE	JZG	JZa	JZm	HPo%	StD
1989	357	310	47	16	934	2,6	3,0	13,2	1,7
1990	390	308	82	14	798	2,0	2,6	21,0	1,9
1991	377	239	138	9	576	1,5	2,4	36,6	1,8
1992	393	274	119	22	670	1,7	2,4	30,0	1,9
1993	475	359	116	6	844	1,8	2,4	24,0	2,3
1994	519	433	86	3	1212	2,3	2,8	16,6	2,5
1995	517	409	108	-	1153	2,2	2,8	20,9	2,5
1996	583	441	142	6	1121	1,9	2,5	24,2	2,8
1997	485	292	193	18	634	1,3	2,2	39,8	2,4
1998	549	420	129	10	1208	2,2	2,9	23,5	2,7
1999	554	433	121	15	1181	2,1	2,7	21,8	2,7
2000	574	472	102	17	1216	2,1	2,6	17,8	2,8
2001	563	445	118	8	1092	1,9	2,5	21,0	2,8

HPa: Horstpaar (=Brut- oder Nestpaar) zur Brutzeit am Nest (Horst) anwesend (HPm +HPo +HPx)

HPm: Horstpaar mit flüggen (=ausgeflogenen) Jungen

HPo: Horstpaar ohne flügge Junge, doch in der Brutzeit (A. April - M. Juni) mindestens vier Wochen Horst besetzt haltend (aber nicht zwei gelegentliche Nestbesucher NB2, evtl. aus benachbartem Revier!)

HPx: Horstpaar zur Brutzeit am Nest anwesend, doch Brutergebnis unbekannt

HE: Horst von Einzelstorch besetzt, d.h. Einzelvogel zur Brutzeit (A. April - M. Juni) mindestens vier Wochen anwesend (aber nicht ein gelegentlicher Nestbesucher NB1, evtl. aus benachbartem Revier!)

JZG: Gesamtanzahl flügger Junge in einem Auswertungsgebiet im Jahr

JZa: Anzahl flügger Junge pro HPa (=HPm+HPo) in einem Auswertungsgebiet

JZm: Anzahl flügger Junge pro HPm in einem Auswertungsgebiet

HPo%: Prozentualer Anteil HPo von HPa

StD: Storchendichte, d.h. anwesende Horstpaare pro 100 km² (=HPa/100 km²)

(Abkürzungen nach SCHÜZ (1952) in Abstimmung mit der Staatlichen Vogelschutzwarte Steckby, dem Storchenhof Loburg (beide zum Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt gehörend) sowie der NABU-Bundesarbeitsgruppe (BAG) Weißstorchschutz)

raumverhältnisse für den Weißstorch vorliegen. Insgesamt nisteten im Jahr 2001 in 343 Gemeinden des Landes Störche, davon in 260 (75,8 %) ein HPa, in 45 (13,1 %) zwei HPa, in 18 (5,2 %) drei HPa und in vier Gemeinden (1,2 %) vier HPa. In 16 (4,7 %) nisten fünf und mehr Horstpaare, diese können als weißstorchreich bezeichnet werden. Diese Gemeinden befinden sich fast ausschließlich in den Schwerpunktgebieten der Weißstorchverbreitung Sachsen-Anhalts (Elbe-Havel-Elster-Raum, Drömling).

Im Süden und Südwesten sind die Weißstörche überwiegend in den Einzugsgebieten der Flüsse Saale, Bode, Selke, Weiße Elster, Fuhne und Helme zu finden. Die großen Waldgebiete wie z.B. die Colbitz-Letzlinger Heide werden nicht besiedelt. Ein Schwerpunkt der Weißstorchverbreitung ist die Altmark mit den Einzugsgebieten der Flüsse Jeeze, Purnitz, Milde, Biese, Dum-

me, Aland. Hier konnte eine hohe Anzahl an Horsten und eine Reproduktionsrate von über zwei ausgewiesen werden. Auch das Drömlingsgebiet an der Grenze zu Niedersachsen mit den Flüssen Ohre und Spetze ist ein bedeutendes Brutgebiet für den Weißstorch.

Absolut dominierend ist die hohe Bestandsdichte im Elberaum. Hier sind an beiden Ufern des Flusses innerhalb eines 5 km breiten Streifens im Jahr 2001 insgesamt 218 besetzte Weißstorchhorste gezählt worden, die einen Bruterfolg von 2,00 Jungen je Paar (JZa) bei einer Storchdichte von 9,5 anwesenden Horstpaaren (HPa) auf 100 km² aufwiesen. GABRIEL (2001) dokumentiert durch Daten aus den Biosphärenreservaten Mittlere Elbe und Flusslandschaft Elbe die Bedeutung dieser Großschutzgebiete als Lebensraum des Weißstorches. Hier gibt es mit Werten von 2,17 und 2,14 mittleren Bruterfolg je Paar die besten Reproduktionsleistungen.

Tabelle 3: Weißstorchbestand in den Landkreisen Sachsen-Anhalts im Jahr 2001

Kreis	HPa	HPm	HPo	HE	JZG	JZa	JZm	HPo%	StD
Anhalt-Zerbst	39	26	13	1	67	1,7	2,6	33,3	3,2
Aschersleben-Staßfurt	5	4	1	0	10	2,0	2,5	20,0	0,8
Bernburg	3	3	0	0	4	1,3	1,3	0,0	0,7
Bitterfeld	7	5	2	0	9	1,3	1,8	28,6	1,4
Bördekreis	10	7	3	0	15	1,5	2,1	30,0	1,1
Burgenlandkreis	1	0	1	0	0	0,0	0,0	100,0	0,1
Dessau	13	10	3	0	20	1,5	2,0	23,1	8,8
Halberstadt	5	5	0	0	12	2,4	2,4	0,0	0,8
Halle	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jerichower-Land	43	32	11	2	78	1,8	2,4	25,6	3,2
Köthen	13	9	4	0	21	1,6	2,3	30,8	2,7
Magdeburg	4	2	2	1	4	1,0	2,0	50,0	2,1
Mansfelder Land	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0
Merseburg-Querfurt	5	3	2	0	9	1,8	3,0	40,0	0,6
Ohrekreis	60	50	10	2	107	1,8	2,1	16,7	4,0
Quedlinburg	2	2	0	0	5	2,5	2,5	0,0	0,4
Saalkreis	3	2	1	0	6	2,0	3,0	33,3	0,5
Altmarkkreis Salzwedel	84	68	16	1	176	2,1	2,6	19,0	3,7
Sangerhausen	3	2	1	0	5	1,7	2,5	33,3	0,4
Schönebeck	19	14	5	0	34	1,8	2,4	26,3	4,1
Stendal	172	143	29	1	359	2,1	2,5	16,9	7,1
Weißenfels	1	1	0	0	3	3,0	3,0	0,0	0,3
Wernigerode	0	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0
Wittenberg	71	57	14	0	148	2,1	2,6	19,7	4,7
gesamt	563	445	118	8	1092	1,9	2,5	21,0	2,8

Legende: vgl. Tab. 2

Auch an den Flüssen, die in die Elbe münden, wie Schwarze Elster, Mulde, Saale, Ehle, Ohre, Tanger, Havel u.a. sind gute Weißstorchbestände vorhanden.

4 Horststandorte in Sachsen-Anhalt

In Sachsen-Anhalt befanden sich im Jahr 2001 z.B. 209 der vom Weißstorch besetzten Horste (ca. 37 %) auf Nest- und Elektroenergiemasten. Etwa je 140 Horste (ca. je 25 %) sind auf Schornsteinen und Hausdächern vorhanden. Weitere Niststandorte sind Mauerwerk (6,7 %), Türme (3,7 %), Bäume (1,6 %) und Weichdächer (1 %). Auffallend positiv mit einer Anzahl von 2,2 flügger Junge pro Horstpaar und der Anzahl flügger Junge pro Horstpaar mit flüggen Jungen von 2,5 sind Brutergebnisse in Horsten, die sich auf genutzten Masten der Energieversorgung befinden.

Auf Standorten, die im Aktionsbereich von Beutegreifern wie dem Steinmarder liegen, ist die Zahl der Bruten rückläufig.

Wichtig ist die Erhaltung, Pflege und Instandsetzung der vorhandenen Horstplätze. Es gilt die Faustzahl, dass jährlich ca. 10 % der besetzten Horste erneuert werden müssen. Das wären in Sachsen-Anhalt ca. 60 Horste pro Jahr.

Obwohl etwa 36 % der im Jahr 2001 erfassten 886 Horste unbesetzt waren, sollten auch neue Horstunterlagen errichtet werden. Dabei ist aber zu beachten, dass Horstunterlagen dort angebracht werden sollen, wo der Storch selbst anzeigt, dass er nisten möchte. In ungeeigneten Räumen können zu viele Horstunterlagen kontraproduktiv sein, weil oft umliegende von ansässigen Horstpaaren mit verteidigt werden, wodurch viel Unruhe auftritt. Es gibt Beispiele, dass dadurch über Jahre Storchpaare nicht erfolgreich brüten können. In für den Weißstorch op-

Tabelle 4: Gemeinden in Sachsen-Anhalt mit fünf und mehr HPA (Bezugsjahr 2001)

Gemeinde/GT	HPa	HPm	HPo	JZG	JZa	JZm	HPo%
Barby / 1	5	4	1	12	2,4	3,0	20,0
Jerichow / 2	5	3	2	8	1,6	2,7	40,0
Loburg / -	5	3	2	6	1,2	2,0	40,0
Röwitz / -	5	3	2	5	1,0	1,7	40,0
Trebitz / 2	5	3	2	8	1,6	2,7	40,0
Aken / 3	6	4	2	9	1,5	2,3	33,3
Mieste / 4	6	5	1	12	2,0	2,4	16,7
Beuster / 2	7	7	0	19	2,7	2,7	0,0
Tangermünde / -	7	6	1	14	2,0	2,3	14,3
Schollene / 1	8	7	1	20	2,5	2,9	12,5
Wittenberg / 4	10	8	2	22	2,2	2,8	20,0
Dessau / 8	13	10	3	20	1,5	2,0	23,1
Oebisfelde / 8	13	11	2	23	1,8	2,1	15,4
Jessen / 11	15	12	3	27	1,8	2,3	20,0
Werben / 1	16	11	5	30	1,9	2,7	31,3
Wahrenberg / -	17	15	2	34	2,0	2,3	11,8
gesamt	143	112	31	269	1,9	2,4	21,7

Legende: vgl. Tab. 2

GT = Anzahl der Gemeindeteile (nach STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT 1996)

timalen Gebieten ist allerdings ein kolonieartiges Nisten möglich.

5 Diskussion

Die Bestandssituation des Weißstorchs in Sachsen-Anhalt hat sich in den letzten 10 Jahren verbessert, auch für Deutschland insgesamt ist ein positiver Trend zu verzeichnen. Dennoch kommt SCHIMKAT (2001) in einer Arbeit über die Bestandsdynamik des Weißstorchs in den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Niedersachsen nach Berechnungen der Nettoerproduktion und möglicher Dismigration in den letzten beiden Jahrzehnten zu dem Schluss, dass trotz des Anstieges die Bestände als instabil anzusehen sind. Den Anstieg des Realbestandes führt er auf Zuwanderung zurück. Ein direkter Nachweis der Zuwanderungsrate von Störchen aus osteuropäischen Ländern ist aber nur mit Hilfe der wissenschaftlichen Vogelberingung möglich. Da in Polen und anderen osteuropäischen Ländern trotz oft großer Weißstorchbestände nur wenige Beringungen durchgeführt werden, ist der Nachweis schwierig.

Bei den jährlichen Vogelzügen treten große Verluste auf, die sich natürlich auch auf die Storchpopulation von Sachsen-Anhalt auswirken. Der Vogelschutz auf den Zugwegen und in den Überwinterungsgebieten ist ein internationales Problem, das mit Hilfe der Satellitentelemetrie und einer damit verbundenen Zugbegleitung besonderer Störche aufgezeigt und einer breiten Öffentlichkeit deutlich gemacht werden konnte. Die Situation auf der Ostroute, die überwiegend von Störchen aus Sachsen-Anhalt befliegen wird, schildern BERTHOLD & QUERNER (1996) und KAAZ et al. (1996). Hauptursache der Verluste auf dem Zugweg, beim Weißstorch etwa 70 %, sind Unfälle an elektrotechnischen Anlagen. Viele Veröffentlichungen belegen diesen Tatbestand (CREUTZ 1988, HAAS & FIEDLER 2001, KÖHLER & LANGGEMACH 2001). Deshalb war entscheidend, dass bei der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes der Paragraph 53 zum Vogelschutz an elektrotechnischen Anlagen auch durch den maßgeblichen Einfluss der Bundesländer Sachsen-Anhalt und Brandenburg aufgenommen wurde (BÖHMER 2001). Diese gesetzlichen Regelungen sehen vor, dass im Verlauf eines bestimmten Zeitraumes für Vögel

gefährliche elektrotechnische Anlagen entschärft werden und ein Neubau nur unter Gesichtspunkten des Vogelschutzes erfolgen darf. Die entscheidendste Beeinflussung der Populationsentwicklung des Weißstorches erfolgt aber sowohl in Sachsen-Anhalt als auch in den anderen Bundesländern durch den Schutz der Lebens- und Nahrungsräume des Weißstorches. So ist die Ausweisung großräumiger Schutzgebiete eine wesentliche Voraussetzung für eine sichere Überlebenschance. MÜLLER (1996) betont, dass der Erhalt und die Entwicklung artenreicher Biotope am wirkungsvollsten in großflächigen Ökosystemen erreicht werden können. Die Erhaltung und Sicherung naturnaher Räume muss bei den Schutzbemühungen im Vordergrund stehen, da Renaturierungsmaßnahmen häufig äußerst kostenaufwendig sind.

Im Naturpark Drömling engagiert sich beispielhaft die Stiftung „Stork Foundation – Störche für unsere Kinder“. Seit nunmehr über zehn Jahren unterstützt sie, vorrangig durch den Ankauf und die Vernässung von geeigneten Weißstorch-Nahrungsflächen im Raum nördlich von Oebisfelde, den Vogelschutz. Das Projektgebiet umfasst derzeit etwa 460 ha, wovon durch die Stiftung bisher etwa 330 ha erworben wurden. In Folge der Projektarbeit und unterstützt durch die Aktivitäten der Naturparkverwaltung Drömling hat sich in diesem Raum der Bestand der Weißstörche nahezu verdoppelt.

An der Elbe sind naturnahe Räume, deretwegen man andernorts große Renaturierungsprojekte in Gang setzt, noch gegeben. In den Elbanrainerkreisen findet man etwa 23 % der Horstpaare des Weißstorches, das sind 21 % des ostdeutschen und 32 % des westdeutschen Storchbestandes. Die Elbe durchfließt Deutschland in einer Länge von ca. 620 km. Wenn dieser Bereich z.B. durch wasserbauliche Maßnahmen und durch Grünlandumbruch als wichtigstes Konzentrations- und Reproduktionsgebiet für den Weißstorch ausfällt, würde das in absehbarer Zeit ein Aussterben des Bestandes in Deutschland bedeuten. Beispiele aus dem Donauebiet belegen diese Prognose. Das Bundesland Sachsen-Anhalt trägt auf Grund des in seinem Territorium größten Elbeanteils (mehr als 300 km) eine ganz besondere Ver-

antwortung für die Erhaltung des Weißstorchbestandes in Deutschland. Es gibt seit Jahren zahlreiche Initiativen zur Erhaltung der Elbe und der Elbeaueinzugsbereiche.

In einem Aktionsplan zum Schutz des Weißstorches in Deutschland werden von THOMSEN et al. (2001), getrennt nach Bundesländern, die Schwerpunktgebiete des Lebens- und Nahrungsraumes benannt, die dortigen Konflikte aufgezeigt und Maßnahmen zu deren Beseitigung vorgeschlagen. Die Gebiete an der Elbe sind als Kerngebiete für den Weißstorchschutz ausgewiesen. Auf weitere Schwerpunktgebiete wurde bereits eingegangen. Das Land Sachsen-Anhalt hat deshalb neben Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern eine herausragende Bedeutung für die Stabilisierung des Weißstorchbestandes in der Bundesrepublik Deutschland.

6 Danksagung

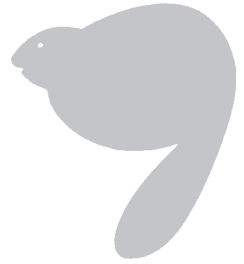
Für die pünktliche Erfassung des Weißstorchbestandes im Land Sachsen-Anhalt wird folgenden Damen und Herren gedankt: H.-G. BENECKE, T. BICH, W. BÖHM, M. BUETTNER, K.-D. BURZAN, G. DORNBUSCH, M. FIRLA, W. GRÖNWALD, P. GOTTSCHALK, W. HAENSCHKE, U. HENKEL, E. HERBST, B. HEUBLEIN, U. HILDEBRANDT, H. HIRSCHFELD, F. HÖHNE, G. KARLSCH, K. KIESEWETTER, W. KRUGENBERG, A. KUHLIG, P. LOSKARN, K. LOTZING, K. MAAß, Dr. W. MEYER, F. PICHOTTKI, H.-G. PUHLMANN, P. RASCHIG, M. RICHTER, G. RÖBER, A. RYSSEL, Dr. T. SCHAFFER, R. SCHNEIDER, J. SCHULZE, W. SENDER, G. STACHOWIAK, I. TODTE, A. WERNICKE, W. WISCHHOF, Dr. U. ZUPPKE.

Für die Unterstützung bei der Weißstorchfassung und den Schutzbemühungen gilt der Dank den Damen und Herren M. ARENS, T. CLASON, T. FRIEDRICHS, H. GRAFF und M. WEBER sowie dem NABU-Zentrum für Ökologie, Natur- und Umweltschutz Buch.

7 Literatur

- BERTHOLD, P.; QUERNER, U. (1996): Satellitentelemetrie von Zugrouten beim Weißstorch 1993/1994: Untersuchung von Altvögeln. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): Jubiläumsband Weißstorch – Jubilee Edition White Stork, Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg im MRLU-LSA: 127-129. - (3. Tagungsband)
- BÖHMER, W. (2001): Novellierung Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) – Vogelschutz an Freileitungen. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): 2. Jubiläumsband Weißstorch – 2. Jubilee Edition White Stork, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. - Loburg: 159-160. - (Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelschutzswarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt))
- CREUTZ, G. (1988): Der Weißstorch. - Wittenberg-Lutherstadt: Ziemsen Verl. - (Neue Brehm Bücherei; 375)
- GABRIEL, H. (2001): Das Biosphärenreservat "Mittlere Elbe" und seine Bedeutung für den Weißstorch. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): 2. Jubiläumsband Weißstorch – 2. Jubilee Edition White Stork, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. - Loburg: 142-145. - (Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelschutzswarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt))
- HAAS, D.; FIEDLER, G. (2001): Vogelschutz an elektrotechnischen Anlagen. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): 2. Jubiläumsband Weißstorch – 2. Jubilee Edition White Stork, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. - Loburg: 171-176. - (Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelschutzswarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt))
- KAATZ, C. (1999): Die Bestandssituation des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in Deutschland, unter besonderer Berücksichtigung der Jahre 1994 und 1995. - In: SCHULZ, H. (ED.): Weißstorch im Aufwind? - White storks on the up? - Proceedings, Internat. Symp. on the White Stork, Hamburg 1996 - Bonn: NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.): 137-155
- KAATZ, C.; KAATZ, M. (1992): Der Elbebereich als Schwerpunkt der Weißstorchverbreitung in Deutschland. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. - Halle (5): 29-41. - (Naturschutz im Elbegebiet. Fachtagung am 10.04.92 in Dessau)
- KAATZ, C.; KAATZ, M. (2001): Die Bestandsentwicklungen des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in Deutschland und im Bundesland Sachsen-Anhalt. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): 2. Jubiläumsband Weißstorch – 2. Jubilee Edition White Stork, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. - Loburg: 68-72. - (Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelschutzswarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt))
- KAATZ, M. (1993): Schützt den Elberaum – unser wichtigstes Brutgebiet für den Weißstorch in Sachsen-Anhalt und Deutschland. 1. Landschaftstag 1993 – Die Elbaue. - Magdeburg: Umweltamt der Landeshauptstadt Magdeburg: 11-18
- KAATZ, M.; DUBIAN, K.-H.; REHBEIN, R. et al. (1996): Zugbegleitung besonderer Weißstörche – Neue Schutzmöglichkeiten auf den Zugwegen. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): Jubiläumsband Weißstorch – Jubilee Edition White Stork, Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg im MRLU-LSA: 129-133. - (3. Tagungsband)
- KÖHLER, W.; LANGGEMACH, T. (2001): Verluste des Weißstorchs an Freileitungen – kein Ende in Sicht? - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): 2. Jubiläumsband Weißstorch – 2. Jubilee Edition White Stork, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. - Loburg: 185-191. - (Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelschutzswarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt))
- MITTEILUNGSBLÄTTER NABU-BAG WEIßSTORCHSCHUTZ (1997-2001): Nr. 89/97 bis 93/2001
- MÜLLER, J. (1996): Die Bedeutung der Großschutzgebiete im Land Sachsen-Anhalt für die Weißstorchpopulation an der westlichen Arealgrenze. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): Jubiläumsband Weißstorch – Jubilee Edition White Stork, Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg im MRLU-LSA: 52-54. - (3. Tagungsband)
- SCHIMKAT, J. (2001): Vergleichende Betrachtungen zur Bestandsdynamik des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Niedersachsen. - In: KAATZ, C.; KAATZ, M. (HRSG.): 2. Jubiläumsband Weißstorch – 2. Jubilee Edition White Stork, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. - Loburg: 101-105. - (Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelschutzswarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt))
- SCHÜZ, E. (1952): Zur Methode der Storchforschung. - Beiträge zur Vogelkunde. - Leipzig 2: 287-298
- STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT (1996): Verzeichnis der Gemeinden und Gemeindeteile. - Halle
- STORCHENKURIER-SACHSEN-ANHALT : Halle: Landesamt für Umweltschutz, Abt. Naturschutz StVSW Storchenhof Loburg. - (11 - 15)
- THOMSEN, K.-M.; DZIEWIATY, K.; SCHULZ, H. (2001): Zukunftsprogramm Weißstorch – Aktionsplan zum Schutze des Weißstorchs in Deutschland. - Bonn: NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.): 95-100
- Dr. Mechthild Kaatz
Dr. Christoph Kaatz
Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Staatliche Vogelschutzswarte -
Storchenhof Loburg
Chausseestr. 18
39279 Loburg

Die Laufkäferfauna des Flächennaturdenkmals „Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof“ im Süden Sachsen-Anhalts



Martin Trost

1 Einleitung

Wegen ihrer spezialisierten und seltenen Fauna finden Binnenlandsalzstellen seit jeher das besondere Interesse von Floristen und Faunisten. Im mitteldeutschen Raum besitzt neben dem Aschersleben-Staßfurter und dem Magdeburger Gebiet (Hecklingen, Sülldorf etc.) sowie den Thüringer Salzstellen das Gebiet um die Mansfelder Seen zwischen Eisleben und Halle (S.) eine herausragende Bedeutung. Speziell der ehemalige Salzige See wurde bereits seit dem 18. und frühen 19. Jh. intensiv untersucht (GERMAR 1829, AHRENS 1833). RAPP (1933-35) fasste die seinerzeit bekannten Funddaten weitgehend vollständig zusammen. Erst gegen Mitte der 1980er Jahre setzte hier wieder eine intensive faunistische Tätigkeit ein, die sich nun auch auf anthropogene Salzstellen erstreckte. Eine davon ist das Flächennaturdenkmal (FND) Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof (FND 0036SK_) im westlichen Saalkreis.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt liegen aus dem Gebiet um die Mansfelder Seen sowie aus dem Salzatal eine erste Übersicht über Salzlaufkäfer in mehreren Salzstellen (TROST et al. 1996), eine regionale Checkliste sämtlicher nachgewiesener Laufkäferarten und eine Erfassung der aktuellen Carabidenfauna des ehemaligen Salzigen Sees (TROST in RANA 1999a, TROST et al. 1999) sowie des Salzatals (TROST in HARTENAUER et al. 1998) vor. Erste Angaben zu Carabiden im FND bei Teutschenthal-Bahnhof stammen von SCHNITTER (in SCHÖNBRODT & EBEL 1988 sowie in EBEL & SCHÖNBRODT 1993). Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, den Carabidenbestand einer jungen anthropogenen Salzstelle darzustellen und in ein Verhältnis zum regionalen Arteninventar zu setzen.

2 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsflächen

2.1 Allgemeine Angaben

Die Oberflächengestalt im Umfeld der geologischen Struktureinheit der Mansfelder Mulde wird durch eine salinartektonisch entstandene Sattel- und Muldenstruktur geprägt. In diesem an geologischen Störungszonen reichen Gebiet kam es an Salzwasseraustritten zur Herausbildung mehrerer natürlicher Salzstellen. Bergbauliche Eingriffe in den regionalen Grundwasserhaushalt hatten u.a. auch Auswirkungen auf salzhaltige Quellen und Grubenabwässer. Deshalb und aus weiteren Gründen liegt vielerorts eine Verquickung natürlicher mit anthropogener Salzbeeinflussung vor. Seit Beginn der Kalisalzförderung gegen Ende des 19. Jh. wurden z.T. enorm große Kali-Rückstandshalden mit einem hohen Anteil an Kochsalz (NaCl) aufgeschüttet, die zur Bildung von Salzstellen mit rein anthropogener Genese führten. Zur Etablierung von charakteristischer Salzvegetation kommt es dann, wenn die salzangereicherten Haldensickerwässer zur Herausbildung von neuen Feuchtgebieten führen oder in bestehende Feuchtgebiete eindringen. Dies ist unterhalb der Westhalde bei Teutschenthal-Bahnhof in beispielhafter Weise geschehen.

Die Genese und Flora dieser Salzstelle wird von JOHN (in RANA 1999b) bzw. JOHN (2000) beschrieben. Demnach befand sich an der Stelle des heutigen FND ursprünglich ein Feuchtgebiet (Teich, Wiesen), das seit dem 18. Jh. vom Braunkohlebergbau und diversen folgenden Nutzungen stark überformt wurde (Teerschwelerei, Kohleschlamm-Absetzbecken und ältere Abraumhalden). Seit 1953 erfolgte die Aufschüt-

tung der Kali-Rückstandshalde nordwestlich von Teutschenthal-Bahnhof oberhalb des späteren FND. In den 1960er Jahren wurden erstmals salzhaltige Sickerwässer im Gebiet verzeichnet. Das Wasser sammelte sich in tiefegelegenen Bereichen und vor allem in ehemaligen Kohleschlamm-Absetzbecken und bildete hier stark salzhaltige Gewässer, um dann in nördlicher Richtung über einen abschnittsweise verrohrten Stollengraben bis zur Salza abzufließen. Die im Lauf der Jahre zunehmende, großflächige und abgestufte Versalzung führte zu einem sehr reichhaltigen Inventar an Salzpflanzengesellschaften (RAUCHHAUS in RANA 1999b). In Abhängigkeit von der Jahreswitterung werden große Bereiche mit Salzbinsen-Wiesen, aber auch Röhrichte und Quellerfluren im Winter bis in das Frühjahr hinein überstaut. Im Sommer hingegen sinken die Wasserstände und die flacheren Salzgewässer trocknen regelmäßig vollständig aus. Seit 1980 wird das Feuchtgebiet durch die Trasse der Fernverkehrsstraße 80 (heute B 80) zerschnitten. Angaben zu Salzkonzentrationen sind bei JOHN (2000) enthalten. Danach beträgt der Gesamtsalzgehalt des Haldensickerwassers am Zufluss etwa 28 % und am Ausfluss noch etwa 15 %, d.h. die Sole wird im Gebiet durch weitere Zuflüsse verdünnt. Bedingt durch chemische Umsetzungen fällt Gips (CaSO_4) in größeren Mengen aus.

Gegenwärtig verfügt die Salzstelle über die großflächigsten Quellerfluren (*Salicornietum europaeae*) und offenen, stark salzbeeinflussten Salzrasen (*Spergulario-Puccinellietum distantis*) im gesamten südlichen Sachsen-Anhalt. An den nicht salzhaltigen alten Abraumhalden mit sandigem Substrat konnten sich stellenweise subkontinentale Trockenrasen einstellen.

Das Untersuchungsgebiet gehört zur mitteldeutschen Binnenklimaregion mit subkontinentalem Gepräge (KLIMAAATLAS FÜR DAS GEBIET DER DDR 1953). Die Jahresmitteltemperatur beträgt 8,6 °C. Bei Hauptwindrichtungen aus West und Südwest befindet sich das Gebiet im Regenschatten des Harzes und Thüringer Waldes (NEUß & ZÜHLKE 1982). Dies äußert sich in für mitteleuropäische Verhältnisse sehr geringen Jahresniederschlägen von durchschnittlich 429 mm (Aseleben 1901-1950). Das Gebiet der Mansfelder

Seen stellt die Kernzone des Mitteldeutschen Trockengebietes dar (SCHRÖDER 1986) und verfügt über ein ausgesprochen wärmegetöntes Mesoklima.

Als Bezugsraum für den regionalfaunistischen Vergleich wurde das in Abbildung 1 dargestellte Gebiet gewählt. Es umfasst das Umfeld der Mansfelder Seen und des Salzatal und entspricht der Fläche der Gemeinden Amsdorf, Aseleben, Erdeborn, Höhnstedt, Langenbogen, Lüttchendorf, Röblingen am See, Salzmünde, Seeburg, Teutschenthal, Wansleben am See, Zappendorf und z.T. Bennstedt und Unterrißdorf (Trost in RANA 1999a). Die Abbildung 2 zeigt die Lage der Bodenfallenstandorte innerhalb der Salzstelle.

2.2 Untersuchungsflächen

Das Spektrum der Vegetationstypen der Salzstelle, d.h. die wesentlichen Salzvegetationsformationen, aber auch ein Trockenrasen, wurde repräsentativ mittels Bodenfallen untersucht. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Untersuchungsflächen.

Quellerfluren (*Salicornietum europaeae*)

Das vom einjährigen Queller (*Salicornia europaea*) dominierte *Salicornietum* kommt meist an häufig überstauten, oberflächlich stark abtrocknenden Standorten mit stark wechselnden, oft sehr hohen Salzgehalten vor. Der relativ trockene Standort TEUT_3 ist in Hinsicht auf den Wasserhaushalt eine Ausnahme. Im FND tritt das *Salicornietum* als Dauer-Initialgesellschaft auf, sonst gelegentlich auch als vorübergehendes Initialstadium an stärker salzbeeinflussten, gestörten Standorten (ehemalige Ackerstandorte, Trittstellen). Die Vegetationsdeckung ist überwiegend gering mit stellenweise offenen Bereichen, die Vegetationshöhe beträgt meist nur wenige Zentimeter.

Salzrasen (*Spergulario-Puccinellietum distantis*)

Das *Spergulario-Puccinellietum distantis* tritt im FND ebenfalls als relativ kurzlebigen Sukzessionsstadium oder als Dauer-Initialgesellschaft auf offenen, frischen bis feuchten Salzböden,

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsflächen (Vegetation nach RAUCHHAUS (in RANA 1999) sowie eigenen Vegetationsaufnahmen)

Fallen-standort	Vegetation (Habitattyp)	Standortverhältnisse	Anzahl Fallen + Standzeit
TEUT_1	Salicornietum/Spergulario-Puccinellietum distantis	stark salzbeeinflusst, Boden zeitweise wassergesättigt, überwiegend organisches, torfartiges Substrat	6 Fallen Mai 1998 - Mai 2001
TEUT_2	Juncetum gerardii	mittelstark salzbeeinflusst, im Spätherbst bis zum Frühjahr regelmäßig und anhaltend überstaut	6 Fallen Mai 1998 - Mai 2001
TEUT_3	Salicornietum/Spergulario-Puccinellietum distantis	stark salzbeeinflusst, sickerfeuchter, stark austrocknender Standort auf sandigem Boden, nicht überstaut	6 Fallen Januar 1999 - Januar 2000
TEUT_4	<i>Agrostis stolonifera</i> -Dominanzbestand mit <i>Althaea officinalis</i>	schwach salzbeeinflusst, frischer Standort auf bindigem Boden	6 Fallen Februar 1999 - Januar 2000
TEUT_5	Festuco-Stipetum capillatae	trockener, anthropogener Hangstandort auf alter Halde (Sand, Kies), S bis SO-exponiert (45°), nicht salzbeeinflusst	8 Fallen Dezember 1999 - November 2000
TEUT_6	spätes Sukzessionsstadium der <i>Atriplex prostrata</i> -Facies des Spergulario-Puccinellietum distantis	mittelstark salzbeeinflusst, frisch bis feucht, ehemaliger Ackerstandort mit schneller Sukzession (Gräser)	6 Fallen Februar 2000 - Juni 2001
TEUT_7	Phragmitetum australis	mittelstark salzbeeinflusstes, nasses Röhricht direkt an Quellerflur angrenzend, winterlich z.T. überstaut	6 Fallen April 2000 - Juni 2001

oft an gestörten Standorten, auf. In der typischen Ausprägung, die in engem Kontakt mit Quellerfluren existiert, dominieren Salz-Schuppenmiere (*Spergularia salina*) und Flügelartige Schuppenmiere (*Spergularia media*). Die Vegetation bleibt hier bei geringer Deckung und Höhe ebenfalls sehr offen. In der *Atriplex prostrata*-Facies auf einem ehemaligen Ackerstandort kommen bei weniger extremen Salzgehalten hochwüchsere Pflanzen zur Dominanz. Der Anteil von Ruderalarten ist an letzteren Standorten meist hoch, der Gräseranteil und damit der Bestandesschluss nehmen im Zuge der Sukzession stark zu.

Salzbinsen-Gesellschaft (*Juncetum gerardii*)

Die Bestände der Salzbinsen-Gesellschaft (*Juncetum gerardii*) nehmen im Untersuchungsgebiet periodisch oder episodisch überstaute Standorte ein. Der Salzgehalt ist weniger hoch als bei den Quellerfluren. Die relativ dicht geschlossenen, von Gräsern dominierten, wiesenartigen Bestände sind oft großflächig ausgeprägt und können, wenn sie nicht gemäht werden, langfristig der Dominanz von Schilf unterliegen.

Schilfröhricht (*Phragmitetum australis*)

Die Schilfröhrichte sind typischerweise artenarm. Schilf kann durch seine Dominanz konkurrenzschwächere Halophyten leicht verdrängen. Im FND nehmen Schilfröhrichte relativ große Flächenanteile ein. Teilweise werden sie im Winterhalbjahr überstaut.

Straußgras-Dominanzbestände mit Eibisch (*Agrostis stolonifera* + *Althaea officinalis*)

Der Echte Eibisch ist ein Halophyt, der auf schwach salzhaltigen, frischen bis feuchten Standorten wächst. Das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*), oft zusammen mit dem ebenfalls tritt- und salzverträglichen Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*), wächst in den bodennahen Bereichen sehr dicht. Die hochwüchsigen Eibisch-Stauden überragen die eigentliche Grasflur beträchtlich. Die Salzbeeinflussung ist nur gering.

Subkontinentaler Trockenrasen (*Festuco-Stipetum capillatae*)

Ein subkontinentaler Trockenrasen konnte sich am Südhang der alten Halde etablieren. Der Boden ist überwiegend sandig-schluffig und sehr

trocken. Trotz der anthropogenen Entstehung des Standortes sind bereits typische Arten (Pfriemengras - *Stipa capillata* u.a.) vorhanden.

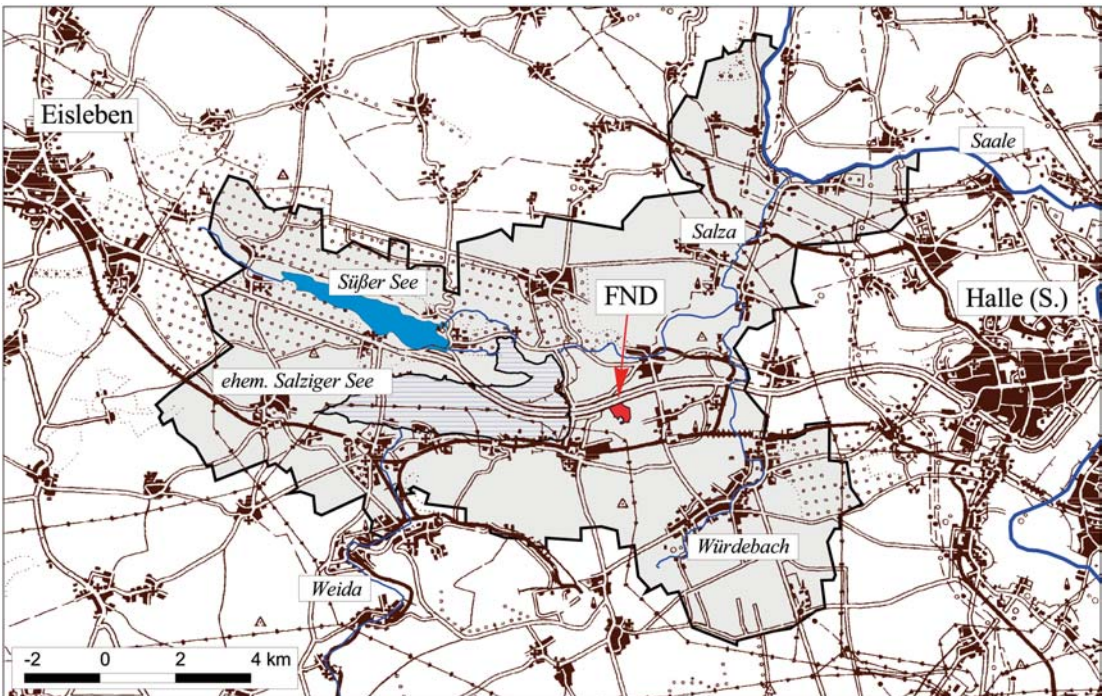
3 Methoden

Auf jeder Untersuchungsfläche (Fallenstandort) kamen sechs bzw. acht Barberfallen mit einer Öffnungsweite von 6,5 cm, abgedeckt mit einem Plastikdach, zum Einsatz. Als Konservierungsflüssigkeit wurde ca. 3%ige Formaldehydlösung, versetzt mit einem Detergenzmittel, verwendet. Die Leerungen fanden in den Jahren 1998 bis 2001 i.d.R. monatlich, z.T. auch in vierzehntägigem Abstand statt und erstreckten sich pro Untersuchungsfläche über mindestens zwölf zusammenhängende Monate (Tab. 1). Überstauungen schränkten jedoch die realen Fangzeiten mitunter ein. Die Ergebnisse von Handaufsammlungen wurden ergänzend einbezogen. Die Nomenklatur der Carabiden folgt TRAUTNER et al. (1997). An den Fallenstandorten wurden

Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET angefertigt (RAUCHHAUS, TROST). Direkte Messungen des Salzgehaltes an den Standorten wurden nicht vorgenommen. Stattdessen wurde die Vegetation der Fallenstandorte hinsichtlich des Auftretens von Halophyten und salzertragenden Arten (FRANK & KLOTZ 1990) ausgewertet (Anteile der obligaten Halophyten sowie salzertragenden Arten dargestellt, Tab. 2). Nach ZIEMANN (1989) kennzeichnen die Salzindikatoren das komplexe Zusammenwirken des Salzgehaltes mit den anderen Standortfaktoren und geben somit besser als Einzelmessungen einen Überblick über die ökologischen Bedingungen.

Um einen sinnvollen Vergleich der Aktivitätsdichten bei unterschiedlicher, mehrjähriger Fangdauer zu ermöglichen, wurde für die tabellarische Darstellung (Tab. 2) jeweils eine Normierung auf Individuen pro sechs Fallen und einem Jahr Standzeit vorgenommen. Arten, die an einem Fallenstandort ausschließlich mittels Handfang nachgewiesen wurden, wurden gekennzeichnet.

Abbildung 1: Lage des FND innerhalb des Bezugsraumes für die regionale Carabidenfauna



4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Arteninventar

Im Gebiet des Flächennaturdenkmals konnten bislang insgesamt 94 Carabiden-Arten nachgewiesen werden. Dies stellt etwas weniger als die Hälfte aller im Umfeld der Mansfelder Seen (Abb. 1) aktuell nachgewiesenen und etwa ein Drittel der hier historisch und aktuell insgesamt bekannt gewordenen Arten dar. Die Zahl erscheint recht hoch, wobei zu berücksichtigen ist, dass sehr intensiv und langfristig gefangen wurde. Gerade letzteres zahlt sich aus: einige Arten konnten selbst in typischen Habitaten erst

im zweiten oder dritten Jahr nachgewiesen werden. In Tabelle 2 sind die Arten sowie die von ihnen erreichten Aktivitätsabundanzen aufgeführt, wobei sie nach ihren Habitatpräferenzen grob untergliedert wurden. Zusätzlich werden Angaben zur Bestandssituation und Gefährdung sowie zu früheren Nachweisen im Gebiet (SCHNITTER in SCHÖNBRODT & EBEL 1988 sowie in EBEL & SCHÖNBRODT 1993) gemacht.

Hinsichtlich ökologischer Anspruchstypen ist ein weites Spektrum von ausgesprochen xerophilen bis zu hygrophilen Arten sowie halophilen und halobionten Arten vertreten. Im Folgenden sollen die Artengruppen kurz charakterisiert und

Abbildung 2: Lage der Fallenstandorte innerhalb des FND

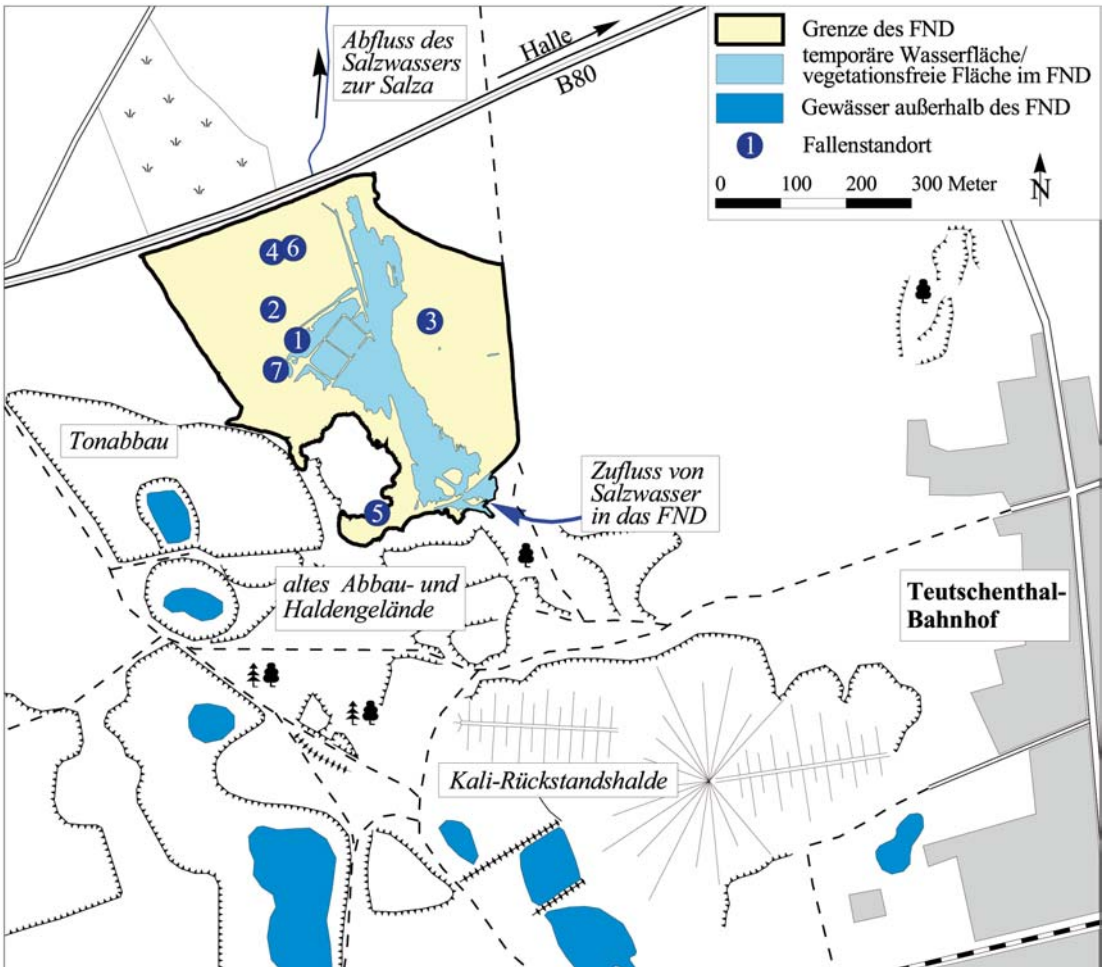


Tabelle 2: Laufkäfer des Untersuchungsgebietes sowie Aktivitätsdichten an den Fallenstandorten (Ind./Jahr + 6 Fallen)

Fallenstandort	1	3	6	2	7	4	5	1993	Rote Liste ST	Rote Liste D	Be- stand D	Salz- bin- dung
Anteil salzertragender Pflanzen insg. (%)	100	60	88	100	75	67	0					
Anteil obligater Halophyten (%)	50	20	12	14	0	0	0					
Artenzahl der Carabidae am Standort	46	41	37	35	27	29	13					
Jahressumme der Aktivitätsdichte	1284	1961	1274	382	183	470	94,8					
halobionte und halophile Arten												
<i>Pogonus chalceus</i> (MARSHAM, 1802)	555	134	1		3			x	2	V*	s	hb
<i>Dicheirotrichus obsoletus</i> (DEJEAN, 1829)	449	1190	1	0,33	6			x	2	1	es	hb
<i>Anisodactylus poeciloides</i> (STEPHENS, 1828)	95	4	28,8	46,3	4	1		x	2	2	ss	hb
<i>Bembidion aspericolle</i> (GERMAR, 1812)	44,7	37	4,4	156	8			x	2	2	ss	hb
<i>Acupalpus elegans</i> (DEJEAN, 1829)	1,47		3	13,9				x	3	2	ss	hb
<i>Amara pseudostrenua</i> KULT, 1946		3							3	1	es	hb
<i>Dyschirius chalceus</i> ERICHSON, 1837	1,07	1	1					x	2	1	ss	hb
<i>Dyschirius salinus</i> SCHAUM, 1843		2						x	3	V*	s	hb
<i>Bembidion fumigatum</i> (DUFTSCHMID, 1812)					3					3	s	hp
<i>Bembidion minimum</i> (FABRICIUS, 1792)	2,13	1		0,33				x			mh	hp
<i>Amara convexiuscula</i> (MARSHAM, 1802)	36,1	13	37	2,33		8		x			mh	hp
<i>Amara ingenua</i> (DUFTSCHMID, 1812)	1	4	197		1				P		s	hp
<i>Bembidion tenellum</i> ERICHSON, 1837 - nur außerhalb der Fallenstandorte nachgewiesen									2	1	ss	hb
eurytope Arten sowie mäßig hygrophile Offenlandarten												
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (DE GEER, 1774)	8,73	54	255	3,33	3	12						sh
<i>Poecilus versicolor</i> (STURM, 1824)	0,4	5	113	9	2	14						sh
<i>Calathus melanocephalus</i> (LINNÉ, 1758)	2,4	68	3,9	2,33	1	49						sh
<i>Pterostichus melanarius</i> (ILLIGER, 1798)	42,9	9	1,2	2,4	2	2						sh
<i>Poecilus cupreus</i> (LINNÉ, 1758)	2	50	406	1,67		23						h
<i>Amara plebeja</i> (GYLLENHAL, 1810)	1,07	1	5,8	1,33		87						h
<i>Amara communis</i> (PANZER, 1797)	0,33	2	1	12,3		34						h
<i>Calathus fuscipes</i> (GOEZE, 1777)	2,67	147	2,7			2						sh
<i>Pterostichus niger</i> (SCHALLER, 1783)	7,6			9,47	6	8						sh
<i>Leistus ferrugineus</i> (LINNÉ, 1758)	0,67	3			1	5						h
<i>Carabus convexus</i> FABRICIUS, 1775	0,33	1			2		2,71		3	3		mh
<i>Notiophilus palustris</i> (DUFTSCHMID, 1812)		1	3		1	1						h
<i>Stomis pumicatus</i> (PANZER, 1796)	0,33		1,2	0,67		3						h
<i>Harpalus luteicornis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	0,73		8,6	1,33						V		mh
<i>Amara convexior</i> STEPHENS, 1828			2,2	0,33		1						h
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (LINNÉ, 1761)	1		1	0,33								sh
<i>Badister bullatus</i> (SCHRANK, 1798)			1	0,33		1						h
<i>Amara similata</i> (GYLLENHAL, 1810)		16				2						h
<i>Carabus nemoralis</i> O.F. MÜLLER, 1764	0,73	8										h
<i>Loricera pilicornis</i> (FABRICIUS, 1775)	1,33	3										sh
<i>Notiophilus aquaticus</i> (LINNÉ, 1758)		2			1					V*		mh
<i>Bembidion properans</i> (STEPHENS, 1828)		19										sh
<i>Amara aulica</i> (PANZER, 1797)						2						h
<i>Amara lunicollis</i> SCHIÖDTE, 1837						2						h
<i>Amara familiaris</i> (DUFTSCHMID, 1812)		1										sh
<i>Syntomus truncatellus</i> (LINNÉ, 1761)						1						h
<i>Bradycellus csikii</i> LACZO, 1912						1						mh
<i>Amara apricaria</i> (PAYKULL, 1790)				0,33								mh
<i>Bembidion lampros</i> (HERBST, 1784) - nur außerhalb der Fallenstandorte nachgewiesen								x				h
<i>Acupalpus meridianus</i> (LINNÉ, 1761) - nur außerhalb der Fallenstandorte nachgewiesen												h
hygrophile Arten												
<i>Dyschirius globosus</i> (HERBST, 1784)	5,6	3	25,1	38	3	179		x				sh
<i>Anisodactylus binotatus</i> (FABRICIUS, 1787)	3,53	3	37	14	2	8						sh
<i>Bembidion mannerheimii</i> C.R. SAHLBERG, 1827	0,8	1	1	0,67		3						h
<i>Pterostichus vernalis</i> (PANZER, 1796)	0,73			12,7	21	9						h
<i>Bembidion assimile</i> GYLLENHAL, 1810	0,67			46,7	78					V*		mh
<i>Pterostichus strenuus</i> (PANZER, 1797)			2		6	9						sh
<i>Bembidion lunulatum</i> (GEOFF. in FOURC., 1785)	0,67		3	0,33								mh

Fallenstandort	1	3	6	2	7	4	5						
Anteil salzertragender Pflanzen insg. (%)	100	60	88	100	75	67	0	1993	Rote	Rote	Be-	Salz-	
Anteil obligater Halophyten (%)	50	20	12	14	0	0	0		Liste	Liste	stand	bin-	
Artenzahl der Carabidae am Standort	46	41	37	35	27	29	13		ST	D	D	dung	
Jahressumme der Aktivitätsdichte	1284	1961	1274	382	183	470	94,8						
hygrophile Arten (Fortsetzung)													
<i>Oxytelus obscurus</i> (HERBST, 1784)	0,33			0,33	3							h	
<i>Pterostichus diligens</i> (STURM, 1824)				0,33	16					V		h	
<i>Oodes helopioides</i> (FABRICIUS, 1792)					2	1						h	
<i>Leistus terminatus</i> (HELLWIG in PANZER, 1793)			1		2							h	
<i>Bembidion gilvipes</i> STURM, 1825			1	0,33						V*		mh	
<i>Agonum fuliginosum</i> (PANZER, 1809)					4							h	
<i>Agonum marginatum</i> (LINNÉ, 1758)	2,33											mh	
<i>Stenolophus mixtus</i> (HERBST, 1784)				1,33								h	
<i>Pterostichus nigrita</i> (PAYKULL, 1790)	1											sh	
<i>Acupalpus parvulus</i> (STURM, 1825)				1				x		V*		mh	
<i>Acupalpus exiguus</i> DEJEAN, 1829				0,67						3		mh	
<i>Clivina fossor</i> (LINNÉ, 1758)	0,4											sh	
<i>Bembidion biguttatum</i> (FABRICIUS, 1779)	0,4											h	
<i>Pterostichus gracilis</i> (DEJEAN, 1828)				0,33						3		s	
<i>Stenolophus teutonius</i> (SCHRANK, 1781)	?											h	
<i>Anthraxus consputus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	0,33									3		mh	
<i>Pterostichus anthracinus</i> (ILLIGER, 1798)	0,33											h	
<i>Elaphrus riparius</i> (LINNÉ, 1758)	0,33											h	
<i>Chlaenius tristis</i> (SCHALLER, 1783)	0,33								2	2		ss	
<i>Dyschirius luedersi</i> WAGNER, 1915	0,33							x				mh	
<i>Bembidion octomaculatum</i> (GOEZE, 1777) - nur außerhalb der Fallenstandorte nachgewiesen													
<i>Bembidion quadripustulatum</i> AUD.-SERV., 1821 - nur außerhalb der Fallenstandorte													
<i>Bembidion varium</i> (OLIVIER, 1795) - nur außerhalb der Fallenstandorte nachgewiesen													
<i>Bembidion tetragrammum illigeri</i> NETOL., 1914 - nur außerhalb der Fallenstandorte (SCHNITTER)													
Arten der Xerothermbiotope													
<i>Harpalus tardus</i> (PANZER, 1797)		1	5,2	0,33	1		1,5					h	
<i>Amara aenea</i> (DE GEER, 1774)		22	1			1	8,57					sh	
<i>Harpalus distinguendus</i> (DUFTSCHMID, 1812)		1	111				0,75					mh	
<i>Philorhizus notatus</i> (STEPHENS, 1828)		1				1	0,75			V*		mh	
<i>Broscus cephalotes</i> (LINNÉ, 1758)	4,73	90						x		V*		mh	
<i>Harpalus affinis</i> (SCHRANK, 1781)		49	3,4									sh	
<i>Harpalus pumilus</i> STURM, 1818					1		45,1			V		mh	
<i>Amara municipalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	0,33						6,64		P	V		mh	
<i>Calathus ambiguus</i> (PAYKULL, 1790)	1	5										mh	
<i>Brachinus eximius</i> DUFTSCHMID, 1812		1	1									mh	
<i>Ophonus azureus</i> (FABRICIUS, 1775)			1				0,75					s	
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (FABRICIUS, 1775)			1	0,33								mh	
<i>Harpalus anxius</i> (DUFTSCHMID, 1812)							16,8					mh	
<i>Calathus cinctus</i> MOTSCHULSKY, 1850							5,25					mh	
<i>Masoreus wetterhallii</i> (GYLLENHAL, 1813)							3,75		3	3		s	
<i>Microlestes minutulus</i> (GOEZE, 1777)		2						x				h	
<i>Harpalus rubripes</i> (DUFTSCHMID, 1812)		2										h	
<i>Syntomus foveatus</i> (GEOFF. in FOURC., 1785)							1,5	x				mh	
<i>Amara ovata</i> (FABRICIUS, 1792)			1									mh	
<i>Paradromius linearis</i> (OLIVIER, 1795)		1						x				h	
<i>Licinus depressus</i> (PAYKULL, 1790)							0,75		P	3		s	
Arten der Wälder													
<i>Nebria brevicollis</i> (FABRICIUS, 1792)	1											sh	

Anteil der salzertragenden Pflanzen und Halophyten in % der Gesamtartenzahl in der Vegetationsaufnahme
? - Art ausschließlich mittels Handfang nachgewiesen, 1993 – Nachweise von SCHNITTER in EBEL & SCHÖNBRODT (1993),
Rote Liste ST - Rote Liste Sachsen-Anhalts nach SCHNITTER et al. (1993), Rote Liste D - Rote Liste Deutschlands nach
TRAUTNER et al. (1997). **Gefährungskategorien:** 1 – vom Aussterben bedroht, 2 – stark gefährdet, 3 – gefährdet, P –
potentiell gefährdet, V – Vorwarnstufe. **Bestand D** – Bestandsschätzung in Deutschland nach TRAUTNER et al. (1997):
es – extrem selten, ss – sehr selten, s – selten, mh – mittel häufig, h – häufig, sh – sehr häufig. **Salzbindung:** hb –
halobiont, hp – halophil

Tabelle 3: Vergleich des Arteninventars des FND mit der regionalen Carabidenfauna im Umfeld der Mansfelder Seen und des Salztals - Artenzahlen

Artengruppe	Regionale Carabidenfauna		FND Teutschenthal
	historische + aktuelle Nachweise	aktuelle Nachweise (ab 1980)	aktuelle Nachweise
halobionte u. halophile Arten	19	13	13
eurytpe Arten sowie Arten frischer Offenlandbiotope	54	47	29
hygrophile Arten	109	83	30
Arten der Xerothermbiotope	81	64	21
Arten der Wälder	10	6	1
Gesam fauna	273	213	94

das Inventar des FND in Bezug zum regionalen Gesamtarteninventar (Trost in RANA 1999a) gesetzt werden (Tab. 3). Die Abbildungen 3 und 4 stellen die Artenzahlen und Aktivitätsdichten vergleichend dar.

Halobionte und halophile Arten

Diese Arten, nachfolgend als Salzarten bezeichnet, kommen ausschließlich bzw. schwerpunktmäßig an salzbeeinflussten Standorten vor. Innerhalb der Salzstandorte des Untersuchungsgebietes zeichnet sich eine Differenzierung der Carabidenbestände ab. In Quellerfluren und Salzrasen (TEUT_1 und 3), die sich durch die höchsten Salzkonzentrationen und eine sehr offene Vegetation auszeichnen, treten insgesamt die meisten Salzarten auf. *Dicheirotichus obsoletus* und *Pogonus chalceus* erreichen hier z.T. sehr hohe Aktivitätsdichten (Tab. 2). In der ruderalen Ausbildungsform des Spergulario-Puccinellietums auf einem ehemaligen Ackerstandort (TEUT_6) mit geringerer Salzbeeinflussung, höherer Vegetationsdichte und schneller Sukzession in Richtung Grasflur fehlen beide Arten hingegen weitestgehend, während *Amarra ingenua* und *A. convexiuscula* höhere Aktivitätsdichten erreichen. In der Salzbinsenflur (*Juncetum gerardii*) mit etwas niedrigeren Salzgehalten, aber auch einer dichteren Vegetation und lang anhaltenden winterlichen Überstaunungen, besitzt *Bembidion aspericollae* offenbar seinen Vorkommensschwerpunkt. An den Standorten TEUT_1, 2 und 3 dominieren die Salzarten auch bezüglich der Aktivitätsdichten die Vergesellschaftungen deutlich. Vor allem in den Salzrasen und Quellerfluren sind die Gesamt-

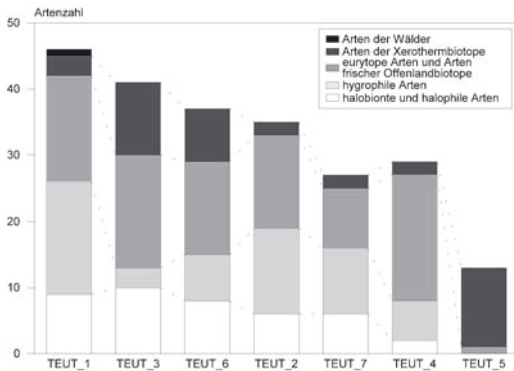
dichten der Laufkäfer sehr hoch, worauf bereits HEYDEMANN (1967) im Zusammenhang mit Erwägungen zur Konkurrenz hinwies. Im Eibisch-Bestand sowie im Schilfröhricht erreichen die Salzarten nur noch geringe Dichten, im nicht salzwasserbeeinflussten Trockenrasen fehlen sie ganz.

Das Vorhandensein von erhöhten Salzkonzentrationen ist die Grundvoraussetzung für das Vorkommen der Salzarten. Die faunistischen Unterschiede innerhalb der verschiedenen Salzstandorte könnten neben dem Salzgehalt z.B. auch durch Vegetationsstruktur, Bodenverhältnisse und Feuchtigkeitsdifferenzen (s. Tab. 1) bedingt sein (HEYDEMANN 1967). Diese Faktoren wirken komplex auf die Carabiden ein: so ist z.B. vorhandenes Salz in trockenen Böden geringer osmotisch wirksam als in feuchten (HEYDEMANN 1967, S 117), andererseits wird durch Verdunstung an offenen Standorten die Salzkonzentration erhöht. Winterliche Überstaunungen tragen eher zur Aussüßung bei.

Im Gebiet der Mansfelder Seen, speziell am ehemaligen Salzigen See, waren einst alle 19 im deutschen Binnenland vorkommenden Vertreter dieser Artengruppe vorhanden (mit Ausnahme des wahrscheinlich halobionten *Ophonus subsinuatus*). In den Salzbiotopen des FND kommen derzeit alle 13 aktuell noch in der Region nachgewiesenen halobionten und halophilen Carabidenarten vor. Die verbleibenden sechs Salzarten sind regional, teilweise auch in Thüringen (SPARMBERG et al. 1997), erloschen.

Aufgrund der für die Region einmaligen guten und großflächigen Ausprägung von Quellerfluren und Salzrasen muss davon ausgegangen werden,

Abbildung 3: Artenzahlen der ökologischen Gruppen der Carabiden an den Fallenstandorten

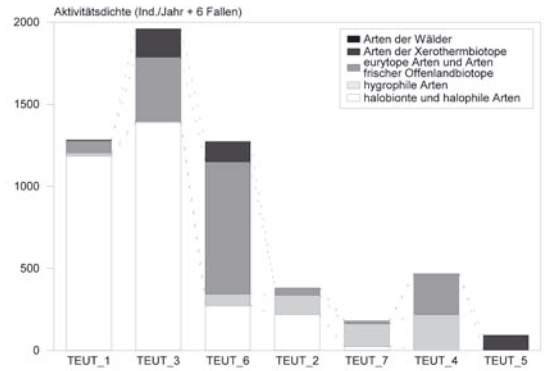


dass halobionte Arten mit enger Bindung an diese Biotope (vor allem *Dicheirotrichus obsoletus* und *Pogonus chalceus*) im FND die stärksten Bestände im Süden Sachsen-Anhalts besitzen (vgl. TROST et al. 1999, TROST in RANA 1999a). Auch bezüglich der anderen Salzbiotope besitzt das FND in der Region eine herausragende Bedeutung. Die halophilen Arten sind weniger eng an Salzbiotope gebunden. *Amara ingenua* und *A. convexiuscula* treten nicht selten auch auf Äckern oder Brachen, *Bembidion minimum* und *B. fumigatum* in Röhrichten und Verlandungsbereichen auf.

Der als halobiont geltende Ahlenläufer *Bembidion tenellum* (SCHULTZ & MÜLLER-MOTZFELD 1995, MÜLLER-MOTZFELD 1997), der am ehemaligen Salzigen See und im Salztal regelmäßig auf Schlammflächen und in Röhrichten nachgewiesen wird, konnte im Untersuchungsgebiet bislang nur in wenigen Exemplaren auf Schlammflächen in der Nähe des Auslaufs der Salzstelle gefangen werden.

Interessant ist, dass die Salzarten in der Lage waren, die neu entstandenen Salzbiotope aus dem in der Region vorhandenen Artenpotenzial relativ schnell neu zu besiedeln und sich als Artengruppe vollständig zu etablieren. Die meisten Salzarten wurden bereits gegen Ende der 1980er/Anfang der 1990er Jahre nachgewiesen. Hierbei bestehen deutliche Parallelen zur Neubesiedlung mit Halophyten (JOHN 2000) im gleichen Zeitraum.

Abbildung 4: Aktivitätsdichten der ökologischen Gruppen der Carabiden an den Fallenstandorten



Eurytopy Arten sowie Arten frischer Offenlandbiotope

Die hier zusammengefassten eurytopen Arten und Offenlandarten mit mäßigem (mittlerem) Feuchtigkeitsanspruch weisen meist keine sehr spezielle Habitatbindung auf. Der Trockenrasen und das Röhricht werden von ihnen eher gemieden, sie treten mit beträchtlichen Aktivitätsdichten in den stark salzbeeinflussten Biotopen auf. Selbst wenn davon ein Teil als zufällige Einwanderer gedeutet werden kann, muss doch bei vielen Vertretern von einer erheblichen Halotoleranz ausgegangen werden. Arten wie *Pseudophonus rufipes* und *Poecilus cupreus*, die offensichtlich kulturbegünstigt sind, spiegeln zudem deutlich den Brachecharakter des Standortes TEUT_6 wider. Der ebenfalls deutlich kulturbegünstigte, aber etwas mehr trockenheitsbevorzugende *Calathus fuscipes* tritt am zahlenstärksten am vergleichsweise trockenen Salzstandort TEUT_3 auf. Im FND sind nahezu 2/3 des regionalen Inventars dieser überwiegend häufigen Arten vorhanden (Tab. 3).

Hygrophile Arten

Die hygrophilen Arten konzentrieren sich erwartungsgemäß auf die länger andauernd nassen oder überstauten Biotope (TEUT_1, 2, 7). Am Beispiel des Fallenstandortes TEUT_3 mit einem viel geringeren Anteil hygrophiler Arten wird erkennbar, dass Salzbiotope zwar in der Regel, jedoch nicht in jedem Fall zugleich echte Feucht-

Abbildung 5: Übergang von einer Quellerflur zu einem salzbeeinflussten Schilfröhricht
(Foto: M. Trost, April 2001)

Abbildung 6: Der halobionte Laufkäfer *Dicheirotrichus obsoletus*
(Foto: M. Trost)



biotope sind (vgl. HEYDEMANN 1967, S. 121). Das Schilfröhricht verfügt über charakteristische Arten (*Agonum fuliginosum*, *Oxypselaphus obscurus*, *Oodes helopioides* u.a.). Hierzu zählt auch die halophile Art *Bembidion fumigatum*. Hohe Salzgehalte werden von vielen Arten wiederum gut toleriert.

Die hygrophile Carabidenfauna der Region war und ist sehr artenreich (TROST in RANA 1999a), was vor allem durch die ausgedehnten Verlandungsbereiche des ehemaligen Salzigen Sees, des Süßen Sees und des Salzatal mit ihrer Wasserstandsdynamik bedingt ist. Mit dem Verschwinden des Salzigen Sees im 19. Jh. und im Zuge von Nutzungsänderungen sind einige exklusive Feuchtgebietsarten erloschen. Der Umstand, dass im FND nur ca. 1/3 des aktuellen regionalen Artenbestandes vorhanden ist (Tab. 3), ist am ehesten mit der kleinen Fläche und der geringeren strukturellen Vielfalt und Dynamik im Vergleich mit den oben genannten Feuchtgebieten und Gewässern zu begründen. Daher fehlen im FND auch vor allem seltene und gefährdete Arten, obwohl sie in geeigneten Biotopen der näheren Umgebung auftreten (z.B. *Oodes gracilis*, *Elaphrus uliginosus*). Dem geringen Alter der Biotope dürfte in Anbetracht der schnellen Besiedlung anderer neu etablierter Feuchtgebiete (Salziger See, Salzatal) eine geringere Bedeutung zukommen.

Arten der Xerothermbiotope

Unter den Arten der Xerothermbiotope dominieren, dem Standort entsprechend, solche mit Schwerpunkt auf sandigen, gering bindigen Böden. Insgesamt ist das Inventar für kontinentale Trockenrasen im Mitteldeutschen Trockengebiet typisch, wenn auch bei weitem nicht vollständig. Besonders erwähnenswert sind die gefährdeten *Masoreus wetterhallii* und *Amara municipalis*, die in Sandtrockenrasen, Felsfluren aber auch Steppenrasen verbreitet sind. Auffällig sind die Vorkommen einiger xerophiler Carabidenarten in den eigentlichen Salzbiotopen. Am überwiegend frischen Standort TEUT_3 ist dies mit dem Mikroklima gut erklärbar, schwieriger fällt dies am Standort TEUT_1. Letzterer ist lange Zeit nass, trocknet aber im Sommer oberflächlich aus, was offenbar zumindest für den

Versuch einer Besiedlung genutzt wird. Die über mehrere Jahre konstant erreichten Aktivitäten von *Broscus cephalotes* legen allerdings eine dauerhafte Besiedlung auch der nur temporär abtrocknenden Salzbiotope nahe. *Broscus cephalotes* wird auch sonst immer wieder auf stark salzhaltigen Standorten, selbst feuchten Schlammhängen, angetroffen. Wiederum ist die offenbar hohe Salztoleranz vieler Arten hervorzuheben. Am Rande sei bemerkt, dass in der Quellerflur TEUT_1 wiederholt die als xerophil geltende und in Ameisennestern lebende Ameisengrille *Myrmecophila acervorum* (Saltatoria, Gryllidae) gefangen wurde.

Die Xerothermfauna und ihre Lebensräume sind in der Region wesentlich reichhaltiger und vielgestaltiger ausgeprägt, als im FND. Daher ist hier nur ca. 1/3 des regionalen Artenbestandes (Tab. 3) vertreten.

Arten der Wälder

Das gesamte Umfeld der Mansfelder Seen ist eine historisch waldarme Landschaft. Im Untersuchungsgebiet selbst gibt es lediglich kleinflächige Gebüsch. Erst im angrenzenden Haldengelände existieren Gehölze. Das weitgehende Fehlen von Waldarten entspricht daher den Erwartungen.

4.2 Naturschutzaspekte

Das Flächennaturdenkmal wurde durch Beschluss des Rates des Saalkreises vom 23. 1. 1985 verordnet. Als Behandlungsnormative wurden von SCHÖNBRODT & EBEL (1986) vorgeschlagen:

- flächenwirksame Zuführung des Sickerwassers der Kali-Rückstandshalde,
- keine Ausbringung von Gülle und Agrochemikalien,
- keine Vermüllung und Verkipfung,
- keine Nutzung als Lagerfläche,
- extensive landwirtschaftliche Nutzung der Randbereiche ist möglich.

Insgesamt wurden diese Vorgaben eingehalten. Zwar erstreckten sich intensiver Ackerbau sowie Tonabbau bis unmittelbar an die Grenzen des Gebietes und Wildfütterungen führten zu

einer Ruderalisierung in Randbereichen. Dies hatte jedoch keinen negativen Einfluss auf die Salz-Lebensräume. Die Ackernutzung am nördlichen Gebietsrand (Standort TEUT_6) hat im Gegenteil lange zur Offenhaltung salzbeeinflusster Flächen beigetragen. Als Beeinträchtigung wird die Zerstörung von z.T. bizarr auskristallisierten Salzen bzw. Mineralien (Gips u.a.) im Bereich des Salzwasserzuflusses empfunden, was allerdings keinen merklichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften hat. Grundwasserabsenkungen aufgrund des angrenzenden Tonabbaus sind nicht erkennbar.

Die Situation der Salzvegetation im FND kann gegenwärtig als relativ stabil angesehen werden, was für Salzstellen durchaus nicht selbstverständlich ist (GARVE & GARVE 2000, BANK & KISON 1999). Falls sich die Versalzung noch flächenhaft ausdehnt, ist sogar eine weitere Ausbreitung der Halophyten zu erwarten. Pflegemaßnahmen, z.B. der Binsen-Salzwiesen, sind im Gegensatz zu anderen Gebieten derzeit (noch?) nicht notwendig. Den weiteren Zufluss des Haldensickerwassers vorausgesetzt, dürfte sich der Zustand auf absehbare Zeit nicht negativ verändern. Allerdings ist nach JOHN (in RANA 1999b) nicht völlig klar, weshalb die für die Existenz der Salzstelle unabdingbaren Sickerwässer in nördlicher Richtung in das FND abfließen und nicht erwartungsgemäß in südlicher bis westlicher Richtung. Unter Umständen ist ein alter verschütteter Stollen dafür mitverantwortlich. Auf jeden Fall wäre die Abdeckung der Halde mit Boden, was z.B. in Thüringen praktiziert wird und mit Reduzierung der Sickerwassermenge verbunden ist (BORCHARDT & PACALAJ 1994), ebenso wie das Auffangen und Ableiten des Sickerwassers eine für die Salzvegetation und -fauna negative Maßnahme.

Ein hoher Anteil der Carabiden, insbesondere aus der Gruppe der Salzarten, ist landes- und deutschlandweit selten und gefährdet. Nach MÜLLER-MOTZFELD & SUIKAT (1996) ist die Gruppe der Salzcarabiden diejenige mit dem höchsten Anteil gefährdeter Arten überhaupt (s. auch Tab. 2). Die vielfach erhebliche Gefährdung resultiert in erster Linie aus der Seltenheit und Gefährdung ihrer exklusiven Habitats. Im weiteren Untersuchungsgebiet zeigte sich diese

allgemeine Tendenz bereits gegen Ende des 19. Jh. in dem regionalen Erlöschen der Vorkommen mehrerer streng halobionter Laufkäfer (*Dicheirotrichus gustavii*, *Dyschirius extensus*, *Tachys scutellaris*, *Pogonus iridipennis*, *Pogonus luridipennis*) – ein Vorgang, der sich mit der Vernichtung von Salzhabitaten am Salzigen See direkt in Verbindung bringen lässt (TROST in RANA 1999a).

Binnenland-Salzstellen fallen unter den besonderen Schutz nach § 30 NatSchG LSA. Ihre besondere Bedeutung schlug sich auch 1992 in der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) nieder, die den Lebensraumtyp 1340 – "Salzwiesen im Binnenland" als prioritär einstufte. Nach SSYMANEK et al. (1998) zählen allerdings anthropogene Salzstellen nur in dem speziellen Ausnahmefall zum FFH-Lebensraumtyp, wenn natürliche Salzstellen in der Region vollständig vernichtet wurden. Daher konnte das FND im europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000 keine Berücksichtigung finden, obwohl es wegen der hier vorhandenen größten und am besten ausgebildeten Quellerfluren und offenen Salzrasen im südlichen Sachsen-Anhalt zweifellos eine unverzichtbare Rolle zur Erhaltung der Salzvegetation und -fauna spielt. In den gemeldeten FFH-Gebieten des Umfeldes sind hingegen Quellerfluren und offene Salzrasen im Gegensatz zu Salzwiesen im engeren Sinn und salzbeeinflussten Röhrichten mit nur wenigen Quadratmetern Ausdehnung vorhanden.

Das FND bei Teutschenthal-Bahnhof ist ein gutes Beispiel dafür, dass die halobionte und halophile Carabidenfauna neu entstandene geeignete Biotope schnell besiedeln kann, vorausgesetzt, das Artenpotential ist im Umfeld noch vorhanden. Anthropogene Salzstellen können damit eine hohe Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz besitzen, der z.B. bei der Bewertung von Biotopen im Rahmen der Eingriffsregulierung und bei der Schutzgebietenkonzeption berücksichtigt werden sollte. Gerade unter den Laufkäfern gibt es aber auch Vertreter, die neuentstandene sekundäre Salzstellen in Sachsen-Anhalt bisher nicht besiedelten (z.B. *Pogonus luridipennis*, *P. iridipennis*, *Tachys scutellaris*). Ob dies eine Frage geringen Ausbreitungsvermögens oder anderer Faktoren ist, kann vorerst

nicht beantwortet werden. Alte, primäre Salzstellen können daher nicht konsequenzlos gegenüber konkurrierenden Nutzungen aufgegeben werden.

Die Gefährdung der Salzstellen resultiert nicht nur aus direkten Eingriffen und Nutzungsänderungen, sondern u.a. auch aus schwer kalkulier- und beeinflussbaren Änderungen der Grundwasserhältnisse, die auch primäre Salzstellen betreffen können. Eine gewisse Instabilität der Binnenlandsalzbiotope ist offenbar immanent. Angesichts der akuten Gefährdung von Salzbiotopen, vor allem den stärker salzgeprägten Quellerfluren und Salzrasen, kann nicht nur auf den Schutz altbekannter primärer Salzstellen gesetzt werden. Sekundäre Salzstellen leisten, sofern sie über charakteristisch ausgeprägte Biotopstrukturen verfügen, einen sehr wichtigen Beitrag zur kontinuierlichen Erhaltung des regionalen Salzbiotopbestandes; im Gebiet der Mansfelder Seen sind sie dafür bereits unverzichtbar. Dieses Kontinuum des Biotopbestandes ist eine Voraussetzung für die Erhaltung des charakteristischen Arteninventars. Charakteristisch ausgeprägte sekundäre Salzstellen können ermöglichen, dass lokale Biotopverluste durch Neubesiedlungsvorgänge zumindest teilweise kompensiert werden. Neu entstehende anthropogene Salzstellen sollten daher nach Möglichkeit toleriert und gegen Gefährdungen gegebenenfalls naturschutzrechtlich gesichert werden.

5 Zusammenfassung

In den Jahren 1998 bis 2001 wurden sieben Untersuchungsflächen in unterschiedlichen Vegetationseinheiten der anthropogenen Salzstelle im Flächennaturdenkmal Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof mittels Barberfallen und Handfängen untersucht. Im Mittelpunkt standen dabei Salzpflanzengesellschaften. Das Arteninventar rekrutiert sich aus verschiedenen ökologischen Anspruchstypen. Die Zusammensetzung dieser Artengruppen wird diskutiert und mit Ergebnissen von anderen Untersuchungsflächen sowie dem regionalen Arteninventar der Region der Mansfelder Seen verglichen.

An der Salzstelle kommen alle 13 aktuell regional nachgewiesenen halobionten und halophilen Carabidenarten vor und weisen hier z.T. die wohl individuenstärksten Bestände der Region auf. Dies ist in Anbetracht der kurzen Existenz der Salzstelle bemerkenswert und zeigt eine Fähigkeit der Arten zur schnellen Neubesiedlung geeigneter Biotope. Die hygrobionte und hygrophile Carabidenfauna des FND ist im regionalen Vergleich wesentlich ärmer, was wahrscheinlich auf ungünstigere Habitatstrukturen zurückzuführen ist.

Die Ergebnisse werden unter den Gesichtspunkten des Naturschutzes gewertet. Aufgrund der starken Gefährdung der Salzfauna besitzen bestimmte anthropogene Salzstellen neben Primärsalzstellen eine sehr hohe Bedeutung.

6 Danksagung

Dank gilt Herrn Prof. Dr. MÜLLER-MOTZFELD (Universität Greifswald) für klärende Diskussionen und für die Nachbestimmung von *Bembidion tenellum*. Herrn Dr. K. WESCHE (Institut für Geobotanik/Botanischer Garten der Martin-Luther-Universität Halle) danke ich für die unkomplizierte Bereitstellung von Messwerten der Salzgehalte.

7 Literatur

- AHRENS, A. (1833): Uebersicht aller bis jetzt auf salzhaltigem Erdboden und in dessen Gewässern entdeckten Käfer. - Isis oder Enzyklopädische Zeitung. - Jena (7): 642-648
- BANK, C.; KISON, H.-U. (1999): Zur Situation der Salzstelle Hecklingen in Vergangenheit und Gegenwart. - In: BRANDES, D. (HRSG.): Vegetation salzbeeinflusster Habitats im Binnenland: Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums 1998. - Braunschweiger geobotanische Arbeiten. - Braunschweig 6: 95-110
- BORCHARDT, W.; PACALAJ, C. (1994): Kalirückstandshalden im Südhazrevier. Untersuchung von Begrünungsverfahren. - Natur und Landschaft. - Stuttgart 69 (12): 543-546
- EBEL, F.; SCHÖNBRODT, R. (1993): Pflanzen- und Tierarten der Naturschutzobjekte im Saalkreis. 2. Ergänzungsband. - Halle: Landratsamt des Saalkreises; Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
- FRANK, D.; KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. - 2. völlig neu bearb. Aufl. - Wissenschaftliche Beiträge Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 167 S. - (P 41)
- GARVE, E.; GARVE, V. (2000): Halophyten an Kalihalden in Deutschland und Frankreich (Elsass). - Tuxenia N.S. - Göttingen 20: 375-417
- GERMAR, F. F. (1829): Der salzige See in der Grafschaft Mansfeld. - Thon's Entomologisches Archiv 2 (1): 11-12
- HARTENAUER, K.; JOHN, H.; MEYER, F. et al. (1998): Pflege- und Entwicklungsplan für das einstweilig sichergestellte Naturschutzgebiet Salzatal bei Langenbogen (nsg 0085H.; Saalkreis) - Halle: RANA – Büro für Ökologie und Naturschutz Frank Meyer. - 184 S. - Anl.
- HEYDEMANN, B. (1967): Die biologische Grenze Land-See im Bereich der Salzwiesen. - Wiesbaden
- JOHN, H. (2000): Zur Ausbreitung von Halophyten und salztoleranten Pflanzen in der Umgebung von Kali-Rückstandshalden am Beispiel des FND „Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof“ (Saalkreis). - Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt. - Halle 5: 175-197
- KLIMAAATLAS FÜR DAS GEBIET DER DDR (1953). - Berlin
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997): Küstenlebensräume des deutschen Ostseeraumes und deren Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. - Bonn-Bad Godesberg (52): 25-36
- MÜLLER-MOTZFELD, G.; SUIKAT, R. (1996): Rote Liste und Artenliste der Käfer (Insecta: Coleoptera) des deutschen Küstenbereichs der Ostsee. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. - Bonn-Bad Godesberg (48): 67-82
- NEUß, E.; ZÜHLKE, D. (1982): Mansfelder Land. - Berlin: Akademie Verl. - (Werte unserer Heimat ; 38)
- RAPP, O. (1933-35): Die Käfer Thüringens unter besonderer Berücksichtigung der faunistisch-ökologischen Geographie. Bd. I-III. - Erfurt
- RANA (1999a): Naturschutzfachliche Untersuchungen im Gebiet des ehemaligen Salzigen Sees – "Fauna". - Halle: RANA – Büro für Ökologie und Naturschutz Frank Meyer
- RANA (1999b): Flora und Vegetation der sekundären Binnensalzstelle im Flächennaturdenkmal "Salzstelle bei Teutschenthal-Bahnhof" (FND0036SK., Saalkreis). - Halle: RANA – Büro für Ökologie und Naturschutz Frank Meyer. - 39 S. - Anl.
- RICHTLINIE DES RATES VOM 21. MAI 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen 92/43/EWG. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 206/7 vom 22.07.92
- SCHNITZER, P. H.; GRILL, E.; BLOCHWITZ, O. et al. (1993): Rote Liste der Laufkäfer des Landes Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. - Halle (9): 29-34

Martin Trost
Graefestr. 10
06110 Halle/Saale

SCHÖNBRODT, R.; EBEL, F. (1986): Geschützte Natur im Saalkreis. Eine Anleitung zur Pflege und Nutzung der Naturschutzobjekte (Stand 1986). - 2. Aufl. - Halle: Rat des Saalkreises; Gesellschaft für Natur und Umwelt; Botanischer Garten Halle. - 87 S.

SCHÖNBRODT, R.; EBEL, F. (1988): Pflanzen- und Tierarten der Naturschutzobjekte im Saalkreis (Bez. Halle). Teil 2. - Halle: Rat des Saalkreises; Kulturbund der DDR; Botanischer Garten der Martin-Luther-Univ Halle

SCHULTZ, R.; MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Salzstandorten bei Greifswald. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4 (1): 9-19

SCHRÖDER, H. (1986): Allgemein-geographische Charakteristik der natürlichen Verhältnisse des südöstlichen Harzvorlandes. - Hercynia N.F. 23, 1-14

SPARMBERG, H.; APFEL, W.; BELLSTEDT, R. et al. (1997): Die Käferfauna ausgewählter naturnaher und anthropogener Binnensalzstellen Nord- und Mittelthüringens (Insecta: Coleoptera). - Veröffentlichungen des Naturkundemuseums Erfurt. - Erfurt (16): 78-137

SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutz-Richtlinie (79/409/EWG). - Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz. - Bonn-Bad Godesberg (53): 565 S.

TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G.; BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 261-273

TROST, M; SCHNITTER, P. H.; GRILL, E. (1996): Zur Bedeutung von Salzhabitaten am ehemaligen Salzigen See aus entomofaunistischer Sicht am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). - Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt 4 (1): 22-27

TROST, M; SCHNITTER, P. H.; GRILL, E. (1999): Untersuchungen zur aktuellen Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) des ehemaligen Salzigen Sees im Mansfelder Land (Sachsen-Anhalt). - Hercynia N.F. - Halle 32: 275-301

ZIEMANN, H. (1989): Biologische Anzeige der Versalzung von Ökosystemen. - In: BUSCH, K.-F.; UHLMANN, D.; WEISE, G. (Hrsg.): Ingenieurökologie. - 2. erw. Aufl. - Jena: G. Fischer Verl. - 488 S.

FORUMSBEITRÄGE *

Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium
Dessau
06. Dezember 2001

Beschluss

Naturschutzgebiete sind das Rückgrat des Naturschutzes

Der Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium Dessau hat mit Sorge zur Kenntnis genommen, dass die Ausweisung von Naturschutzgebieten immer mehr ins Stocken kommt. Dafür sind personelle Gründe ebenso verantwortlich wie augenscheinlich veränderte politische Prioritäten.

Wir erklären deshalb:

- Naturschutzgebiete sind das wesentliche Rückgrat des Naturschutzes. Der erreichte Stand der NSG-Ausweisung ist noch nicht so, dass von einem zuverlässigen Schutz der bedrohten und/oder ökologisch besonders wertvollen Lebensräume ausgegangen werden kann.
- Der Landtag von Sachsen-Anhalt hat in der Bestätigung des Berichtes der Enquete-Kommission „Zukunftsfähiges Sachsen-Anhalt“ im Jahr 1998 beschlossen, dass 6 bis 10 Prozent der Landesfläche dem Ausbau des NSG-Systems dienen sollen. Davon sind wir mit 2,7 Prozent gegenwärtig noch weit entfernt.
- Die NATURA-2000 Richtlinie der EU enthält für die FFH-Gebiete Anforderungen, die im Grunde genommen den Schutzstatus von NSG verlangen. Deshalb sollte die Ausweisung von NSG in diesen Gebieten die Regel und nicht die Ausnahme sein. Wo andere Formen des Naturschutzes effektiv greifen, lehnen wir diese natürlich nicht ab.
- Bei der Neuausweisung von schon bestehenden NSG darf eine juristische oder faktische Lockerung des Schutzstatus nicht zugelassen werden.

* Diese Beiträge müssen nicht mit der offiziellen Auffassung der Landesregierung Sachsen-Anhalts übereinstimmen.

- Die Ausweisung von Naturschutzgebieten ist nicht zum Nulltarif zu haben. Verglichen mit anderen Formen der Daseinsvorsorge ist sie jedoch mehr als kostengünstig. Deshalb sind die dafür zur Verfügung stehenden Mittel in einem Umfang zu erhöhen, der den kontinuierlichen und zügigen Fortgang der Arbeiten ermöglicht. Das bedeutet insbesondere die Schaffung von zunächst mindestens zwei Personalstellen pro Regierungspräsidium, die mit einschlägig qualifiziertem Personal besetzt werden müssen, nur zum Zweck der NSG-Ausweisung.
- Für die NSG-Ausweisung ist es aus fachlicher und organisatorischer Sicht auch weiterhin nötig, dass die Oberen Naturschutzbehörden Zugriff auf die Möglichkeiten der Naturschutzstationen behalten.
- Bei aller Anerkennung der Bedeutung des Konsensprinzips im Natur- und Umweltschutz weisen wir daraufhin, dass hundertprozentiges Einvernehmen nie zu erreichen sein wird. NSG künftig nur noch auszuweisen, wenn alle Beteiligten und Betroffenen zugestimmt haben, bedeutet in der Konsequenz, auf alle Neuausweisungen zu verzichten. Dies entspricht aber nicht den Aussagen des Landesnaturschutzgesetzes.

Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium
Dessau
04. September 2002

Beschluss

Erhalt der Arten- und Biotopvielfalt im Bereich des bewirtschafteten Grünlandes

Der Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium Dessau hat sich unter besonderer Berücksichtigung der Agrarumweltprogramme der EU und der Länder zum Vertragsnaturschutz (VNS) und zur markt- und standortgerechten Landwirtschaft (MSL) mit den Möglichkeiten der Erhaltung einer hohen Arten- und Biotopvielfalt im Bereich des bewirtschafteten Grünlandes befasst.

Die Arten- und Biotopvielfalt Deutschlands ist, neben den in besonderem Maße schützenswer-

ten Naturlandschaften, auch durch die artenreichen und vielfältigen Kulturlandschaften bedingt. Der Erhalt dieser Potenziale in der Kulturlandschaft ist gesetzlicher Auftrag. Ein alternativer Erhalt der grünlandspezifischen Artenvielfalt im Rahmen einer Prozessschutzstrategie ist unter den aktuellen Landnutzungsverhältnissen mit den geringen Flächenanteilen an Prozessschutzflächen (noch) nicht möglich. Mechanismen, die durch ihr zyklisches Auftreten einen alternativen Erhalt unterstützen könnten wie großflächige Zusammenbruchsphasen in Wäldern durch natürliche Prozesse, sogenannte "Biberwiesen" in Auen, mechanische Störungen durch Erosionsprozesse oder Weideflächen wildlebender Großherbivoren wirken in der Landschaft noch nicht ausreichend großflächig. Deshalb wird es auch in Zukunft notwendig sein, Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes durchzuführen. Auch auf EU-Ebene wird dieser Forderung nach dem Erhalt dieser Lebensräume durch die Aufnahme von Biotopen des Wirtschaftsgrünlandes i.w.S. in die FFH-Richtlinie Nachdruck verliehen. Außerdem haben prioritäre Arten wie zum Beispiel die Brenndolde hier ihren Hauptverbreitungsschwerpunkt. Daraus erwachsen weitere rechtliche Verpflichtungen Deutschlands.

Aus der Sicht des Naturschutzbeirates sollten deshalb wirksamere Instrumentarien zum Erhalt der Arten- und Biotopvielfalt im Bereich des bewirtschafteten Grünlandes entwickelt werden: Die Effizienz der EU-Instrumente in den Agrarumweltprogrammen „Vertragsnaturschutz (VNS)“ und „Markt- und Standortgerechte Landwirtschaft (MSL)“ muss erhöht werden, da auf den Flächen, auf denen derartige Maßnahmen liefen, nur zum Teil eine im Sinne des Naturschutzes gewünschte Entwicklung eingesetzt hat.

Insbesondere auf nährstoffreichen Grünlandflächen oder Flächen mit starkem Nährstoffnachlieferungsvermögen in Überschwemmungsbereichen waren Verbrachungstendenzen und die einseitige Förderung von konkurrenzstärkeren Arten, zum Teil unter Ausbildung von wenigartigen Dominanzbeständen, zu verzeichnen. Auf diesen Standorten ist stärker auf eine nutzungsintensivere, aber düngungsexensive Bewirtschaftungsform zu orientieren. Das schließt vor

allem auch eine flexiblere Regelung der Mahdtermine (orientiert an phänologischen Kriterien) ein, so dass die Mahd unter diesen Bedingungen aufwuchsbezogen auf Teilflächen bereits ab Mai erfolgen kann und damit auch den Anforderungen einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Wertschöpfung entspricht. In diesem Zusammenhang ist generell auf eine Integration teilflächenspezifischer Nutzungsstrategien hinzuweisen, die auf diesen Flächen mit den speziellen Zielstellungen des Arten- und Biotopschutzes abzustimmen sind. Auch das temporäre Belassen von Brachestreifen als Saumstrukturen im ansonsten relativ zeitig gemähten oder beweideten Grünland kann vielen Artengruppen des Grünlandes (z.B. Heuschrecken, Falter, Vogelarten) langfristig wirksamere Habitatstrukturen bieten als homogen bewirtschaftete Flächen.

Insgesamt ist auch unter dem Aspekt der Optimierung des Einsatzes von Fördergeldern mehr auf Qualität als auf Quantität zu setzen. Das schließt einerseits die Auswahl besonders geeigneter Grünlandstandorte (Standort- und Artenpotenzial als Auswahlkriterien) ein. Dazu sind bereits vorhandene Konzepte für die Auswahl und Bewirtschaftung von Grünlandflächen mit hohem Entwicklungspotenzial wie sie für den Landkreis Wittenberg beispielhaft bereits vorliegen zu integrieren. Andererseits muss zukünftig eine laufende Erfolgskontrolle der Maßnahmen stattfinden, um Fehlentwicklungen frühzeitig zu erkennen. Sie können als „Vorher-Nachher“, „Mit-Ohne“ oder „Soll-Ist“-Vergleich aufgebaut werden. Erfolgskontrollen setzen aber unverzichtbar die Formulierung von Zielen voraus. Durch die Ableitung von standortspezifischen Zielarten, Zielbiotopen bzw. Zielbiotopstrukturparameter können dann nachvollziehbare Kontrollkriterien entwickelt werden. Auf diesem Gebiet besteht sowohl aktueller Forschungs- als auch Handlungsbedarf. Grünlandflächen mit geringem Entwicklungspotenzial sollten zugunsten einer umfangreicheren Förderung von Flächen mit hohem Entwicklungspotenzial aus Förderprogrammen ausgeschlossen werden und gegebenenfalls einer Sukzession überlassen werden. Als potenzielle Prozessschutzflächen eignen sich außerdem die aktuell großflächig

entstehenden „Biberseen und -wiesen“, die aus der Sicht einer wirtschaftlichen Nutzung ohnehin problematisch, naturschutzfachlich aber überaus wertvoll sind.

Bei einer Überarbeitung der Richtlinien für die Agrarumweltprogramme ist auch eine Änderung der Definition des „Freiwilligkeitsprinzips“ erforderlich, um die rechtssystematisch verfehlte LwNVO („Artikelverordnung“) für Naturschutzgebiete überflüssig zu machen.

Der Förderung der Arten- und Biotopvielfalt des Grünlandes auf Flächen mit besonders hohem Schutzwert in Naturschutzgebieten und FFH-Gebieten sollte insgesamt mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden. Das Land Sachsen-Anhalt wird aufgefordert, sich für eine ausreichende BGU-Finanzierung (Erschwernisausgleich für benachteiligte Gebiete Umwelt) einzusetzen. Um diese Mittel auch für FFH-Gebiete einsetzen zu können, wird das Land Sachsen-Anhalt nochmals aufgefordert, durch die Ausweisung von Naturschutzgebieten in FFH-Gebieten optimale BGU-Rahmenbedingungen zu schaffen. Falls nicht bereits in Pflege- und Entwicklungsplänen vorhanden, müssen in diesen Gebieten standortspezifische sowie arten- und biotopschutzkonforme Nutzungsvorgaben verordnet werden.

Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium
Dessau

04. September 2002

Beschluss

Sicherung des Fortbestandes des Storchenhofes Loburg

Der Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium Dessau vertritt die Auffassung, dass alle Anstrengungen zu unternehmen sind, um den Fortbestand des Storchenhofes Loburg als eine aus der Vorwendezeit überkommene, originäre Einrichtung des Naturschutzes und der Umweltbildung des Landes Sachsen-Anhalt im Regierungsbezirk Dessau in Bindung an den Standort und unter Einbeziehung der Erfahrungen der Familie Kaatz und deren Helfern fortdauernd zu sichern. Der Naturschutzbeirat empfiehlt, eine Kommis-

sion einzuberufen, die sich als Kern aus je einem entscheidungsbefugten Vertreter des Kultusministeriums (bezüglich der Bildungsarbeit) und des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt sowie des Landesamtes für Umweltschutz zusammensetzt und fordert, die erforderlichen finanziellen Mittel im Landeshaushalt einzustellen, um unter Hinzuziehung von externen Fachleuten (Unternehmensberatern, Experten von Bildungsträgern, Projektleitern aus dem Umweltbereich, Mitgliedern von Verbänden, Naturschutzbeirat des Landes Sachsen-Anhalt) und unter Nutzung der Erfahrungen der Familie Kaatz von dieser Kommission und/oder dazu engagierten Fachleuten bis Mitte des Jahres 2003 ein tragfähiges Konzept für den Fortbestand und die Weiterentwicklung des Storchenhofes Loburg in seiner einzigartigen Form zu entwerfen.

Naturschutzbeirat beim Regierungspräsidium
Dessau

17. Oktober 2002

Beschluss

Ökologischer Hochwasserschutz Raum für naturnahe Gewässer, Auen und Feuchtgebiete Schutz für die Menschen

In den letzten Jahren häufen sich Katastrophen – Hochwässer. Sie hinterlassen Milliarden Schäden und Angst bei den Menschen, die an Flüssen leben. Die gegenwärtigen, vom Menschen gemachten Klimaänderungen lassen befürchten, dass sich Ereignisse wie das diesjährige „Jahrhunderthochwasser“ künftig häufen werden. Selbst wenn energische Klimaschutzmaßnahmen ergriffen würden, werden wir in den kommenden Jahrzehnten mit Wetteranomalien und Extremniederschlägen leben müssen.

Der traditionelle Hochwasserschutz hat die Probleme nicht gelöst und stößt an seine Grenzen. Deshalb muss eine nachhaltige Hochwasserschutzpolitik, die auch dem Naturschutz dient, Vorrang vor anderen Nutzungen haben. Der Naturschutzbeirat fordert deshalb:

1 Mitteleinsatz für vorsorgenden Hochwasserschutz

Es sind Milliardenschäden eingetreten, weil Millionen für die Vorsorge fehlten. Deshalb sind mindestens 20 % der für die Schadensbehebung des Elbe- und Muldehochwassers zur Verfügung gestellten Mittel für die nachfolgend aufgeführten Maßnahmen einzusetzen.

2 Mehr Raum für naturnahe Flüsse und Auen

Um einen nachhaltigen Hochwasserschutz zu erreichen, ist die wichtigste Forderung, dass die Flüsse wieder Raum für ihre Überschwemmungen erhalten. Derzeit sind an der Elbe nur ca. 25 % ihrer natürlichen Überschwemmungsflächen wirksam. Es existieren jedoch Studien, bei deren Umsetzung in Sachsen-Anhalt ca. 20 000 ha wirksame Überflutungsfläche durch Deichrückverlegung wieder hergestellt werden könnten. Dies würde deren Gesamtausdehnung um ca. ein Drittel erhöhen und die Hochwasserscheitel entsprechend verringern. Die Umsetzung dieser Maßnahmen würde einschließlich der notwendigen Flächenkäufe und Ausgleichsmaßnahmen für die Landwirtschaft ca. 100 Mio. € kosten. Dies ist eine große Summe – aber wenig im Vergleich zu den enormen Nachsorgekosten einer erneuten Hochwasserkatastrophe.

3 Naturnahe Wasserrückhaltung auch außerhalb der Auen

Die weitere Versiegelung der Landschaft mit Siedlungen, Gewerbe- und Verkehrsflächen erhöht den Hochwasserabfluss exponentiell. Sie muss auch deshalb ein Ende haben und einer nachhaltigen Raumnutzung weichen, in deren Rahmen sparsam mit Flächen und Böden umgegangen wird. In bebauten Bereichen ist Regenwasser naturnah zurückzuhalten.

4 Wiederbelebung unserer Flüsse und Bäche – Keine weitere Verbauung von Fließgewässern

Der Naturschutzbeirat begrüßt das Vorhaben der neuen Bundesregierung, die Elbe und Saale nicht weiter auszubauen, denn dieser Ausbau stände im Widerspruch zum nachhaltigen Hochwasserschutz wie zum Naturschutz und wäre zudem aus volkswirtschaft-

lichen Gründen nicht zu rechtfertigen. Demgegenüber brauchen wir in den nächsten Jahren ein groß angelegtes Wiederbelebungsprogramm für unsere Fließgewässer, das die Rücknahme von Verbauungen und die Verlängerung ihrer Fließwege zur Kappung von Hochwasserspitzen einschließt.