LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG

# Sonderheft 1996
# Sölle

Einzelverkaufspreis 10 DM

NL

NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE IN BRANDENBURG

## Impressum

**Herausgeber:** Landesumweltamt Brandenburg (LUA)
Referat Öffentlichkeitsarbeit
**Schriftleitung:** LUA/Abteilung Naturschutz
Dr. Matthias Hille
Barbara Kehl
**Beirat:** Dietrich Braasch
Dr. Martin Flade
Dr. Bärbel Litzbarski
Dr. Annemarie Schaepe
Dr. Thomas Schoknecht
Dr. Dieter Schütte
Dr. sc. Friedrich Manfred Wiegank
Dr. Frank Zimmermann
**Anschrift:** Landesumweltamt Brandenburg
Abt. N, PF 601061,
14410 Potsdam
Tel. 0331/277 62 16
Fax 0331/277 61 83

Autoren werden gebeten, Manuskripte in Maschinenschrift (wenn möglich auf Diskette - WP-Fließtext) an die Schriftleitung zu senden. Fotos nach Absprache. Autoren erhalten einige Exemplare des betreffenden Heftes. Die Redaktion behält sich eine Überarbeitung eingesandter Beiträge in Abstimmung mit den Autoren vor. Bereits in anderen Zeitungen veröffentlichte Beiträge können nur in besonderen Fällen berücksichtigt werden.

**Redaktionsschluß:** 2.8.1996
**Titelgestaltung:** Rohde/Zapf
**Gesamtherstellung, Anzeigen, Vertrieb:** UNZE-Verlagsgesellschaft mbH
Karl-Liebknecht-Straße 24/25
14476 Golm
Tel. 0331/96 98 942
Fax 0331/96 98 943
**ISSN:** 0942-9328

**Bezugsbedingungen:**
Jährlich erscheinen 4 Hefte.
Bezugspreis im Abonnement: 16,- DM pro Jahrgang
Abonnementsbestellungen sind an den Verlag zu richten.
In loser Folge erscheinende Sonderhefte sind nicht Bestandteil des Abonnements. Der Einzelpreis wird jeweils gesondert festgesetzt. Er schließt die Zustellkosten ein. Bestellungen sind an den Verlag zu richten. Die Lieferung erfolgt nach Zahlung einer Vorausrechnung.

Namentlich gekennzeichnete Beiträge geben nicht unbedingt die Meinung der Redaktion wieder.

**Titel:** Feldsoll im Barnim
Foto: N. Schneeweiß
**Rücktitel:** Luftaufnahme eines Feldsolls im Barnim
Foto: N. Schneeweiß

Diese Zeitschrift ist auf chlorfrei gebleichtem Papier gedruckt.

**Auflage:** 3 000

# Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg


**5. Jahrgang** **Sonderheft 1996**
**Sölle**


## Inhaltsverzeichnis


GÜNTER HAMEL
Zum Geleit 3

THOMAS KALETTKA
Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands 4

NORBERT SCHNEEWEISS
Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft am Beispiel der Amphibien 13

MARTIN FRIELINGHAUS
Extensivierung der Landnutzung und Vertragsnaturschutz im Einzugsgebiet von Söllen, dargestellt am Beispiel der Söllekette Lietzen/Döbberin 18

KERSTIN GREULICH, NORBERT SCHNEEWEISS
Hydrochemische Untersuchungen an sanierten Kleingewässern einer Agrarlandschaft (Barnim, Brandenburg) unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna 22

VERA LUTHARDT, FRANK DREGER
Ist-Zustands-Analyse und Bewertung der Vegetation von Söllen in der Uckermark 31

UWE SCHINDLER
Untersuchungen zum Wasserhaushalt kleiner Binneneinzugsgebiete mit Söllen im Nordostdeutschen Jungmoränengebiet am Beispiel des „Breiten Fenn" 39

HEIKE HAACKE, RALF HENZE, JOHANNES-GÜNTER KOHL
Limnologische Untersuchungen an ausgewählten Söllen 44

ROLF SCHMIDT
Vernässungsdynamik bei Ackerhohlformen anhand 10jähriger Pegelmessungen und landschaftsbezogener Untersuchungen 49

Günther Hamel

# Zum Geleit

Als sich um 1970 verschiedene Autoren verstärkt dem Thema Kleingewässer und Feldsölle zuwendeten, ahnten sie wohl kaum, daß sich diese zu einem bevorzugten Gegenstand des Naturschutzes der betroffenen Landschaften entwickeln würden. Der Fachhochschule Eberswalde sei für ihr Engagement gedankt, das sich zum einen in eigenen Forschungen und Untersuchungen widerspiegelt, das zum anderen aber auch Wissenschaftler unterschiedlicher Fachdisziplinen auf dem Fachbereichstag „Sölle in der Brandenburger Agrarlandschaft" am 7. Dezember 1995 zu diesem Thema zusammenführte.

Zweifellos ist das zunächst nur als eine weitere, wenn auch wesentliche Etappe der Bemühungen um den Schutz und die Erhaltung der Kleingewässer zu bewerten. Wie bei jeder Forschung tun sich mit deren Ergebnissen neue Fragen auf, werden neue, andere Komplexe angeschnitten, werden bisherige Erkenntnisse als falsche Hypothesen über Bord geworfen.

Es erhebt sich die Frage, was die Sölle und andere Kleingewässer so interessant macht, weshalb sie aus der Reihe der Flurelemente und Landschaftsbestandteile der Agrargebiete herausragen. Mehrere Gründe sind anzuführen, von denen nur einige genannt werden sollen.

Da ist die Widersprüchlichkeit zu nennen, bei gleicher Genese unterschiedliche Erscheinungsformen und bei unterschiedlicher Genese gleiche Erscheinungsformen ausbilden zu können.

Weiterhin sind die Sölle einer Vielzahl nicht quantifizierbarer bzw. nicht stabiler Grundfaktoren und Störungen ausgesetzt, die ihrerseits extreme Schwankungen, einen kurzfristigen Wechsel oder an anderer Stelle eine hohe Stabilität der Biozönosen bewirken. In vielen Fällen korreliert die Qualität ihrer Habitatfunktion eng mit der jeweiligen, historisch differenziert entwickelten agrarischen Nutzung des Umfeldes und der Gewässer selbst. Offensichtlich erlaubt die Vielzahl und Differenziertheit der einwirkenden und in den folgenden Beiträgen z.T. ausführlich dargestellten Faktoren nur eine grobe Klassifizierung und führt zu der mehrfach formulierten Aussage, daß „jedes Soll ein Individuum" darstellt. Eben darin liegt die qualitativ sehr unterschiedliche Lebensraumfunktion der Sölle in der ausgeräumten Agrarlandschaft begründet.

Forschungen und Untersuchungen sollen nicht dem Selbstzweck dienen. Die hier vertretenen Fachgebiete verfolgen das Ziel, dem praktischen Naturschutz und der Ökologie der Agrarlandschaft Entscheidungshilfe zu den Feldsöllen zu liefern. Bei der Vielzahl der Erscheinungsformen und ihrer Extreme besteht bei den Kleingewässern akut die Gefahr widersprüchlicher Zielstellungen spezifischer Interessengruppen, die in der Streitfrage, die Dynamik zuzulassen, Konservierung zu bewirken oder völlig zu „renaturieren", gipfeln.

Neben der – oftmals noch sehr lückenhaften – fachspezifischen Betrachtung der Feldsölle darf die historische Entwicklung nie außer acht gelassen werden, wobei die Frage nach ihrer Genese zweitrangig, die Entwicklung der vergangenen 60 Jahre hingegen bedeutsamer ist.

Nachdem über viele Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte die natürliche Nährstoffalle Feldsoll relativ gleichmäßig belastet und zumeist ebenso regelmäßig durch Entzug von Biomasse entsorgt wurde, wandelte sich diese Situation gegen Ende der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts. Begründet in der spätestens mit Beginn des 2. Weltkrieges einsetzenden Auflassung der Nutzung der Sölle oder deren Randzonen, verstärkte sich die Nährstoffakkumulation und begann die Sukzession im und am Gewässer. Diese Zeitspanne betrug etwa zwei Jahrzehnte, denn mit der völligen Kollektivierung der Landwirtschaft war anfänglich – von der Schaffung größerer Schlageinheiten und einigen weniger bedeutsamen Faktoren abgesehen – nicht gleichzeitig ein Intensitätsschub verbunden. Dieser setzte erst nach 1970 ein und war durch die Trennung von Pflanzen- und Tierproduktion, überdimensionierten Tierkonzentrationen, vielfältigen meliorativen Eingriffen in die Agrarlandschaft und einem hohen Einsatz von Agrochemikalien gekennzeichnet. Innerhalb kürzester Zeit wurden gebietsunterschiedlich große Abschnitte der Agrarlandschaft ausgeräumt, homogenisiert und mit Nährstoffen überfrachtet.

In wenigen Jahren (oftmals in kürzeren Zeitspannen) vollzogen sich an und in den Söllen Wandlungen, für die bei ungestörten, „natürlichen" Abläufen wahrscheinlich Jahrhunderte anzusetzen wären.

Bleibt die Frage zu klären, was künftig zu beachten ist. Die weitere Entwicklung der Sölle und ihr Naturschutzwert hängen vorrangig von zwei Kriterien ab: der Intensität der agrarischen Nutzung des Umfeldes, die ihrerseits bei der allgemein instabilen wirtschaftlichen Situation der Landwirtschaft weniger durch ökologisches Verständnis der Betriebsführung bestimmt wird und den jeweiligen objektiven Naturschutzzielen in der Region, deren zeitliche Umsetzung von den Kapazitäten und den finannziellen Möglichkeiten des Naturschutzes abhangen.

Oberster Grundsatz für Pflege- und Erhaltungsplanung sollte sein, die historisch gewachsene Vielfalt der Ausprägung im jeweiligen Gebiet zu erhalten, indem Nährstoffeinträge minimiert und der Verlandungsprozeß möglichst gestoppt wird. Dieses Ziel steht nicht im Widerspruch zu landwirtschaftlichen Interessen und verbindet sich mit entsprechenden agrotechnischen Maßnahmen im Sinne einer „ordnungsgemäßen Landwirtschaft und guten fachlichen Praxis". Einmalige oder langfristig-periodische Pflegeeingriffe sind dort anzustreben, wo erreichte Stadien mit dem Ziel zu stabilisieren sind, Populationen bedrohter oder seltener Arten zu erhalten bzw. sie wieder anzusiedeln, sofern dafür begründete Aussichten bestehen. Im Hintergrund solcher Entscheidungen sollten neben den ökologischen Ansprüchen der betreffenden Arten stets aktuelle und historische Vergleiche der natürlichen Verbreitungsmuster sowie die natürliche Dynamik der Populationen berücksichtigt werden.

Aufwendige Eingriffe, d.h. Totalberäumungen, Entschlammungen, Neu- oder Wiederanlage, sind nur dort zu vertreten, wo mehrfache Vorteile zu erwarten sind, etwa im Falle einer total ausgeräumten Landschaft das Landschaftsbild zu verbessern, Trittsteine zu schaffen und im Interesse der landwirtschaftlichen Nutzung die hydromeliorative Entsorgung von Ackerabschnitten (wieder) herzustellen. An solchen Stellen bieten sich vielfache Möglichkeiten und Ansatzpunkte weiterer Forschung und Untersuchungen zur Primärbesiedlung und kurzfristig aufeinander folgenden Initialstadien an. Solche Vorhaben werden nicht zuletzt ihres hohen finanziellen Aufwandes wegen auf wenige Punkte beschränkt bleiben. ■

THOMAS KALETTKA

# Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands

Schlagwörter: Sölle, Kleinhohlformen, Jungpleistozän, Kleingewässer, Senken- und Habitatfunktion

## 1. Einleitung

Das Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands weist ca. 200 000 ha Binnenentwässerungsgebiete auf, die in Senken (Kleineinzugsgebiete) ohne natürlichen Anschluß an benachbarte Gewässer gegliedert sind. Typisch für die Senken sind viele kleine, oft wasserführende Hohlformen (meist < 1 ha), die sich vorwiegend auf Ackerland befinden. Für diese Kleinhohlformen verschiedener Genese (außer künstlichen Gruben) führte GEINITZ (1879) den Begriff „Soll" ein. Während „Soll" und „Sahl" in Mecklenburg und Pommern verbreitet sind, werden die Hohlformen in Brandenburg oft als „Pfuhle" bezeichnet (GEINITZ 1915, RÖPKE 1929). In den DECKERSCHEN KARTEN (1816–24) und den PREUSSISCHEN URMESSTISCHBLÄTTERN (1826–1870) Ostbrandenburgs wurde außer „Pfuhl" oft noch „Kuthe" verwendet.

Charakteristisch für Ackersölle sind stark schwankende Wasserstände mit entsprechend angepaßten Arten. Bei extensiver Landnutzung bildeten sich stark zonierte Biozönosen mit hoher Vielfalt im Gegensatz zum arten- und gradientenarmen Ackerland aus. Kleinheit der Sölle und Intensivierung der Landnutzung bewirkten, daß ihre ökologische Rolle bis in die 80er Jahre unterschätzt und viele Sölle beseitigt sowie in ihrer Funktion beeinträchtigt wurden. Sölle sind in der ausgeräumten Agrarlandschaft oft die einzigen Feuchthabitate und prägen trotz ihrer Gefährdung mit ihrer Zahl und Vielfalt die Landschaft. BERGMANN (1983) bezeichnete sie in einem eindrucksvollen Dokumentarfilm treffend als „Augen der Landschaft". Sie werden durch den § 32 des BRANDENBURGISCHEN NATURSCHUTZGESETZES (1992) geschützt.

Die Kenntnisse zur Funktion von Söllen sind lückenhaft (FISCHER 1983, HAMEL 1988, JESCHKE 1987, KLAFS et al. 1973, STERNBERG 1986, WEGENER 1983). Besonders fehlen quantitative Aussagen zur Wechselwirkung der Standortfaktoren mit der Habitatfunktion, zu Soll-Typen, zu Zeigerarten und zum Biotopverbund. Diese Probleme werden aktuell untersucht (DREGER 1994; HAAKE 1994; HEIM et al. 1994 a, b; KALETTKA 1994 a, b; LUTHARDT u. DREGER 1994; SCHNEEWEISS 1993). Nachfolgend werden der Kenntnisstand über Sölle, offene Fragen und eigene Untersuchungen der Jahre 1993 bis 1995 dargestellt.

## 2. Genese von Söllen

Sölle kommen nur in den Jungmoränen der letzten Vereisung Norddeutschlands und Polens (Weichsel-Eiszeit) und des Alpenvorlandes (Würm-Eiszeit) über Geschiebemergel vor. In Altmoränengebieten sind sie

| Klima-Abschnitt | | Alter ab | Genese von Kleinhohlformen | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Pleistozän - Ende der Weichseleiszeit | | | | | | |
| Subarktische Zeit | älteres Dryas kalt | 12000 v.u.Z. | Zerfall der Gletscher in tauende Toteisfelder, Moränen mit verschüttetem Toteis im Geschiebemergel | | | |
| | Wärmezeit =Alleröd, mäßig subarktisch | 10000 v.u.Z. | Tieftauphase, Entstehung von Binnenentwässerungsgebieten mit Hohlformen durch langsames Auftauen des Toteises und Nachsacken des Geschiebemergels, Füllung der Senken mit Grund- bzw. Schichtenwasser, Beginn der minerogenen und organogenen Sedimentation ⇒ Ausbildung echter glazigener Sölle (= kleine Toteishohlformen) | | | |
| | jüngeres Dryas subarktisch | 9000 v.u.Z. | | | | |
| Holozän | | | | | | |
| Vorwärmezeit =Präboreal | wärmer | 8000 v.u.Z. | Ende des Auftauens, Konservierung des Reliefs durch Wald, keine minerogene Sedimentation mehr, organogene Beckenfüllung in Abhängigkeit vom Wasserzufluß | | | |
| Postglaziale Wärmezeit | frühe Wärmezeit =Boreal, trocken, warm | 7000 v.u.Z. | Wassermangel: -oft kleinere Einzugsgebiete -durchlässige Untergründe ⇓ fast trockene Wald-Senken | | Wasserüberschuß: -oft größere Einzugsgebiete -undurchlässige Tone ⇓ feuchte echte Wald-Sölle | |
| | mittlere W. =Atlantikum, feucht, warm | 5000 v.u.Z. | geringe organogene Akkumulation (Laub) nur bei episodischer Wasserführung | | limnische Phase (Mudden), danach mächtige Nieder- und Zwischenmoore (Torfe) | |
| | späte W. =Subboreal, trockener, kühler | 2500 v.u.Z. | ⇓ | | ⇓ vollständige organogene Verlandung der echten Sölle ⇓ | |
| Nachwärmezeit =Subatlantikum | ältere Nachwärmezeit, feucht, kühl | 1000 v.u.Z. | Waldrodung zur Ackergewinnung (Norddeutschland massiv ab 12. Jh.) ⇒ Folge in der Agrarlandschaft: - Sinkendes Grundwasser der Kuppen, Anstieg in den Senken - Beschränkte Reaktivierung der organogenen Füllung - Vorwiegend minerogene Füllung (Bodenerosion) - Ackerhohlformen: Überformung echter Sölle, Entstehung von Pseudosöllen und vermoorten Senken | | | |
| | jüngere Nachwärmezeit, 1500-1850 Temperaturrückgang, ab 1850 Erwärmung | 800 u.Z. | Einzugsgebiet +/- klein ⇓ erosive Dichtung trockener Senken ⇓ Grundwasser-Pseudosoll Kleingewässer, schwach temporär, z.T. Torfbänder Oberflächenwasser-P.-soll stark temporär, Sediment jung, kein Torf | Einzugsgebiet klein ⇓ vermoorte Senke Torf gering (jung), kaum Erosion, selten überstaut, Seggenried, Gehölze, keine typische Hohlform | Einzugsgebiet groß ⇓ ertrunkenes echtes Soll unten Mudde, Torf mächtig, Erosion stark, Kleingewässer, perennierend/ schwach temporär ⇓ verdecktes echtes Soll minerogene Auflage >1 m | Einzugsgebiet klein ⇓ typisches echtes Soll unten Mudde, Torf mächtig, kaum Erosion, verlandet, Seggenried, Gehölze, Wiese |

*Tabelle 1: Genese von Sölen (Kleinhohlformen) nach RÖPKE (1929), JANKE u. JANKE (1970), KLAFS et al. (1973), JESCHKE (1987); Klima nach HURTIG (1957)*

verschwunden. Von Söllen zu unterscheiden sind künstliche Gruben (meist Mergelgruben zur Düngergewinnung des 18.–19. Jh.). Diese liegen oft in Hanglage (günstiger Abtransport) ohne natürliches Einzugsgebiet, haben flache Zufahrten sowie seitliche Steilränder und sind meist nur in der ebenen Grundmoräne wasserführend (HURTIG 1957, JANKE u. JANKE 1970, JESCHKE 1987, KLAFS u. SCHMIDT 1967, KLAFS et al. 1973, RINGLER 1976, RÖPKE 1929).

Die Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Genese von Kleinhohlformen, die im weiteren Sinne als Sölle bezeichnet werden. RÖPKE (1929) bewies erstmals, daß echte glazigene Sölle am Ende der letzten Eiszeit durch verzögertes Abschmelzen von Toteisblöcken entstanden, die im Geschiebemergel der Moränen eingelagert und von der Erwärmung abgeschirmt waren. Dabei sackte der hangende Mergel langsam nach, und es bildeten sich Binnenentwässerungsgebiete mit Toteishohlformen. Die weitere Entwicklung der Hohlformen wurde erst später erkannt (JANKE u. JANKE 1970, JESCHKE 1987, KLAFS et al. 1973). Man stellte fest, daß sich der Auftauprozeß vom Alleröd (10 000 v.u.Z.) bis zum Präboreal (7000 v.u.Z.) hinzog. Die Hohlformen wurden durch minerogene Sedimentation zum Teil abgedichtet und wasserführend. Mit der Konservierung des Reliefs durch vollständige Bewaldung im Präboreal endete diese Sedimentation. Bei Wasserüberschuß entwickelten sich seit dem Alleröd Hohlformen zu Standgewässern mit anschließendem Moorwachstum. Diese echten glazigenen Sölle sind nach KLAFS et al. (1973) und DREGER (1994) an ihrer Sedimentfolge erkennbar (Mergel → toniger Lehm, cm–1 m → weiche Ton- und Niedermoortorfmudden der limnischen Phase, dm-1,5 m → Nieder- oder Zwischenmoortorfe, dm–4 m). Es ist anzunehmen, daß fast alle echten Sölle zu Beginn des Subatlantikums (1000 v.u.Z.) verlandet waren. Bei Wassermangel blieben in den Wäldern außerdem trockene Senken erhalten, in denen sich nur bei episodischer Wasserführung Laub-Humus sammelte.

Die Entwaldung führte seit dem Subatlantikum zur Änderung des Landschaftswasserhaushaltes, d.h. zu Wassermangel der Kuppen und zur Vernässung der Senken bei gleichzeitig einsetzender Bodenerosion. KLAFS et al. (1973) schlußfolgerten aus Bohrungen auf die Bildung von Ackerhohlformen verschiedener Typen mit spezifischer Vegetation (ohne Artenlisten). Bei echten glazigenen verlandeten Söllen mit kleinem Einzugsgebiet kam es nach der Rodung nur zu kurzer Überstauung, die durch reaktiviertes Moorwachstum kompensiert wurde. Solche „typischen" Sölle mit naturnaher Vegetation (Großseggenriede, Gehölze) sind heute durch Wiesennutzung oder Austorfung selten. Echte Sölle mit größeren Einzugsgebieten wurden nach den Rodungen dauernd überstaut. Es entstanden Kleingewässer mit aquatischer Vegetation und ausgeprägtem Röhricht. Diese „ertrunkenen" Sölle verkleinern sich bis heute durch Erosion und können bei hoher Erosionsdisposition (hohe Reliefenergie, Lehmböden, erosive Landnutzung) überschichtet werden, so daß sie bei Kolluvien (Auflagen) > 1m als „verdeckte" Sölle mit episodischer Wasserführung oft nicht als Sölle erkennbar sind.

Pseudosölle entstanden erst nach den Rodungen infolge Abdichtung und Vernässung der in den Wäldern ehemals trockenen Senken durch Erosion (tonige Lehme, sandige Tone, lehmige Schluffe). Ihnen fehlen im Liegenden die Mudden. Sie sind im Gegensatz zu künstlichen Gruben indirekt anthropogener Natur. „Grundwasser-Pseudosölle" weisen zum Teil geringmächtige Niedermoortorfe aus Laub-Humus der trockenen Wald-Senken auf. Darüber folgen minerogene Kolluvien > 1,5 m Mächtigkeit mit humoser Anreicherung. Dieser Typ von Pseudosöllen führt durch hohe Reliefenergie bzw. etwas größere Einzugsgebiete fast ständig Grund- bzw. Schichtenwasser und weist als schwach temporäres Kleingewässer amphibische Wasserpflanzen, spärliche Röhrichte sowie Zwergbinsen- und Kriechrasen auf. „Oberflächenwasser-Pseudosölle" sind jünger mit minerogenen Kolluvien < 1,5 m Mächtigkeit und Pflanzenresten ohne Torfe. Vorstufen dieser temporären Kleingewässer sind vernäßte Ackersenken mit nitrophilen Staudenfluren, die bei Trockenheit oft umgepflügt werden. Sie entstehen besonders auf Beregnungsflächen (HAMEL 1988, KLAFS et al. 1973). Bei sehr kleinem Einzugsgebiet und ausgeglichener Wasserführung bildeten sich nach den Rodungen „vermoorte Senken" ohne minerogene Abdichtung mit einer Vegetation wie bei echten typischen Söllen. Ihnen fehlen aber Mudden im Liegenden, ihre Torfe sind geringmächtig.

Außer durch KLAFS et al. (1973) wurde die Genese bisher durch DREGER (1994), HEIM et al. (1994 a,b) sowie LUTHARDT und DREGER (1994) untersucht (Tab. 2). Übereinstimmend lag der Anteil echter Sölle bei < 45 %. Probleme bei der Ansprache von Söllen ergeben sich durch Trockenheit. So fand DREGER (1994) nach mehreren Trockenjahren auf Acker keine ertrunkenen, aber 44 % typische echte Sölle. Weiterhin ist die Unterscheidung der Solltypen erschwert, wenn die liegende weiche Mudde echter Sölle nicht erbohrt bzw. erkannt wird oder Sölle früher abgetorft wurden. Als Kriterien bleiben dann Einzugsgebietsgröße und Sollform. DREGER (1994) fand z.B. auf einer Weide 79 % vermoorte Senken, aber kein echtes Soll. Der Anteil unsicher einzustufender Sölle lag bei HEIM et al. (1994 a,b) vor allem an fehlenden Mudden unter relativ mächtigen Torfen. Verdeckte Sölle sind schwierig zu finden. Ihr Anteil bei KLAFS et al. (1973) war sicher höher als 2,5 %. Die Sedimente waren nach DREGER (1994), HEIM et al. (1994 a,b) und KLAFS et al. (1973) bei echten Söllen 1–2–4 m, nach JANKE und JANKE (1970) bis 15m mächtig. Davon erreichen die vorwiegend minerogenen Auflagen seit den Rodungen 0,4–1,7 m (SCHMIDT 1991). Über den Anteil der Sedimentation seit der Intensivierung der Landnutzung gibt es keine Angaben. Altersdatierungen fehlen weitgehend wegen hoher Kosten.

| | KLAFS et al. (1973) Mcklb. | DREGER (1994) OBrdb. Groß-Ziethen | DREGER (1994) OBrdb. Groß-Ziethen | HEIM et al. (1994 a,b) OBrdb. Lietzen |
|---|---|---|---|---|
| Nutzung | Acker | Acker | Weide | Acker |
| Anzahl | 74 | 41 | 14 | 20 |
| typische echte Sölle (%) | 12,5 | 44 | 0 | 0 |
| ertrunkene echte Sölle (%) | 21,5 | 0 | 0 | 40 |
| verdeckte echte Sölle (%) | 2,5 | n. u. | n. u. | n. u. |
| Grundwasser-Pseudosölle (%) | 36,5 | 0 | 0 | |
| Oberflächenwasser-Pseudosölle (%) | 27 | 17 | 21 | 15 |
| vermoorte Senken (%) | keine Angabe | 39 | 79 | 0 |
| unsicher (%) | - | - | - | 45 |
| künstliche Gruben | Zahl wie Sölle | keine | keine | keine |

Legende: Mcklb.= Mecklenburg; OBrdb.= Ost-Brandenburg; n. u.= nicht untersucht

*Tabelle 2: Anteile von Solltypen verschiedener Genese*

## 3. Anzahl, Verbreitung und Hydrographie von Söllen

KLAFS und SCHMIDT (1967) ermittelten 90 000 Sölle für Mecklenburg-Vorpommern, davon 10 000 auf Grünland und 80 000 auf Acker (0,4 % der Ackerfläche). GEINITZ (1913, 1915) schätzte 35 000. Für Brandenburg gibt es keine Angaben. Die Daten zur Biotopkartierung des Landesumweltamtes Brandenburg lassen keine gesicherte Aussage zu. Die Zahl der Waldsölle ist nicht bekannt. Nur JANKE und JANKE (1970) bemerkten, daß in Wäldern weniger Sölle vorhanden sind als in alten Ackerbaugebieten, da keine Pseudosölle entstehen konnten. Von einer ähnlichen Vielzahl der Sölle ist im Jungmoränengebiet (Weichsel-Eiszeit) Schleswig-Holsteins und Polens auszugehen. Nach RINGLER (1976) machen Sölle 1 % der Holsteinschen Weizenanbaufläche aus. Im Alpenvorland sind Sölle mit geringer Zahl auf ein schmales Gebiet der Würmeiszeit begrenzt (BANZHAF u. WINKLER 1987; RINGLER 1976, 1983).

Nach RÖPKE (1929) weist die flachwellige Grundmoräne die meisten, die kuppige Grundmoräne weniger und die Endmoräne sehr wenige Sölle auf. Auf Sandern ohne Geschiebemergel fehlen sie. JANKE und JANKE (1970) sowie KLAFS et al. (1973) fanden sie dagegen gehäuft in der kuppigen Grundmoräne. Eine Erklärung könnte der stärkere Verlust von Söllen in der ebenen Grundmoräne durch vergleichsweise geringere Wasserführung und schnellere Verfüllung sein.

Die Zahl künstlicher Gruben kann je nach Landnutzung in Mecklenburg bis 60 % der Kleinhohlformen betragen (JANKE u. JANKE 1970, KLAFS u. SCHMIDT 1967, KLAFS et al. 1973). In Ostbrandenburg wies die Gemarkung Altlandsberg (bei Berlin) im PREUSSISCHEN URMESSTISCHBLATT (1839) 60 % Mergelgruben von 280 Kleinhohlformen auf, während in den Urmeßtischblättern der in Tabelle 3 genannten lehmigen Gebiete Bölkendorf (1826), Lietzen (1844) und Eggersdorf (1843) keine Mergelgruben verzeichnet sind. Mergel wurde als Dünger vor allem in sandigen Gebieten verwendet.

Ackersölle liegen weiträumig unregelmäßig verstreut. Die Dichte der Sölle schwankt mit 0,6-20/100 ha in Abhängigkeit von der Toteislage und der Pseudosoll-Bildung. KLAFS et al. (1973) fanden die größte Dichte mit 40/100 ha (Tab. 3). Ein Beispiel für hohe Dichte gibt das Luftbild des Gebietes Bölkendorf (Abb. 1). Sölle können mehr als 5 % des Ackers einnehmen. Die maximalen Flächen variieren von 0,01 bis 6 ha, wobei 30 bis 75 % kleine Sölle sind (Tab. 3). JESCHKE (1987) gab Flächen von 0,1 bis 1( bis 5) ha an. Die vielen kleinen Sölle (Tab. 3) sind vermutlich oft den Pseudosöllen zuzurechnen. So fanden KLAFS et al. (1973) 63 % Pseudosölle (Tab. 2). Auch HAMEL (1988) wies auf das Überwiegen von Pseudosöllen hin.

*Abb. 1*
*Luftbild des Gebietes Bölkendorf mit hoher Dichte der Sölle*
*(Mit freundlicher Genehmigung des Naturschutzbundes Deutschland/Land Brandenburg)*

Eigene Untersuchungen ergaben, daß reihige Anordnungen in Rinnen und großen Senken, z.B. auch Doppelsölle, wenig vorkommen (Tab. 3, Abb. 2). Sie beschränken sich vor allem auf Schürfrinnen der Gletscher. Hier sind Hangneigungen des Reliefs und Sollflächen am größten. Wald- und Grünlandsölle haben unregelmäßige flache Ufer. Ackerhohlformen besitzen dagegen oft eine durch das Heranpflügen entstandene Randverwallung und sind meist oval oder zum Teil drei- und viereckig (Tab. 3, Abb. 3). Ausnahme sind verdeckte echte Sölle, vernäßte Ackersenken und vermoorte Senken. Durch Erhöhung der Randverwallung können Sölle scheinbar an Tiefe gewinnen, und der Acker kann vor der Verwallung vernässen (HAMEL 1988, JANKE u. JANKE 1970, JESCHKE 1987, RÖPKE 1929). Die Verwallung bedingt ein Überwiegen von Söllen mit Steilufern. Über Steilheit und Breite der Ufer existierten bisher keine Angaben. Die Neigung steiler Uferböschungen von Söllen der Gebiete Bölkendorf, Lietzen und Eggersdorf (Tab. 3) betrug -20 bis -44 %, ihre Länge meist 2 bis 4 m. Relativ flache Ufer hatten eine Neigung von -6 bis -19 % mit einer Länge von 3 bis 18 m. Die an der Bö-

| Parameter | RÖPKE (1929) | KLAFS et al. (1967, 1973); Janke, Janke (1970) | WEGENER (1983) | STERNBERG (1986) | DREGER (1994) | KALETTKA 1993-1995 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gebiet | Mcklb. | Mcklb. | OBrdb. Münchehberg | Mcklb. Rostock | OBrdb. Groß-Ziethen | OBrdb. Bölkendorf | OBrdb. Lietzen | OBrdb. Eggersdorf |
| Fläche (ha) | - | - | 4 MTB | 720 | - | 250 | 700 | 375 |
| Soll-Zahl | 97 | 210 | 183 | 63 | 80 (58) | 49 | 19 | 33 |
| Sölle/100 ha | - | 10-20(-40) | 0,6 | 8,8 | - | 20 | 2,7 | 8,8 |
| Sollfläche/ Ackerfläche (%) | - | 0,4 (von Mcklb.) | - | 4,8 | - | 6 | 2,3 | 4,5 |
| Sollflächen | | | | | | | | |
| mittlere (ha) | 0,07 | 0,06 | - | 0,55 | 0,38 | 0,84 | 0,3 | 0,52 |
| minim. (ha) | - | - | - | 0,04 | 0,02 | 0,01 | 0,15 | 0,06 |
| maxim. (ha) | - | 5 | - | 3,7 | 5,9 | 3,9 | 2,9 | 3,0 |
| < 0,25 ha (%) | - | - | - | 52 | 51 | 70 | 32 | 76 |
| < 0,5 ha (%) | - | - | - | 19 | 41 | 18 | 16 | 6 |
| < 1 ha (%) | - | - | - | 8 | | 4 | 21 | 6 |
| > 1 ha (%) | - | - | - | 21 | 8 | 8 | 31 | 12 |
| Sollformen | | | | | | | | |
| max. Tiefe (m) | 1-5(-7) | 0,2-5 | - | - | 1-3 | 1-5 | 1-7 | 1-5 |
| Rinnen (%) | wenig | - | - | - | 0 | 8 | 0 | 6 |
| rund-oval (%) | oft | oft | - | - | 39 | 70 | 63 | 79 |
| 3+4eckig (%) | - | - | - | - | 33 | 16 | 11 | 6 |
| unregelm. (%) | - | - | - | - | 28 | 6 | 26 | 9 |
| 2-S. (%) | wenig | - | - | - | 3 | 4 | 11 | 2 |
| Ufer steil (%) | oft | oft | - | - | oft | 86 | 63 | 79 |
| Ufer flach (%) | wenig | wenig | - | - | wenig | 14 | 37 | 21 |
| Uferrandstreifen bei intensiver Ackernutzung | | | | | | | | |
| 0-3 m (%) | - | oft | - | - | oft | 92 | 85 | 90 |
| 3-20 m (%) | - | wenig | - | - | wenig | 8 | 15 | 10 |

Legende: Mcklb.= Mecklenburg; OBrdb.= Ost-Brandenburg; MTB = Meßtischblatt; 2-S.=Doppel-Soll

*Tabelle 3: Hydrographie von Söllen der Agrarlandschaft*

*Abb. 2*
*Perennierendes echtes Soll (Saumtyp) in einer Schürfrinne (April 1996)*
*Foto: T. Kalettka*

schungsoberkante anschließenden Uferrandstreifen hatten dagegen durch die Verwallung nur Neigungen von -5 % bis +4 %. In der Regel geht die Ackernutzung fast bis an die Böschungsoberkante heran, die dann oft von Erosionspfaden durchbrochen wird. Seit 1995 wird daher die Wirkung von Uferrandstreifen (Vertragsnaturschutz) an den Söllen bei Lietzen getestet.

Die aktuellen maximalen Tiefen der Sölle bis zur Böschungsoberkante der Ufer betragen bei den überwiegenden kleinen Söllen mit der Form flacher Wannen 1 bis 3 m. Nur größere Sölle, vor allem in Rinnen, sind bis zu 7 m tief (Tab. 3). SUCCOW und KOPP (1985) klassifizierten Gewässer < 1 ha Größe als Seichtpfuhle (Tiefe </= 1,5 m) oder Pfuhle (>1,5 bis 4 m).

## 4. Funktionen und Funktionswandel von Söllen

Sölle haben eine ökologisch und ökonomisch bedeutsame Mehrfachfunktion. An erster Stelle steht die Senkenfunktion hinsichtlich des Einzugsgebietes. Weitere Funktionen werden dadurch geprägt. Mit den Funktionen und ihrem Wandel befaßten sich besonders HAMEL (1988), JANKE und JANKE (1970), JESCHKE (1987) und WEGENER (1983). Komplexe quantitative Analysen liegen nicht vor. In Anlehnung an HAMEL (1988) lassen sich vier Haupfunktionen definieren (Tab. 4).

Zur phytosanitären und mikroklimatischen Funktion gibt es keine Untersuchungen. Nur KLAFS und SCHMIDT (1967) behaupteten, daß von Söllen wegen anderer Standortbedingungen kaum Einflüsse auf den Acker ausgehen. Sie verwiesen jedoch auf die Ernährung von Raubinsekten, Spitzmaus und Fröschen durch Ackerschädlinge. Der Kreuzdorn wurde z.B. als Zwischenwirt für Haferkronenrost benannt. Ackerunkräuter dringen nach KLAFS und SCHMIDT 1967 kaum in feuchte Sölle ein, was eigene Beobachtungen bestätigen.

| | |
|---|---|
| Senkenfunktion | Wasser- und Stoffspeicher, Wassergüte, Versickerung, Entsorgung |
| Habitatfunktion | Arten- und Strukturvielfalt, Refugium bedrohter Arten, phytosanitäre Funktion, Biomasseproduktion und -nutzung, Biotopverbund |
| Mikroklimatische Funktion | Luftfeuchte, Einstrahlungsminderung, Windbremsung, Kaltluftbecken |
| Ästhetische Funktion | Erholung, Landschaftsbild, Glazialrelikt |

*Tabelle 4: Funktionen von Söllen in Anlehnung an HAMEL (1988)*

Der Funktionswandel ist stark durch die Landnutzung geprägt. Die Verlandung der Sölle wurde nach der Entwaldung durch extensive Nutzungsformen gefördert oder gehemmt. Nährstoffentziehend wirkten nach JANKE und JANKE (1970) sowie HAMEL (1988) die Entnahme von Pflanzen (Werkstoffe, Streu, Futter, Brennstoff), von Schlamm und Torf (Düngestoffe, Torf 18.–19. Jh. als Brennstoff) und die Nutzung als Fischteich (14.–19. Jh.). Nährstoffeintrag erfolgte durch die Nutzung als Schafwäsche (bis 18. Jh.), Wasch- und Ententeich, Viehtränke sowie Flachsröste (bis 18. Jh.). Durch Beweidung und Mahd waren Sölle bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts meist baumfrei. Ihre Ränder waren noch im Deutschen Reich oft Grünland. Über Nutzungsformen gibt es Hinweise, über ihre Intensität nur Vermutungen (HAMEL 1988). Auf die Nutzung weisen oft alte Namen der Sölle hin (GEINITZ 1915, JANKE u. JANKE 1970). Auf Karten Ostbrandenburgs werden jedoch nach 1870 viele Namen nicht mehr aufgeführt. Nach 1945 ließ die Nutzung von Söllen stark nach. Oft zeugen Kopfweidenbepflanzungen von Auflassungen (HAMEL 1988). Die intensive Ackernutzung führte nach 1960 zu verstärkten Bemühungen zur Beseitigung, Verfüllung und Entwässerung von Söllen, auf die bereits RÖPKE (1929) hinwies. Das führte oft zu Eutrophierung, Verlust an Strukturvielfalt und der Funktion als Feuchthabitat. Deutliche Verluste bis 1970 zeigt Tabelle 5. Zahlreiche Entwässerungsgräben an Söllen weisen bereits die PREUSSISCHEN URMESSTISCHBLÄTTER (1825–70) auf. Die Maßnahmen zur Beseitigung der Sölle blieben jedoch oft ohne Effekt, da Sölle als verdeckte wasserstauende Senken weiterexistieren. Solche Sölle können in nassen Jahren wieder sichtbar sein (Tab. 5). Heute werden Sölle selten als Stein- und Müllablage, Angelgewässer, Viehtränke sowie für Mahd und Brennholzgewinnung genutzt.

### 4.1 Funktion von Söllen als Wasser- und Stoffsenke

Die Kenntnisse zur Wasser- und Stoffdynamik sind spärlich. Die Sölle Nordostdeutschlands wurden vorrangig im Zusammenhang mit Entwässerungen untersucht (HAMEL 1988, JESCHKE 1987, KLAFS u. SCHMIDT 1967, KLAFS et al. 1973, SCHMIDT 1980, SCHNURRBUSCH u. WESTHUS 1986, WEGENER 1983). Quantitative Analysen zum Wasserhaushalt (SCHMIDT 1980; SCHMIDT 1994) und zum Nährstoffumsatz von Söllen (AMLONG 1992) existieren kaum, Ergebnisse zur Wassergüte bis 1993 für das Gebiet der DDR gar nicht. Lediglich in Berlin (West) wurden ab 1980 zahlreiche Klein-

| Jahr ca. | KLAFS et al. (1973) Mcklb. Lexow | RINGLER (1976) Alpenvorland | RINGLER (1976) Schl.-H. Scharbeutz | RAABE (1979) Schl.-H. Heikendorf | WEGENER (1983) OBrdb. Müncheberg | DREGER (1994) OBrdb. Groß-Ziethen | KALETTKA OBrdb. Bölkendorf | KALETTKA OBrdb. Eggersdorf |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Zahl der Sölle | | | | | | | |
| vor 1900 | 31 | 159 | 108 | 291 | - | 131 | 50 | 46 |
| 1933-42 | - | - | - | - | - | 127 | 50 | 32 |
| 1959-69 | 20 | - | - | - | 257 | 99 | 41 | |
| 1974-78 | - | 73 | 13 | 172 | 183 | 91 | - | 26 |
| 1987-89 | - | - | - | - | - | 95 | 49 | - |
| 1993-95 | - | - | - | - | - | 80 | 49 | 33 |
| Verluste | 35 % | 54 % | 88 % | 41 % | 29 % | 39 % | 2 % | 28 % |

Legende: Mcklb.= Mecklenburg; Schl.-H.= Schleswig-Holstein; OBrdb.= Ost-Brandenburg

*Tabelle 5: Verlustbilanzen von Söllen*

*Abb. 3*
*Ausuferndes temporäres ovales Pseudosoll (Saumtyp) mit Randverwallung (Mai 1995)*
*Foto: T. Kalettka*

*Abb. 4*
*Jährlich trockenfallendes ovales Pseudosoll (Röhrichttyp) mit Wasserfenchel-Kressen-Sumpf sowie Froschlöffel- und Rohrglanzröhricht (Juli 1995)*
*Foto: T. Kalettka*

gewässer bezüglich Hydrologie, Hydro- und Sedimentchemie, Boden und Vegetation analysiert, über deren Genese jedoch nichts bekannt ist (LINDER u. SCHACHT 1990, RIPL et al. 1990). Besonders fehlen Aussagen zur Stoffakkumulation und ihrer Wirkung auf die Habitatfunktion unter den Bedingungen stark schwankender Wasserstände. Ebenso unklar sind Stoffdynamik, Belastungen durch Schadstoffe und Nachhaltigkeit bei Entschlammungen. Weiterhin ist es notwendig, geeignete Parameter zur Typisierung und Prozeßanalyse zu beschreiben, da bisherige Klassifikationssysteme für Seen auf Grund der spezifischen Dynamik von Söllen nur eingeschränkt anwendbar sind. Diese Fragen werden aktuell untersucht (HAAKE 1994; HEIM et al. 1994 a; KALETTKA 1994 a, b; LUTHARDT u. DREGER 1994).

### 4.1.1 Hydrologische Funktion

Ackersölle werden durch ihre Lage in oft grundwasserfernen Binnenentwässerungsgebieten meist nur vom Niederschlag gespeist, der ihnen als Oberflächenwasser oder als oberflächennaher Zufluß auf Stauschichten (Interflow) zufließt. Besonders im Frühjahr können bei gefrorenen und wassergesättigten Böden Niederschläge schnell die Sölle füllen und ausufern lassen, wobei das Wasser auf lehmigen Böden nur allmählich zurückgeht (Abb. 3). Infolge der in Nordostdeutschland geringen Jahresniederschläge (530 bis 600 mm) und der negativen klimatischen Wasserbilanz im Sommer (Verdunstung > Niederschlag), schwindet der Wasservorrat oft rasch. Die üppige Entwicklung der Vegetation und schnelle Erwärmung in den oft unbeschatteten flachen Söllen fördert die Verdunstung. Folge sind stark schwankende Wasserstände bis zum Trockenfallen kleinerer Sölle (Abb. 4) sowie Trockenschäden der Kuppen und Oberhänge des Einzugsgebietes.

Tabelle 6 zeigt Ergebnisse zur Wasserführung. Deutlich wird der hohe Anteil temporärer Sölle. Von diesen trocknen Sölle mit hohen Pegelschwankungen bei 0 bis 1 m Tiefe und kleineren Einzugsgebieten von 0,8 bis 10 ha oft jährlich aus und werden zeitweilig umgepflügt. Fast ständig wasserführend sind oft nur größere Sölle mit geringeren Pegelschwankungen bei 1 bis 3 m Tiefe, die sich vorwiegend in Rinnen oder ausgedehnten Senken mit großen Einzugsgebieten von 10 bis 25 ha befinden. SCHMIDT (1994) fand jedoch nach 12 Jahren Vernässungskartierung keine direkt signifikante Abhängigkeit zwischen Wasserführung und Einzugsgebietsgröße. Auch KLAFS et al. (1973) verwiesen auf die ungeklärte Frage des oft unterschiedlichen hydrologischen Verhaltens eng benachbarter Sölle. HAMEL (1988) beobachtete eine Verzehnfachung von Wasserflächen vieler Sölle und Bildung von Pseudosöllen innerhalb von 10–20 Jahren, deren Ursache wahrscheinlich vergrößerte Einzugsgebiete durch Schlagvergrößerungen, Bodenverdichtungen und der Einsatz von Beregnungsanlagen waren.

### 4.1.2 Funktion als Stoffsenke

Als abflußlose kleine Senken sind Ackersölle gegenüber Stoffeinträgen nur schwach gepuffert. Wasserkörper und Sediment sind starken jahres- und tageszeitlichen Veränderungen der Temperatur und des Chemismus unterworfen. Eigene vorläufige Ergebnisse (Tab. 6) zeigen eine geringe Abstufung der Trophie der meisten Ackersölle (vorwiegend kleinere ohne Uferrand-

| Parameter | KLAFS u. SCHMIDT (1967) | KLAFS et al. (1973) | DREGER (1994) | LUTHARDT u. DREGER (1994) | KALETTKA | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gebiet | Mcklb. | Mcklb. | OBrdb. Groß-Ziethen | OBrdb. Groß-Ziethen | OBrdb. Bölkendorf | OBrdb. Lietzen | OBrdb. Eggersdorf |
| Meßzeitraum | - | - | 1993-94 | 1994 | 1992-95 | 1993-95 | 1994-95 |
| Wasserführung | | | | | | | |
| Soll-Zahl | 210 | 74 | 58 | 280 | 49 | 19 | 33 |
| perennierend/fast ständig (%) | 30 | 45 | 21 | 47 | 4 | 41 | 36 |
| temporär/periodisch (%) | 28 | | 79 | 48 | 38 | 38 | 30 |
| stark temporär/episodisch (%) | 42 | 55 | | | 58 | 21 | 33 |
| nie (%) | | | | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Tiefe 1-3 m (%) | - | - | - | - | 4 | 42 | 3 |
| Tiefe 0-2 m (%) | - | - | - | - | 53 | 32 | 68 |
| Tiefe 0-1 m (%) | - | - | - | - | 43 | 26 | 29 |
| vorläufige Trophie nach TGL 27885/01 (1982) | | | | | | | |
| Sollzahl | - | - | - | - | 9 | 10 | 9 |
| eutroph (%) | - | - | - | - | 11 | 60 | 11 |
| stark eutroph (%) | - | - | - | - | 33 | 30 | 33 |
| polytroph (%) | - | - | - | - | 56 | 10 | 56 |

Legende: Mcklb.= Mecklenburg; OBrdb.= Ost-Brandenburg

*Tabelle 6: Hydrologie und Trophie von Söllen der Agrarlandschaft*

| Acker | Terrestrisch (Obere Ufer, Uferrandstreifen, z.T. Hochwasserbeeinflußt) | Amphibisch (Untere Ufer, Wasserwechselzone) | Aquatisch (Freiwasserzone, Schwimmblattzone) | Amphibisch (Zeitweilig trockenfallende Sedimente) |
|---|---|---|---|---|
| | Nitrophile Uferfluren<br>Brennessel-Ackerkratzdistel-Flur<br>Weidenröschen-Flur<br>Quecken-Ackerwinden-Flur<br>Glatthafer-Wiesenkerbel-Flur<br>Beifuß-Kletten-Flur<br><br>Fluren krumenfeuchter Äcker/Ufer<br>Krötenbinsenflur<br><br>Landufergehölze<br>Erlen-Grauweiden-Ufergebüsch<br>Holundergebüsch<br>Schlehengebüsch | Großröhrichte<br>Schilf-Röhricht<br>Teichsimsen-Röhricht<br>Rohrglanzgras-Röhricht<br><br>Schlamm-Großröhrichte<br>Großwasserschwaden-S.<br>Igelkolben-Breitblattrohrkolben-S.<br><br>Großseggenriede<br>Steifseggenried<br>Rispenseggenried<br>Ufer-/Sumpfseggenried | Schwimmdecken<br>Kleine Wasserlinsen-Teichlinsen-S.<br>Buckellinsen-S.<br><br>Schwebematten<br>Zartes Hornblatt-S.<br>Dreifurchenlinsen-S.<br>Fadengrünalgen-S.<br><br>wurzelnde Schwimmblattrasen<br>Teichrosen-S.<br>Schwimmlaichkraut-S.<br>Wasserhahnenfuß-S. | Schlamm-Kleinröhrichte<br>Wasserfenchel-Kressen-R.<br>Froschlöffel-R.<br>Sumpfbinsen-R.<br><br>Schlammfluren<br>Knöterich-Zweizahn-S.<br>Gifthahnenfuß-S.<br>Rotfuchsschwanzrasen<br><br>Flutrasen<br>Weißes Straußgras-F.<br>Kriechender Hahnenfuß-F. |

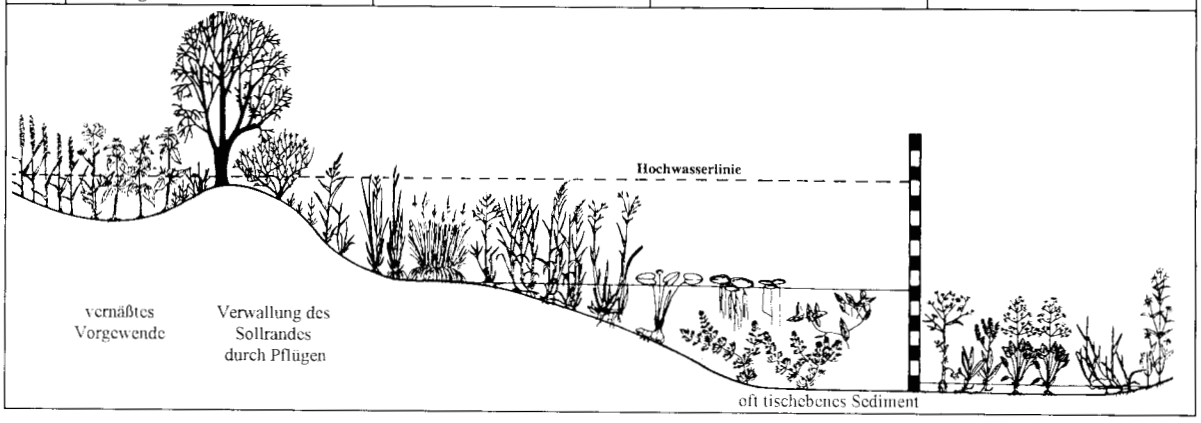


*Tabelle 7: Typische Vegetationsformen der Verlandungsreihen von Ackersöllen (in Anlehnung an SUCCOW u. KOPP 1985)*

streifen) von stark eutroph bis polytroph mit Leitfähigkeiten von 500 bis 2000 µS/cm. Diese Sölle weisen durch Stoffeintrag über Hangwasser und Bodenerosion im Frühjahr hohe Nitrat-Konzentrationen sowie im Sommer Sauerstoffzehrungen verbunden mit Phosphat- und Ammonium-Freisetzung aus dem Sediment auf. Die Eutrophierung äußert sich oft in dichter Besiedlung des ganzen Wasserkörpers durch Makrophyten und Fadenalgen, weniger durch Wasserlinsen und Phytoplankton. Eutroph mit Leitfähigkeiten von 250 bis 500 µS/cm und ausgeglichenerem Stoffhaushalt sind vorwiegend große perennierende Sölle mit breiteren Verlandungsreihen und Schutzstreifen. Schwach eutrophe Ackersölle sind nur bei kleinem Einzugsgebiet zu erwarten. Zur Klassifizierung der Wassergüte wird die Anwendbarkeit der TGL 27885/01 (1982) und anderer Methoden getestet. In Sedimenten von Ackersöllen waren zum Teil erhöhte Konzentrationen bei Kalium, Kupfer, Zink, Quecksilber und Arsen (Gülle, Pestizide, Saatgutbeizen) zu finden.

## 4.2 Habitatfunktion von Söllen

Die Habitatfunktion von Söllen fand bisher in ihrer Gesamtheit außer bei WEGENER (1983) und HAMEL (1988) kaum Beachtung. Zu Artengruppen liegen wenige Arbeiten aus Sicht des Naturschutzes vor, die kaum über kurzzeitige Zustandserfassungen hinausgehen (BOLBRINKER 1977, 1984, 1986; FISCHER 1983; HERRMANN 1982; PLATH 1982; STERNBERG 1986). LINDER und SCHACHT (1990) beschrieben die Vegetation von Kleingewässern Berlins (West) im Rahmen der Erstellung einer Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzeption für flächenhafte Naturdenkmale. Zum Biotopverbund gibt es keine Angaben. Es ist jedoch von einer „Trittsteinfunktion" in der Agrarlandschaft auszugehen.

HAMEL (1988) diskutierte erstmals die komplexe Wechselwirkung von Standortfaktoren und Nutzung mit der Habitatfunktion von Ackersöllen. Dabei faßte er die Habitatfunktion (Tab. 4) weiter als WEGENER (1983), der sie auf den Erhalt von Lebensräumen gefährdeter Arten beschränkte. HAMEL (1988) kam zum Schluß, daß mit fortschreitender Eutrophierung und Sukzession die Funktion von Söllen als Feucht-Habitat, die Artenvielfalt sowie die Produktion verwertbarer Biomasse stark eingeschränkt werden. Er ging davon aus, daß sich Interessen der Landnutzer und des Naturschutzes z.T. gegenseitig bedingen und daß sich die Habitatfunktion als beschränkt steuerbar erweisen könnte. Gegenwärtig untersuchte Artengruppen betreffen die Vegetation, die Amphibien, das Makrozoobenthos und das Plankton (BERGER 1995; HAAKE 1994; HEIM et al. 1994 a; KALETTKA 1994 b, LUTHARDT u. DREGER 1994).

### 4.2.1 Flora und Vegetation von Söllen

Sölle haben durch starke räumliche Variabilität und zeitliche Dynamik der Standortfaktoren, besonders des Wassers, ein hohes Potential für Artenvielfalt. Gleichzeitig spielt durch ihre Kleinheit und Isoliertheit der Zufall als Besiedlungsfaktor eine große Rolle. Dadurch sind die Vegetationseinheiten durch schnelle Abfolgen und starke Verzahnung (Mosaike, Zonierungen, Initial- und Degenerationsphasen) gekennzeichnet. Andererseits verringern Eutrophierungsprozesse die Artenvielfalt.

Die potentielle Artenvielfalt der Flora von Söllen der Agrarlandschaft zeigte sich bei HAMEL (1988) im Vorkommen von 50 in Brandenburg gefährdeten Arten bei insgesamt 140 Arten. DREGER (1994) fand an 58 Söllen 275 Arten der Gefäßpflanzen, davon 28 gefährdete. An 35 Söllen traten bei eigenen Untersuchungen 269 bzw. 16 Arten auf. Viele Arten kommen jedoch an Ackersöllen auf Grund oben genannter Standorteigenschaften nur unregelmäßig vor. Insgesamt waren Arten mit Stetigkeiten > 30 % lediglich mit 20 % in der aquatischen Zone, mit 13 % in der amphibischen und 8 % in der terrestrischen Zone vertreten. Die überwiegend gestörten Ackersölle wiesen meist eine artenarme Vegetation mit 15 bis 50 Arten auf. Von den gefährdeten Arten waren nur die Schwanenblume *(Butomus umbellatus)*, der Wasserhahnenfuß *(Ranunculus aquatilis)* und die Fuchssegge *(Carex vulpina)* häufiger zu verzeichnen. Funde des gefährdeten Haarblättrigen Laichkrautes *(Potamogeton trichoides)*, das in Mittelmecklenburg an schwach eutrophen Söllen vorhanden ist (BOLBRINKER 1986), waren bisher an Söllen in Brandenburg

*Abb. 5*
*Temporäres echtes Soll (Röhrichttyp) in einer Schürfrinne mit Schilf- und Rohrglanzgras-Röhricht sowie einem Steifseggenried im Übergangsstadium zum Gehölztyp (Grauweide) (August 1994)*
*Foto: T. Kalettka*

nicht zu verzeichnen. Außerdem ist nach eigenen Beobachtungen übereinstimmend mit WOLLERT und BOLBRINKER (1980) als Zeichen für die Eutrophierung eine starke Ausbreitung des Zarten Hornblatts *(Ceratophyllum submersum)* in fast allen Ackersöllen zu beobachten, was auch DREGER (1994) feststellte. Diese Art bevorzugt sommerwarme, nährstoffreiche, saubere Kleingewässer, wie es bei Ackersöllen häufig der Fall ist. Außer wenigen Hinweisen (FISCHER 1983) gibt es jedoch keine Untersuchungen zum Vegetationswandel an Söllen infolge der intensiven Landnutzung.

Die oben beschriebene Variabilität der Standortfaktoren macht es schwierig, Vegetationseinheiten von Söllen mit klassischen Methoden der Pflanzensoziologie zu beschreiben, da Kennarten oft fehlen oder Arten nur periodisch erscheinen. Kenntnisse zur Dynamik der Vegetation, zu Zeigerarten sowie zu Solltypen liegen deshalb nur in Ansätzen vor. Zu Vegetationseinheiten in Abhängigkeit von der Genese der Sölle (siehe 2.) gaben nur KLAFS et al. (1973) erste grobe Hinweise (ohne Artenlisten). FISCHER (1983) versuchte erstmals die Beschreibung von Verlandungsreihen perennierender Tümpel (Sölle und Gruben), temporärer Sölle und vernäßter Ackersenken durch 39 Pflanzengesellschaften. DREGER (1994) unterschied 37 Pflanzengesellschaften. In Kombination beider Arbeiten sind es 58 Vegetationseinheiten für Sölle. MIERWALD (1988) kam bei Kleingewässern Schleswig-Holsteins (u.a. Sölle) sogar auf 96 Assoziationen und versuchte das Problem der fragmentarischen Pflanzengesellschaften durch deren Zusammenfassung zu 36 Vegetationskomplexen zu lösen, die durch die Dominanz ausdauernder Gesellschaften definiert sind (Sigmasoziologie).

Zur Beschreibung der Vegetation von Söllen ist die Ordnung von Arten nach ökologischen Vegetationsformen, wie sie von SUCCOW und KOPP (1985) für Seen vorgenommen wurde, eine Alternative. Diese wird den spezifischen Bedingungen eher gerecht. Unter Berücksichtigung dieser Methode gibt Tabelle 7 eine vorläufige Übersicht über die häufigsten typischen Vegetationsformen, wie sie an stark eutrophen bis polytrophen Ackersöllen der Gebiete Bölkendorf, Lietzen und Eggersdorf auftraten.

Gewässer unterliegen einer natürlichen Verlandung. Die Definition von Typen der Sukzessionsstadien ist unabdingbar zur Ableitung von Entwicklungszielen für Sölle. Bisher beschrieb nur HAMEL (1988) grob die Vegetation von 4 Sukzessionsstadien der Ackersölle ohne Beziehung zur Genese. Die Sukzession erfolgt in der Reihenfolge Offene Typen (Graslandstadien) → Saumtypen (Gelegetypen) → Röhrichttypen (Vollriedtypen) → Gehölztypen (Strauch- und Baumtypen) (Abb. 3, 4, 5, 6). Diese Typen sind in Übereinstimmung mit MIERWALD (1988), der 4 Stadien mit 12 Typen für Kleingewässer Schleswig-Holsteins beschrieb, unter Berücksichtigung der Genese und dominanter Vegetationsformen in Zukunft weiter zu untergliedern.

Artenreichtum fand HAMEL (1988) nur an seltenen offenen Typen, die Reste von Mähwiesen und Weideflächen und daher kaum Teichröhrichte besitzen. Die weitere Sukzession kann prinzipiell über zunehmende Röhrichte und Gehölzgruppen (Saum- und Röhrichttypen) zu geschlossenen Gebüschen, vorwiegend Grauweide, und anschließend über Erlenwald, Eschen-Ulmen-Wald zum Eichen-Eschen-Wald (Gehölztyp) verlaufen. Damit ist eine Verringerung der Artenvielfalt verbunden. Bei nährstoffärmeren Verhältnissen können sich Kesselmoore mit Moorbirke ausbilden (Abb. 6). Die Sukzession verläuft jedoch nicht stetig. Vor allem temporäre Ackersölle weisen rasante zyklische Wechsel zwischen amphibischen Hydrophyten, Uferschlammfluren und Röhrichten auf. Verlandete Röhrichttypen erscheinen oft längere Zeit stabil. Gehölzaufwuchs stirbt häufig wieder ab. Entschlammte oder ausgetorfte Sölle können kurzzeitig seltene Arten aufweisen (BOLBRINKER 1988; FISCHER 1983; HAMEL 1988; JESCHKE 1987), was eigene Beobachtungen bestätigen. Eine mehrjährige Trockenphase äußerte sich bis 1993 in den Gebieten Bölkendorf und Lietzen oft im Ablösen der Sumpfvegetation durch eine Dominanz des Rohrglanzgras-Röhrichtes, aber selten im Eindringen von Weiden-Aufwuchs. Teichröhrichte konnten dem schnellen Austrocknen nicht folgen und beschränkten sich auf schmale Ufersäume bzw. dominierten nur an perennierenden Söllen. Generell bleibt in Hinsicht auf den Schutz und die Restaurierung von Söllen offen, welche Varianten der Sukzession die verschiedenen Typen durchlaufen, inwieweit

*Abb. 6*
*Verlandetes echtes Soll als Gehölztyp mit Moorbirke im Zentrum und Grauweide im Randlagg (April 1996)*
*Foto: T. Kalettka*

diese stabil sind und welche spezielle Habitatfunktion sie haben.

#### 4.2.2 Fauna

Die meisten Amphibienarten des Jungmoränengebietes bevorzugen überwiegend offene vegetationsreiche Kleingewässer, wie es bei Ackersöllen oft der Fall ist. Die Habitatfunktion von Söllen für Amphibien ist daher eine der bedeutendsten. Potentielle Artenvielfalt zeigte sich bei HAMEL (1988), der 11 von 13 heimischen Amphibien beobachtete. Die Entwertung von Ackersöllen durch intensive Landnutzung führte zum dramatischen Rückgang typischer Arten (SCHNEEWEISS 1993). So sind Rotbauchunke *(Bombina bombina)* und Laubfrosch *(Hyla arborea)* in Brandenburg vom Aussterben bedroht. Die Ursachen sind im wesentlichen bekannt, aber die Populationsdynamik und Habitatansprüche in Hinblick auf nachhaltige Schutzmaßnahmen unzureichend quantifiziert. Vor 1993 gab es zu Ackersöllen kaum, zu Wald- und Grünlandsöllen keine Angaben (BOLBRINKER 1977, HERRMANN 1988, HAMEL 1988). Aktuell traten an Ackersöllen 7 Lurch- und 2 Molch-Arten auf, davon 7 der Roten Liste Brandenburg (BERGER 1995, DREGER 1994, KALETTKA 1994 a).

Kenntnisse zu Vögeln beschränken sich auf kurze Bestandserfassungen an Ackersöllen (GAST u. MEWES 1980, PLATH 1982, STERNBERG 1986). Man fand bis zu 59 Brutvogelarten, obwohl Sölle bei meist geringer Fläche keine optimalen Bedingungen bieten. Die Diversität stieg mit dem Gehölzanteil und der Flächengröße. Die Zahl gefährdeter Arten war gering. Sie traten vorwiegend an offenen Söllen mit Röhrichten auf. Nach HAMEL (1988) wurden Sölle während der Nutzung der Ufer durch Mahd und Beweidung selten als Bruthabitat angenommen und von Wasservögeln aufgesucht, während letzte heute bei geringer Störung häufig sind und zur Veränderung der Habitfunktion beitragen. Die Funktion von Söllen als Wildeinstand scheint nach HAMEL (1988) wenig bedeutend zu sein.

Zu den Wirbellosen gibt es keine Veröffentlichungen. In ersten eigenen Analysen der Arten des Sedimentes von Ackersöllen (Makrozoobenthos) wurden 116 Taxa mit 12 bis 41 pro Soll festgestellt. Es dominierten ubiquitäre Arten schlammiger und pflanzenreicher Gewässer. Eine Spezialisierung von Arten auf Solltypen ließ sich noch nicht ableiten. Die größte Diversität wiesen selten austrocknende Sölle mit breiten Verlandungsreihen auf. Die Zahl gefährdeter Arten war bisher sehr gering. Die Ursachen liegen vermutlich in der Entwertung der Sölle durch intensive Landnutzung.

## 5. Ziele und Maßnahmen zur Entwicklung der Sölle

Erste empirische Empfehlungen gaben WEGENER (1983, 1991) und HAMEL (1988). Ausgehend von diesem lückenhaften Kenntnisstand können im folgenden Ziele und Maßnahmen zur Entwicklung der Sölle grob skizziert werden, deren Wirkung vielfach noch zu überprüfen ist. Eigene Untersuchungen fanden außerdem Eingang in einem Entwurf zum DVWK-Merkblatt „Feuchtgebiete" (DVWK-Gelbdruck 1996), dessen Veröffentlichung für 1997 vorgesehen ist.

Heute vorhandene Sölle sind das Produkt der jahrhundertelangen Entwicklung einer gehölzarmen Agrarlandschaft. Dabei entstanden verschiedene Solltypen mit einer potentiell hohen Vielfalt speziell angepaßter Arten, deren natürliche Verlandung bei extensiver Landnutzung verzögert und durch wenige Jahrzehnte intensiver Landnutzung und Eutrophierung stark gefördert wurde. Unter Berücksichtigung dieser Entwicklung und der heutigen Nutzungsansprüche an die Agrarlandschaft liegt die vorrangige Zielstellung in der Wiederherstellung und Erhaltung eines Mosaiks vorwiegend offener Solltypen mit eutrophem Charakter. Eine Renaturierung durch Bewaldung sollte höchstens kleinflächig unter Verbindung mit bestehenden Wäldern oder Feldgehölzen erfolgen, da hiermit vielfach ein Verlust der Funktion als Kleingewässer durch Wassermangel verbunden wäre.

### 5.1 Sanierung des Einzugsgebietes

Priorität hat die Verringerung des Stoffeintrages durch Änderung der Nutzung im Einzugsgebiet der Ackersölle. Infolge der trockenen Kuppen und der vernäßten Senken sind die Äcker ohnehin oft nur eingeschränkt nutzbar. Vor allem bei hoher Reliefenergie sollte eine Umwandlung in Dauergrünland mit Mahd oder Beweidung (außer Ufer) im gesamten Einzugsgebiet erfolgen. In wirtschaftsschwachen Regionen muß eine weiterhin notwendige intensive Ackernutzung im Hinblick auf minimalen Stoffeintrag optimiert werden (erosionsmindernder Fruchtanbau und Bearbeitung, Vermeidung von Überdüngung und Pestiziden, Einrichtung von Uferrandstreifen mit variabler Breite in Abhängigkeit von Erosionspfaden). Uferrandstreifen können über den Vertragsnaturschutz gefördert werden. Die Förderung des Biotopverbundes kann vor allem bei eng benachbarten Söllen durch Schaffung vernetzender Strukturen (Grünlandstreifen, Hecken, Feldraine) erfolgen. Deren mögliche negative Rückwirkung auf Arten mit Ansprüchen an großräumige offene Landschaften sind jedoch zu klären.

### 5.2 Restaurierung von Söllen

Zur Restaurierung gestörter Sölle ist vorrangig der Rückbau von Entwässerungsystemen anzustreben. Daneben kommt teilweise eine Entschlammung sowie das Aushagern der Uferbereiche durch selektive Mahd und Flämmen in Frage. Zum Erhalt von Arten offener Sölle sind weiterhin gezielt Gehölze einzuschränken. Alte nährstoffentziehende Nutzungsformen der Sölle können jedoch kaum wieder eingeführt werden, wenn sie nicht ökonomisch attraktiv sind. Hierzu sind förderpolitische Maßnahmen notwendig.

Entschlammungen sind gründlich auf Nutzen und Kosten abzuwägen und sollten die Ausnahme sein. Vorrangig kommen sie in Hinblick auf den Artenschutz (z.B. Amphibien) sowie die Funktion als Wasserspeicher bei Ackernutzung in Betracht. Eine nachhaltige Wirkung kann nur bei Unterbindung der Erosion aus dem Einzugsgebiet, bei Kenntnis der Sollgenese, bei hinreichender Sollgröße, bei ausreichendem Wasserdargebot, bei vorhandenem Potential für eine Wiederbesiedlung sowie bei Vermeidung des Durchstoßens der wasserdichtenden Schicht beim Ausbaggern und der Ausbildung von Steilufern erreicht werden. Zum anderen sind die Erfahrungen zur komplexen Wirkung von Entschlammungen auf die Habitatfunktion, z.B. durch Freisetzung akkumulierter Schadstoffe, noch unzureichend. Besonders bei wasserführenden echten Söllen mit mächtigen intakten Torfkörpern sollten Entschlammungen auf das Abtragen oder Absaugen der jüngsten Sedimente, besonders Faulschlamm, beschränkt bleiben. Bei geringer Belastung des Schlamms bietet sich der Einsatz als Dünger der erodierten Kuppen des Einzugsgebietes an.

## 8. Zusammenfassung

Typisch für die Jungmoränengebiete sind zahlreiche oft wasserführende Sölle mit potentiell hoher Artenvielfalt, deren Senken- und Habitatfunktion durch intensive Landnutzung oft stark beeinträchtigt ist. Die Kenntnisse über Sölle sind lückenhaft. Es sind dringend komplexe Analysen für die

Entwicklung fundierter Konzepte zur nachhaltigen Wiederherstellung ihrer ökologiegerechten Funktion erforderlich Es werden der Kenntnisstand über Genese, Hydrographie, Wasser- und Stoffhaushalt, Nutzung, Flora und Fauna dargestellt sowie offene Fragen und Entwicklungsziele abgeleitet.

**Literatur**


AMLONG, K. 1992: Nährstoffumsatz in wassergefüllten Ackerhohlformen auf einem Endmoränenstandort in Brandenburg. -Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 116–124

BANZHAF, P. u. WINKLER, S. 1987: Vegetation der Toteislöcher in Oberschwaben. -Veröffentlichungen für Natursch. u. Landschaftspfl. in Baden-Württemberg 62, Karlsruhe: 493–516

BERGER, G. 1995: Funktionsanalyse von Söllen (Kleinhohlformen) als Habitat für Amphibien. Forschungsergebnisse von 1995, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie (unveröff.)

BERGMANN, S. 1983: „Augen der Landschaft". DEFA-Dokumentarfilm über Sölle. Regisseur S. Bergmann. Dokumentarfilmarchiv Potsdam

BOLBRINKER, P. 1977: Das Dammer Koppelsoll, ein neues Flächennaturdenkmal im Kreis Teterow. -Bot. Rundbrief f. d. Bez. Neubrandenburg 7: 35-40

BOLBRINKER, P. 1984: Zum Vorkommen der Elatino alsinastri -Juncetum tenageiae Libbert. -Gleditschia 11: 167–177

BOLBRINKER, P. 1986: *Potamogeton trichoides* Cham. et Schldl. in Kleingewässern Mittel-Mecklenburgs. -Bot. Rundbrief f. d. Bez. Neubrandenburg 18: 43–47

BOLBRINKER, P. 1988: Zur Wiederbesiedlung und Entwicklung der Vegetation in ausgetorften Torflagerstätten ursprünglicher Feldsölle. -Botan. Rundbrief f. d. Bez. f. d. Bez. Neubrandenburg 20: 43–48

BRANDENBURGISCHES NATURSCHUTZGESETZ 1992: Brandenburg. Gesetz über Naturschutz u. Landschaftspflege (BbgNatSchG). Gesetz- u. Verordnungsbl. Brandenb. Teil I, 3. Jg. 13: 208

DECKERSCHE KARTE (1816–24): Aufnahme Preußischer Generalstab, Leitung Major Decker, Brandenburg, TK 1:25000, coloriert, Deutsche Staatsbibliothek Berlin

DREGER 1994: Ökologische Charakterisierung von wasserführenden Acker- und Grünland-Hohlformen (Sölle) im Biosphärenreservat „Schorfheide-Chorin". Diplomarbeit FB Ökologie Fakul. Biologie Univ. Bielefeld, Eberswalde. – 144 S.

DVWK-GELBDRUCK 1996: Feuchtgebiete – Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. Gelbdruck zur Reihe „Merkblätter zur Wasserwirtschaft", Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). – Bonn

FISCHER, W. 1983: Vegetationsmosaike in vernäßten Ackerhohlformen mit einem Beitrag zu segetalen Zwergbinsen- und Zweizahngesellschaften. -Wiss. Z. Päd. Hochsch. Potsdam 27: 495–516

GAST, J. u. MEWES, W. 1980: Zur Siedlungsdichte der Vögel in Gehölzen und an „Söllen" im Kreis Lübz. -Ornithol. Rundbrief Meckl. NF. 23: 58–64

GEINITZ, E. 1879: I. Beitrag zur Geologie Mecklenburgs. -Arch. Nat. Meckl. 33: 209–305

GEINITZ, E. 1915: Die Namen der mecklenburgischen Sölle. – Mecklenburg-Zeitschrift des Heimatbundes Mecklenburg 10: 14–28

GEINITZ, E.; AHRENS u. TACKE 1913: Zur Statistik der mecklenburgischen Moore und Seen (mit Nachtrag). M. L. 24, zitiert bei Röpke (1929)

HAAKE, H. 1994: Untersuchungen zur Auswirkung von Wasserzufluß und Stoffeintrag in Ackerhohlformen (Sölle) des nordostdeutschen Jungmoränengebietes auf Artenspektrum und Sukzession von Phyto- und Zooplankton. Projekt Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 1. Zwischenbericht, Humboldt-Universität Berlin, Inst. f. Ökologie. -59 S.

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24(3): 67–79

HEIM, S.; KALETTKA, T.; FRIELINGHAUS, M.; BRAASCH, H. u. FRANKE, I. 1994a: Grundlagen für die touristische Erschließung der Sölle-Kette im Raum Lietzen/Döbberin. Projekt 1.1.–30.6.1994, gefördert MUNR Brandenburg, Träger Wasser- u. Bodenverband „Oderbruch" Seelow, Mitarbeit ZALF Inst. f. Hydrologie Müncheberg u. LUA Brandenburg Abt. Naturschutz Frankfurt (O), Seelow. -63 S.

HEIM, S.; FRITZSCHE, H. u. FRANKE, I. 1994b: Klassifizierung von Söllen der Sölle-Kette Lietzen. Bericht zur Vereinbarung über Maßnahmen der Landschaftspflege und des Naturschutzes des Wasser- und Bodenverbandes „Oderbruch" Seelow mit dem LUA Brandenburg Abt. Naturschutz, Seelow. -6 S.

HERRMANN, H.-J. 1982: Drei bemerkenswerte Amphibienlaichgewässer im Raum Greifswald. -Naturschutzarbeit in Mecklenburg 25(1): 31–33

HURTIG, T. 1957: Physische Geographie von Mecklenburg. VEB Deutscher Verlag d. Wiss. -Berlin. -252 S.

JANKE, V. u. JANKE, W. 1970: Zur Entstehung und Verbreitung der Kleingewässer im nordostmecklenburgischen Grundmoränenbereich. -Archiv Natursch. u. Landschaftsforsch. 10(1): 3–18

JESCHKE, L. 1987: Unsere Ackersölle und ihre Funktion in der Landschaft. -Naturschutzarbeit in Mecklenburg 30(1/2): 29–33

KALETTKA, T. 1994 a: Sölle als Lebensraum -Bestandsaufnahme und Bewertung von Fauna und Flora der Sölle-Kette Lietzen/Döbberin. Studie in Vertrag mit dem Wasser- und Bodenverband „Oderbruch" Seelow, gefördert vom MUNR Brandenburg 1.1.–30.6.1994, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg, Institut für Hydrologie. -32 S.

KALETTKA, T. 1994 b: Charakterisierung der Funktion von Söllen (Kleinhohlformen) als abflußlose Wasser- und Stoffsenken sowie als Habitat in der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands. In: BORK, H.-R.; DALCHOW, C. u. FRIELINGHAUS, M. (Hrsg.): Exkursionsführer Nordostdeutschland und Westpolen zur Tagung Dt. Bodenk. Ges. 1994 in Müncheberg. ZALF-Bericht 14. -Müncheberg: 115–118

KLAFS, G. u. SCHMIDT, H. 1967: Fragen der Reliefmelioration durch Beseitigung von Ackerhohlformen in Mecklenburg. Heimatkundl. Jahrbuch des Bezirkes Neubrandenburg 2: 145–154

KLAFS, G.; JESCHKE, L. u. SCHMIDT, H. 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 13(4): 287–302

LINDER, W. u. SCHACHT, N. 1990: Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept für die flächenhaften Naturdenkmale in Berlin (West) -Teil Boden und Vegetation. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. -Berlin

LUTHARDT, V. u. DREGER, F. 1994: Zwischenbericht 1994 zum Teilprojekt 2.2 „Ökologische Zustandsbewertung von und Entwicklungsziele für feuchte Senkenareale". BMBF-DBU-Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin". FH Eberswalde

MIERWALD, U. 1988: Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. -Mitt. der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 39. -Kiel. -286 S.

PLATH, L. 1982: Zur Bedeutung wasserführender Ackerhohlformen für die Brutvogelfauna (nach Erhebungen im Kreis Rostock-Land). -Naturschutzarbeit in Mecklenburg 25(1): 25–29

PREUSSISCHE URMESSTISCHBLÄTTER (1825–70): Aufnahme Preußen. TK 1:25000 (coloriert). Deutsche Staatsbibliothek Berlin

RAABE, E.-W. 1979: Über die Entwicklung der Kleingewässer, dargestellt am Beispiel der Gemeinde Heikendorf. -Die Heimat -Z. f. Natur- und Landeskunde von Schl.-Holstein u. Hamburg 86(4): 53–89

RINGLER, A. 1976: Verlustbilanz nasser Kleinstbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland. -Natur und Landschaft 51(7/8): 205–209

RINGLER, A. 1973: Die Bedeutung von Streuwiesen und Kleingewässern für den Artenschutz im Alpenvorland. -Laufener Seminarbeitr. 7, Akad. f. Natursch. u. Landschaftspfl. Laufen/Salzach: 66–89

RIPL, W.; GERLACH-KOPPELMEYER, I. u. SCHUBERT, M. 1990: Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept für die flächenhaften Naturdenkmale in Berlin (West) – Teil Limnologie. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. -Berlin

RÖPKE, W. 1929: Untersuchungen über die Sölle in Mecklenburg. -Mitt. Geogr. Ges. Rostock 18/19: 78–156

SCHMIDT, I. 1980: Flächenwasserhaushalt von Hohlformen im Grundmoränengebiet und Kennzeichnung von Standorteinheiten der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). -Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd. 24(7): 393–401

SCHMIDT, J. 1991: Genese und anthropogene Entwicklung der Bodendecke am Beispiel einer typischen Bodencatena des Norddeutschen Tieflandes. -Petermanns Geogr. Mitt. 1: 29–37

SCHMIDT, J. 1994: Geologisch-morphologischer Bau und Vernässungsdynamik von Ackerhohlformen der Jungmoränenlandschaft. -Potsdamer Geogr. Forsch. 9. Universität Potsdam: 23–32

SCHNEEWEISS, N. 1993: Die Situation der Rotbauchunke *Bombina bombina* LINNAEUS, 1761, in Brandenburg. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2(2): 8–11

SCHNURBUSCH, G. u. WESTHUS, W. 1986: Wassergefüllte Hohlformen als Landschaftselement und ihre Gestaltung zur Unterstützung der landwirtsch. Produktion. -Hercynia N.F. Leipzig 23(4): 457–462

STERNBERG, H.-E. 1986: Der Brutvogelbestand an Feldgewässern im Kreis Röbel. -Ornithol. Rundbr. Mecklenburgs 29: 25–35

SUCCOW, M. u. KOPP, D. 1985: Seen als Naturraumtypen. -Petermanns Geogr. Mitt. 3: 161–169

TGL 27885/01 1982: Stehende Binnengewässer, Klassifizierung, Fachbereichsstandard der DDR

WEGENER, U. 1983: Gestaltung wassergefüllter Sölle in der Agrarlandschaft. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 23(3): 151–163

WEGENER, U. 1991: Schutz und Pflege von Lebensräumen - Naturschutzmanagement. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart. -313 S.

WOLLERT, H. u. BOLBRINKER, P. 1980: Zur Verbreitung sowie zum ökologischen und soziologischen Verhalten von *Ceratophyllum submersum* L. in Mittelmecklenburg. -Arch. Freunde Naturg. Mecklenb. 20: 35–46



Verfasser
Dr. Thomas Kalettka
Zentrum für Agrarlandschafts-
und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.
Müncheberg
Institut für Hydrologie
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg

NORBERT SCHNEEWEISS

# Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft am Beispiel der Amphibien

Schlagwörter: Kleingewässer, Sölle, Amphibien, Landwirtschaft

## 1. Einleitung

Alle im mitteleuropäischen Tiefland heimischen Amphibienarten durchlaufen eine wassergebundene Larvalphase und suchen zur Fortpflanzung geeignete Gewässer auf. Laichgewässer sind daher die zentralen und zugleich existentiellen Bezugspunkte von Amphibienpopulationen (vgl. BLAB 1986). Im nordostdeutschen Tiefland entstand infolge der letzten Vereisung (Weichsel-Glazial, bis vor ca. 12 000 Jahren) eine Vielzahl kleiner Hohlformen, die als Sölle bezeichnet werden (RÖPKE 1929). Vor allem auf den Grund- und Endmoränen sind sie in vielfältiger Ausprägung und Verteilung zu finden. Allein im heutigen Mecklenburg-Vorpommern wird die Anzahl der Ackerhohlformen auf 90 000 geschätzt (KLAFS u. SCHMIDT 1967). KLAFS et al. (1973) fanden hier bis zu 40 Hohlformen pro 100 ha Ackerfläche, von denen etwa 45 % Wasser führten[1]. Nach der letzten Eiszeit wurde die Ausbreitung der Amphibien durch die zahlreich vorhandenen Gewässer wesentlich begünstigt. Mit der Bewaldung des norddeutschen Tieflands im Boreal und Atlantikum dürften sich die Verbreitungsschwerpunkte einiger wärmeliebender Amphibienarten zunehmend auf die stark gegliederten und zum Teil offenen Landschaften der Flußauen konzentriert haben. Erst als im Mittelalter die Wälder großflächig zurückgedrängt wurden, entstanden ausgedehnte, offene Kulturlandschaften mit zahlreichen Kleingewässern (KLAFS et al. l.c.). Aus den Flußauen dürften nunmehr auch wärmeliebende Amphibienarten, wie Rotbauchunke, Knoblauch-, Wechsel- und Kreuzkröte, wieder weiträumig in das Hinterland der Grund- und Endmoränen vorgedrungen sein. Neben der Vielzahl glazigener Sölle entstanden neue Gewässer in Form von Ton-, Mergel-, Sand- und Kiesgruben. Ländliche Traditionen und Bewirtschaftungsmethoden sorgten nunmehr über Jahrhunderte dafür, daß selbst kleinere Tümpel nicht verlandeten. So wurde

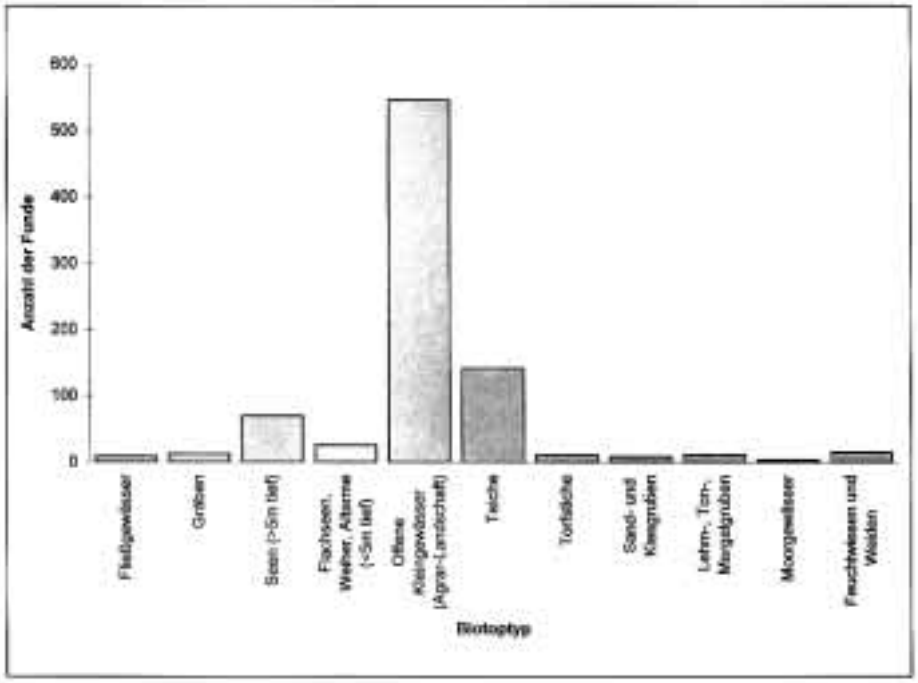


*Abb. 1*
*Verteilung der Rotbauchunkennachweise auf verschiedene Gewässertypen in Brandenburg (Kartierung 1992 bis 1995)*

den Gewässern auf verschiedene Weise Biomasse, z.B. in Form von Flechtbinse, Rohrkolben für Böttcherei sowie Teichschlamm und Torf zur Düngung entzogen (HAMEL 1988). Torf hatte darüber hinaus lange Zeit Bedeutung als billiger Brennstoff (JANKE u. JANKE 1970). Zur Anlage von Waschteichen, Schafwäschen, Flachsrösten und Viehtränken nutzte man vielerorts die bereits verlandenden Sölle, da sich Torf oder Faulschlamm leichter ausheben ließen als z.B. Geschiebemergel (JANKE u. JANKE l.c., FELDMANN, 1978). Auch als Fischteiche wurden Kleingewässer offen gehalten und vertieft. Wiesen und Weiden prägten die Ufer- und Überschwemmungsbereiche. Sollränder waren somit meist frei von größeren Gehölzen. Erst in jüngerer Vergangenheit wurden Kopfweiden an die Gewässerufer gepflanzt (HAMEL l.c.). Die Vielzahl kulturgeschichtlich geprägter Tümpel und Weiher der Agrarlandschaften förderte die flächige Ausbreitung von Amphibien. Besonders vorteilhaft war das oft dichte Netz von Gewässern und ihre offene Lage.

Mit Beginn des zweiten Weltkrieges setzte an den meisten Kleingewässern eine Auflassung traditioneller Bewirtschaftungsformen ein (HAMEL l.c.). Die Grünlandnutzung im Gewässerumfeld wurde durch Ackerbau abgelöst. Infolge landwirtschaftlicher Intensivierung und ackerbaulicher Bewirtschaftung bis an die Gewässerufer verstärkte sich die Nährstoffbelastung und damit der sukzessionsbedingte Verlandungsprozeß in den letzten Jahrzehnten deutlich. Gehölzreihen, die meist nicht älter als 50 Jahre sind, umsäumen heute viele Uferpartien. Oft finden sich auch Verlandungsgürtel aus Seggenbeständen, Röhrichten und Weidenbüschen. HAMEL (l.c.) beschreibt vier Grundtypen der Sukzession von Kleingewässern: Offene Typen, Saumtypen, Röhrichttypen und Gehölztypen. Bedingt durch zu starke Beschattung bzw. frühzeitiges Austrocknen der Gewässer verringert sich im Zuge der Verlandung ihre Eignung als Amphibienhabitat.

Zu den wesentlichen Ursachen der Gefährdung von Amphibien im norddeutschen Tiefland zählen der Verlust und die Entwertung von Kleingewässern als Lebensraum infolge landwirtschaftlicher Intensivierung.

[1] Zur Klassifikation und Genese von Söllen s. KLAFS et al. 1973

| Vorkommen | Granseeplatte | Barnimplatte | Lebusplatte | Uckermark |
|---|---|---|---|---|
| Triturus vulgaris | ● | ● | ● | ● |
| Triturus cristatus | ◕ | ● | ◕ | ● |
| Bombina bombina | ◒ | ◕ | ◕ | ◕ |
| Pelobates fuscus | ◕ | ● | ● | ● |
| Bufo bufo | ◒ | ◒ | ◔ | ◒ |
| Bufo viridis | ◒ | ◕ | ◒ | ◔ |
| Bufo calamita | | ◔ | | |
| Hyla arborea | | ○ | ◒ | ◕ |
| Rana temporaria | ◔ | ◔ | ◔ | ◔ |
| Rana cl. esculenta | ● | ◕ | ◕ | ◕ |
| Rana arvalis | ◕ | ◕ | ◕ | ◕ |
| Rana lessonae | | ◔ | | ◔ |
| **Artenanzahl** | **9** | **11** | **10** | **11** |

● häufig ◕ regelmäßig ◒ sporadisch ◔ sehr selten ○ regional ausgestorben

Tabelle 1

## 2. Habitatfunktionen der Kleingewässer für Amphibien

### 2.1 Kleingewässer als Laichplatz

Während Teich- *(Triturus vulgaris)* und Kammolch *(T. cristatus)*, Erdkröte *(Bufo bufo)*, Laub- *(Hyla arborea)*, Moor- *(Rana arvalis)*, Gras- *(R. temporaria)* und Teichfrosch *(R. kl. esculenta)* auch geschlossene Waldungen besiedeln und sonnenexponierte Verlandungsbereiche von Waldseen als Laichhabitat nutzen, suchen Rotbauchunke *(Bombina bombina)*, Knoblauch- *(Pelobates fuscus)* und Wechselkröte *(B. viridis)* bevorzugt die Gewässer offener Agrargebiete auf. So beschränken sich die Verbreitungszentren der Rotbauchunke nahezu ausschließlich (Abb. 1) und die der Knoblauchkröte überwiegend auf Agrarland. Letztgenannte Art dringt jedoch bis in ländliche und städtische Siedlungsbereiche vor. In gewässerreichen Ackerbaugebieten[2] können Teichmolch, Kammolch, Rotbauchunke, Knoblauchkröte, Moor- und Teichfrosch ausgesprochen hohe Abundanzen mit mehr als 1000 (z.T. > 10 000, vgl. SCHIEMENZ u. GÜNTHER 1994) adulten Individuen pro km² erreichen. Dies trifft auch für den Laubfrosch zu, sofern die Landschaft durch Waldungen bzw. Gehölze strukturiert ist. Kreuzkröten (*B. calamita*) besiedeln Agrargebiete meist in geringerer Abundanz und suchen hier bevorzugt kleine, oft struktur- und vegetationsarme Temporärgewässer in Wagenspuren und Acker- bzw. Grünlandsenken zur Fortpflanzung auf[3]. In Ermangelung dieser Kleinstgewässer nutzen auch sie – wie die anderen Amphibienarten – Tümpel und Weiher als Laichgewässer. Nicht selten verteilen sich kleinere Populationen von Grasfrosch, Erd- und Wechselkröten über die Gewässer ackerbaulich genutzter Gebiete. Die Biozönosen der Kleingewässer in den Agrarlandschaften Nordostdeutschlands gehören, bezogen auf die Amphibienfauna (Tab. 1), zu den artenreichsten in Europa. So sind in den Gewässern landwirtschaftlich genutzter Jungmoränengebiete Brandenburgs bis zu 10 Amphibienarten anzutreffen (Tab. 1).

Während sich die Paarungszeit bei den sogenannten Explosivlaichern, wie Erdkröte, Moor- und Grasfrosch jährlich auf wenige Tage beschränkt, wiederholen sich bei anderen Arten wie Rotbauchunke, Wechsel- und Kreuzkröte, Laub- und Teichfrosch die Paarungszyklen bis in den Frühsommer mehrfach. Für die Kreuzkröte wurden am selben Laichgewässer verschiedene, sich durch unterschiedliche Paarungszeiten differenzierende Populationen bekannt (SINSCH 1994). Einige Arten ziehen sich tagsüber in Verstecke an Land (Wechsel- und Kreuzkröte) bzw. auf Gehölze (Laubfrosch) zurück und erscheinen nur nachts im Laichgewässer.

Zur Laichablage bevorzugen Amphibien besonnte und meist makrophytenreiche Flachwasserregionen[4], die vor allem in den von HAMEL (l.c.) als offene und Saumtypen eingestuften Gewässern anzutreffen sind (Abb. 2 a und b). Darüber hinaus werden auch die durch Röhrichte geprägten Gewässer in lichteren Bereichen von den meisten Amphibienarten als Laichhabitate genutzt (Abb. 3). Erdkröten bevorzugen diese Habitate sogar, da sie ihnen günstige Strukturen zum Verspannen der Laichschnüre bieten. Während die Echten Frösche (Ranidae) ihren Laich möglichst nahe der Wasseroberfläche, meist in sonnenexponierte Flachwasserbereiche ablegen, suchen Molche, Rotbauchunken, Knoblauchkröten und die Kröten (Bufonidae) auch etwas tiefere Wasserlagen (bis > 30 cm) auf, um hier die Eier bzw. den Laich an Pflanzen oder Totholz zu heften.

Die Schlupfraten der Gelege werden von den Temperaturbedingungen[5] während der Embryonalentwicklung und von Parametern der Wasserqualität beeinflußt (s.u.). Nach dem Schlupf bevorzugen Amphibienlarven artspezifisch unterschiedliche Aufenthaltsräume bzw. Strukturen im Gewässer. Kaulquappen der Erdkröte halten sich besonders im Freiwasser auf, wo sie sich nicht selten zu großen Schwärmen vereinigen. Larven der meisten anderen Arten finden sich vor allem in den Makrophytenbeständen, die ihnen Deckung vor Prädatoren bieten. Auf den Oberflächen von Pflanzen und anderen Strukturen weiden Anurenlarven periphyte Algen. Kaulquappen von Wechsel- und Kreuzkröte dagegen bevorzugen den Grund vegetationsarmer Gewässer (Abb. 4). Trocknen die

[2] 20 bis 40 Kleingewässer pro km²

[3] Meist sind diese Gewässer zugleich konkurrenzarm und weisen kaum Prädatoren auf.

[4] Ausnahme: Kreuz- und Wechselkröte

[5] Im zeitigen Frühjahr laichende Amphibienarten können zum Beispiel erhebliche Verluste durch Frosteinbrüche während der Laichentwicklung erleiden.

*Abb. 2*
*Offenes Kleingewässer in einer Agrarlandschaft bei Bernau*
*2a Gesamtansicht*

*2b Flachwasserbereich am Ufer mit Rufgesellschaften von* Rana arvalis
*Fotos: N. Schneeweiß*

Laichgewässer im Spätsommer zeitweilig aus, kann dies von Vorteil sein, da sich auf diese Weise das Prädatorenspektrum reduziert. Ein zu frühes Austrocknen jedoch, schon in den Monaten Mai bis Juli, vernichtet oft auch den Nachwuchs der Amphibienpopulationen.

### 2.2 Kleingewässer als Sommerlebensraum

Von den frühlaichenden Amphibienarten verbleiben Kammolche nach der Paarungszeit oft noch mehrere Wochen bis Monate im Gewässer. Neotenie[6] wurde insbesondere bei Teichmolchen nachgewiesen, bleibt jedoch die Ausnahme. Einige Amphibienarten verbringen bis zu mehreren Monaten am Laichgewässer (s.o.), solange bis sich die Paarungszyklen nach und nach auflösen und das Gewässer nunmehr zum Sommerlebensraum wird (z.B. Kammolch, Rotbauchunke, Teichfrosch). Nach der Metamorphose halten sich die Jungtiere meist noch eine Zeit lang im Gewässer und/oder in dessem Umfeld auf und nutzen hier das Nahrungsangebot. Dieses Verweilen am Laichgewässer kann sich von einigen Tagen, wie bei der Knoblauchkröte bis über mehrere Wochen wie bei der Rotbauchunke erstrecken. Junge Teichfrösche verbleiben am Geburtsgewässer oder wandern in andere Gewässer ab.

Verschlechtern sich die Lebensbedingungen, so wandern die Amphibien in andere Gewässer ab oder suchen im ausgetrockneten Tümpel Verstecke unter Holz, Blech, Seggenbülten u.ä. auf.

[6] Jugendmerkmale, z.B. Lebensweise im Wasser und Kiemenbüschel, bleiben bis ins Erwachsenenalter, manchmal zeitlebens erhalten.

### 2.3 Kleingewässer als Winterquartier

Der Kammolch oder Larven der Knoblauchkröte überwintern gelegentlich im Gewässer. Teichfrosch und Grasfrosch überwintern regelmäßig in stehenden Gewässern, können aber regional auch fließende Gewässer oder Landverstecke bevorzugen. Wiederholt wurden auch Frösche beobachtet, die sich unter der Eisschicht bewegten (NÖLLERT u. NÖLLERT 1992). Somit verbringen Amphibien ihre Winterruhe nicht permanent in Kältestarre am Gewässergrund.

### 2.4 Kleingewässer als Trittsteine

Auch weiträumig isolierte Kleingewässer werden oft noch von wanderfreudigen Amphibienarten besiedelt. Sogar kleinste Hohlformen haben als vorübergehende Aufenthalts- und Zufluchtsorte Bedetung. Viel wichtiger erscheint jedoch, daß selbst einzelne, isolierte Gewässer in günstigen Jahren einigen Amphibienarten als Reproduktionsgewässer dienen. Von hier aus kann sich dann deren Nachwuchs mit hohen Emigrationsraten und Migrationsstrecken, die die der Adulti bei weitem übertreffen (SCHÄFER u. KNEITZ 1993), neue Laichgewässer und den Kontakt zu benachbarten Populationen erschließen.

## 3. Gefährdung der Amphibienfauna

Das Vorhandensein geeigneter Laichgewässer ist der verteilungsbestimmende Faktor selbst für ubiquitäre Arten (z.B. Teichmolch, Teichfrosch, Knoblauchkröte). Laichplätze sind daher die am wenigsten belastbaren Teillebensräume von Amphibienpopulationen (BLAB 1986). Der katastrophale Bestandsrückgang der Amphibienfauna in Mitteleuropa (HONEGGER 1981, HENLE u. STREIT 1990) spiegelt das Ausmaß der Verluste und die Entwertung geeigneter Lebensräume wider. So dokumentierte BERGER (1987) in einem 18 km² großen polnischen Agrargebiet einen

*Abb. 3*
*Kleingewässer bei Blumberg – Saumtyp*
*Foto: N. Schneeweiß*

*Abb. 4 Wechselkröten bevorzugen vegetationsarme Kleingewässer als Laichplätze. Die Larven halten sich in kleinen Absenktrichtern am Grund auf Foto: N. Schneeweiß*

99%igen Rückgang der Individuenzahlen bei Amphibien innerhalb von 20 Jahren.

### 3.1 Verlust von Kleingewässern

Im Zuge landwirtschaftlicher Intensivierung wurden zahlreiche Ackerhohlformen als Bearbeitungshindernis entwässert und verfüllt. Auf der Grundlage von Kartenmaterial zeichnen sich für die letzten 150 Jahre starke Verluste an Gewässern ab. So liegt ihr Rückgang in Brandenburger und Mecklenburger Agrargebieten zwischen 30 und 40 % (KLAFS et al. l.c., WEGENER 1983, GREULICH u. SCHNEEWEISS 1996). In Agrargebieten westlicher Bundesländer wurden höhere Verlustbilanzen bekannt. HEUSSER (1961) und FELDMANN (1976) dokumentierten auf Meßtischblattbasis Rückgänge von bis zu 50 % bzw. 66 % der Kleingewässer innerhalb von 10 Jahren. Nach RINGLER (1976) sind im Gebiet der Wasserburger Stirnmoränenzone mindestens 86 von 159 (54 %) Toteiskesseln seit 1856 völlig verschwunden. In einigen Regionen lagen die Verluste noch wesentlich höher. So dokumentierte STANGIER (1988) für ein Untersuchungsgebiet im westlichen Münsterland (Nordrhein-Westfalen) den Verlust von 82 % der Kleingewässer innerhalb von 19 Jahren. Ein ähnlich dramatischer Rückgang an Gewässern wurde in einem Meßtischblattbereich bei Lippstadt im Zeitraum von 1958 bis 1976 nachgewiesen (ERZ 1980). Mit dem Verlust von Kleingewässern gehen nicht nur deren Biozönosen verloren, sondern es klaffen zugleich neue, immer größere Lücken zwischen benachbarten Populationen. Da die Anfälligkeit gegenüber anthropogenen oder natürlichen Einflüssen mit zunehmendem Isolationsgrad der Populationen steigt (MADER 1980, LOESCHKE 1990, REH 1994), resultiert ein Trend zur Destabilisierung regionaler Verbreitungszentren.

### 3.2 Landwirtschaftliche Intensivierung

Im 20. Jahrhundert löste flächenintensive Bearbeitung mit dem Einsatz großer Mengen Dünger und Pflanzenschutzmittel historische Bewirtschaftsformen ab (s. Einleitung). Die in Senken gelegenen Hohlformen werden durch Binneneinzugsgebiete in den Ackerflächen gespeist und akkumulieren die Nährstoffe. Bewirtschaftung bis ans Ufer, Erosion und Dränagezuflüsse verstärken diesen Effekt. Nährstoffüberfrachtung der Gewässer kann sich durch die Enstehung von Sauerstoffmangelsituationen negativ auf die Reproduktionsrate von Amphibienpopulationen auswirken (BLAB l.c., GREULICH u. SCHNEEWEISS l.c.). Darüber hinaus wird die Sukzession und damit Verlandung des Gewässers beschleunigt. Inwieweit Pflanzenschutzmittel die Larvalentwicklung von Amphibien beeinflussen, ist bislang kaum bekannt (HONEGGER l.c., HENLE u. STREIT l.c.).

Auf Grünland hat ein zu hoher Viehbesatz oft verheerende Folgen für die Wasserqualität kleinerer Gewässer (Abb. 5). Regulierte Beweidung dagegen kann zur Erhaltung offener Uferstrukturen beitragen (ENGEL 1984).

*Abb. 5 Einzelgewässer werden oft zu beliebten Viehtränken und verlieren auf diese Weise ihre Habitatfunktion binnen kürzester Zeit. Foto: N. Schneeweiß*

### 3.3 Fischbesatz

Nicht selten sind Kleingewässer mit Fischen besetzt. Dieser Umstand kann den Reproduktionserfolg von Amphibien beträchtlich mindern. Das zeitweilige Austrocknen des Gewässers im Spätsommer vernichtet den Fischbesatz und kommt den Amphibien daher zugute. Auch Deckung bietende Strukturen – meist Makrophyten – mindern die Verluste durch Prädatoren. Eine zusammenfassende Darstellung hierzu gibt BLAB (l.c.).

## 4. Schlußfolgerungen

Kaum eine andere Artengruppe ist so stark auf die Kleingewässer der Agrarlandschaft angewiesen wie die Amphibien. So liegen zum Beispiel die gegenwärtigen Verbreitungsschwerpunkte der Rotbauchunke nahezu ausschließlich in Agrargebieten und damit meist außerhalb von Schutzgebieten (SCHNEEWEISS 1996). Ursprüngliche Ausbreitungsachsen und Siedlungsräume in natürlichen Flußauen fehlen heute fast gänzlich.

Die meisten einheimischen Amphibienarten werden in den Roten Listen des Bundes und der Länder geführt. Arten, wie Rotbauchunke, Laubfrosch und Kammmolch sind vom Aussterben bedroht bzw. stark gefährdet (z.B. ANDREN et al. 1986). Ihrem Schutz wurde daher europaweit ein besonderer Stellenwert eingeräumt (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie [FFH], Berner Konvention, CORBETT 1989), ohne daß sich dies jedoch bislang vor Ort niederschlägt. Insbesondere die FFH-Richtlinie (offiziell: Richtlinie 1992/43 EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie wildlebenden Tiere und Pflanzen) wäre ein geeignetes Instrument, um zumindest in naturräumlich hochwertigen Agrarlandschaften eine angepaßte und

nachhaltige Bewirtschaftung der Ressourcen zu erreichen. In bezug auf Kleingewässer und deren Biozönosen heißt dies vor allem:

- Rückbau von Entwässerungsanlagen
- Umstellung industriemäßiger Landwirtschaft auf biologisch-dynamische Methoden
- drastische Reduzierung der Düngung
- weitestgehender Verzicht auf mineralische Dünger (vgl. SCHNEEWEISS u. SCHNEEWEISS 1996)
- weitestgehender Verzicht auf Pestizide
- Anlage extensiv bewirtschafteter Randstreifen (mindestens 20 bis 50 m) im Umfeld von Gewässern (keine Düngung, keine Pestizide, möglichst kein Ackerbau)
- in Gebieten mit hoher Gewässerdichte (20 bis 40/km²) Umwidmung ackerbaulich genutzter Flächen in Grünland.

Obwohl europäische Agrarpolitik und bestehende Betriebsstrukturen einer derartigen Entwicklung bislang entgegenstehen, sollte entsprechend Anhang II der FFH-Richtlinie zumindest in den Verbreitungszentren überregional gefährdeter Amphibienarten wie Rotbauchunke und Kammmolch damit begonnen werden, die landwirtschaftlichen Methoden dem Naturraum anzupassen. Zielstellung ist es, den Bestand, die Vielfalt und die Funktionen von Kleingewässern zu erhalten bzw. wieder herzustellen. Entsprechend ihrer Genese und späteren Bewirtschaftung, können Kleingewässer heute unterschiedlichste Erscheinungsformen aufweisen (nahezu vegetationslose überschwemmte Ackersenken bis hin zu vermoorten glazigenen Söllen). Im Zusammenhang mit der Stabilisierung arten- und individuenreicher Amphibienpopulationen kommt es auf ein möglichst dichtes Gewässernetz und einen hohen Anteil offener Gewässertypen an (mind. 20 %). Vor allem die Wiederbelebung verdeckter und entwässerter Hohlformen sollte ein Schwerpunkt von Renaturierungsvorhaben sein. Bei der hohen Verlustrate von Kleingewässern in Agrarlandschaften (s.o.) ist die Lage vieler „verschollener" Gewässer mit Hilfe alter Karten und Luftbildaufnahmen noch heute zu rekonstruieren. Gerade hier lassen sich mit vertretbarem technischen Aufwand entwertete Habitate zu neuem Leben erwecken.

Vertragsnaturschutz und Landschaftspflege, aber auch Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen der Eingriffsregelung können dazu beitragen, wichtige Amphibienlaichgewässer durch Pflege bzw. Bewirtschaftung ihrem historischen Bild entsprechend so zu erhalten, daß sie Habitatfunktionen für artenreiche Biozönosen der Kulturlandschaften bewahren.

**Literatur**


ANDREN, C.; NILSON, G.; PODLOUCKY, R. 1986: Status and Conservation of the Fire-Bellied Toad, *Bombina bombina*, in Western Europe. -In: ROCEK, Z. (Hrsg.) Studies in Herpetology: 735–738

BAIER, R. 1992: Rote Liste Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Hrsg. Ministerium für Umwelt Natur und Raumordnung des Landes Brandenburg. UNZE-Verlag. -Potsdam: 31–33

BERGER, L. 1987: Impact of agriculture intensification on Amphibia. -Proc. 4th Ord. Gen. Meet. Soc. Europ. Herpetol. Nijmegen: 79–82

BLAB, J. 1986: Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. -KILDA-Verlag. -Greven: 150 S.

BLAB, J.; GÜNTHER, R. u. NOWAK, E. 1994: Rote Liste und Artenverzeichnis der in Deutschland vorkommenden Lurche (Amphibia). In: NOWAK, E.; BLAB, J. & BLESS, R. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. -KILDA-Verlag. -Greven: 125–136

CLAUSNITZER, H.-J. 1983: Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artenbestand eines Teiches. -Natur und Landschaft 58 (4): 129–133

CORBETT, K. 1989: Conservation of European Reptiles and Amphibiens. -London. – 274 S.

ENGEL, H. 1984: Untersuchungen zur Ökologie der Rotbauchunke als Grundlage für ein Artenschutzprogramm. -Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesverwaltungsamtes -Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz. -53 S.

ERZ, W. 1980: Naturschutz – Grundlagen, Probleme und Praxis. -In: BUCHWALD, K. u. ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. -München, Wien, Zürich (BLV). Bd. 3: 560–637

FELDMANN, R. 1976: Rote Liste der im Landesteil Westfalen (Land NRW) gefährdeten Amphibien- und Reptilienarten. -Natur und Landschaft 51( ): 39–41

FELDMANN, R. 1978: Herpetologische Bewertungskriterien für den Kleingewässerschutz. -Salamandra 14(4): 172–177

GREULICH, K. u. SCHNEEWEISS, N. 1996: Erfahrungen bei der Sanierung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft des Barnim. -Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg 5 (4): 19–27

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24(3): 67–79

HENLE, K. u. STREIT, B. 1990: Kritische Betrachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. -Natur und Landschaft 65(7/8): 347–361

HEUSSER, H. 1961: Die Bedeutung der äußeren Situation im Verhalten einiger Amphibienarten. -Rev. Suisse Zool. 68: 1–39

HONEGGER, R. E. 1981: Threatened Amphibians and Reptiles in Europe. Suppl. Bd. zu Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. -Akad. Verlagsges. Wiesbaden: -158 S.

JANKE, V. u. JANKE, W. 1970: Zur Entstehung und Verbreitung der Kleingewässer im nordostmecklenburgischen Grundmoränenbereich. -Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 10(1): 3–18

KLAFS, G. u. SCHMIDT, H. 1967: Fragen der Reliefmelioration durch Beseitigung von Ackerhohlformen in Mecklenburg. -Heimatkdl. Jahrb. f. d. Bez. Neubrandenburg II: 145–154

KLAFS, G.; JESCHKE, L. u. SCHMIDT, H: 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 13 (4): 287–302

LOESCHKE, V. 1990: Biogeographie und Artenschutz. -Naturwiss. Rundsch. 41 (7): 261–314

MADER, H.-J. 1980: Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. -Natur u. Landschaft 55(3): 91–96

NÖLLERT, A. u. NÖLLERT, C. 1992: Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh.-Kosmos Verlags GmbH. -Stuttgart. -382 S.

REH, W. 1991: Populationsbiologische Untersuchungen am Grasfrosch *(Rana temporaria L.*, 1758). Diss. Johannes Gutenberg-Universität. -Mainz: -104 S.

RINGLER, A. 1976: Verlustbilanz nasser Kleinstbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland. -Natur und Landschaft: 51(7/8): 205–209

RÖPKE, W. 1929: Untersuchungen über die Sölle in Mecklenburg. -Mitt. Geogr. Ges. Rostock. 18/19: 78–156

SCHÄFER, H.-J. u. KNEITZ, G. 1993: Entwicklung und Ausbreitung von Amphibien -Populationen in der Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. -Natur und Landschaft 68(7/8): 376–385

SCHIEMENZ, H. u. GÜNTHER, R. 1994: Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands. Natur & Text. -Rangsdorf. -143 S.

SCHNEEWEISS, N. 1993: Zur Situation der Rotbauchunke *Bombina bombina* LINNAEUS, 1761, in Brandenburg. -Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg 2(2): 8–11

SCHNEEWEISS 1996: Zur Verbreitung und Bestandsentwicklung *Bombina bombina* LINNAEUS, 1761 in Brandenburg. -RANA Sonderheft 1. Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Ökologie und Bestandsssituation (Hrsg. KRONE u. KÜHNEL, K.-D.). Natur u. Text. -Rangsdorf: 87–103

SCHNEEWEISS, N. u. SCHNEEWEISS, U. 1996 (im Druck): Amphibienverluste auf Agrarflächen infolge mineralischer Düngung. -Salamandra

SINSCH, U. 1994: Orientierungsverhalten und Ortstreue von Kreuzkröten einer rheinischen Metapopulation. -Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 14: 42-43

STANGIER, U. 1988: Kleingewässerrückgang im westlichen Münsterland und heutige potentielle Vernetzung der Amphibienpopulationen. -Jb. Feldherp. Beih. 1: 117–127

WEGENER, U. 1983: Gestaltung wassergefüllter Sölle in der Agrarlandschaft. -Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 23 (3): 151–163



Verfasser
Norbert Schneeweiß
Landesumweltamt Brandenburg,
Naturschutzstation Niederbarnim
Buchenallee 49
16341 Zepernick

MARTIN FRIELINGHAUS

# Extensivierung der Landnutzung und Vertragsnaturschutz im Einzugsgebiet von Söllen, dargestellt am Beispiel der Söllekette Lietzen/Döbberin

Schlagwörter: Landnutzung, Extensivierung, Vertragsnaturschutz, Sölle

## 1. Gebietsbeschreibung

Das Flächennaturdenkmal Söllekette Lietzen/Döbberin liegt in Ostbrandenburg auf der Lebuser Platte östlich des LSG Platkower Mühlenfließ/Heidelandschaft Worin im Kreis Märkisch-Oderland. Das Gebiet befindet sich im Bereich der Frankfurter Staffel der Weichselkaltzeit und wurde folglich etwa vor 18 500 Jahren glazial geprägt. In dieser Zeit sind viele derzeitig wassergefüllte Hohlformen im Flächennaturdenkmal vom Ansatz her angelegt worden. (Die Klassifizierung erfolgt im wesentlichen nach KLAFS, JESCHKE und SCHMIDT (1973). Das echte Soll ist ein glazigenes Relikt und geht auf einen in der Moräne zurückgebliebenen Toteisblock zurück, dessen Abdeckung nach Abschmelzen des Eises einbrach. Pseudosölle bildeten sich in häufig wassergefüllten Geländetiefpunkten, die oft erst nach der mittelalterlichen Waldrodung durch den damit verbundenen stärkeren Oberflächenabfluß entstanden. Durch ständige Pflugarbeit um die vernäßte Senke entwickelten sich teilweise steile Böschungen. Den Begriff „Soll" führte vermutlich erstmals GLEINITZ (1879) in die Fachliteratur ein. Er leitet ihn vom slawischen Wort „Sal" für Fischteich her.).

Die Söllekette umfaßt 44 Hohlformen auf etwa 2 100 ha. Damit ist die Formendichte relativ gering. Andererseits sind Oberfläche und Wasserkörper im Vergleich zu anderen Standorten verhältnismäßig groß. So hatten die untersuchten Sölle eine Gesamtfläche von 0,15 bis 2,86 ha, die Seeflächen erreichen bis zu 8,00 ha. Die Sölle weisen zwar, verursacht durch unterschiedliche Jahresniederschläge, Wasserspiegelschwankungen von mehr als 1 m im Verlauf mehrerer Jahre auf, sie fallen aber nur relativ selten über einen längeren Zeitraum völlig trocken. Die Anteile von Grund- und Oberflächenwasser an ihrer Speisung sind noch nicht geklärt. Untersuchungen dazu begannen 1996, um zukünftige Sanierungsstrategien vorzubereiten.

*Abb. 1*
*Links Rillenerosion und rechts beginnende Grabenerosion in Richtung einer wassergefüllten Hohlform, 1993 vor dem Vertragsnaturschutz*
*Foto: Ma. Frielinghaus*

Einige Autoren, z.B. KLAFS, JESCHKE und SCHMIDT (1973) und WEGENER (1983), berichten über einen starken Rückgang der Sölleanzahl durch Verfüllung und/oder Entwässerung. Kartenvergleiche zwischen 1844, 1894/95 und 1986 zeigen, daß dieser Sachverhalt für das Untersuchungsgebiet nur sehr bedingt zutrifft. Allerdings wurde ein Teil der Flächen nach 1844 bis etwa 1980 über Rohrleitungen und das Durchfahren einer Wasserscheide zwar nicht trockengelegt, aber doch in ihrem Wasserstand reguliert. Bisher konnten 10 Sölle durch Abbohren klassifiziert werden (HEIM 1994): 6 echte Sölle, 3 Pseudosölle und 1 vermoorte Senke.

Die Arbeiten im Gebiet erfuhren seit 1993 eine Förderung durch das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg bzw. die Abteilung Naturschutz des Landesumweltamtes Brandenburg.

## 2. Bedeutung der Sölle als Biotop

HAMEL (1988) und in den letzten Jahren KALETTKA (1994) haben nachgewiesen, daß Sölle in der Agrarlandschaft eine hohe ökologische Bedeutung haben und das floristische und faunistische Inventar viele schützenswerte Elemente enthält. Das Bundesnaturschutzgesetz nennt im § 20c (Biotopschutz) die Sölle nicht explizit. Der § 32 des Brandenburgischen Naturschutzgesetzes erklärt aber Kleingewässer, und damit auch die Sölle, generell zu geschützten Landschaftsbestandteilen.

Sölle haben in der häufig ausgeräumten Landschaft eine bedeutende hydrologische Funktion: als einzige offene Wasserfläche oder jedenfalls feuchte Senke, als Sammelpunkt abfließenden Wassers und damit verbundener schnellerer Befahrbarkeit der Ackerflächen nach Niederschlägen und als Element der Wasserspeicherung. Damit einher geht eine nicht immer eindeutig quantifizierbare mikroklimatische Funktion. Ganz wesentlich ist die Habitatfunktion für eine Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten, die auf dem intensiv genutzten Acker keinen Lebensraum finden. Damit verbinden sich Arterhaltung und Refugium für gefährdete Arten. Sölle stellen oft wesentliche Trittsteine im Biotopverbundsystem dar. Schließlich spielt die ästhetische Funktion mit Prägung, Strukturierung und Erholungswert der Land-

*Abb. 2*
*Beginnende Grabenerosion im Hangbereich an einem echten Soll, 1993 vor dem Vertragsnaturschutz*
*Foto: Ma. Frielinghaus*

schaft eine wichtige Rolle. Dagegen ist die frühere Rolle der Sölle als Holzlieferant aus den Randbereichen und Ufern praktisch zum Erliegen gekommen. HAMEL (1988) setzt sich mit den Sukzessionsstadien auseinander: Offene Typen (Graslandstadien), Saumtypen (Gelegetypen), Röhrichttypen (Vollriedtypen) und Gehölztypen (Strauch- und Baumtypen).

Im Wechsel von Wasserfüllung und weitgehender Austrocknung variieren auch Flora und Fauna. So konnte KALETTKA (1994) in der Söllekette u.a. folgende Vertreter gefährdeter Pflanzen und Tiere nachweisen: Wasserhahnenfuß *(Ranunculus aquatilis)*, Zwergwasserlinse *(Wolffia arrhiza)*, Krebsschere *(Stratiotes aloidis)*, Wasserfeder *(Hottonia palustris)*, Moorgreiskraut *(Senecio congestus)*, Teichschachtelhalm *(Equisetum fluviatile)*, Hirsensegge *(Carex panicea)* und Flatterulme *(Ulmus laevis)*; Rotbauchunke *(Bombina bombina)*, Kranich *(Grus grus)* und vereinzelt der Laubfrosch *(Hyla arborea)*.

Damit ist der hohe ökologische Wert der Sölle im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Im Frühjahr 1996 waren in 75 % der über den Vertragsnaturschutz geschützten Sölle mehrere rufende Männchen der wichtigen Leit- und Zielart Rotbauchunke auszumachen.

## 3. Sölle in der Agrarlandschaft

Die Sölle in der Söllekette Lietzen/Döbberin liegen mit 2 Ausnahmen in einer agrarisch genutzten Landschaft. Bedingt durch die teilweise hohe Reliefenergie sind viele Sölle durch erosive Einträge aus dem oberirdischen Einzugsgebiet latent oder aktuell gefährdet. Häufig treten Flächen-, Rillen- oder Grabenerosion auf. An dem in den Abbildungen 1, 2 und 3 gezeigten echten Soll war es möglich, die Größenordnung der Erosion zu quantifizieren. Am Sollrand und im Soll selbst fand eine Bodenakkumulation von 11 300 $m^3$ statt. Bezogen auf das oberirdische Einzugsgebiet ist das eine Bodenverlagerung von etwa 9 000 t/ha. Da im Untersuchungsraum mit ungefähr 600 Jahren ackerbaulicher Nutzung zu rechnen ist, sind das 15 t/ha a. Über die Bestimmung der Cäsium-Aktivität mit 137 Cs in Bodenprofilen wurde versucht, den Bodenabtrag zeitlich einzuordnen: In den Ackerbaujahren von etwa 1300 bis 1960 betrug die Akkumulation am Sollrand im Mittel 0,1 bis 0,2 cm/a. Ab 1960 mit zunehmender Intensivierung der Landnutzung und verstärktem Maisanbau erreichte die jährliche Akkumulation dagegen 0,5 cm.

Einträge in die Sölle führen einerseits langfristig zu einer Sohlaufhöhung und schließlich zur vollständigen Ausfüllung des Hohlraums. Andererseits verschlechtern eingetragene Agrochemikalien die Qualität von Wasser- und Sedimentkörper. Von 13 intensiver untersuchten Söllen zeigten daher 9 eutrophe, 2 hocheutrophe und 2 polytrophe Verhältnisse. Aber auch ohne ausgeprägte Hangneigung in Richtung Kleingewässer sind Einträge aus der Agrarlandschaft nicht zu vermeiden, wenn, wie im Regelfall, bis an die Gewässerkante bewirtschaftet wird. Um den Landschaftsbestandteil Soll längerfristig in seiner Funktion zu erhalten, sind folglich Schutzmaßnahmen notwendig.

## 4. Schutzmaßnahmen für Sölle

### 4.1 Extensivierung der Landnutzung

Hierzu ist in erster Linie die konsequente Durchsetzung der EWG/EU-Verordnung 2078/92 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren geeignet. Diese Verordnung ist zwar vordergründig als Mittel der Marktentlastung durch Produktionssenkung gedacht, es sind damit aber auch Extensivierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Sölle über

*Abb. 3*
*Akkumulation der Erosionsfracht am Rande einer Hohlform, 1993 vor dem Vertragsnaturschutz. Rechts im Bild Eintragspfad in das Gewässer*
*Foto Ma. Frielinghaus*

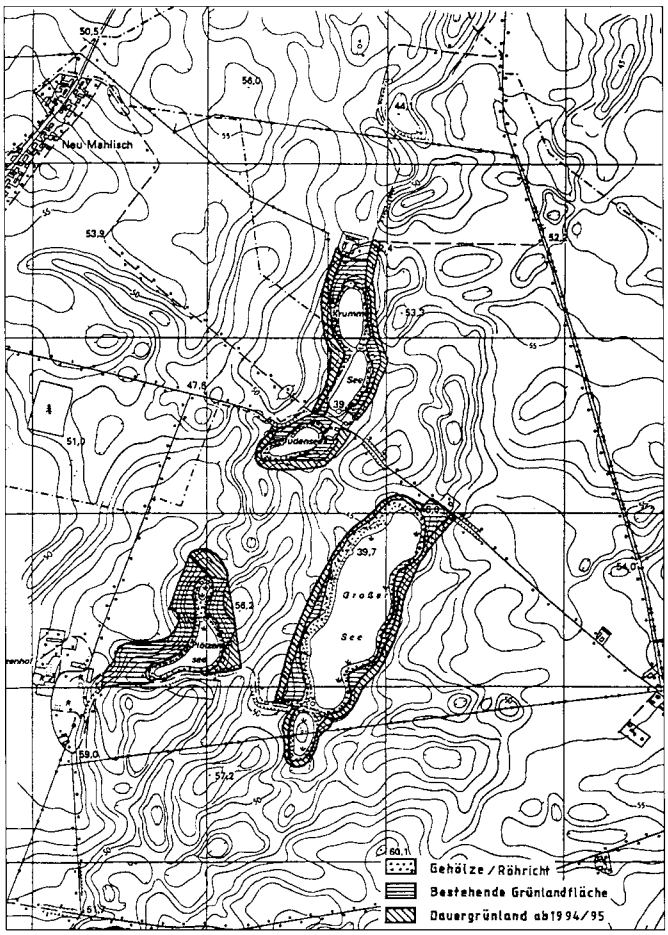


*Abb. 4 Beispiel für die Anlage von Schutzstreifen um Großsölle/Kleinseen über den Vertragsnaturschutz ab 1994*

ein Kulturlandschaftsprogramm des Landes Brandenburg zu organisieren, das leider im Herbst 1996 noch immer nicht vorlag. Nach dem derzeitigen Stand lassen sich allerdings nur komplette Flurstücke in kontrollierbarer Größe und nicht z.B. streifenförmige Flurstückteile in das Programm einbeziehen.

Im Bereich der Söllekette haben die veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen im Vergleich zwischen 1985 bis 1990 und 1995/96 bereits eine Verminderung der Erosionsanfälligkeit der agraren Landnutzung erbracht. Während im Zeitraum 1985 bis 1990 die wassererosionsanfälligen Fruchtarten Sommergetreide, Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben und Körnerleguminosen 42 % des Ackerlandes einnahmen, waren es 1995/96 nur noch 22 %. Außerdem gingen die Tierbestände auf deutlich unter 1 Großvieheinheit pro ha zurück. Damit reduzierte sich auch der Gülleanfall. Wenn das Kulturlandschaftsprogramm vorliegt, sind weitere Verbesserungsmöglichkeiten denkbar.

## 4.2 Vertragsnaturschutz

Das zweite Instrument ist die Landschaftspflege im Rahmen des Vertragsnaturschutzes, über dessen Anliegen und Verfahrensweise mit möglichst zehnjähriger Laufzeit in dieser Zeitschrift bereits berichtet wurde (FRIELINGHAUS et al. 1993). An den Grundsätzen und Absichten hat sich zwischenzeitlich nichts Wesentliches verändert. Nur die Richtwerttabelle für die Vergütung von Nutzungsausfall oder Mehraufwand bedurfte einer aktuellen Anpassung.

Dem Nutzer/Pächter/Eigentümer von ökologisch wertvollen oder sensiblen Flächen, vorwiegend landwirtschaftlichen Unternehmen, werden landschaftspflegerische bzw. ökologische Leistungen honoriert. Solche Leistungen können sein: Anlage von Schutzstreifen, Unterlassen oder Verschieben von Bewirtschaftungsmaßnahmen, Erschwernisse oder Verluste, Landschaftspflege ohne unmittelbaren Nutzen. Wegen der begrenzt zur Verfügung stehenden Mittel des Landes wird der Vertragsnaturschutz vorwiegend auf die Aufgabe konzentriert, die Erhaltung, Pflege und Entwicklung von Naturschutzgebieten, Biotopverbundsystemen und schützenswerten Biotopen zu sichern und insbesondere die Schutzverordnungen und Behandlungsrichtlinien durchzusetzen.

Im Untersuchungsgebiet wurden 1994 über den Vertragsnaturschutz auf Flurstücksteilen um einen Teil der Sölle Schutzstreifen bzw. Schutzgebiete vereinbart. Auf der Basis von Luftbildern, Flur- und Katasterkarten kamen vertragliche Vereinbarungen zwischen dem Eigentümer oder Pächter der Flächen und der Unteren Naturschutzverwaltung mit einer Laufzeit von 10 Jahren zum Abschluß. Die Vorarbeit leistete die Außenstelle Frankfurt (Oder) der Abteilung Naturschutz des Landesumweltamtes. Derzeit sind folgende Vergütungen festgelegt:

300 DM/ha ohne weitere Nutzung der Fläche

300 DM/ha für eine Grasansaat

400 DM/ha bei Schafweide mit Ausgrenzung der Sölle und Weideverbot vom 15.3. bis 31.7.

700 DM/ha für extensive Grünlandnutzung, wobei die mechanische Pflege bis 15.10. zum Schutz der Avifauna und besonders der abwandernden Herpetofauna verboten ist.

Als Mittelwert kamen 600 bis 650 DM/ha zur Vereinbarung, was für die Vertragsnehmer deshalb von Interesse ist, weil die alternativ mögliche Stillegungsprämie der EU z.Z. in der gleichen Größenordnung liegt. Im Flächennaturdenkmal Söllekette sind auf diese Weise ab 1994 auf 60 ha Schutzstreifen unterschiedlicher Breite bzw. Schutzflächen für 30 000 DM/a eingerichtet worden. Die Abbildungen 4 und 5 zeigen zwei Beispiele hierfür. In Abbildung 4 werden bestehende Gehölze, Röhrichte und Grünlandflächen um relativ große Hohlformen mit Dauergrünlandstreifen von 10 bis 20 m Breite ergänzt. Auf Abbildung 5 ist dargestellt, wie eine Söllegruppe als Komplex mit bis zu 50 m breiten Grünlandstreifen und Schafhutungen geschützt wird.

## 4.3 Erste Erfahrungen und Ergebnisse des Vertragsnaturschutzes

Kontrollen im Laufe des Jahres sind unbedingt notwendig und haben gezeigt, daß partiell Mängel in der Ansaat der Schutzstreifen und ihrer Bewirtschaftung auftraten. Diese Mängel wurden kooperativ im gegenseitigen Kontakt über den fachlichen Betreuer der Verträge schrittweise beseitigt. In 2 Fällen mußte durch den Betreuer eine Kürzung der Vertragssumme vorgeschlagen werden. Bewährt hat sich eine jährliche Auswertung über die Durchsetzung des Vertragsnaturschutzes mit allen Vertragspartnern unter Teilnahme der Tagespresse.

Nachteilig ist, daß die Schutzstreifen im Gelände nicht mit Steinhaufen, Erdhügeln, Pfählen oder ähnlichem eindeutig gekennzeichnet sind. Es besteht daher die Gefahr, daß die Streifen unbeabsichtigt nicht beachtet werden. Das soll sich mit Zustim-

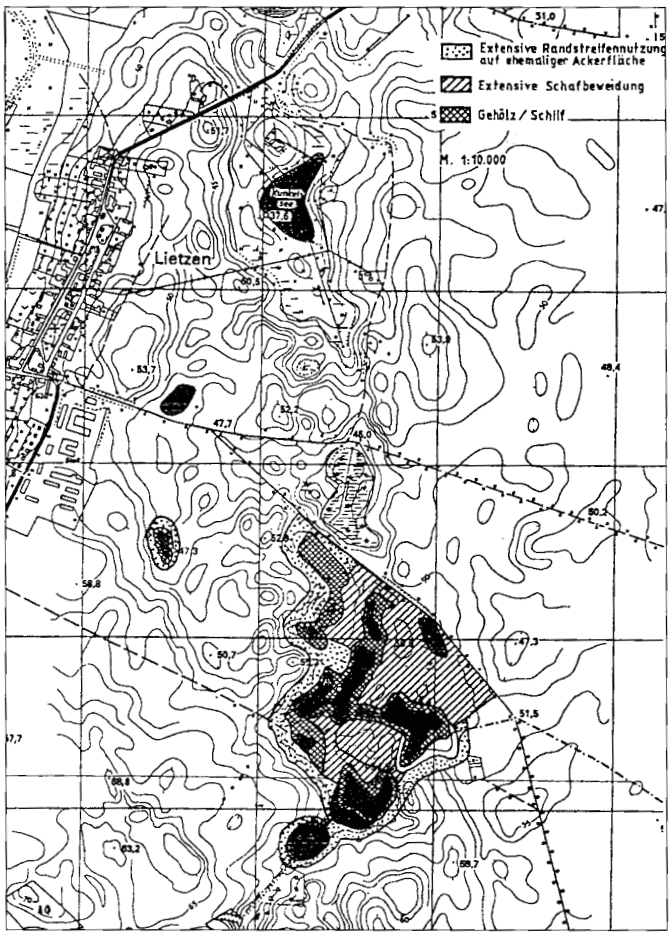


*Abb. 5*
*Beispiel für die Anlage von Schutzstreifen und Schutzflächen um eine Söllegruppe im Rahmen des Vertragsnaturschutzes ab 1994*

mung der Vertragspartner schrittweise ändern, indem z.B. das beim Schneiteln der Kopfweiden anfallende Holz zur Grenzmarkierung genutzt wird. Häufig dienen die gut befahrbaren Streifen als Wege für landwirtschaftliche Technik, für Jäger und besonders für Angler. Hier sind offensichtlich Hindernisse und Barrieren notwendig, die aber die mechanische Pflege der Ansaat nicht entscheidend behindern dürfen. Es hat sich nicht bewährt, den Ansaatmischungen für die Vertragsflächen Klee oder Luzerne beizufügen, weil so der Futterwert des Aufwuchses steigt. Das trifft besonders für die Standorte zu, auf denen nicht nur Streifen, sondern, wie in einem Beispiel, das ganze oberirdische Einzugsgebiet stillgelegt ist und teilweise als Weide dient. Beim Weidegang schließlich hat sich gezeigt, daß eine ausreichende Tränkwasserversorgung und eine sichere Ausgrenzung der wasserführenden Sölle notwendig sind.

Die Streifen haben 1995 weitgehend ihre volle Ausprägung erreicht. Die Brems- oder Rückhaltefunktion der Schutzstreifen ist aber begrenzt, weil die erosiven Einträge in der Regel nicht flächig, sondern punktuell über Abflußbahnen in die Gewässer gelangen. Schutzstreifen müssen daher bei hoher Reliefenergie, gleichbedeutend mit starker Hangneigung zum Soll, mit Extensivierungs- und Schutzmaßnahmen im gesamten oberirdischen Einzugsgebiet kombiniert werden. Um diese Bereiche eindeutig zu erkennen, sind ab 1995 im Frühjahr Erosionskartierungen vorgenommen worden. Diese Kartierungen erfordern noch eine Fortsetzung über 2 bis 3 Jahre. Dann erst können weitere Maßnahmen im Rahmen des dann hoffentlich vorliegenden, umfassenden und abgestimmten Kulturlandschaftsprogramms zur Vereinbarung kommen. Diese Schutzmaßnahmen sollen einerseits das Ziel haben, Bodenbearbeitung, Bearbeitungsrichtung, Bearbeitungstermin, Fruchtfolge und Bodenbedeckung so zu organisieren, daß die Niederschläge mit möglichst wenig Erosionsfracht abfließen. Andererseits dürfen die Maßnahmen die Wirtschaftlichkeit des landwirtschaftlichen Unternehmens nicht in Frage stellen. An diesem Maßnahmenkomplex wird z.Z. gearbeitet.

Bei hoher Reliefenergie ist wahrscheinlich die dauerhafte Umstellung der Flächennutzung im oberirdischen Einzugsgebiet die einzige Lösung zum längerfristigen Bremsen der Alterung der Sölle durch Verlandung. Am Beispiel des in den Abbildungen 1 bis 3 gezeigten Solls läßt sich das gut demonstrieren. Über den Vertragsnaturschutz erfolgte 1994 eine Weideansaat im Einzugsgebiet und ab daher begrenzter Weidegang. Der erosive Eintrag in das Soll ging auf Null zurück. Außerdem deutet sich im Vergleich der Jahre 1993 (ohne Vertragsnaturschutz) und 1994/96 (mit Vertragsnaturschutz) die Tendenz einer Verbesserung der Wasserqualität an. Die Untersuchungen zur Wasseranalytik müssen zur Absicherung der Ergebnisse fortgeführt werden.

## 5. Zusammenfassung

Sölle sind ökologisch wertvolle und daher geschützte Landschaftsbestandteile. Sie sind aber durch Einträge aus dem agrarisch genutzten Umfeld gefährdet. Im Flächennaturdenkmal Söllekette Lietzen/Döbberin, gelegen im Osten Brandenburgs im Landkreis Märkisch-Oderland, wurden eine Reihe von latent oder aktuell gefährdeten Söllen durch Schutzstreifen partiell geschützt. Diese Schutzstreifen basieren auf dem 1994 abgeschlossenen Vertragsnaturschutz für 60 ha mit 30 000 DM/a und 10jähriger Laufzeit. Als Mittelwert kamen 600 bis 650 DM/ha/a zur Vereinbarung. Der Vertragsnaturschutz hat sich bisher bewährt. Volle Schutzwirkung erreichen die Streifen aber erst, wenn sie mit Extensivierungsmaßnahmen im gesamten oberirdischen Einzugsgebiet kombiniert werden.

**Literatur**

FRIELINGHAUS, Ma.; HALPAP, A.; SCHOKNECHT, Th.; VÖGEL, R. 1993: Vertragsnaturschutz auf vertraglicher Basis im Land Brandenburg. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4 (4): 32–36

GLEINITZ, E. 1879: I. Beitrag zur Geologie Mecklenburgs. – Archiv 33: 209–305

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24(3): 67–79

HEIM, S. 1994: In: Abschlußbericht zum Förderprojekt „Erarbeitung von Grundlagen für die touristische Erschließung der Sölle-Kette im Raum Lietzen/Döbberin". Unveröff. – Seelow

KALETTKA, Th. 1994: In: Abschlußbericht zum Förderprojekt „Erarbeitung von Grundlagen für die touristische Erschließung der Sölle-Kette im Raum Lietzen/Döbberin. Unveröff. – Seelow

KLAFS, G.; JESCHKE, L.; SCHMIDT, H. 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 13: 287–302

WEGENER, U. 1983: Gestaltung wassergefüllter Sölle in der Agrarlandschaft. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 23: 151–163

Verfasser
Prof. Dr. sc. Martin Frielinghaus
Fachhochschule Eberswalde
FB Landschaftsnutzung und Naturschutz
PF 100326
16203 Eberswalde

KERSTIN GREULICH, NORBERT SCHNEEWEISS

# Hydrochemische Untersuchungen an sanierten Kleingewässern einer Agrarlandschaft (Barnim, Brandenburg) unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna

Schlagwörter: Kleingewässer, Gewässersanierung, Hydrochemie, Amphibia, Urodela, Anura

## 1. Problemstellung

Auf dem Barnim war die Industrialisierung der Landwirtschaft, ähnlich wie in anderen Moränengebieten des norddeutschen Tieflands, mit einem rapiden Verlust an Kleingewässern verbunden. Ungezählte Gewässer und Feuchtgebiete wurden trockengelegt, verschüttet oder begannen in bislang ungekannter Geschwindigkeit zu verlanden. Verbliebene Gewässer wurden oft infolge der Überfrachtung mit Nährstoffen selbst für ubiquitäre Tier- und Pflanzenarten als Lebensraum untauglich. Wärmeliebende Bewohner offener Kleingewässer, die über Jahrhunderte in den Kulturlandschaften günstige Lebensbedingungen vorfanden, erfuhren drastische Bestandseinbußen. Als aquaterrestrische Arten mit eingeschränkten Bewegungsradien und kurzen Generationsfolgen reagieren gerade Amphibien sehr sensibel auf Veränderungen im Bestand geeigneter Lebensräume. So ist die Stabilität von Amphibienpopulationen im Agrarland vor allem abhängig von einer relativ hohen Gewässeranzahl pro Fläche. Artenreiche Biozönosen der Kleingewässer werden zukünftig nur noch dort unsere Agrarlandschaften beleben, wo es gelingt, den Bestand sowie die naturräumliche und ökologische Vielfalt von Gewässertypen zu bewahren bzw. zu regenerieren. Allein schon durch Rückbau bzw. Anstau von Entwässerungsanlagen ließen sich zahlreiche längst verlandete Kleingewässer revitalisieren. Um die enormen Eutrophierungserscheinungen zu verringern, muß die Nutzung der Agrarflächen in den Einzugsbereichen der Gewässer extensiviert werden. Eine regulierte Beweidung der Uferpartien kann den Gehölzaufwuchs zurückdrängen und offene, junge Sukzessionsstadien erhalten (ENGEL 1984). Der Einsatz schwerer Technik zur Wiederbelebung entwerteter Kleingewässer ist ein Eingriff ins Ökosystem und erfordert eine Voruntersuchung und fachliche Betreuung bei der Ausführung. Ohne Anwendung derartiger Methoden jedoch sind die für den Biotopverbund und die Stabilisierung von Amphibienpopulationen erforderliche Anzahl und Konstellation von Gewässern oft nicht zu verwirklichen. Anhand ausgewählter Beispiele sollen nachfolgend einige Erfahrungen aus Sanierungsmaßnahmen an verschiedenen Gewässertypen der Barnimer Agrarlandschaft dargestellt werden.

| Gewässer | Größe | Pflege, Sanierung | | | Laichgewässer 1993-1995 | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Volumen | Anteil | Zeitraum | Teichmolch | Kammolch | Rotbauchunke | Knoblauchkröte | Erdkröte | Wechselkröte | Kreuzkröte | Moorfrosch | Grasfrosch | Wasserfrosch |
| Soll an der Behausung | sk | | | | ○ | ○ | | ○ | | | | | | ○ |
| Soll in der Behausung | sk | | | | ○ | ○ | | ○ | | | | | | |
| Bieselpfuhl | m | | | | ○ | ○ | | | | | | | | |
| Senke am Bieselpfuhl | m | | | | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – |
| Höllepfuhl | g | | | | ● | ● | ● | ● | ○ | ○ | | ● | ○ | ● |
| Lindwerder | g | | 100% | 1975 | ● | ● | ● | ● | ○ | ● | ○ | ● | ○ | ● |
| Holunderweiher | m | 2x 200 m³ | 80% | Dez 92 | ○ | ○ | | ○ | | | | | | |
| Ovalweiher | m | 2x 100 m³ | 20% | Dez 92 | | | ◒ | ◒ | | ◒ | | ◒ | ○ | ○ |
| Seggenpfuhl | m | 150 m³ | 40% | Dez 92 | ○ | | | ○ | | | | | | |
| Börnicker Pfuhl | m | 150 m³ | 100% | Dez 92 | ● | ● | ● | ● | | | | ○ | | ● |
| Unkenpfuhl | k | 120 m³ | 100% | Dez 92 | ◒ | ● | | | | | | ○ | | ○ |
| Thierpfuhl | m | 300 m³ | 90% | Dez 92 +Okt 93 | ● | ● | ● | ● | ○ | | | ● | ○ | ◒ |
| Grabenbruch | g | 3x 250 m³ | 10% | Okt 93 | ◒ | ○ | ◒ | ○ | | | | ○ | | ◒ |
| Holgersenke | sk | 50 m³ | 100% | Okt 93 | | | | | | ● | | | | |
| Kleiner Pflaumenpfuhl | sk | | 100% | Mär 94 | ○ | | | ○ | | | | | | |
| Heleniumsoll | m | 100 m³ | 30% | Feb 95 | ○ | | | | | | | ◒ | | |
| Dreieckspfuhl | m | 200 m³ | 50% | Feb 95 | ○ | ◒ | | ○ | | | | | | ○ |
| Baumloser Pfuhl | k | 100 m³ | 90% | Feb 95 | ○ | ○ | | | | | | | | |
| Dreibuschpfuhl | sk | 200 m³ | 100% | Feb 95 | ○ | | | ○ | | | | | | |
| Borgsee | m | 2000 m³ | 100% | Nov 93-Jan 94 +Jan 95 | | | | | | ◒ | | | | |

● sehr bedeutsam ◒ bedeutsam ○ geringe Bedeutung – Reproduktionsverluste durch Austrocknen

sk – sehr klein m – mittel g – groß k – klein

*Tabelle 1:*
*Kurzcharakteristik der untersuchten Gewässer und ihre Habitatfunktion für Amphibien*

## 2. Untersuchungsgebiet und Methode

In der vorliegenden Arbeit wurden Kleingewässer einer 3 km² großen Ackerfläche der Barnimplatte südöstlich von Bernau (Brandenburg) untersucht. Es handelt sich hierbei um ein Grundmoränengebiet des Brandenburger Stadiums der Weichseleiszeit. Die geologische Schichtenfolge besteht aus Decksanden über Geschiebelehm/-mergel, die typische Bodenart der Ackerflächen ist lehmiger Sand. Charakteristisch sind die relativ zahlreichen, zum größten Teil wasserführenden Hohlformen

*Abb. 1*
*Sanierter Borgsee im Februar 1994*
*Foto: N. Schneeweiß*

*Abb. 2*
*Durch Flachabtorfung entstandenes Kleingewässer im Grabenbruch (März 1994)*
*Foto: N. Schneeweiß*

**Tabelle 2: Geschätzte Bestandsgröße der Amphibienarten (Adulti) in der Börnicker Feldmark und ihre Gefährdungskategorien nach den Roten Listen (Brandenburg, Berlin, BRD).**

Kategorie 1: vom Aussterben bedroht, Kategorie 2: stark gefährdet, Kategorie 3: gefährdet.

| Spezies | geschätzte Populationsgröße | Gefährdungsgrad Brandenburg | Gefährdungsgrad Berlin | Gefährdungsgrad BRD |
|---|---|---|---|---|
| *Triturus cristatus* | 1000 | 2 | 2 | 2 |
| *Triturus vulgaris* | 3000 | – | – | – |
| *Bombina bombina* | 1000 | 1 | 1 | 2 |
| *Pelobates fuscus* | 3500 – 4000 | 3 | 3 | 3 |
| *Bufo bufo* | 150 – 200 | 3 | 3 | – |
| *Bufo calamita* | ca. 20 | 2 | 1 | 2 |
| *Bufo viridis* | 1000 | 2 | 2 | 3 |
| *R. Tempraria* | 20 – 40 | 3 | 3 | – |
| *Rana arvalis* | 2500 – 3000 | 3 | 3 | 3 |
| *Rana esculenta* | 1000 | – | – | 3 |

(bis zu 40/km²), die den in der Region heimischen Amphibienpopulationen als Reproduktions- und Lebensräume dienen. Im Rahmen des Schutzprojektes Rotbauchunke[1] (Naturschutzbund und Naturschutzstation Niederbarnim) wurden im Zeitraum von 1992 bis 1995 Kleingewässer, die verschüttet, überpflügt oder verseucht waren (Tab. 1) saniert. Vor Beginn der Sanierungsarbeiten wurden die Hohlformen stratigraphisch untersucht. An einer Auswahl für nordostdeutsche Jungmoränengebiete charakteristischer Kleingewässer (Sölle, Pseudosölle nach KLAFS et al. 1973) wurde die Reaktion auf Sanierungsmaßnahmen hinsichtlich wasserchemischer und -physikalischer Parameter und ihres Habitatwertes für Amphibienpopulationen in einem Anfang 1993 begonnenen Monitoringprogramm untersucht.

Um den Einfluß von Temperatur und Niederschlag möglichst konstant zu halten, erfolgte die Beprobung aller Kleingewässer stets am selben Tag in den Vormittagsstunden und in gleicher zeitlicher Reihenfolge in 14tägigem Rhythmus. Mit der Analyse hydrochemischer Parameter konnte, dank der kurzen Wegstrecke ins Labor, bereits 30 Minuten nach der letzten Probeentnahme begonnen werden. Die Wasserproben wurden dunkel und gekühlt transportiert.

Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und -sättigung sowie die Gewässertemperatur wurden direkt vor Ort mit Elektroden gemessen.

Mit Hilfe dieser Parameter ist eine erste Charakterisierung des Gewässerzustandes möglich und Veränderungen der Wasserqualität sind schnell feststellbar. Da Sauerstoff essentiell für das Leben zahlreicher Organismen im Wasser ist, stellt der gelöste Sauerstoff einen der wichtigsten abiotischen Faktoren dar und ist für die biologische Charakterisierung eines Gewässers von ausschlaggebender Bedeutung. Die ökologische Wirkung des Sauerstoffs ist schwer zu isolieren, da sich in natürlichen Gewässern mit den Sauerstoffverhältnissen eine Reihe anderer Parameter (pH-Wert, Kohlendioxidgehalt, Chemischer

*Abb. 3*
*Höllepfuhl im Juni 1995*
*Foto: N. Schneeweiß*

[1] gefördert vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg

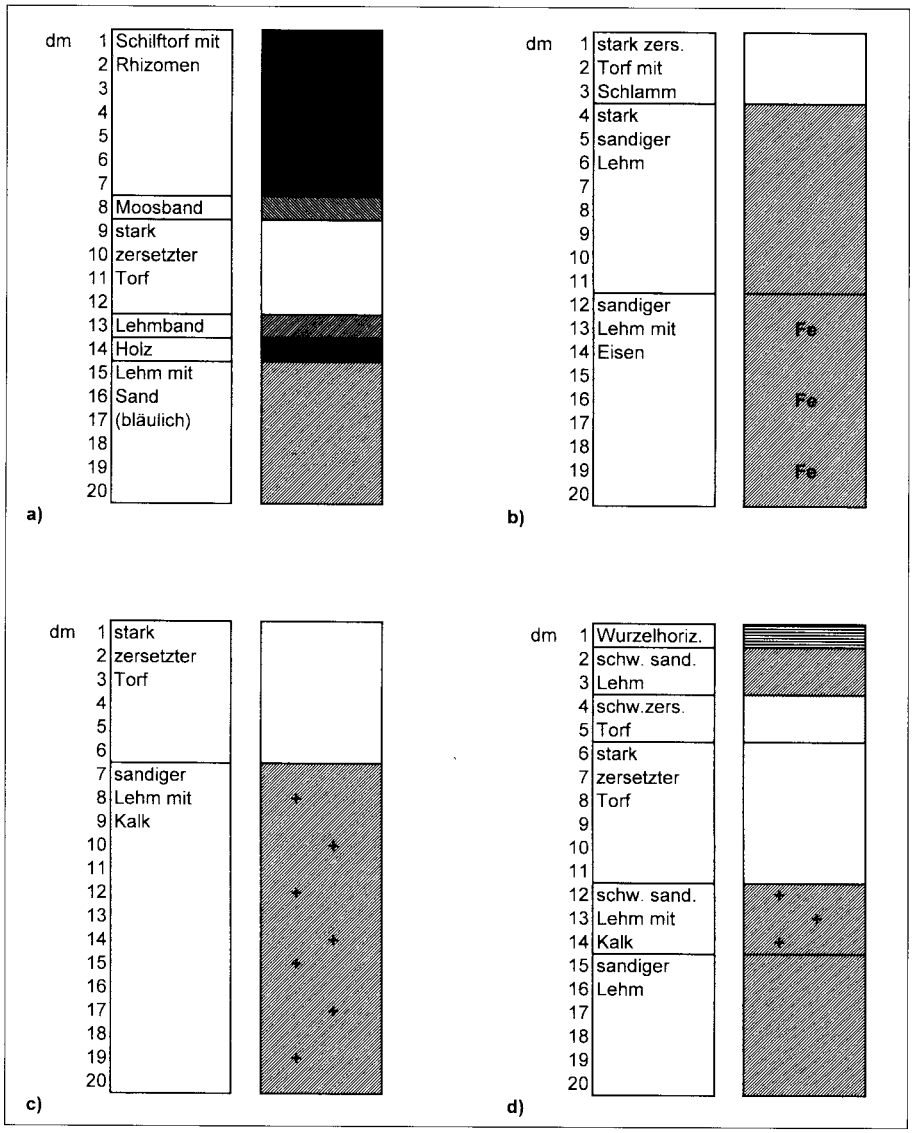


*Abb. 4*
*Bohrprofile an den verschiedenen Gewässertypen (November 1992)*
*a: Grabenbruch (vor der Sanierung)*
*b: Holunderweiher (vor der Entschlammung)*
*c: Höllepfuhl*
*d: Lindwerder*

*schw – schwach*
*zers – zersetzt*
*sand – sandig*

Sauerstoffbedarf – CSB) ändern. Im Labor erfolgte auf photometrischem Wege die Bestimmung des CSB und die quantitative Analyse der Nährstoffe. Dazu dienten standardisierte Tests der Fa. Macherey & Nagel.

Die Amphibienpopulationen wurden auf ihren Migrationen mittels Folienzäunen an den Laichgewässern erfaßt. Kontrollgänge zur Erfassung der Rufgesellschaften während der Fortpflanzungszeit gaben Aufschluß über Paarungsaktivitäten. Von Mai bis Juli wurden die Gewässer mehrmals zum Nachweis von Amphibienlarven bekeschert.

Eine floristische und vegetationskundliche Kartierung erfolgte in den Gewässern und ihren Randstreifen.

Im Jahr 1992 wurde ein Bestand von 40 Kleingewässern im Untersuchungsgebiet erfaßt. Nach dem Vergleich mit der Situation vor 150 Jahren fehlen heute ein Drittel der Gewässer. So existierten nach dem Urmeßtischblatt von 1839 im selben Gebiet 60 Kleingewässer. Unter den 40 noch heute bestehenden, zum Teil temporär wasserführenden Hohlformen befanden sich zu Beginn der 90er Jahre nur noch 4 (10 %) bedeutsame Reproduktionsgewässer für Amphibien. Es handelte sich hierbei um die wenigen mittelgroßen Gewässer mit bis zu 11 000 m² Wasserfläche (Tab. 1). Alle übrigen Hohlformen waren durch Nährstoffeinträge, Entwässerungsmaßnahmen, Verschüttung mit Siedlungsmüll und Lesesteinen gekennzeichnet. Um den Bestand der Gewässer zu erhöhen, wurden neben der Revitalisierung verdeckter Sölle[2] folgende Sanierungsmaßnahmen durchgeführt:

1. Totalentschlammung einer Hohlform bis auf den mineralischen Grund (Geschiebemergel). Nach seiner Genese handelte es sich bei diesem Gewässer um ein Oberflächenwasser-Pseudosoll (KLAFS et al. 1973). Die Sanierung erfolgte, nachdem das Gewässer aufgrund einer geborstenen Abwasserrohrleitung über Wochen verseucht worden war (Borgsee, Wasserfläche nach der Maßnahme ca. 1 900 m², Abb. 1).
2. Flachabtorfung in den durch Müll- und Lesesteindeponien degradierten Teilbereichen (3 x 350 bis 400 m²) eines Solls (Grabenbruch, s. Abb. 2 und 4a)
3. Teilentschlammung in nahezu makrophytenfreien Oberflächenwasser-Pseudosöllen, die durch jahrelange Gülleeinträge stark geschädigt waren (Holunderweiher: 585 m², Seggenpfuhl: 240 m²). Um die Säume aus Schilf und Seggen zu erhalten, blieben die Schlammschichten randständig bestehen (Abb. 4b).

Zum Vergleich mit den sanierten Gewässern wurden 3 in jüngerer Zeit nicht durch

[2] Es handelte sich hierbei ausschließlich um kleine Hohlformen mit ca. 40 bis 400 m² Wasserfläche, die zum Teil bereits wieder ackerbaulich bewirtschaftet wurden.

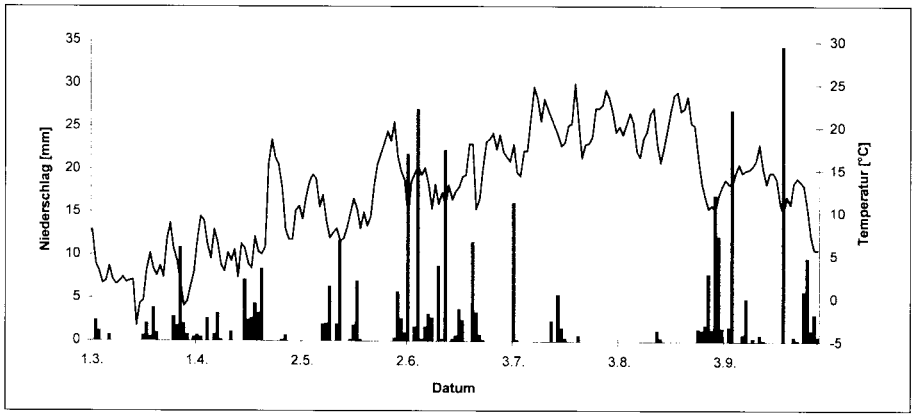


*Abb. 5*
*Durchschnittstemperaturen – gemessen in 0,2 m Höhe – und Niederschläge (pro Tag, in mm) im Untersuchungszeitraum 1995 (Versuchsstation in Blumberg, Humboldt-Universität)*

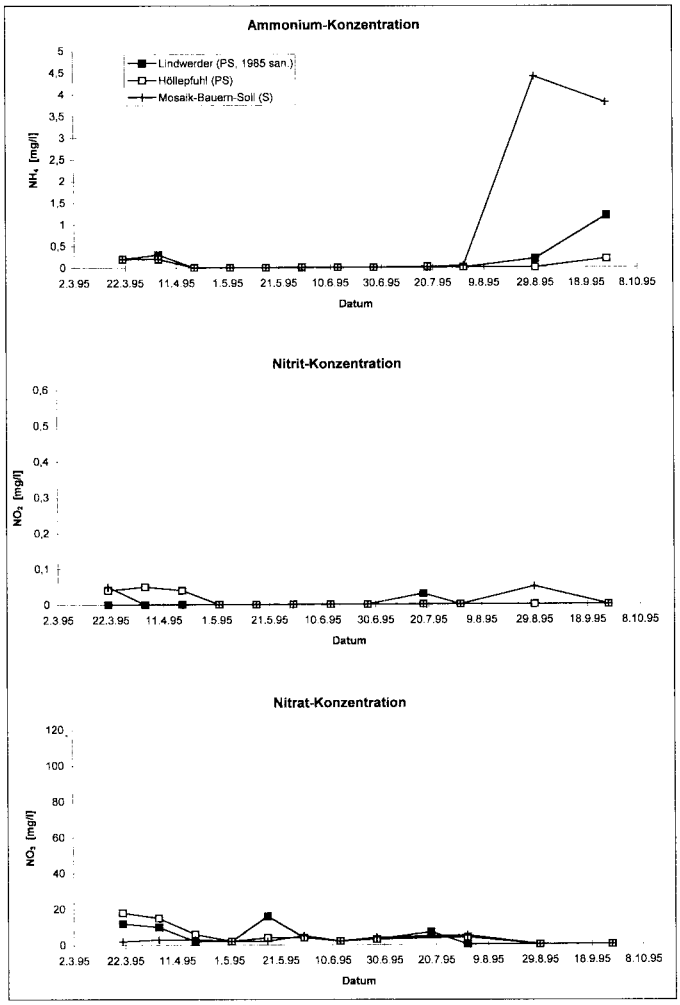


*Abb. 6*
*Stickstoffhaushalt in den unbehandelten Gewässern im Untersuchungszeitraum von März bis Oktober 1995*

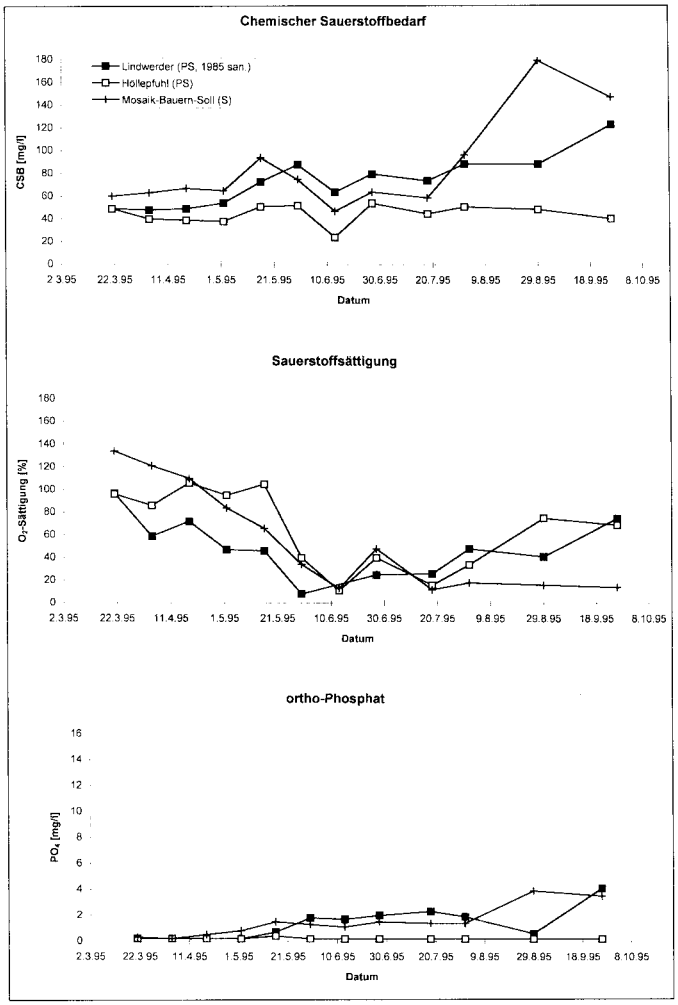


*Abb. 7*
*Wasserchemische Parameter in den unbehandelten Kleingewässern von März bis Oktober 1995*
*a: Chemischer Sauerstoffbedarf*
*b: Sauerstoffsättigung*
*c: ortho-Phosphat*

Eingriffe veränderte und zugleich bedeutende Amphibienlaichgewässer in die Untersuchung einbezogen (Höllepfuhl: 2 600 m² und Lindwerder[3]: 11 000 m², Abb. 3 und 4c und Mosaik-Bauern-Soll: 200 m²).

# 3. Ergebnisse

## 3.1 Hydrochemische Untersuchungen

Bei allen beprobten Kleingewässern der Barnimer Feldmark handelte es sich um stark eutrophierte Gewässer, die durch vermehrte Algen- bzw. Makrophytenentwicklung gekennzeichnet waren.

Die Wassertemperaturen stiegen im Sommer 1995 während der Beprobungszeiten (8.00 bis 12.00) in den flachen, maximal bis 1,50 m tiefen Gewässern auf bis zu 22,8 °C (durchschnittlich 20 °C) an – gemessen ca. 30 cm unter der Wasseroberfläche. Hohe Lufttemperaturen und geringe Niederschläge während des Untersuchungszeitraumes führten in den flachen Kleingewässern zur starken Abnahme des Wasserstandes im Verlauf der Sommermonate (Abb. 5). Dieser Umstand ist bei der Beurteilung der hydrochemischen Daten im Jahresverlauf mit zu berücksichtigen.

Die geologische Beschaffenheit der Barnimhochfläche (s.o.) verursacht die an allen Probestellen gemessene hohe Wasserhärte von 20 bis 25 °dH. Kalkreiche Gewässer sind gegenüber pH-Wert-Schwankungen gut gepuffert. Bei den untersuchten Kleingewässern lag der ph-Wert meist zwischen 7 und 8. Zu einem leichten Anstieg auf einen pH-Wert von 8,5 kam es zur Zeit der verstärkten Biomasseentwicklung durch vermehrten Kohlendioxid-Entzug und der damit verbundenen Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes.

Bei allen beprobten Kleingewässern nahm die Leitfähigkeit über den Untersuchungszeitraum in geringem Maße ab. Im Frühjahr wiesen die teilentschlammten Gewässer die höchsten Ausgangswerte mit 850 bzw. 1000 µS/cm auf. An den unbehandelten Pseudosöllen Lindwerder und Höllepfuhl lagen die Leitfähigkeiten zwischen 450 und 600 µS/cm. Besonders niedrige Werte von 200 bzw. 300 µS/cm konnten beim unbehandelten Mosaik-Bauern-Soll und beim sanierten Borgsee gemessen werden. In den durch Flachabtorfung entstandenen Gewässern des Grabenbruches lagen die Leitfähigkeitsmeßwerte bei 800 µS/cm.

### 3.1.1 Gewässer ohne Eingriff

Bei aeroben Verhältnissen im Frühjahr war der Stickstoffhaushalt im Lindwerder, Höllepfuhl und Mosaik-Bauern-Soll durch den Verbrauch von Nitrat und Ammonium als Nährstoffe zur Biomasseproduktion und durch Nitrifikation gekennzeichnet.

Im Mosaik-Bauern-Soll stieg die Ammoniumkonzentration im Herbst auf bis zu 4,5 mg/l (Abb. 6). Diesen Vorgang beglei-

[3] Der Lindwerder wurde bereits im Jahr 1975 vollständig entschlammt (s.o.).

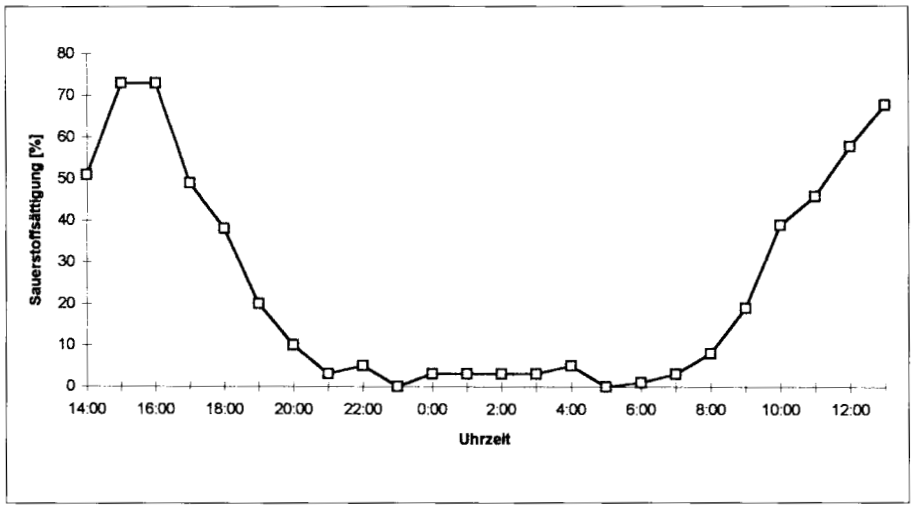


*Abb. 8*
*Tagesgang der Sauerstoffsättigung im Lindwerder am 3. 6. 1994*

teten ein Anstieg der organischen Belastung (CSB bis zu 170 mg/l, Abb. 7a) und Sauerstoffmangelzustände. Der organisch gebundene Stickstoff wurde zu Ammonium abgebaut (Ammonifikation). Aufgrund der anaeroben Verhältnisse war die Nitrifikation des Ammoniums zu Nitrat nicht möglich (Abb. 6). Einspülungen von Ammonium nach Düngergaben konnten ausgeschlossen werden, da das Mosaik-Bauern-Soll von stillgelegten Flächen umgeben war, die schon mehrere Jahre nicht mehr landwirtschaftlich genutzt wurden. Eine mögliche Erklärung für den Anstieg der Ammoniumkonzentration im Herbst ist die Nutzung des Kleingewässers als Nahrungs- und Rastplatz für Wasservögel sowie als Tränke für Reh- und Schwarzwild. Bedingt durch den geringen Wasserstand nach den heißen und niederschlagsarmen Sommermonaten wäre eine Stickstoffzufuhr durch tierische Exkremente eine besonders drastische Veränderung der hydrochemischen Situation dieses flachen Kleingewässers.

Während der Vegetationsperiode entwickelte sich bei den unbehandelten Gewässern ein vielfältiger Makrophytenbestand (s.a. Abb. 14). Die CSB-Werte waren hier relativ konstant (Abb. 7a).

Für die Abbauprozesse der autochthonen und allochthonen organischen Substanz wird Sauerstoff verbraucht, was zur Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Gewässer führt. So waren Ende Mai/Anfang Juni auch vormittags anaerobe Zustände anzutreffen (Abb. 7b u. 8). Der starke emerse Makrophytenbewuchs beschränkte die Sauerstoffanreicherung im Gewässer einerseits durch verminderte Photosynthese aufgrund der verstärkten Beschattung und andererseits auch durch verminderte Durchmischung und damit

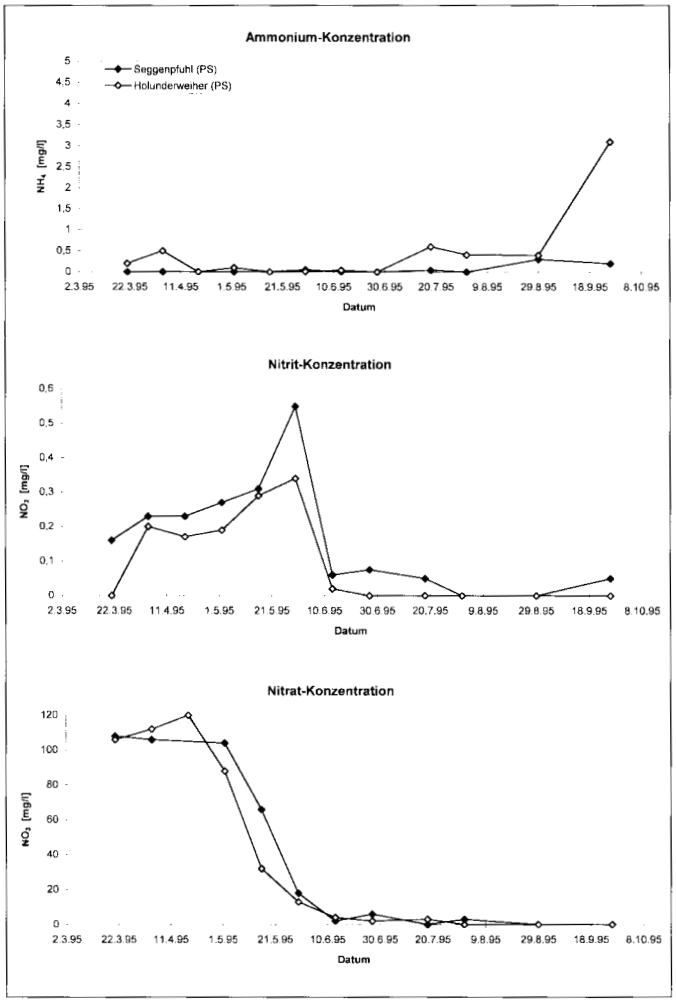


*Abb. 9*
*Stickstoffhaushalt in den teilentschlammten Gewässern im Untersuchungszeitraum von März bis Oktober 1995*

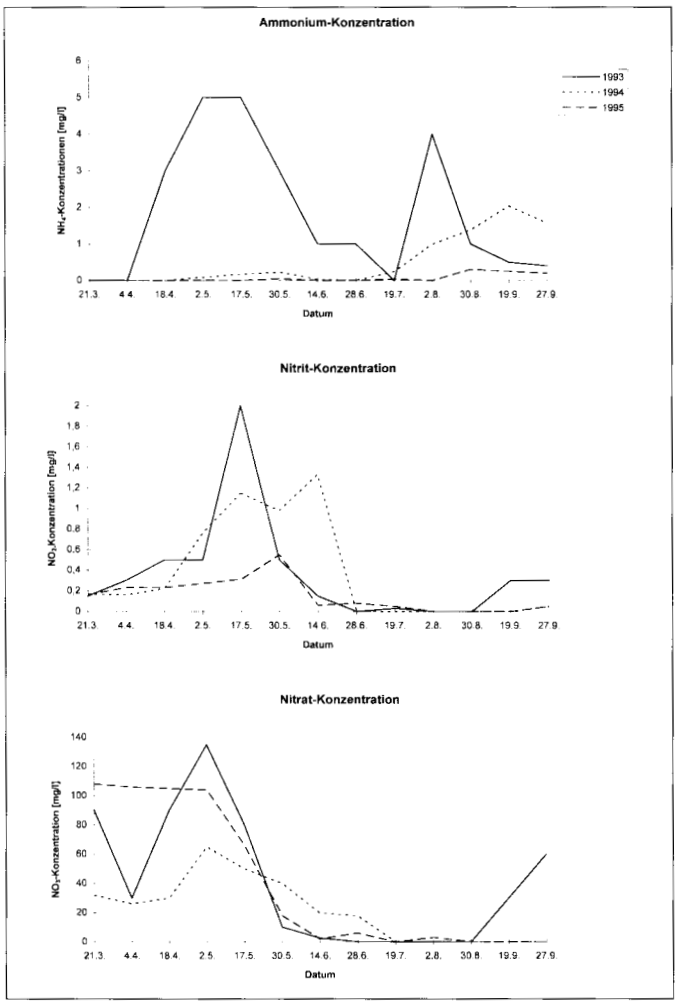


*Abb. 10*
*Stickstoffhaushalt im teilentschlammten Seggenpfuhl in den Vegetationsperioden der drei Untersuchungsjahre 1993 bis 1995*

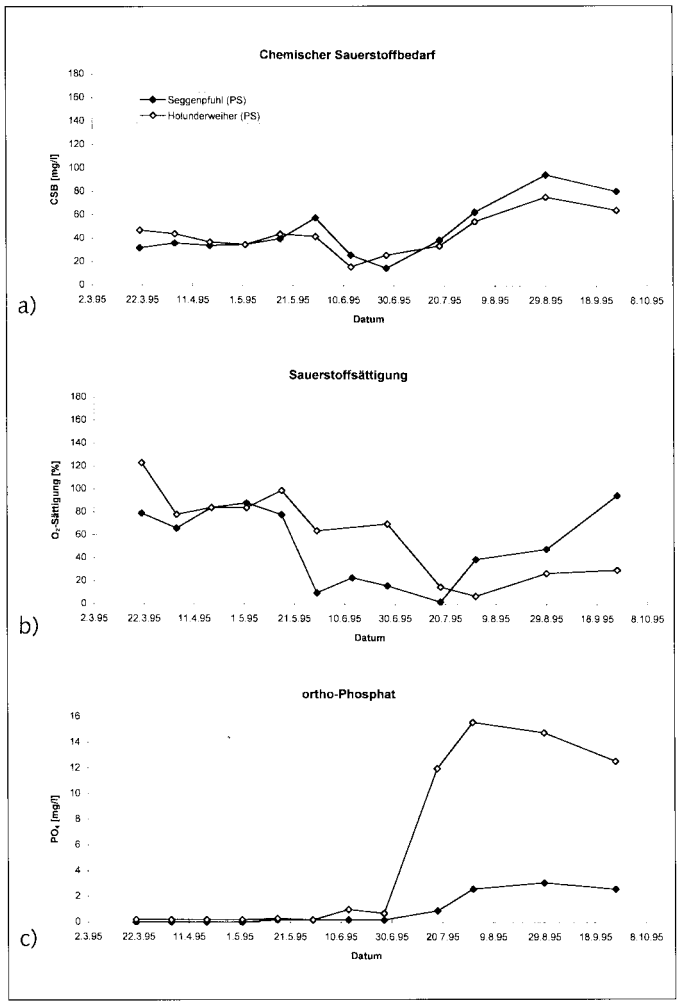


*Abb. 11*
*Wasserchemische Parameter in den teilentschlammten Kleingewässern von März bis Oktober 1995*
*a: Chemischer Sauerstoffbedarf*
*b: Sauerstoffsättigung*
*c: ortho-Phosphat*

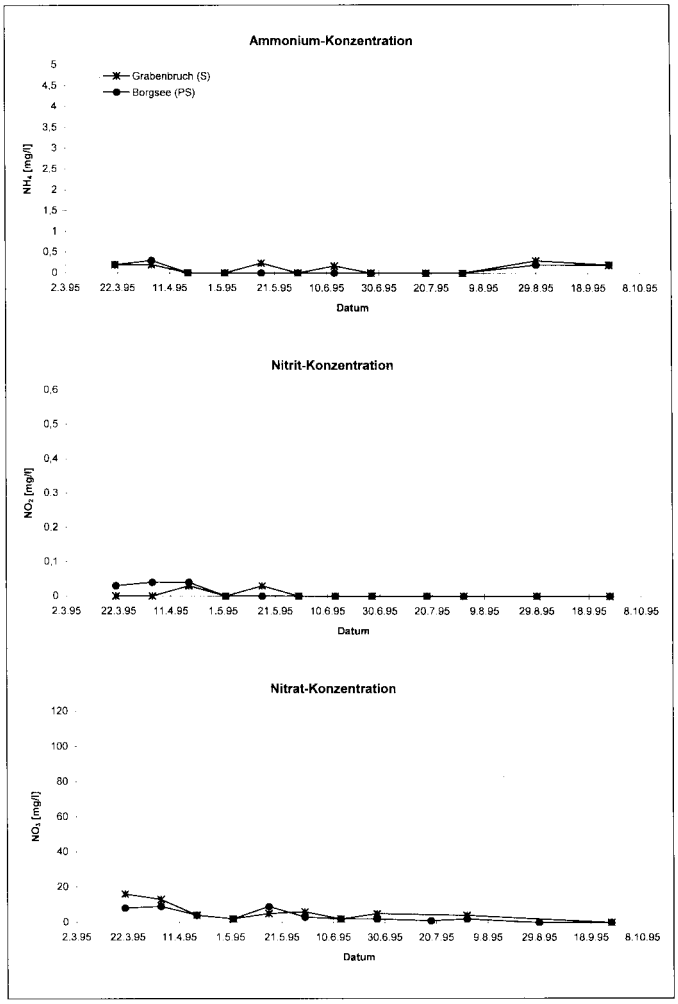


*Abb. 12*
*Stickstoffhaushalt in den sanierten Gewässern im Untersuchungszeitraum von März bis Oktober 1995*

geringeren Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre.

In den Frühjahrsmonaten bis Mitte Mai war der ortho-Phosphat-Gehalt sehr niedrig (<1 mg/l) und stieg mit zunehmendem Sauerstoffschwund langsam an (Abb. 8c). Unter anaeroben Verhältnissen kam es hier wahrscheinlich zur Remobilisierung des Phosphors aus dem Sediment.

### 3.1.2 Teilentschlammte Gewässer

Ein Frühjahrsmaximum mit Konzentrationen von 110 bis 120 mg/l Nitrat kennzeichnete den Stickstoffhaushalt von Seggenpfuhl und Holunderweiher (Abb. 9). Im Verlauf des Frühjahrs und Frühsommers sank die Nitratkonzentration rasant durch Nutzung des Nitrats als Nährstoff zur Biomasseproduktion, vor allem in Form der Algen (*Chlorhormidium* spec., *Ulothrix* spec., *Microspora* spec.). Bei zunehmendem Sauerstoffschwund konnten auch Denitrifikationsvorgänge ablaufen. Es erfolgte die Reduktion des Nitrats zu Nitrit, der 2. Teilschritt – die Reduktion zu molekularem Stickstoff bzw. zu Ammonium – war offenbar vorerst inhibiert (KLAPPER 1992). Es kam zu einem Nitritstau, der seinen Höhepunkt Ende Mai/Anfang Juni mit Nitritkonzentrationen von 0,3 bzw. 0,55 mg/l erreichte (Abb. 9). Dieser Nitritstau wurde in den teilentschlammten Kleingewässern seit dem Beginn der hydrochemischen Untersuchungen 1993 mit abnehmender Tendenz jährlich verzeichnet (Abb. 10).

Ab Ende Mai waren nur noch geringe Mengen Nitrat im Seggenpfuhl und Holunderweiher enthalten. Zu diesem Zeitpunkt begann die Reduktion des angehäuften Nitrits zu molekularem Stickstoff, der aus dem Gewässerökosystem entweicht.

Ein Anstieg der Ammoniumkonzentration im Herbst, der bereits für das unbehandelte Mosaik-Bauern-Soll beschrieben wurde, war auch beim teilentschlammten Holunderweiher zu verzeichnen (Abb. 9). Auch in diesem Fall wurde die Zunahme der Ammoniumkonzentration von der Zunahme der organischen Belastung (Anstieg des CSB, Abb. 11a) und von der Abnahme der Sauerstoffsättigung (Abb. 11b) begleitet.

Im Frühjahr und im Frühsommer zeigte der CSB stabile Werte zwischen 30 und 50 mg/l Sauerstoff (Abb. 11a). In diesem Zeitraum war die Biomasseproduktion phosphorlimitiert (vgl. Abb. 9 u. 11c). Über die Hochsommerwochen bis in den Herbst hinein stieg der CSB auf Werte bis 90 mg/l an – die Biomasseproduktion war nunmehr stickstofflimitiert (Abb. 9). Von Mitte Mai bis Ende Juli waren die Sauerstoffsättigungen im Seggenpfuhl geringer als im Holunderweiher (Abb.11b). Dicke Algenwatten, die auf der Wasseroberfläche des Seggenpfuhls schwammen, beschatteten den Wasserkörper und schränkten hier die Photosynthese ein. Die Algenwatten selbst waren sauerstoffgesättigt. Ab Ende Juli/Anfang August waren die zuvor fast die gesamte Wasseroberfläche bedeckenden

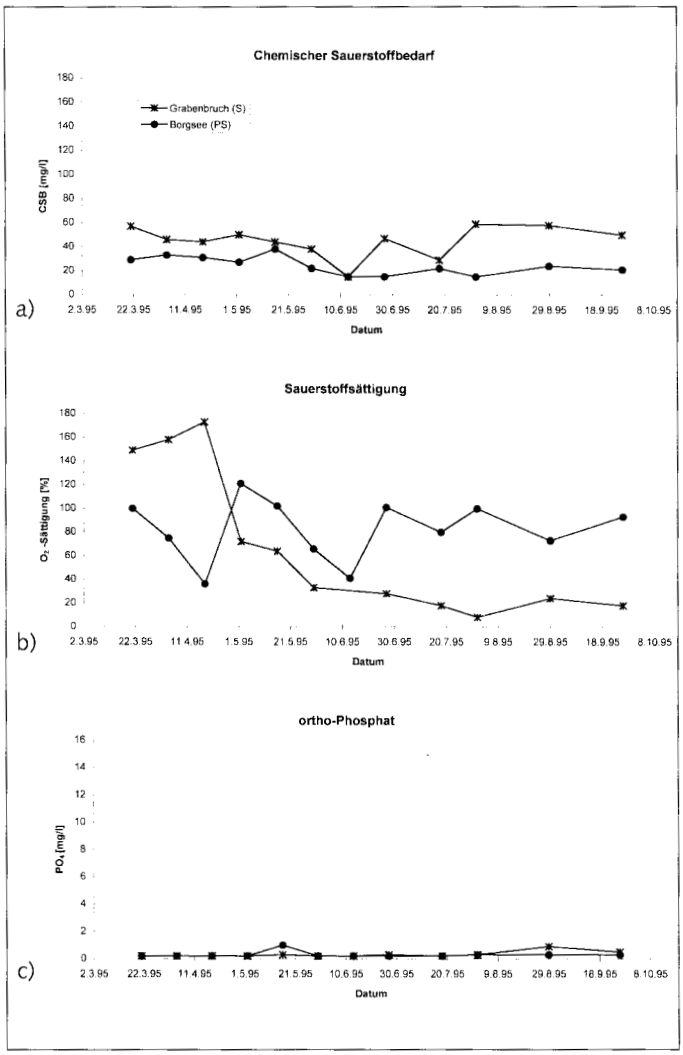


*Abb. 13*
*Wasserchemische Parameter in den sanierten Kleingewässern von März bis Oktober 1995.*
*a: Chemischer Sauerstoffbedarf*
*b: Sauerstoffsättigung*
*c: ortho-Phosphat*

Algenwatten abgesunken, die Sauerstoffzehrung war enorm und es herrschten anaerobe Verhältnisse im Gewässer.
Bis Ende Juni war der Phosphorhaushalt durch minimale ortho-Phosphat-Konzentrationen (0,2 bzw. 0,7 mg/l) gekennzeichnet (Abb. 11c). In den darauffolgenden Sommer- und Herbstmonaten zeichnete sich ein Anstieg der Phosphatwerte ab, wobei im Holunderweiher Maxima von 16 mg/l gemessen wurden. In den Gewässern herrschte zu diesem Zeitpunkt Sauerstoffmangel (Abb. 11b). Aufgrund der anaeroben Verhältnisse kam es zur massiven Phosphor-Remobilisierung aus dem Sediment.
Da in dieser Zeit kein Nitrat und kaum Ammonium im Gewässer vorhanden war (Abb. 9), wurde das remobilisierte Phosphat auch nicht als Nährstoff zur Biomasseproduktion verbraucht.

### 3.1.3 Sanierte Gewässer

Im Vergleich zu den unbehandelten und teilentschlammten Kleingewässern war der Stickstoffhaushalt von Grabenbruch und Borgsee durch konstant geringe Konzentrationen an Ammonium, Nitrit und Nitrat gekennzeichnet (Abb. 12). Unter den im Frühjahr und Frühsommer herrschenden aeroben Bedingungen wurde das im Gewässer vorhandene Ammonium nitrifiziert. Die Nitratkonzentration von

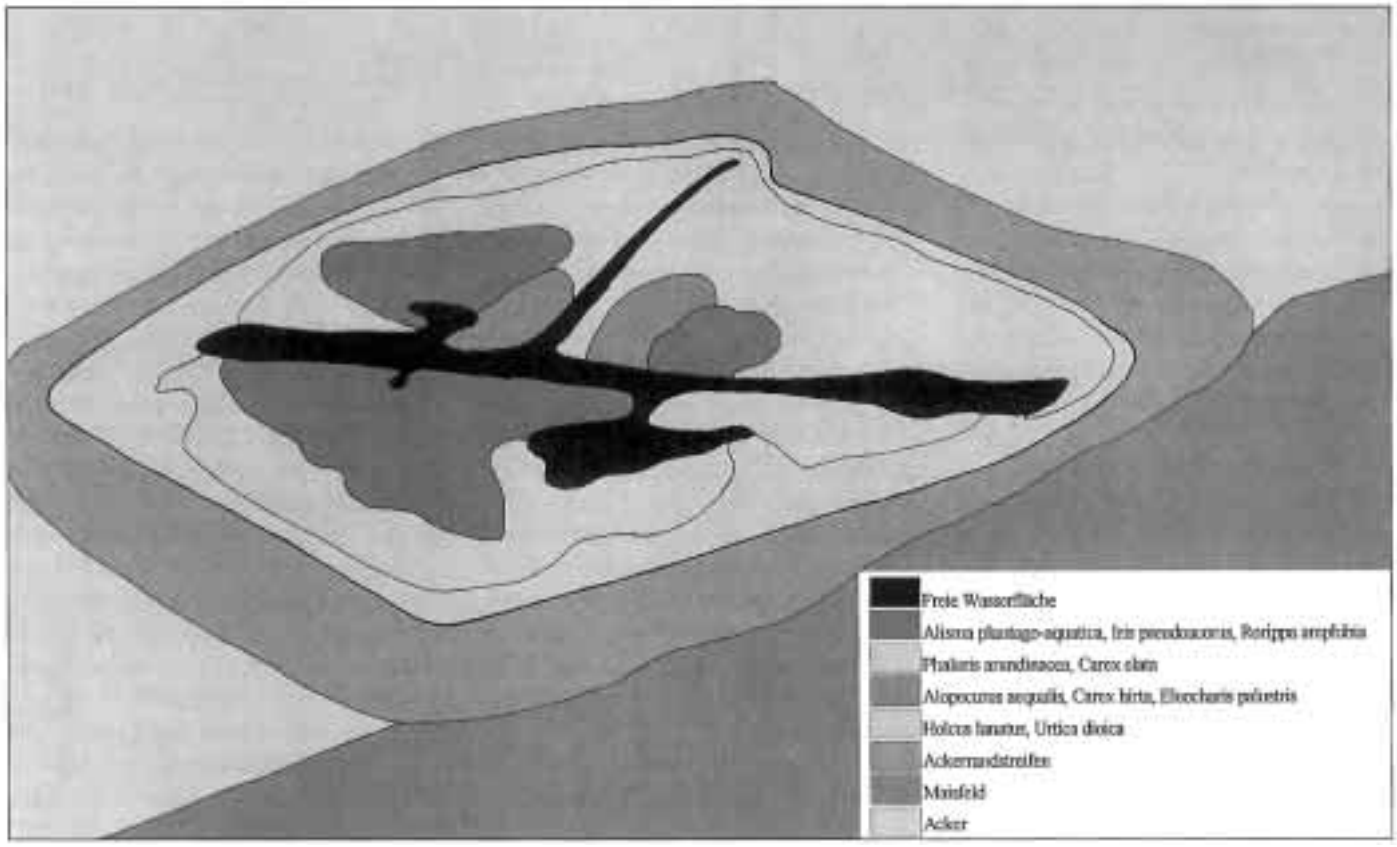


*Abb. 14*
*Verteilung der Charakterarten der Vegetation im Lindwerder*

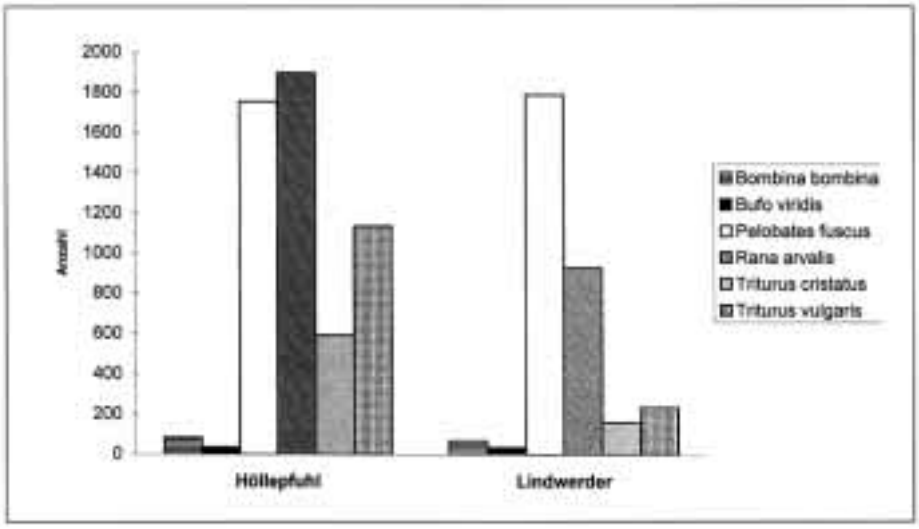


*Abb. 15*
*Anwanderung der Amphibien im Frühjahr 1995 (März, April, Mai) am Lindwerder und Höllepfuhl*

16 mg/l im Frühjahr nahm mit der Entwicklung der Biomasse im Gewässer auf Werte von 2 mg/l ab (Abb. 12).
Im Jahresverlauf war die Belastung mit organischem Material ausgeglichen; es traten keine Extremwerte auf. Die Sauerstoffsättigungswerte im Borgsee lagen zwischen 40 und 120 % (Abb. 13b). Anfang August sank die Sauerstoffkonzentration im Grabenbruch auf ein Minimum von 1 mg/l. Es hatten sich hier ausgedehnte Lemna-Bestände etabliert, die das Gewässer beschatteten. So ging die Photosynthese im Gewässer stark zurück.
Im Vergleich zu den unbehandelten und teilentschlammten Gewässern war der Phosphorhaushalt durch konstant geringe Konzentrationen an ortho-Phosphat gekennzeichnet (Abb. 13c).

## 3.2 Habitatwert der Gewässer am Beispiel der Amphibien

Dank des Gewässerangebots und der vielfältigen Landschaftsstrukturen wurden im Untersuchungsgebiet mit Ausnahme des Laubfrosches *(Hyla arborea)* Populationen aller für Brandenburger Agrarlandschaften typischen Amphibienarten angetroffen, z. T. in hohen Abudanzen (Tab. 1, 2).

### 3.2.1 Gewässer ohne Eingriff

Amphibienpopulationen besiedelten vor allem Gewässer, die neben den Verlandungssäumen auch noch relativ große, offene Wasserflächen besaßen (Tab. 1). Dies traf für den Höllepfuhl (ca. 0,8 m tief) und den Lindwerder (ca. 1,5 m tief) zu. Letzter wurde 1975 von dem bewirtschaftenden Agrarbetrieb auf der Gesamtfläche entschlammt und hatte sich bis zum Untersuchsbeginn zu einem makrophytenreichen, stark strukturierten Gewässer entwickelt (Abb. 14). Rotbauchunke *(Bombina bombina)*, Knoblauchkröte *(Pelobates fuscus)* und Kammolch *(Triturus cristatus)* besiedelten diese Gewässer mit überregional bedeutenden Teilpopulationen (Abb. 15). Kleinere Gewässer wiesen in der Regel einen Gehölzsaum auf und/oder trockneten schon in den Monaten Mai bis Juli aus. Es fanden sich hier nur noch individuenarme Teilpopulationen der relativ anspruchslosen Arten Teichmolch *(Triturus vulgaris)*, Kammolch und Knoblauchkröte, denen nur in Jahren mit günstigen Wasserständen eine begrenzte Reproduktion gelang.

### 3.2.2 Teilentschlammte Gewässer

Die Gewässer waren mit Ausnahme von Wasserlinsen sowie Seggen und Schilf im Uferbereich nahezu makrophytenfrei, dafür aber gekennzeichnet durch starke Algenblüten (s.o.). Auch im dritten Jahr nach der Entschlammung hatten sie für Amphibien kaum Bedeutung, obwohl arten- und individuenreiche Amphibienlaichgewässer wie der Lindwerder in unmittelbarer Nachbarschaft lagen. Vereinzelte Kaulquappennachweise von Teich- und Kammolch sowie der Knoblauchkröte bestätigten lediglich, daß die Gewässer trotz der erheblichen Belastungen (Kap. 3.1.) noch wenigen Arten eine wohl stark beeinträchtigte Reproduktion erlaubten. Schon bei der Kartierung der Laichgesellschaften war auffallend, daß die teilentschlammten Gewässer nahezu gänzlich von Amphibien gemieden wurden. Von den vorhergehenden Gewässertypen unterschieden sich die teilentschlammten vor allem hinsichtlich ihrer Schwankungen im Stoffhaushalt (Kap. 3.1.). Für Amphibienlaich und -larven dürften vor allem die extremen Schwankungen der Sauerstoffsättigung und die anaeroben Verhältnisse kritisch sein (s.o.). Bedenklich erscheinen auch die hohen Nitritkonzentrationen. So wirken schon geringe Nitritkonzentrationen toxisch auf Fischbrut (MATTHEIS et al. 1979). Es erscheint den Autoren nicht ausgeschlossen, daß auch bei Amphibienlarven ähnliche Effekte auftreten könnten, zumal während der Zeiten hoher Nitritkonzentrationen oft auch Sauerstoffmangel im Gewässer herrscht (s. Kap. 3.1.)[4].

### 3.2.3 Sanierte Gewässer

Vollständig entschlammte Gewässer oder ausgebaggerte verdeckte Sölle wiesen im ersten Jahr nach der Sanierung keinen Makrophytenbewuchs auf. Die Gewässer zeichneten sich trotzdem durch relativ gute und stabile Wasserqualität aus (Kap. 3.1.). Schon im ersten Frühjahr nach dem Eingriff vermehrten sich hier Wechselkröten *(Bufo viridis)* sehr erfolgreich. Es bestätigte sich somit die Habitatfunktion struktur- und konkurrenzarmer Gewässer für die Wechselkröte (SCHIEMENZ u. GÜNTHER 1994). Mit dem Aufkommen sub- und emerser Vegetation ist mit der Besiedlung durch weitere Amphibienarten zu rechnen.
In den drei durch Flachabtorfung im Grabenbruch entstandenen Gewässern etablierten sich im späteren Frühjahr und Sommer zunehmend Wasserlinsen. Es mangelte jedoch im ersten Jahr nach der Maßnahme an weiteren Makrophyten. Bedingt durch den angeschnittenen Schilftorf wies der Gewässergrund Rauhigkeit und Strukturen auf. Auch diese Gewässer zeichneten sich durch eine relativ gute Wasserqualität aus (Kap. 3.1.). Schon im ersten Jahr ihres Bestehens zeigte sich anhand zahlreicher Larvalnachweise bis ins letzte Metamorphosestadium, daß sich hier bereits Teich- und Kammolch, Rotbauchunke, Knoblauchkröte sowie Moor- *(Rana arvalis)* und Teichfrosch *(Rana kl. esculenta)* erfolgreich vermehrten. Die benachbarte Lage bedeutender Amphibienlaichgewässer begünstigte die Besiedlung der sanierten Sölle.

# 4. Diskussion

Empfehlungen zur Neuanlage und Sanierung von Kleingewässern sind in der Literatur weit verbreitet (ORTLIEB 1983, BLAB 1986, FRÖHLICH et al. 1987, JEDICKE 1992 PARDEY, A. 1994). Verschiedene Autoren berichten über erfolgreiche Kleinge-

[4] Nitritvergiftung bewirkt verringerten Sauerstofftransport im Blut.

wässersanierungen sowie über die Besiedlung und Sukzession neuangelegter Gewässer und deren Bedeutung für gefährdete Arten (JEDICKE 1982, SCHNEEWEISS 1987, HANDKE 1993, MARABINI u. FRANKE 1993, GLITZ 1995). Die Möglichkeiten und Grenzen der Anlage, Gestaltung und Regenerierbarkeit von Biotopen sowie die Ausbreitungs- und Besiedlungsökologie der Arten sind bislang jedoch erst lückenhaft bekannt (BLAB 1985, RIECKEN 1992).
Monitoringprogramme, die Aufschluß über die Veränderungen aquatischer und feuchter Lebensräume geben, haben in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen, beziehen sich aber meist auf größere Ökosysteme wie Flüsse und Seen oder Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung (MIETZ et al. 1993, FINLAYSON 1994). Die Kleingewässer der intensiv und großflächig genutzten Agrarlandschaften verändern seit wenigen Jahrzehnten infolge ihrer extremen Belastungen mit Düngemitteln und Pestiziden und durch direkte Eingriffe (Melioration) in enormer Geschwindigkeit ihren über Jahrhunderte anthropogen geprägten Charakter (JANKE u. JANKE 1970). Als meist letzte belebende Elemente in großräumigen Landschaften außerhalb von Schutzgebieten und als Verbreitungszentren gefährdeter Arten (SCHNEEWEISS 1996) ist ihr Fortbestehen eine wichtige Voraussetzung zur Bewahrung der Artenvielfalt unserer Kulturlandschaften. Management- und Monitoringprogrammen für diese Lebensräume sollte daher zukünftig ein höherer Stellenwert eingeräumt werden.

## 5. Ausblick

Auf den Verlust und die Entwertung von Kleingewässern als oft letzte, inselartige Lebensräume in weiträumig intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften reagieren Amphibien besonders sensibel (SCHNEEWEISS 1996). Populationen der Arten, die bevorzugt offene Landschaften besiedeln, sind nur dort von Bestand, wo noch eine ausreichende Anzahl geeigneter Laichgewässer vorhanden ist. Die Revitalisierung trockengelegter, verfüllter oder verseuchter Kleingewässer ist daher eine unverzichtbare Maßnahme zur Stabilisierung von Amphibienpopulationen und darüber hinaus zur Belebung der Agrarlandschaften. Sanierungsvorhaben sind Untersuchungen voranzustellen, um auszuschließen, daß kein Eingriff in andere hochwertige Lebensräume (z.B. vermoorte Sölle) erfolgt. Die Vielzahl verdeckter und heute als landwirtschaftliche Nutzfläche bearbeiteter Hohlformen oder auch durch jahrelange Gülleeinträge verseuchter und somit völlig entwerteter Kleingewässer bietet jedoch ein breites Experimentierfeld. Hierbei sollte berücksichtigt werden, daß eine Teilentschlammung, wie oben dargestellt, kaum zur Verbesserung der Gewässersituation beiträgt. Dagegen entstehen in ausgehobenen verdeckten Söllen und neu angelegten Hohlformen zumindest vorübergehend die durch offene Sukzessionsstadien geprägten und für Amphibienpopulationen essentiellen Kleingewässer.

## 6. Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung wurden Erfahrungen aus der ersten, dreijährigen Phase eines Monitoringprogrammes an Kleingewässern einer Agrarlandschaft des Barnim (Brandenburg) vorgestellt. Im Vergleich unbehandelter und sanierter Gewässer zeichneten sich deutliche Grenzen der Regenerationsfähigkeit in Abhängigkeit von Gewässertyp und Sanierungseingriff und unter den Rahmenbedingungen intensiver Landwirtschaft ab. Die sanierten Gewässer wurden von Amphibienpopulationen nur unter den Voraussetzungen geeigneter Habitatstrukturen und Wasserqualität besiedelt. So wiesen teilentschlammte Gewässer die größten Instabilitäten wasserchemischer Parameter auf und wurden auch noch im dritten Jahr nach der Maßnahme von Amphibien nahezu gänzlich gemieden.

### Danksagung

Für ihren Einsatz bei den Sanierungsarbeiten und im Rahmen der Untersuchungen danken wir, Dipl.-Biol. Thomas Geißler, Volker Keuchel, Dr. Bernd Schönmuth, Immo Tetzlaff, Dipl.-Landw. Jochen Wünsche und den engagierten Helfern und Praktikanten. Besonderer Dank gilt auch den Berliner Stadtgütern und dem Förderwerk für Land- und Forstwirtschaft e.V. für die konstruktive Zusammenarbeit. Für die Überlassung von Klimadaten danken wir der Versuchsstation Blumberg (Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-gärtnerische Fakultät).

### Literatur

BLAB, J. 1985: Zur Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand" und zu einigen Aspekten der Anlage, Gestaltung und Entwicklung von Biotopen aus tierökologischer Sicht. -Natur und Landschaft 60(4): 136–140

BLAB, J. 1986: Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. -Schriftenr. für Landschaftspflege und Naturschutz 18. 3. erw. u. neubearb. Aufl. Kilda-Verlag. -150 S.

ENGEL, H. 1984: Untersuchungen zur Ökologie der Rotbauchunke als Grundlage für ein Artenschutzprogramm. Gutachten im Auftrag des Nieders. Landesverwaltungsamtes: -53 S.

FINLAYSON, M. 1994: Zum Monitoring ökologischer Veränderungen in Feuchtgebieten. -Natur und Landschaft 69(10): 460–464

FRÖHLICH, G., OERTNER, J. u. VOGEL, S. 1987: Schützt Lurche und Kriechtiere. 1. Aufl. Dt. Landwirtschaftsverlag. -Berlin. -324 S.

GLITZ, D. 1995: Amphibienschutzerfolge durch neu angelegtes Teichsystem. -Natur und Landschaft. 70(7): 311–319

HANDKE, K. 1993: Zur Fauna neu angelegter Gewässer im Niedervieland bei Bremen. -Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 201–216

JANKE, V. u. JANKE, W. 1970: Zur Entstehung und Verbreitung der Kleingewässer im nordostmecklenburgischen Grundmoränenbereich. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch. 10(1): 3–18

JEDICKE, E. 1982: Anlage von Vogelschutz- und Amphibienteichen, eine Möglichkeit des gestaltenden Naturschutzes. -Vogelk. Hefte Edertal 8: 128–137

JEDICKE, E. 1992: Die Amphibien Hessens. Ulmer-Verlag. -Stuttgart: -152 S.

KLAFS, G. JESCHKE, L. u. SCHMIDT, H. 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 13(4): 287–302

KLAPPER, H. 1992: Eutrophierung und Gewässerschutz. 1.Aufl. Gustav Fischer Verlag. -Jena. -277 S.

MARABINI, J. u. FRANKE, T. 1993: Möglichkeiten und Grenzen der Mobilisierung verdrängter Pflanzengesellschaften – Ein Beispiel des Biotopmanagements. -Natur und Landschaft 68(3): 123–126

MATTHEIS, T., GRAHL, K. u. SCHRECKENBACH, K. 1979: Datensammlung der Grenzkonzentrationen von Schadstoffen für die Fischproduktion – Orientierungskenndaten. Hrsg: Inst. f. Binnenfischerei. -Berlin: 100–101

MIETZ, O., SCHARF, R. u. VIETINGHOFF, H. 1993: Seenkatasterprojekte am Beispiel des Landes Brandenburg. -Jb. Naturschutz und Landschaftspflege 48: 98–103

ORTLIEB, R. 1983: Durch Sprengung neugeschaffene Amphibienlaichgewässer. -Feldherpetologie 1983:

PARDEY, A. 1994: Effizienz von Kleingewässer-Neuanlagen im Hinblick auf Aspekte des Biotop- und Pflanzenartenschutzes. -Inform. d. Naturschutz. Nieder -S. 14(2): 61–84

RIECKEN, U. 1992: Grenzen der Machbarkeit von „Natur aus zweiter Hand". -Natur und Landschaft 67(1)1: 527–535

SCHIEMENZ, H. u. GÜNTHER, R. 1994: Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien Ostdeutschlands (Gebiet der ehemaligen DDR). Natur u. Text. -Rangsdorf. -143 S.

SCHNEEWEISS, N. 1986: Ergebnisse der Betreuung eines herpetologischen Flächennaturdenkmales in Berlin. -Feldherpetologie 1987: 31–41

SCHNEEWEISS, N. 1996: Habitatfunktionen von Kleingewässern der Agrarlandschaft am Beispiel der Amphibien. -Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 5 (4): 14–18

Verfasser
Dipl.-Chem. Kerstin Greulich
Naturschutzverein Niederbarnim
Buchenallee 49
16341 Zepernick

Dipl.-Biol. Norbert Schneeweiß
Landesumweltamt Brandenburg
Naturschutzstation Niederbarnim
Buchenallee 49
16341 Zepernick

VERA LUTHARDT, FRANK DREGER

# Ist-Zustands-Analyse und Bewertung der Vegetation von Söllen in der Uckermark

Schlagwörter: Ackerhohlform, Entwicklungsziel, Solltyp, Vegetationsausbildung, Zustandsbewertung

## 1. Einleitung

Ein charakteristisches Landschaftselement der End- und Grundmoränen des nordostdeutschen Flachlandes sind die kleinen Hohlformen, oftmals Torfmoore oder stehende Gewässer."Es gibt kaum ein Landschaftselement, das sich hinsichtlich seiner mannigfachen, anfänglich von der Genese bestimmten Ausprägungen und Funktionen mit den Kleingewässern vergleichen läßt, [...]" (Hamel 1988). Im allgemeinen Sprachgebrauch werden die kleinen Ackerhohlformen als Sölle (Sing.: Soll) bezeichnet. Ihre Vielfalt verdanken sie neben ihrer unterschiedlichen Genese zu einem erheblichen Teil den direkten oder indirekten anthropogenen Einflüssen. Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Verbundvorhabens „Naturschutzmanagement in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin", dessen grundsätzliches Ziel es ist, am Beispiel eines ca. 16 600 ha großen, repräsentativen Landschaftsausschnittes der offenen, landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft eine übertragbare Methodik zum integrierenden Naturschutzmanagement zu entwikkeln, beschäftigt sich ein Teilprojekt mit den Söllen i.w.S. In diesem Landschaftsausschnitt, der zur naturräumlichen Einheit des „Uckermärkischen Hügellandes" (SCHOLZ 1962) gehört und sich im östlichen Teil des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin befindet, liegen drei Untersuchungsgebiete (UG) mit einer Größe von insgesamt 4 263 ha (vgl. Abb. 1).

Für das Teilprojekt „Sölle" war es zunächst notwendig, den aktuellen Zustand der Sölle der Untersuchungsgebiete zu dokumentieren. In einem nächsten Schritt wird ein Bewertungsschema entwickelt, das es erlaubt, den Zustand von Söllen nachvollziehbar miteinander zu vergleichen. Darauf aufbauend sollen Managementmaßnahmen entwickelt werden, die sich sowohl auf verschiedene Solltypen als auch gezielt auf Einzelobjekte beziehen.

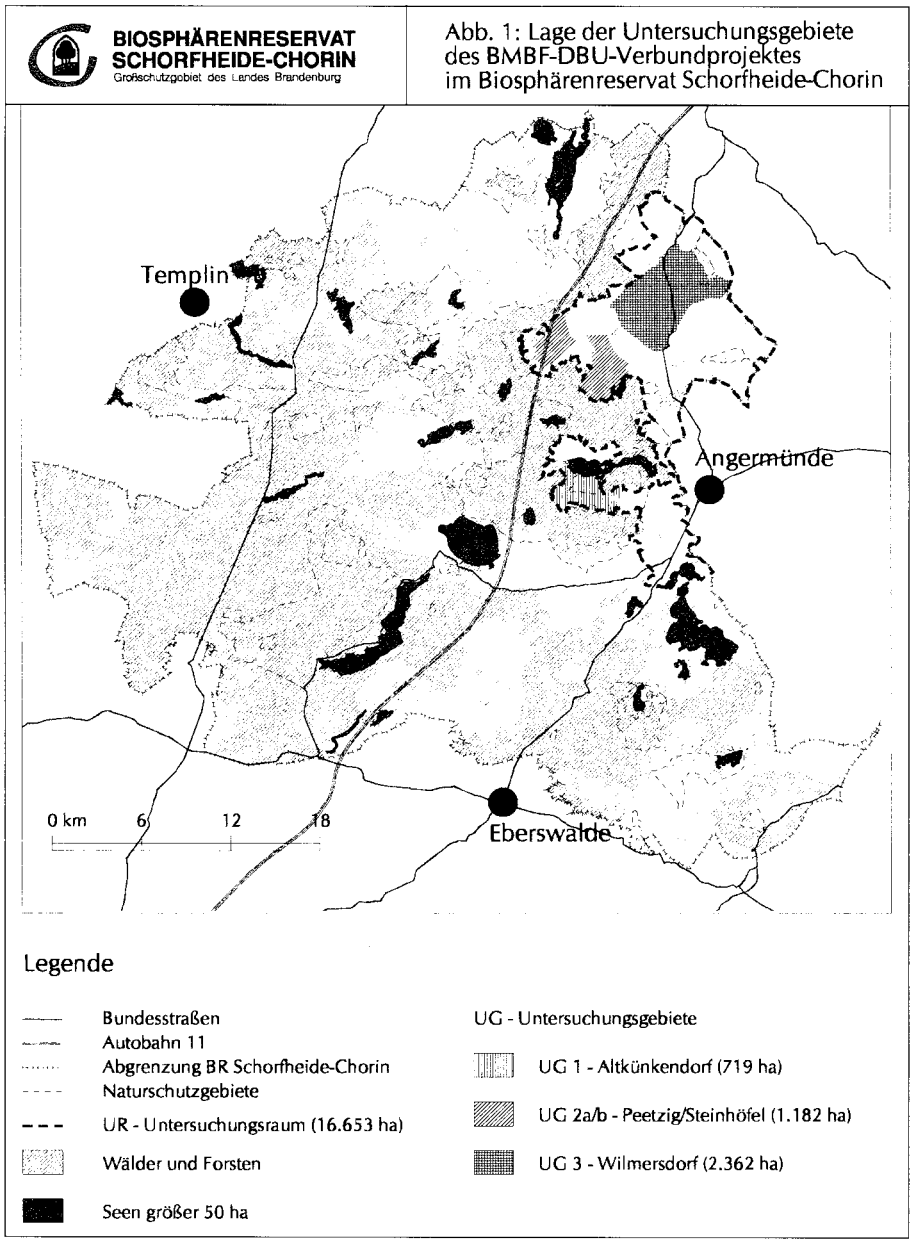


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete des BMBF-DBU-Verbundprojektes im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin

## 2. Untersuchungsprogramm

Am Beginn der Arbeit des Teilprojekts „Sölle" ergab sich die Notwendigkeit einer Ist-Zustands-Analyse, um für die Sölle eines größeren Landschaftsausschnittes möglichst flächendeckende Aussagen bezüglich ihres Wasserhaushaltes, ihrer Genese sowie ihres Biotopwertes zu treffen. Dazu wurde ein Kartierungsschlüssel erarbeitet. Flächendeckende Analysen werden derzeit durch Untersuchungen an Einzelobjekten untersetzt. Weiterführendes Ziel ist es, eine komplexe Zustandsbewertung von Wasserregime, Boden, Trophie, Vegetation und Fauna mit dem Ergebnis der Ausweisung von Ökotoptypen vorzunehmen sowie darauf aufbauend Entwicklungsziele und Managementmaßnahmen abzuleiten. Die Fauna, insbesondere unter Berücksichtigung der Eignung der betrachteten Sölle als Laichhabitat, wird im Rahmen des Verbundprojektes von einem ei-

genständigen Teilprojekt „Rotbauchunke" bearbeitet.

# 3. Ergebnisse der Ist-Zustands-Analyse

## 3.1 Größe und Verteilung der Hohlformen

Einen Überblick über die Zahl und Verteilung der Sölle in den Untersuchungsgebieten vermittelt Tabelle 1. In den drei Untersuchungsgebieten befinden sich insgesamt 284 wasserführende oder vermoorte Hohlformen unterschiedlicher Genese und Ausprägung. Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet ist die Solldichte mit durchschnittlich ca. 6,5 Söllen auf 100 ha gering (FRIELINGHAUS 1995). Die meisten Hohlformen besitzen eine Größe von weniger als 0,1 ha (vgl. Abb. 2). Die durchschnittliche Größe der Sölle (bei Betrachtung der Kleinelemente bis zu 1 ha Größe) beträgt 0,24 Hektar. Die Größe der oberirdischen Einzugsgebiete schwankt zwischen weniger als 0,5 ha bis zu mehr als 40 ha. Die mittlere Größe der Einzugsgebiete beträgt 3,9 ha. In einer grundlegenden Klassifizierung müssen die echten Sölle glazigenen Ursprungs mit bis heute andauernder, mehr oder weniger ungestörter Genese (anstehende Torfkörper) von den wasserführenden Söllen (ertrunkene echte Sölle, Pseudosölle) unterschieden werden. Letzte lassen sich in ständig und zeitweise wasserführende Sölle unterscheiden (vgl. Tab. 1 und Abb. 9).

Typische Sölle machen danach ca. ein Fünftel aller Hohlformen der Untersuchungsgebiete aus. In diese Kategorie werden auch alle Hohlformen eingestuft, die einen zentralen Torfkörper mit umgebendem Randlagg (das u. U. größer als der zentrale Torfkörper ist) aufweisen. Fast die Hälfte aller Hohlformen stellen temporäre Gewässer dar, ihre Anteile schwanken in den Untersuchungsgebieten. Perennierende Kleingewässer treten mit einem Anteil von etwas mehr als einem Drittel in allen Untersuchungsgebieten auf.

| | UG 1 Altkünkendorf | UG 2 Steinhöfel/Peetzig | UG 3 Wilmersdorf |
|---|---|---|---|
| Größe des UG | 719 ha | 1.182 ha | 2.362 ha |
| Typisches Soll | 16 | 20 | 20 |
| Perennierendes Kleingewässer | 29 | 21 | 57 |
| Temporäres Kleingewässer | 30 | 21 | 70 |
| Zahl d. Sölle | 75 | 62 | 147 |

*Tabelle 1: Verteilung der Solltypen in den Untersuchungsgebieten*

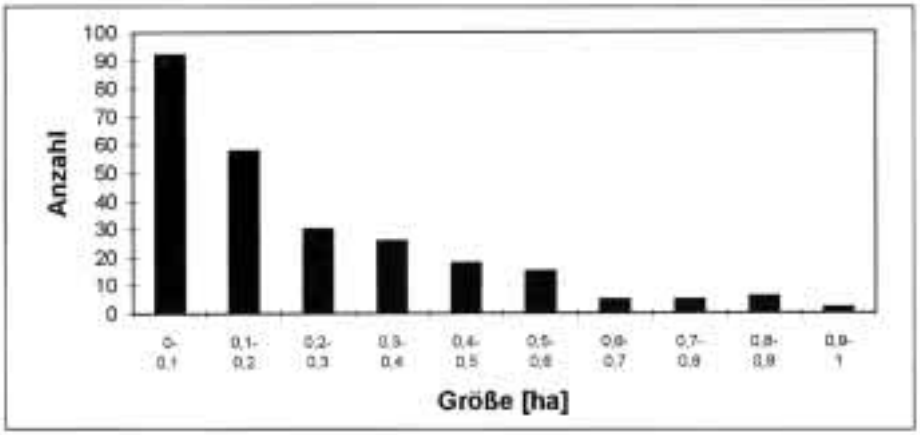


*Abb. 2*
*Verteilung der Sollgrößen-Klassen bei Söllen bis zu 1 ha Größe in den Untersuchungsgebieten*

## 3.2 Beschreibung der dominanten Vegetationsausbildung an Söllen

Um einen Überblick über die Ausstattung größerer Landschaftsräume mit verschiedenen Solltypen zu erhalten, erfolgt eine Klassifizierung der rezenten, dominanten Vegetation. Insgesamt wurden bisher ca. 300 Gefäßpflanzen nachgewiesen, davon ca. 40 Rote-Liste(RL)-Arten. Obwohl das Landschaftselement Soll in einer Vielzahl unterschiedlicher Typen auftritt, ist die individuelle Hohlform häufig einfach strukturiert. Oft werden Sölle durch wenige Dominanzarten geprägt. Ausgangslage der Klassifikation ist ein Vorschlag von HAMEL 1988, der jedoch weiter differenziert wird. Während HAMEL 1988 vier verschiedene Solltypen beschreibt, sollten in den Untersuchungsgebieten nach heutigem Kenntnisstand 12 Typen unterschieden werden. Die Genese der Hohlformen bleibt in dieser Klassifikation zunächst unberücksichtigt. Einige Vegetationsausbildungen setzen jedoch eine spezifische Genese voraus.

**I. Offener Typ**

Im offenen Typ finden sich zeitweise oder ständig wasserführende Hohlformen, deren Ufer häufiger Beeinträchtigungen durch Nährstoffentzug unterworfen sind. In Ergänzung zu den von HAMEL 1988 genannten (Mahd, Abflämmen) sollte hier vor allem noch die Beweidung genannt werden. Durch die häufige Entnahme von Biomasse am Ufer sowie die Belastung durch Viehtritt können sich Röhrichtgürtel nicht entwickeln. Im Gegensatz zu HAMEL 1988 werden Hohlformen, die im Uferbereich vom Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*, vgl. 2. Saumtyp) geprägt werden, nicht zum offenen Typ gerechnet. Die Ufervegetation der offenen Typen ist statt dessen von Kriechrasen, Flutrasen, Gras- oder Weidegesellschaften beherrscht. Sölle diesen Typs finden sich in den Untersuchungsgebieten nur selten. HAMEL 1988 stellt in seinem Untersuchungsgebiet geschützte Arten ausschließlich an den offenen Typen fest, deren Säume Restflächen ehemals genutzter Mähwiesen oder Hutungen aufweisen. Diese Verhältnisse können für Untersuchungsgebiete des Verbundvorhabens nicht bestätigt werden, finden sich jedoch auch bei DREGER 1994.

**II. Saumtypen**

Analog zu HAMEL 1988 werden solche Sölle als Saumtypen bezeichnet, die durch einen Röhrichtgürtel sowie einen mehr oder weniger ausgeprägten Wasserkörper gekennzeichnet sind. Die Breite des Röhrichtgürtels kann stark variieren. Insbesondere hängt die Breite von der Dynamik des Wasserhaushalts des Solls ab: In niederschlagsarmen Perioden dringen die Röhrichtarten in das Sollzentrum vor und werden in niederschlagsreicheren Perioden wieder zurückgedrängt. Dementsprechend finden sich in diesem Typ ständig oder zeitweise wasserführende Hohlformen. In Weiterentwicklung der Klassifikation von HAMEL 1988 wird der Saumtyp stärker untergliedert. Insbesondere werden hier auch wasserführende Sölle mit Rohrglanzgras-Beständen integriert, da das Rohrglanzgras physiognomisch einem Röhricht ähnelt. Obwohl Sölle häufig durch Dominanzarten geprägt sind, kommen wirklich reine Bestände der einen oder

*Abb. 3*
*Polytrophes Soll mit zartem Hornblatt und Wasserknöterich*
*Foto: F. Dreger*

anderen Art nur selten vor. In der praktischen Abgrenzung werden die Sölle daher im Einzelfall durch die vorherrschende Vegetation, d.h. > 50 % Anteil im Uferbereich, dem jeweiligen Typ zugeordnet.

Die Saumtypen weisen aufgrund ihrer Vielfalt die größte Anzahl an Hydrophyten auf. Nachgewiesen wurden bisher 18 echte Wasserpflanzen in den Untersuchungsgebieten. Je nach den vorherrschenden Licht- und Nährstoffverhältnissen sind dabei Zartes Hornblatt *(Ceratophyllum submersum)*, Kleine Wasserlinse *(Lemna minor)*, Bucklige Wasserlinse *(Lemna gibba)* oder Untergetauchte Wasserlinse *(Lemna trisulca)* die dominierenden Arten, während die übrigen Hydrophyten (Laichkräuter (*Potamogeton* div. spec.), Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis* agg.), Wasser-Knöterich *(Polygonum amphibium)*, Teichlinse *(Spirodela polyrhiza)* etc.) wesentlich seltener auftreten. Je nach vorherrschender Hydrophytenvegetation lassen sich Rückschlüsse auf den Gewässerchemismus ziehen (Abb. 4): Kleingewässer, die vom Zarten Hornblatt beherrscht werden, zeigen im Sommer tagsüber eine hohe Sauerstoffproduktion, der pH-Wert verschiebt sich parallel in den alkalischen Bereich. Kleingewässer, die von Wasserlinsen-Decken überzogen sind, weisen aufgrund der geringen Sichttiefe frühzeitig eine hohe Sauerstoffzehrung auf. Der pH-Wert liegt im neutralen bis leicht sauren Bereich.

II.1 Saumtyp mit Röhricht-Beständen

Sölle dieses Typs sind meist ständig wasserführend und werden von einem mehr oder weniger breiten Schilf- oder Rohrkolbengürtel *(Phragmites australis, Typha latifolia)* umsäumt. Beide Arten treten bisweilen nebeneinander auf, wobei das Schilf jedoch in aller Regel dominiert. Dieser Saumtyp beherbergt gelegentlich geschützte Arten (Zungen-Hahnenfuß (*Ranunculus lingua*), Lanzett-Froschlöffel *(Alisma lanceolatum)* oder Schwanenblume *(Butomus umbellatus)*). Der Schmalblättrige Rohrkolben *(Typha angustifolia)* konnte bisher in Söllen der Untersuchungsgebiete nicht nachgewiesen werden.

II.2 Saumtyp mit Rohrglanzgras-Beständen

Im Gegensatz zu HAMEL 1988 werden Sölle mit Rohrglanzgras-Beständen im Uferbereich zu den Saumtypen gerechnet, da sie erstens physiognomisch einem Röhricht ähneln und sich zweitens im Gegensatz zu den offenen Typen häufig ohne direkte Belastung (Nährstoffentzug, Tritt) ausbilden. In diesem Typ finden sich oft die stärksten Wasserstandsschwankungen (teilweise mehr als 100 cm/Jahr). Aus faunistischer Sicht stellt dieser Kleingewässertyp einen wichtigen Lebensraum, insbesondere als Amphibienlaichgewässer, dar.

II.3 Saumtyp mit Ufergehölzen

Wie HAMEL 1988 betont, werden Saumtypen mit Röhrichtvegetation durch das Einwandern von Gehölzen langfristig von diesen abgelöst. Durch die Beschattung der Gehölze entsteht ein unterschiedliches Temperatur- und Strahlungsregime für die Hohlform. Eine Trennung dieses Typs von den anderen Saumtypen erscheint daher sinnvoll. Einerseits können sich in diesem Typ Bestände von Schwarzerle *(Alnus glutinosa)*, Grauweide *(Salix cinerea)*, Bruchweide *(Salix fragilis)* und Silberweide *(Salix alba)* auf den feuchten Uferzonen entwickeln, während sich eher frische Standorte bevorzugende Arten wie Schwarzer Holunder *(Sambucus nigra)*, Eingriffliger Weißdorn *(Crataegus monogyna)*, Kreuzdorn *(Rhamnus carthaticus)* und Brombeere *(Rubus fructicosus* agg.) u.a. in den oberen Uferregionen etablieren. Häufig sind doppelte Gehölzstreifen ausgebildet. Im Gegensatz zu HAMEL 1988, der alle Gehölze als Auflassungserscheinungen der Nachkriegszeit betrachtet, finden sich in den Gehölzsäumen auch ältere, heute oft ungepflegte Kopfweidenanpflanzungen. In der Krautvegetation der Gehölzstreifen nischen sich oft Arten der frischen Wälder ein.

II.4 Saumtyp mit Seggen-Beständen

In selteneren Fällen treten die Röhrichtgesellschaften gegenüber verschiedenen Seggen-Arten in den Hintergrund. Dominierend sind dabei meist Sumpf- *(Carex acutiformis)* und Ufersegge *(C. riparia)*, in selteneren Fällen auch Schlanksegge *(C. gracilis)*. Fuchs- *(C. vulpina)* und Rispensegge *(C. paniculata)* sind an den Kleingewässern der Untersuchungsgebiete nicht untypisch, kommen aber nicht zur Dominanz.

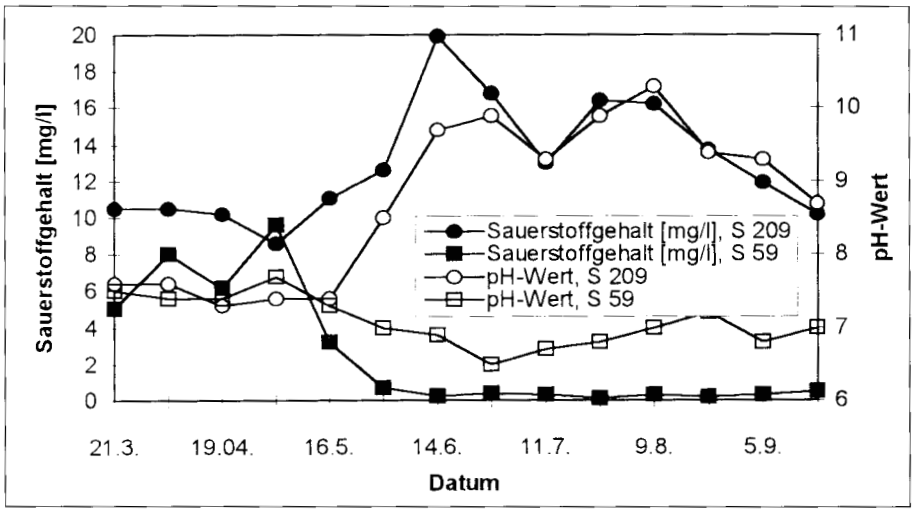


*Abb. 4*
*Sauerstoff- und pH-Kurven im Verlauf des Jahres 1995 in Soll 209 (S 209) mit dominierendem Bestand von Zartem Hornblatt und Soll 59 (S 59) mit geschlossener Wasserlinsen-Decke (Messungen jeweils um die Mittagszeit)*

*Abb. 5*
*Wasserfeder und Steif-Segge in Echtem Soll*
*Foto: F. Dreger*

**III. Röhrichttypen, Vollriedtypen**

Vollriedtypen weisen keinen ausgeprägten Wasserkörper auf. Oft sind diese Hohlformen nur phasenhaft überstaut oder sogar ganzjährig trocken. Daher finden sich nur wenige Hydrophyten, die in der Lage sind die Trockenphasen zu überdauern, in diesen Typen. Eine Differenzierung zwischen den Vollriedtypen scheint aufgrund der unterschiedlichen Vegetationsstruktur dieser Typen, z.B. mit Auswirkung auf die Verfügbarkeit von Nahrung für die Fauna, sowie aufgrund unterschiedlich starker anthropogener Beeinträchtigung angebracht.

III.1 Vollriedtyp mit Röhricht-Beständen

Vollriedtypen mit vorherrschenden Schilf- oder Rohrkolben- Beständen finden sich oft, wenn auch nicht ausschließlich, auf verlandeten, echten Söllen und stellen dann ein mögliches eutrophes Stadium dieses Genesetyps dar. Als Substrate finden sich daher entsprechend häufig Torfe, die jedoch rezent kolluvial überlagert sein können. Aus floristischer Sicht sind sie oft ausgesprochen artenarm.

III.2 Vollriedtyp mit Seggen-Beständen

Insgesamt finden sich Sölle, die von Seggen geprägt werden, nur selten. Dominierend sind dann meist Steifseggen-Riede, die gelegentlich geschützte Arten wie Fadensegge *(Carex lasiocarpa)* und Blasensegge *(C. vesicaria)* sowie in Ausnahmefällen Lauch-Gamander *(Teucrium scordium)* enthalten (DREGER 1994). Zwischen den Seggenbulten gedeihen gelegentlich Bestände der Wasserfeder *(Hottonia palustris)*. Solche Sölle sind ebenfalls als echte glazigene Sölle eutrophen Zustands zu charakterisieren (vgl. auch KLAFS et al. 1973). Seltener (und bezüglich der Genese nicht so leicht zu charakterisieren) finden sich Sölle, die von Sumpfsegge, Ufersegge oder Schlanksegge dominiert werden.

III.3 Vollriedtyp mit Rohrglanzgras-Beständen

Vollriedtypen mit vorherrschender Rohrglanzgras-Vegetation finden sich in allen Untersuchungsgebieten nur selten. Hier stellt sich die Frage, ob dieser Typ als mittel- bis langfristig stabil und damit als eigenständig gelten kann oder nur ein kurzfristiges Übergangsstadium zu den stärker ruderal geprägten Typen darstellt.

III.4 Vollriedtyp mit Ruderalvegetation

Unter Vollriedtypen mit Ruderalvegetation werden Hohlformen zusammengefaßt, die zwar noch einen großen Anteil an Feuchtezeigern aufweisen, in die aber bereits zahlreiche ruderale Arten eingedrungen sind. Insbesondere sind hier Große Brennnessel *(Urtica dioica)*, Acker-Kratzdistel *(Cirsium arvense)* und Kletten-Labkraut *(Galium aparine)* zu nennen. Diese Sölle sind ganzjährig trocken. Vollriedtypen mit Ruderalvegetation können zwar nach einigen trockenen Jahren auch natürlich entstehen, sind jedoch meist Folge weitreichender Entwässerungsmaßnahmen und daher als stark anthropogen beeinflußt aufzufassen.

**IV. Gehölztypen**

Unter Gehölztypen fassen wir (im Gegensatz zu den von Ufergehölzen geprägten Söllen) alle von zentralen Gebüsch- oder Baum-Beständen dominierten Hohlformen zusammen. HAMEL 1988 beschreibt dabei die Sukzession von Weiden- zu Erlenbeständen. Innerhalb der Weiden-Gebüsche dominiert die Grau-Weide *(Salix cinerea)*, während andere Arten nur vereinzelt vorkommen. In den Untersuchungsgebieten finden sich darüber hinaus Bestände, die von Birken-Wäldchen mit Moor- und Hänge-Birke *(Betula pubescens, B. pendula)* beherrscht werden. Im nicht entwässerten Zustand finden sich meist mehr oder weniger ausgeprägte *Sphagnum*-Bestände in den Birken- und Erlenwäldern, während die nassen Weiden-Gebüsche meist keine Sphagnen aufweisen. Weiden-Gebüsche entwickeln sich auch in nur zeitweise wasserführenden Gruben ohne Torfauflage, während die Birken- und Erlenbestände als letztes Sukzessionsstadium echter, glazigener Sölle gelten können.

Die beiden letzten Typen sind in allen Untersuchungsgebieten vorhanden, finden sich jedoch nur selten. Sie sollten aufgrund ihrer Genese, ihres Alters und ihrer relativ ungestörten Verhältnisse weiterhin unbeeinflußt gelassen werden.

IV.1 Gehölztyp mit Grau-Weiden-Gebüschen

Weiden-Bestände können wie das Steifseggenried und das Schilfröhricht als naturnahe, eutrophe Vegetation echter Sölle gelten, obwohl sie sich gelegentlich auch in nur zeitweise wasserführenden Hohlformen ohne Torfauflage entwickeln. Diese Weidengebüsche sind i.d.R. ausgesprochen artenarm, neben der Grau-Weide finden sich noch Bittersüßer Nachtschatten *(Solanum dulcamara)*, Wolfstrapp *(Lycopus europaeus)*, Wasser-Schwertlilie *(Iris pseudacorus)* sowie bei längerer Überstauung Hydrophyten wie Kleine Wasserlinse oder Sumpf-Wasserstern *(Callitriche palustris)*.

IV.2 Gehölztyp mit Birken-Beständen

Vegetationsausbildungen in echten Söllen, die von Birken beherrscht werden, finden sich ausschließlich in echten Söllen. Solche Sölle weisen stets einen zentralen Moorkörper mit umgebendem Randlagg auf und können daher auch als kleines Kesselmoor aufgefaßt werden. Diese Ausbildung stellt die nährstoffärmste Ausbildung dar, die wir in der agrar genutzten Landschaft antreffen können. Moospolster findet man normalerweise in Söllen nur selten, dieser Typ wird jedoch durch ausgeprägte Torfmoos-Rasen geprägt. Dominierend ist dabei *Sphagnum squarrosum* neben *Sph. fallax*. Dieses abschließende Stadium echter glazigener Sölle, das insgesamt nur selten in der offenen agrar genutzten Landschaft angetroffen wird, beherbergt in seiner mesotrophen Ausbildung den größten Teil gefährdeter Blütenpflanzen, u.a. Sumpf-Calla *(Calla palustris)*, Schnabel-Segge *(Carex rostrata)*, Scheidiges Wollgras *(Eriophorum vaginatum)* und Fieberklee *(Menyanthes trifoliata)*.

IV.3 Gehölztyp mit Erlen-Beständen

Gehölztypen, die von Schwarzerlen beherrscht werden, können ebenfalls als naturnahe, eutrophe Variante echter glazigener Sölle angesehen werden. Zwischen den Erlenbulten finden sich regelmäßig Wasserfeder und kleine Wasserlinse. Typisch sind außerdem Langährige Segge *(Carex elongata)*, Sumpffarn *(Thelypteris palustris)* und Sumpf-Reitgras *(Calamagrostis canescens)*.

## 3.3 Verteilung der Solltypen

Betrachtet man die Gesamthäufigkeit und -verteilung der beschriebenen Typen in

den Untersuchungsgebieten (Abb. 6), so ist die Dominanz der Saumtypen offensichtlich. Während die von Seggen-Beständen geprägten Sölle sehr selten sind, machen die von Schilf, Rohrglanzgras und diversen Gehölzen umsäumten Typen mehr als die Hälfte aller untersuchten Hohlformen aus. Dabei werden regionale Unterschiede sichtbar. Im UG Altkünkendorf werden zahlreiche Hohlformen (28 von 75) von einem Gehölzsaum umstanden. Im UG Wilmersdorf ist dagegen der größte Anteil (49 von 147) der nichtverlandeten, wasserführenden Sölle im Uferbereich vom Rohrglanzgras dominiert. Dieser Typ fehlt in den übrigen Untersuchungsgebieten fast vollständig. Darüber hinaus ist im UG Wilmersdorf ein Teil der Sölle (24) stark ruderalisiert. Dieses kann als Folge der langfristigen Entwässerungsmaßnahmen in diesem Gebiet (ausgeprägtes Entwässerungsnetz mindestens seit 1893) interpretiert werden.

### 3.4 Trophie

Unter Trophie versteht man in der Limnologie die Intensität der organischen photoautotrophen Produktion, d.h. sowohl die vorhandene Biomasse als auch deren Umsatz (SCHWOERBEL 1993). In der Moorkunde erfolgt die trophische Kennzeichnung weniger durch die Produktion als vielmehr über das C/N-Verhältnis (SUCCOW 1988). Die Trophiestufen von Kleingewässern und diejenige von Kleinmooren sind daher nicht ohne weiteres miteinander vergleichbar.

In der Bundesrepublik Deutschland gibt es noch kein allgemeingültiges Verfahren zur Trophiebeurteilung in Stillgewässern (HAMM 1995, mdl. Mitt.). In der DDR existierte mit der TGL 27885/01 ein Standard zur Beurteilung stehender Gewässer mit natürlichem Oberflächenabfluß und von abflußlosen Gewässern. Diese umfassende Kennzeichnung von Stillgewässern setzt jedoch einen hohen Aufwand an Geländemessungen und Laboruntersuchungen voraus, wie sie zwar in Einzelfällen vorgenommen werden können, jedoch weder in den Untersuchungsgebieten noch in anderen Gebieten, die reich an Söllen sind, flächendeckend durchgeführt werden können. Eine Reduktion des Untersuchungsaufwandes ist daher erforderlich. Die TGL 27885/01 schlägt als Ersatztermini für die Bestimmung der Biomasse die Ermittlung der Sichttiefe vor. Eine über die TGL hinausgehende Trophieklassifikation (sieben statt fünf Stufen) für Seen und natürliche Kleingewässer schlagen SUCCOW u. KOPP 1985 vor . Grundsätzliche Schwierigkeit bei der Trophiebewertung von perennierenden Kleingewässern ist, daß allein aufgrund der geringen Tiefe der Kleingewässer größere Sichttiefen und damit eine Einstufung in den nährstoffärmeren Bereich nicht erreicht werden. Aus diesem Grunde wurde ein Kleingewässer prinzipiell in die nächstärmere Trophieklasse eingestuft, falls das Gewässer vollständig bis zum Grund durchleuchtet war. Zur Anwendung kam dieses Vorgehen bei insgesamt 16 (15 %) von 107 bewerteten perennierenden Söllen.

Tab. 2 und Abb. 7 geben einen Überblick über die Einschätzung der Trophiestufen (n. SUCCOW u. KOPP 1985) nach Ermittlung der Sichttiefen. Bewertet wurden zunächst ausschließlich Hohlformen, die sowohl 1994 als auch 1995 ganzjährig wasserführend waren.

Eutrophe perennierende Sölle finden sich nach diesem Einschätzungsmuster in den Untersuchungsgebieten nicht, was sicher auch auf die gewählte Methodik zurückzuführen ist.

Als „nährstoffärmste" Variante perennierender Kleingewässer finden sich vereinzelt hocheutrophe Sölle, deren Anteil in allen Untersuchungsgebieten gering ist.

| | hocheutroph | | polytroph | | hochpolytroph | | hypertroph | | Summe | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| UG 1 | 1 | 3,4 | 5 | 17,2 | 13 | 44,8 | 10 | 34,5 | 29 | 100 |
| UG 2 | 1 | 4,8 | 4 | 19,0 | 13 | 61,9 | 3 | 14,3 | 21 | 100 |
| UG 3 | 3 | 5,3 | 17 | 29,8 | 30 | 52,6 | 7 | 12,3 | 57 | 100 |
| Gesamt-UG | 5 | 4,7 | 26 | 24,3 | 56 | 52,3 | 20 | 18,7 | 107 | 100 |

*Tabelle 2: Überblick über die Trophiestufen nach Ermittlung der Sichttiefen (Klassifizierung nach SUCCOW u. KOPP 1985) in perennierenden Söllen der Untersuchungsgebiete 1–3)*

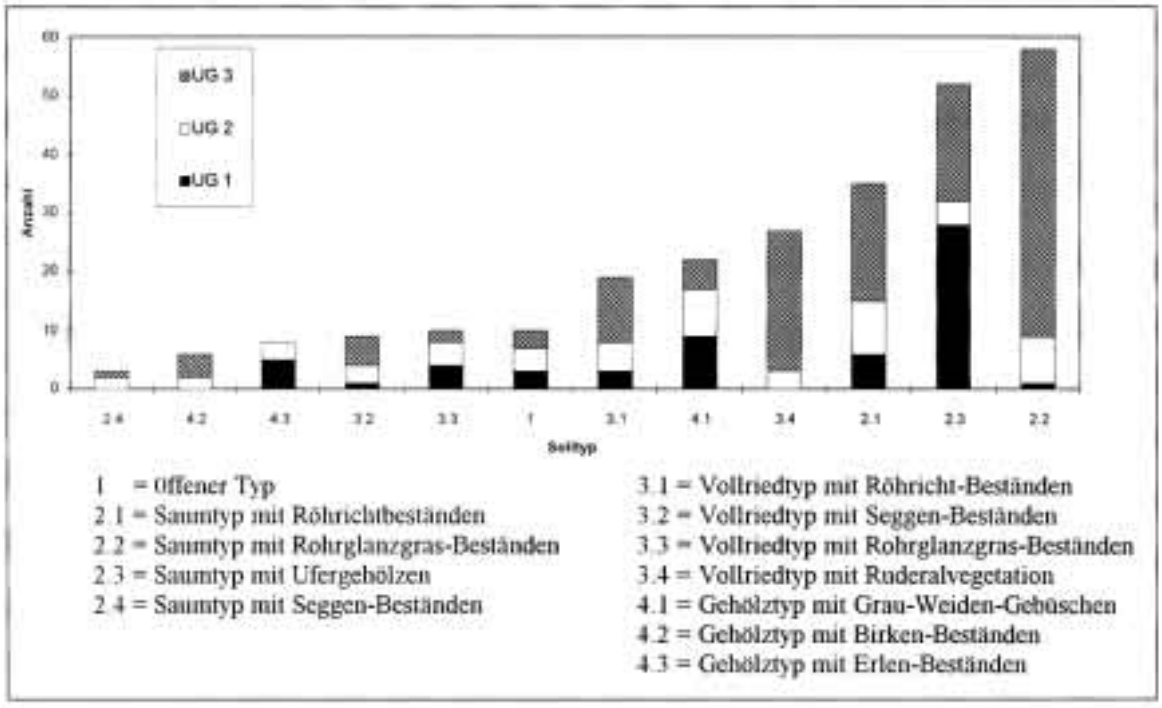


*Abb. 6 Verteilung der Dominanztypen in den Untersuchungsgebieten*

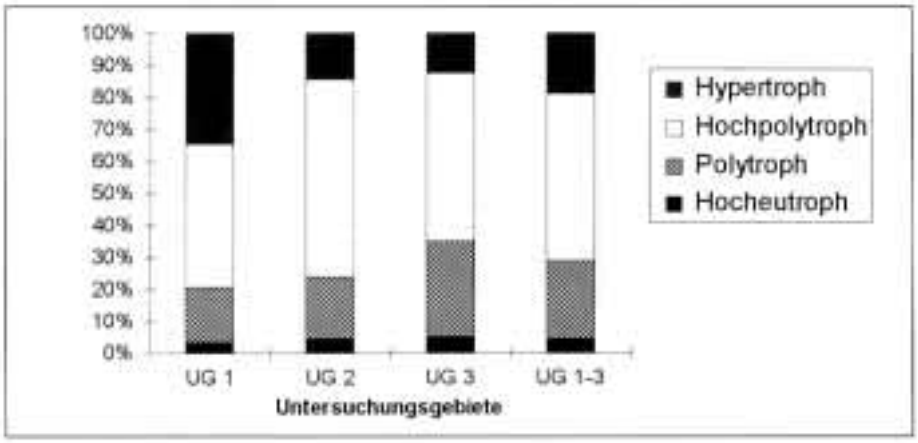


*Abb. 7*
*Verteilung der Trophiestufen perennierender Sölle bezogen auf 100 % in den Untersuchungsgebieten*

Auffällig ist der hohe Anteil an hypertrophen Söllen im Untersuchungsgebiet Altkünkendorf. Die geringsten hier festgestellten Sichttiefen betrugen lediglich 5 cm! Teilweise liegen diese belasteten Sölle in beweideten Flächen, so daß der Fäkaleneintrag der Kühe zu einer starken Vergüllung der Kleingewässer führt. Den bezüglich der Gewässerbelastung insgesamt günstigsten Eindruck hinterlassen die perennierenden Sölle des UG Wilmersdorf, die den höchsten Anteil hocheutropher sowie polytropher und den geringsten Anteil hypertropher ständig wasserführender Sölle aufweisen.

Phosphat gilt allgemein als der am stärksten zur Eutrophierung von Gewässern beitragende Faktor (SCHWOERBEL 1993). Aus diesem Grunde wurde versucht, eine Beziehung zwischen der Phosphatdüngung auf den Schlägen und der trophischen Situation der perennierenden Sölle herzustellen. Als Grundlage dienten dabei die für die Schläge der Untersuchungsgebiete vorgelegten Schlagbilanzen (KALK u. BIERMANN 1994). Dabei wurden (unabhängig von den Untersuchungsgebieten) perennierende Sölle innerhalb von Schlägen mit einer mineralischen Phosphat-Düngung von weniger als 15 kg/ha/a mit solchen in Schlägen mit einer mineralischen Düngung von mehr als 15 kg/ha/a verglichen (vergl. Abb. 8).

Insgesamt ist ein höherer Anteil hypertropher Sölle auf Schlägen mit höherer mineralischer P-Düngung anzutreffen, während sich die „nährstoffärmeren" Sölle auf Schlägen mit geringerer mineralischer P-Düngung konzentrieren. Insbesondere finden sich auf diesen Schlägen die einzigen hocheutrophen perennierenden Kleingewässer.

Die Einschätzung der trophischen Verhältnisse der Kleinmoore erfolgte über die Vegetation. Die Möglichkeiten zur Differenzierung der trophischen Situation echter Sölle ist dabei nur gering. Es überwiegen bei weitem eutrophe Kleinmoore. Insgesamt finden sich vier mesotrophe, vier meso- bis eutrophe, 42 eutrophe und sieben polytrophe Sölle.

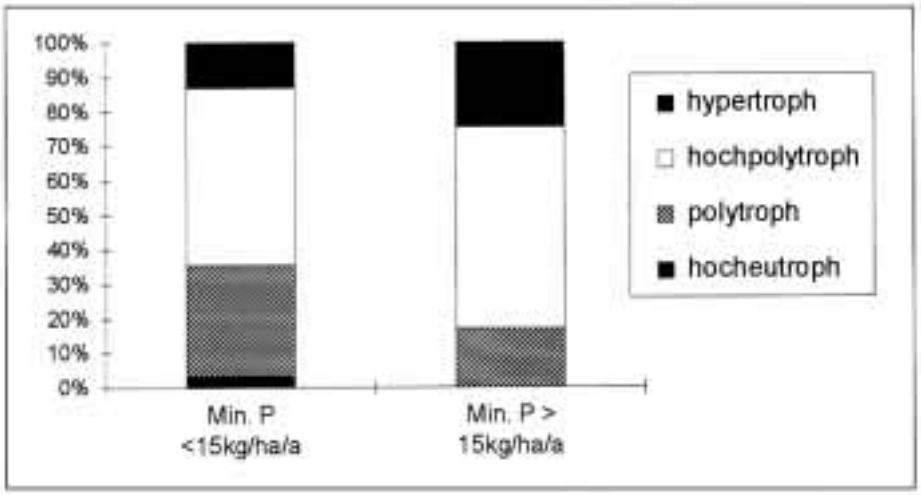


*Abb. 8*
*Vergleich der trophischen Situation perennierender Sölle auf Schlägen verschiedener mineralischer Phosphat-Düngung (Min. P).*

## 4. Vorstellungen zur ökologischen Zustandsbewertung

Die ökologische Zustandsbewertung, die gegenwärtig einen allseitig und viel diskutierten Forschungsgegenstand darstellt, ist nahezu für alle Planungsebenen notwendig. Durch sie können Ist-Zustände beschrieben, Prioritäten festgelegt und Maßnahmen abgeleitet werden. Die Anforderungen an die Methode sind zum einen scharf zeichnende und differenzierende Parameter, die in ihrer komplexen Betrachtung alle vorkommenden Zustände beschreiben und bestimmten Klassen zuordnen. Des weiteren muß eine vollständige Transparenz der Parametererfassung und -auswertung und eine eindeutige Nachvollziehbarkeit der Methode auch von nicht speziell ausgebildeten Personen und dies bei geringstem Aufwand möglich sein. Als allgemein gesteckte Rahmenziele für Sölle, die bei der Zustandsbewertung zugrundegelegt werden müssen, sind aus dem § 1 des BNatSchG der Erhalt der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und der Lebensraumfunktion für eine Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten sowie die Sicherung der landschaftsästhetischen Funktion (da Sölle als typische und charakteristische Elemente der pleistozänen Landschaft dieser ein individuelles Gepräge geben) abzuleiten. Die Nutzfähigkeit dieser Naturgüter ist unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht von Relevanz.

Die Vielfalt des Landschaftselements „Soll" und seine enge Verzahnung mit der Landschaft, in die es eingebettet ist, wurde schon erörtert. Somit ergibt sich für die ökologische Zustandsbewertung zum einen aus der Vielfalt der möglichen Parameter, die entscheidenden und gut erfaßbaren für die Zustandsbewertung herauszuselektieren; zum anderen benötigt man Vorstellungen von „gut" und „schlecht", d. h. wann ist ein Zustand als funktionstüchtig, ökologisch hochwertig und wann als degradiert, ökologisch minderwertig einzuschätzen.

In Anlehnung an Vorgaben für ausgewogene naturschutzfachliche Bewertungsverfahren (PLACHTER 1991) stellen wir nach heutigem Kenntnisstand folgende Parameter zur Diskussion:

**a) artbezogene Parameter**

Generell scheint es keine spezifischen „Soll-Arten" zu geben, die sich in ihrer evolutiven Entwicklung an diesen Lebensraum eng angepaßt haben. Bei den Pflanzen findet man Arten aus Auen, von Still-

gewässern, aus Ufergesellschaften, aus feuchten und frischen Wäldern, aus Mooren. Bei der Fauna spielen artbezogene Parameter eine bedeutende Rolle, insbesondere bei Fragen zu Amphibienpopulationen. Über die Wertigkeit von Söllen für Wirbellose, die teilweise den Wechsel von Wasserverhältnissen benötigen, z. B. für Wasserflöhe, Großblattkrebse, Kiemenfüßer, Wasserkäfer, Wasserwanzen, Libellen etc. ist erst sehr wenig bekannt. Als artbezogener Parameter bei der Zustandsbewertung führt die Eignung eines Solls als Laichhabitat zu dessen Aufwertung.

**b) biozönotische Parameter**

Betrachtet man z. B. den Parameter Artenzahl oder Verteilung von Pflanzengesellschaften, wird ein großes Handicap deutlich: Es sind keine konkreten Artenausstattungslisten von Söllen aus früheren Zeiten bekannt, d. h. der Vergleich zu einem ursprünglicheren Zustand als wir ihn heute vorfinden fehlt. (Für Hinweise auf historische Arbeiten wären wir sehr dankbar). Es bleibt also nur, einen Vergleich über verschiedene heute zu findende Stadien anzustellen. Folgende biozönotische Parameter scheinen aus vegetationskundlicher Sicht sinnvoll:

1. Anteil Rote-Liste(RL)-Arten (Artenzahl)

Die maximale Ausstattung, die bisher an einem Soll gefunden wurden, waren acht RL-Arten.

2. Anteil ruderaler Arten als Zeiger für gestörte Verhältnisse

Dies betrifft Arten wie Große Brennessel, Ackerkratzdistel, Große Klette (Arctium lappa), Filzige Klette (Arctium tomentosum). Dabei spielt die Artenzahl keine Rolle, sondern die Dominanz der Art/Arten. Je höher der Anteil der Fläche, die mit diesen Arten besetzt ist, um so gestörter sind die Verhältnisse einzuschätzen.

3. Vorkommen von submersen Wasserpflanzen in ganzjährig wasserführenden Söllen

Eine üppige submerse Vegetation ist für das System günstiger, da der $O_2$-Gehalt im Wasser mindestens phasenweise erhöht ist und der Wasserkörper in Kleinhabitate für Wasserinsekten und verschiedene Larven gegliedert wird. Dieser Effekt ist unabhängig von der Artenzahl, oftmals tritt z. B. ausschließlich mit sehr hoher Dominanz das Zarte Hornblatt auf.

**c) strukturelle Parameter**

Diese rücken für Habitatbetrachtungen von Tierarten immer mehr in den Vordergrund. Die Sollgröße ist i.d.R. ausschlaggebend für die Vielfalt der Vegetationsstrukturen. Man kann postulieren, daß eine ausgeprägte Vegetationszonierung vom Wasserkörper bis an den Ackerrand bzw. eine reichhaltige Vegetationsstruktur höherwertiger als schwach strukturierte Bestände einzustufen ist. Diese Einschätzung bezieht sich nicht auf frühere naturnähere Zustände, sondern auf die heute allgemeinverbreitete Struktur- und Artenverarmung, so daß aus heutiger Sicht reich strukturierten Beständen mit dementsprechend höheren Artenzahlen eine höhere Wertigkeit in diesem Punkt zukommt als eintönigen Beständen.

**d) standörtliche Parameter**

Auf die unterschiedliche Genese und historische Entwicklung der Sölle, die ganz verschiedene standörtliche Gegebenheiten verursachen und die differenzierten hydrologischen Verhältnisse wurde bereits kurz hingewiesen (vgl. Ber. in diesem Heft). So können keine allgemeingültigen Parameter zur Zustandsbewertung angegeben werden, sondern es muß eine Vorgliederung von Typen erfolgen (Abb. 9).

Grundsätzlich ist das echte, typische Soll als Kleinmoor von den anderen Solltypen zu trennen. Es stellt einen spezifischen Lebensraum mit einer ganz spezifischen Hydrologie dar und ist zeitlich nicht wiederherstellbar! Es ist relativ gut abzutrennen durch die Frage „Torf oberflächennah anstehend oder nicht?". Wenn es nicht entwässert wurde, findet sich eine moorspezifische Vegetation. Diesem Zustand ist höchste ökologische Wertigkeit zuzuerkennen. Wenn eine Entwässerung erfolgte, sind je nach deren Grad unterschiedliche Wertestufen zu vergeben.

Die anderen Solltypen sind in erster Linie nach ihrem Wasserregime zu differenzieren. Bei temporären Gewässern spielt die Natürlichkeit des Wasserhaushalts bzw. deren künstliche Beeinflussung durch Entwässerungsmaßnahmen eine wichtige Rolle bei der Bewertung. Als entscheidender standörtlicher Parameter für die Zustandsbewertung der Kleingewässer ist die Trophie anzusehen (siehe 3.4). Diese ist entscheidend für die Lebensraumfunktion der wasserführenden Sölle. Sie ist Ausdruck der Belastung und Stoffverlagerung aus dem Einzugsgebiet und gegebenenfalls für die Belastung anderer Systeme bei Oberflächenabfluß aus dem Soll. Des weiteren kann sie u.U. eine Hilfsgröße darstellen, um potentielle Entwicklungsmöglichkeiten abzuschätzen. Allerdings stößt man auf das vorne schon beschriebene Problem, daß keine allgemeingültige Trophieeinschätzung für Gewässer existiert. So ist es in absehbarer Zeit dringend notwendig, eine einheitliche Typisierung der Trophiestufen für Kleingewässer zu erarbeiten.

**e) räumliche Parameter mit Bezug zur Landschaftsstruktur**

Sölle stehen in engem Kontakt zur Landschaft und zu ihrem funktionalen Gefüge. Das Einzugsgebiet beeinflußt das Soll durch seine Größe, Hangneigung, Art und Intensität der Landnutzung, Erosionsgefährdung etc. Diese Aspekte gehen indirekt bei der Soll-Ist-Zustandsbewertung als Resultat mit ein, jedoch müssen hier noch treffende Parameter gefunden werden.

Von großer Bedeutung bei der räumlichen Betrachtung sind Einschätzungen zur Repräsentanz und Seltenheit von bestimmten Soll-Typen und Zuständen in einem bestimmten Naturraum oder kleiner zu definierendem Landschaftsausschnitt. Auch Fragen der räumlichen (und zeitlichen) Wiederherstellbarkeit im Gebiet, zu Biotopverbundfunktionen etc. sind zu beachten. Hierbei erhebt sich als erstes die Frage nach der zu betrachtenden Maßstabsebene. Wie aus Abb. 6 ersichtlich, ist die Verteilung verschiedener Vegetationsausprägungen in Söllen in den Untersuchungsgebieten, die zum gleichen Naturraum gehören, völlig unterschiedlich. Die Formulierung von Entwicklungszielen und die Durchführung von Managementmaßnah-

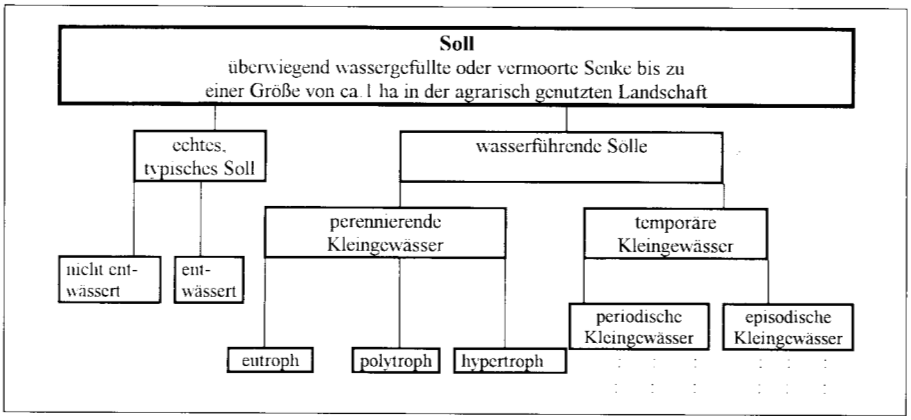


*Abb. 9*
*Klassifikation von Söllen i.w.S. als Grundlage für die Zustandsbewertung*

men sind daher in den Untersuchungsgebieten unterschiedlich zu beantworten. Es sind noch eine Reihe von Vorstellungen zu entwickeln, welche räumlichen Parameter man mit welcher Maßstabsebene in die ökologische Zustandsbewertung integriert.

Offen ist die Frage, wie nach der jeweiligen Einschätzung von Einzelparametern eine zusammenführende, komplexe Bewertung erreicht werden kann. Bis hier annehmbare, nachvollziehbare Bewertungsmodule zur Verfügung stehen, kann man sich der verbalen Argumentation bedienen, in dem man die genannten Parameter in ihrer Ausprägung beschreibt und abwägt.

## 5. Entwicklungsziele und mögliche Managementmaßnahmen

Wie am Beginn dargelegt, dient die ökologische Zustandsbewertung letztendlich der Formulierung von Entwicklungszielen für diverse Planungen. Nach der Analyse der 284 kartierten Sölle können folgende prinzipiellen Entwicklungsziele für diese Landschaftselemente formuliert werden, die im Einzelfall zu konkretisieren und mit spezifischen Maßnahmen zu untersetzen sind:

**a) Erhalt bzw. Wiederherstellen der Sölle als dynamischer Lebensraum, d.h. Wiederherstellen geschlossener Kleinsteinzugsgebiete**

Das ursprünglich häufige Vorkommen geschlossener Kleinsteinzugsgebiete ist ein besonderes Charakeristikum der jungpleistozänen Landschaft, wurde aber durch Meliorationen vielfach aufgebrochen. Durch das Wiederherstellen geschlossener Kleinsteinzugsgebiete werden die für Sölle typischen dynamischen Prozesse, die an starke Wasserstandsschwankungen gekoppelt sind, ermöglicht. Dadurch ergibt sich auch eine Vermeidung der Belastung angrenzender Lebensräume durch mit dem Wasser verlagerte Nährstofffrachten aus ehemals geschlossenen Hohlformen.

**b) Langfristige Sicherung des natürlichen Torfbildungsprozesses echter Sölle, die bisher nicht merklich entwässert wurden**

Diese Sölle sind in der Landschaft nur noch in geringster Anzahl vorhanden. Gleichzeitig stellen sie spezifische und aufgrund ihres hohen Alters nicht regenerierbare Landschaftselemente dar.

**c) Verhinderung weiterer anthropogen bedingter Torfzehrung in echten, entwässerten Söllen**

Torfzehrung führt zur Belastung angrenzender Lebensräume (über Atmosphäre, Vorflut) und zur tiefgreifenden Degeneration des ursprünglichen Zustands. Es entstehen polytrophe Standorte.

**d) Stabilisierung und Verbesserung der Wasserqualität wasserführender Hohlformen**

Übermäßige Nährstoffbelastung (hochpolytroph/hypertroph) von Söllen werten diese in ihrer Habitatfunktion, sowohl faunistisch als auch floristisch sehr stark ab (siehe weiter vorne).

**e) Zurückdrängen der Ruderalflora und Etablierung einer strukturreichen, dem Standort entsprechenden naturnahen Vegetation**

Aufbauend auf der Ist-Zustands-Analyse und den formulierten Entwicklungszielen sollen mittelfristig Managementmaßnahmen für die Einzelobjekte erarbeitet werden. Z. Zt. können erst Vorschläge allgemeiner Natur gemacht werden.

Prioritär ist der Rückbau von Entwässerungssystemen. Zu prüfen ist dabei der Einbau von Stau- und Überlaufvorrichtungen um Vernässung angrenzender landwirtschaftlicher Nutzfläche zu verhindern, bzw. zu minimieren.

Ausgehend vom Boden und Relief des Einzugsgebietes müssen Vorschläge zur Anlage (Größe, Gestaltung) von Pufferstreifen erarbeitet werden. Als begleitende Maßnahmen sind die Abschirmung von Erosionspfaden sowie eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet geeignet, eine Verringerung der Stoffeinträge in das Soll zu erreichen.

Auf landwirschaftlichen Schlägen mit einer hohen Solldichte sollte die Umwidmung von Acker- in Grünland erfolgen. Bei Weidenutzung muß durch Einzelfallprüfung entschieden werden, ob eine Auskopplung der Sölle erfolgen soll.

Strukturierende Elemente wie Lesesteinhaufen und Totholz sollten am Ufer von Söllen belassen werden. Ein Verkippen von Lesesteinhaufen in Sölle muß dagegen unterbleiben.

Neben diffusen Einträgen entsteht häufig eine zusätzliche punktuelle Belastung von Söllen durch die Deponie von Müll, Silage oder Mist. Entsprechend belastete Sölle müssen beräumt werden.

## 6. Zusammenfassung

Im Rahmen eines BMBF-DBU-Verbundvorhabens besteht die Aufgabe des Teilprojektes „Sölle" neben der Analyse des Ist-Zustandes von Söllen, die Entwicklung eines Konzeptes zur ökologischen Zustandsbewertung zu erarbeiten, Entwicklungsziele zu formulieren sowie Managementmaßnahmen abzuleiten. Untersuchungen zur Ausstattung größerer Landschaftsräume mit verschiedenen Vegetations-Ausprägungen von Söllen sowie zur trophischen Situation von Söllen wurden durchgeführt. Ansätze zur Klassifizierung, zur Bewertung wurden entwickelt und Entwicklungsziele formuliert.

**Literatur**

Dreger, F. 1994: Ökologische Charakterisierung von wasserführenden Acker- und Grünlandhohlformen (Sölle) im Biosphärenreservat „Schorfheide-Chorin". Diplomarbeit Universität Bielefeld. -143 S.

FRIELINGHAUS, Ma. 1995: Entstehung, Funktion und Schutz von Söllen in der Agrarlandschaft. -Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 29 (1): 1–4

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24 (3): 67–79

KALK, W.-D. u. BIERMANN, S. 1994: Zwischenbericht im BMBF-Teilprojekt „Stoff- und Energiebilanzen"

KLAFS, G., JESCHKE, L. u. SCHMIDT, H. 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. f. Natursch. u. Landschaftsforsch. 13 (4): 282–307

LEBERECHT, M.; ARENDT, K.; KRETSCHMER, H.; ROTH, L. u. Schulz, R. 1994: Rahmenkonzept zum BMFT-DBU-Verbundprojekt „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin." 3. überarb. Fassung. Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg, Eberswalde. -68 S.

PLACHTER, H. 1991: Naturschutz. Gustav Fischer Verlag. -Stuttgart. -463 S.

SCHOLZ, E. 1962: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Hrsg. Päd. Bezirkskabinett. -Potsdam. -93 S.

SCHWOERBEL J. 1993: Einführung in die Limnologie. 7. Aufl. Uni Taschenbücher 31. Gustav Fischer Verlag. -Stuttgart, Jena. -387 S.

SUCCOW, M. 1988: Landschaftsökologische Moorkunde. Gebr. Bornträger Berlin, Stuttgart. -340 S.

SUCCOW, M. u. KOPP, D. 1985: Seen als Naturraumtypen. -Petermanns Geographische Mitteilungen 1985 (3): 161–170

TGL 27885/01 1982: Nutzung und Schutz der Gewässer. Stehende Binnengewässer. Klassifizierung. -Berlin

Verfasser
Prof. Dr. Vera Luthardt
Frank Dreger
Fachhochschule Eberswalde
Fachbereich Landschaftsnutzung
und Naturschutz
Schicklerstraße 3-5
16225 Eberswalde

UWE SCHINDLER

# Untersuchungen zum Wasserhaushalt kleiner Binneneinzugsgebiete mit Söllen im Nordostdeutschen Jungmoränengebiet am Beispiel des „Breiten Fenn"

Schlagwörter: Wasserhaushalt, Soll, Einzugsgebiet

## 1. Einführung

Die als Sölle bezeichneten Ackerhohlformen sind typische Elemente der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands. Sölle sind häufig wasserführend und in der Regel abflußlos. Sie haben meist keine direkte Verbindung zum Grundwasser. Beobachtungen zeigen, daß Sölle durch wechselnde Wasserverhältnisse geprägt sind, wobei ein abwechselndes Ausufern und Trockenfallen von Söllen durchaus typisch ist. In der heutigen ausgeräumten Agrarlandschaft sind Sölle in den Binnenentwässerungsgebieten Nordostdeutschlands oftmals die einzigen Feuchtflächen und daher sehr wichtige Habitate für viele bedrohte und geschützte Arten.

Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Landschaft wurden Sölle in den siebziger und achtziger Jahren meist im Zusammenhang mit Meliorationsmaßnahmen untersucht (z. B. SCHMIDT 1980; WEGENER 1983). Daher beschränkten sich die bisherigen Arbeiten auf die Untersuchung der Sollgenese, den Einfluß der Landnutzung auf die Sollentwicklung und die Erfassung und Kartierung der Sölle (z.B. KLAFS et al. 1973; WEGENER 1983; HAMEL 1988). Vereinzelt wurden auch Untersuchungen der Feuchtedynamik (SCHMIDT 1980) und des Nährstoffumsatzes (AMLONG 1992) in Söllen durchgeführt. Untersuchungen des Wasserhaushaltes von Kleineinzugsgebieten mit Söllen, insbesondere die quantitative Erfassung der Zu- und Abflüsse und der Wasservorratsänderung fehlen jedoch. Am Beispiel des „Breiten Fenn", eines Solls in einem abflußlosen Kleineinzugsgebiet der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands, wurden die Versickerung, die bodeninternen lateralen Flüsse, sowie Speicheränderungen quantifiziert.

Methodik und Ergebnisse werden nachfolgend vorgestellt.

## 2. Methodik

### 2.1 Vorgehensweise

In Kleineinzugsgebieten mit Söllen erfolgt durch Erosion und Oberflächenabfluß sowie Stauwasserabfluß am Hang eine Umverteilung des Bodenwassers (Abb. 1). Aus dem Hang- und Kuppenbereich fließt Wasser ab und akkumuliert am Hangfuß und im Soll. Das bedingt in Verbindung mit der vorhandenen Bodenheterogenität eine große Variabilität der Wasserhaushaltsgrößen im Einzugsgebiet (SCHMIDT 1980).

Deshalb wurde die Lage der Meßpunkte so gewählt, daß Ergebnisse zu unterschiedlichen hydrologischen Positionen im Einzugsgebiet (Soll, Hangfuß- und Hangbereich) gewonnen werden können.

Folgende Arbeitsschritte dienten dem Erkennen der hydrologischen Prozeßabläufe im Einzugsgebiet und der Quantifizierung der Wasserhaushaltsgrößen:

* Standortaufnahme
  - pedogene Charakteristik an Bohrungen und Schürfen einer Catena
  - Ermittlung bodenphysikalischer Kennwerte von Bodenhorizonten
* Quantifizierung der Versickerung und Speicheränderung durch Messung von Saugspannungen, Bodenwassergehalten, Grund-/Stauwasserständen im Soll- und Hangbereich
* Quantifizierung des Stauwasserabflusses im Hangbereich durch Messung der Transmissibilität (LUCKNER u. SCHESTAKOV 1975).

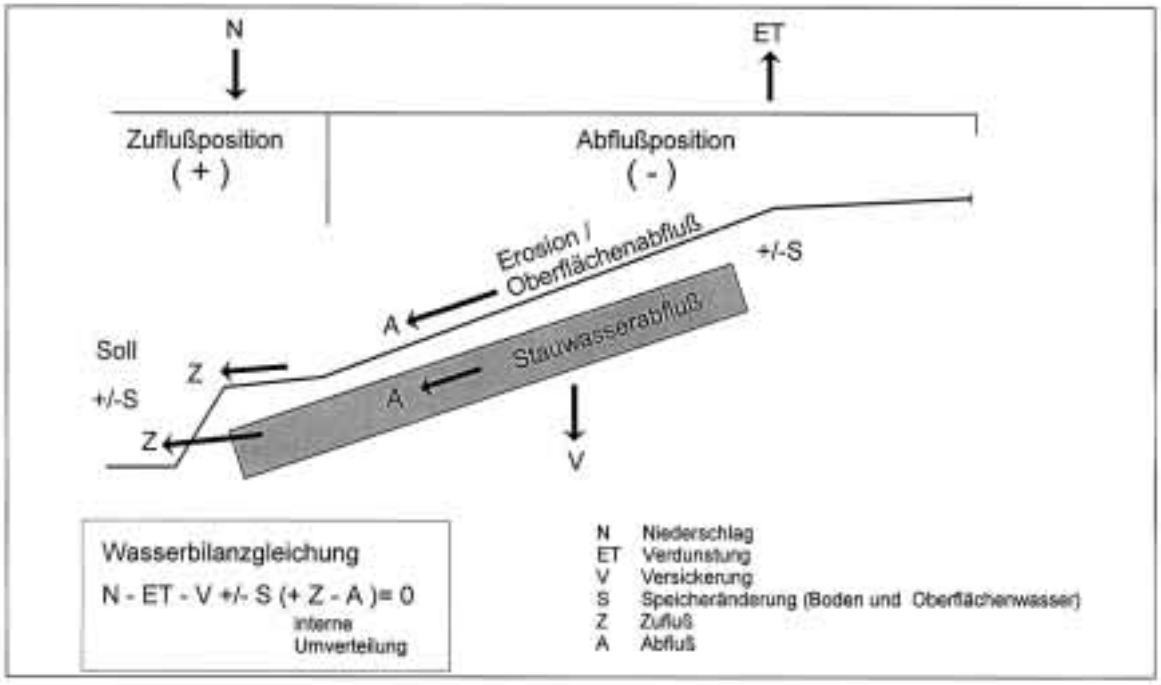


*Abb. 1 Prinzipdarstellung – Wasserhaushalt im Kleineinzugsgebiet*

## 2.2 Standort

### 2.2.1. Allgemeine Kennzeichnung

Das „Breiten Fenn" befindet sich nördlich des Parsteiner Sees im Biosphärenreservat Schorfheide/Chorin (Abb. 2). Das Soll nimmt mit 1,2 ha eine vergleichsweise große Fläche am gesamten Einzugsgebiet (13,9 ha) ein.

Hydrogeologisch ist das Gebiet mit gespanntem Grundwasser im bindigen Lockergestein (Mergel) ausgewiesen. Der Grundwasserflurabstand beträgt >10 m.

### 2.2.2 Pedogene und physikalische Standortcharakteristik

Zum Erkennen des Bodenaufbaus und der hydrologischen Wirkmechanismen im Einzugsgebiet wurden am nordexponierten Hang des Einzugsgebietes an unterschiedlichen Positionen einer Catena von der Kuppe bis zum Soll Schürfe angelegt, Bodentypen und Substrat-/ Horizontabfolgen angesprochen (Abb. 3) und Proben für physikalische Laboranalysen entnommen. Die Pararendzinen im Kuppen- und Oberhangbereich zeigen die Abtragspositionen für Wasser und Boden an. Im Mittel- und Unterhangbereich läßt der deutliche Substratsprung zwischen dem Kolluvium (lehmiger Sand) und den darunter anstehenden Bodenhorizonten (sandiger Lehm) auf Stauwasserabfluß schließen. Die ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeitswerte, in Abb. 4 aufgetragen für die Saugspannung bei pF 1,8 (Feldkapazität nach Autorenkollektiv,1994), bestätigen diesen Befund. Deutlich erkennbar ist der Stauer (Bt- und fAh-Horizont) mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von 0,3 und 0,17 mm/d und der

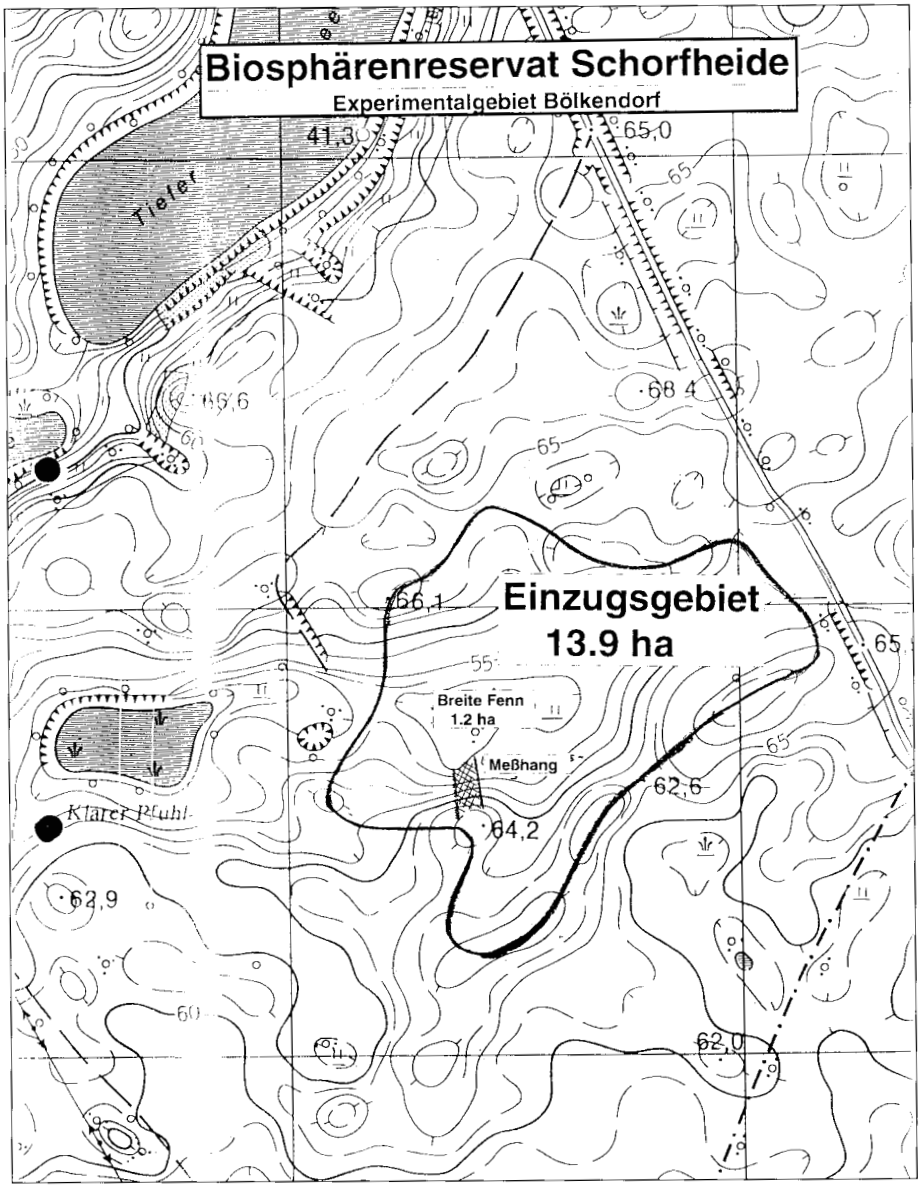


*Abb. 2*
*Lage des Untersuchungsgebietes*

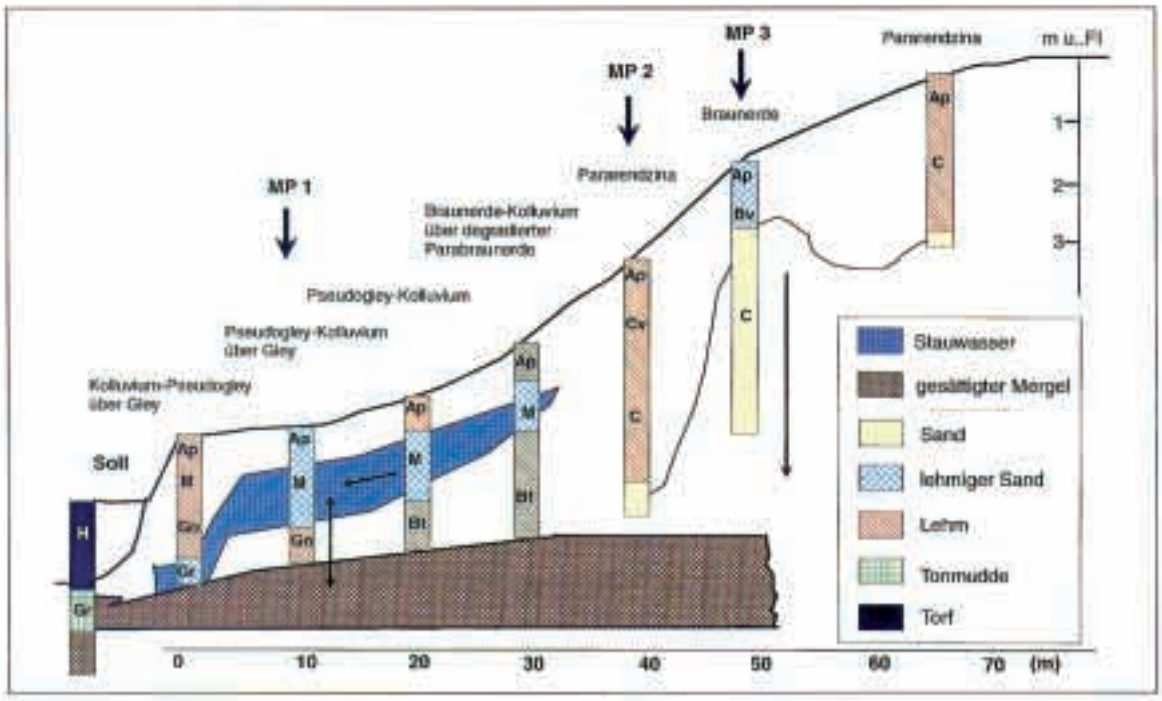


*Abb. 3*
*Boden und hydrologische Charakteristik einer Catena am Nordhang*

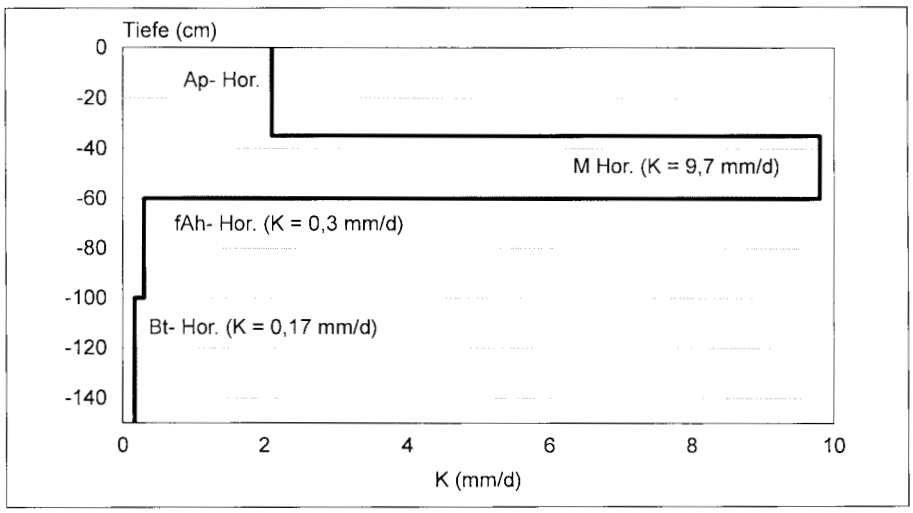


*Abb. 4*
*Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit bei pF 1,8 in Mittelhangposition*

als Stauwasserleiter fungierende M-Horizont, dessen Leitfähigkeit mit fast 10 mm/d um ein Vielfaches größer ist.

Am Hangfuß wird das kolluviale Bodenmaterial deutlich feinkörniger (sandiger Lehm). Die hydraulische Verbindung zwischen dem Hang und dem Soll erfolgt in diesem Hangbereich durch den schwach lehmigen Gr-Horizont.

Das Soll besitzt im Zentrum einen Torfkörper bis ca. 1 m Mächtigkeit, der von einer schwer durchlässigen Tonschicht unterlagert ist. Zum Zeitpunkt der Aufnahme, im April 1994, befand sich der Stauwasserspiegel im Soll ca. 0,7 m unter Flur.

### 2.4 Hydrologische Feldmessungen und Auswertungen

An den Hangpositionen (Unterhang, Mittelhang und Oberhang vgl. Abb. 3, MP1 bis MP3) und im Soll wurden gemessen:

- Saugspannung: 2 und 3 m – im Soll 0,6 m Tiefe – (Aufzeichnung der Saugspannungswerte mit Datalogger)
- Bodenwassergehalt (TDR IRAMS): 0 bis 1,2 m Meßschicht (wöchentlich)
- Stau-/Grundwasserflurabstand: wöchentlich.

Im Soll wurden zusätzlich die Höhe und Fläche des freien Wassers quantifiziert.

Die Erfassung der meteorologischen Daten – Niederschlag, Temperatur und relative Luftfeuchte – erfolgte mit einer Wetterstation am Hangfuß.

* Wasserspeicher

Die Speicheränderungen im Hangbereich ergaben sich für die Schicht 0 bis 120 cm aus der Differenz der TDR Messungen zu den jeweiligen Terminen.

Im Soll wurde zusätzlich zum bodeninternen Speicher das freie Wasservolumen aus der Überstaufläche und der mittleren Überstauhöhe bilanziert.

* Versickerung

Für die Quantifizierung der Versickerung aus dem Hangbereich wurden die Saugspannungsverläufe in 2 und 3 m Tiefe herangezogen, die hydraulischen Gradienten berechnet und in Verbindung mit der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion die Versickerung nach DARCY (Gl. 1) für Stundenintervalle errechnet (SCHINDLER et al. 1994)

$$v = K * \text{grad } H \quad \text{(Gl. 1}$$

v – Filtergeschwindigkeit
K – hydraulische Leitfähigkeit
grad H – hydraulischer Gradient (dh/dz)+1
dh Saugspannungsdifferenz
dz Niveaudifferenz der Tensiometer.

Ein negativer hydraulischer Gradient zeigt Versickerung an. Ist der Gradient positiv, steigt kapillar Wasser auf.

Die Versickerung aus dem Soll wurde unter Annahme eines sehr kleinen Gradienten abgeschätzt.

* Stauwasserfluß

Dazu wurden an verschiedenen Positionen um das Soll herum im Unterhangbereich Stauwasserrohre gesetzt und einnivelliert und der Zeitverlauf

- des Fließgefälles (Verhältnis der Niveaudifferenz der Stauwasserspiegel zur Entfernung der Stauwasserrohre, vgl. Abb. 5) und
- des durchströmten Querschnitts (Niveaudifferenz zwischen Stauwasseroberfläche und Stauwassersohle pro m quer zur Strömungsrichtung) gemessen.

Die Stauwasserrohre wurden entlang dem Hanggefälle im Abstand von 0,3, 1, 2, 4 und 8 m installiert und die Wasserstände wöchentlich gemessen.

Der kf-Wert des Stauwasserleiters wurde durch Traceranwendung quantifiziert (BUSCH u. LUCKNER 1983). Zwischen den Stauwasserrohren (Entfernung 0,3 m) wurde die Verlagerungsgeschwindigkeit eines KCl Tracers (Peak der elektrischen Leitfähigkeit) gemessen und daraus der kf-Wert berechnet. Die effektive Porosität n wurde in Anlehnung an BUSCH und LUCKNER (1983) mit 0,15 angesetzt.

Die Berechnung des Stauwasserzuflusses erfolgte nach DARCY (Gl. 1) für Tagesintervalle, aus:

- dem Fließgefälle im Stauwasserleiter
- dem durchströmten Querschnitt (Die wöchentlichen Stauwasserspiegelmessungen wurden für Tageswerte interpoliert.)
- dem Durchlässigkeitsbeiwert kf des Stauwasserleiters (Abb. 5).

## 3. Ergebnis

### 3.1 Quantifizierung der Wasserhaushaltsgrößen

#### 3.2.1 Versickerung

Am Beispiel der Mittelhangposition werden in Abb. 6 die Saugspannungsverläufe in 2 und 3 m Tiefe und die zugehörigen hydraulischen Gradienten (grad H) dargestellt. Bis Mitte Dezember 1993 ist der Bodenwassertransport aufwärts gerichtet (grad H > 0). Zum Jahreswechsel zeigt dann die Richtungsänderung des Gradienten Versickerung an. Bis Ende Juli 1994 ist in 3 m Tiefe Sickerwasserfluß zu verzeichnen. Insgesamt versickern aus dieser Hangposition ca. 80 mm in tiefere Schichten. Am Meßpunkt 1 (Unterhang) trifft das Sickerwasser in ca. 4 m Tiefe auf den gesättigten Mergel, staut zurück und sättigt infolgedessen den darüberliegenden Bodenkörper bis ca. 50 cm unter Flur. Das entspricht einer Speicherauffüllung von ca. 160 mm.

Die Versickerung aus dem Soll beträgt etwa 10 mm.

Wasserspeicher

Hang:

Die Bodenspeicheränderungen in den Hangpositionen zeigt Abb. 7. Der Anfangswassergehalt wurde für diese Betrachtungen gleich Null gesetzt. In den Mittelhangpositionen ist der Bodenspeicher in der Jahresbilanz ausgeglichen, während im Unterhangbereich, aufgrund der vergleichsweise hohen Niederschläge im Winterhalbjahr 1993 zu 1994, eine deutliche Bodenspeicherauffüllung ( ca. 100 mm bis 1,2 m Tiefe) zu verzeichnen ist.

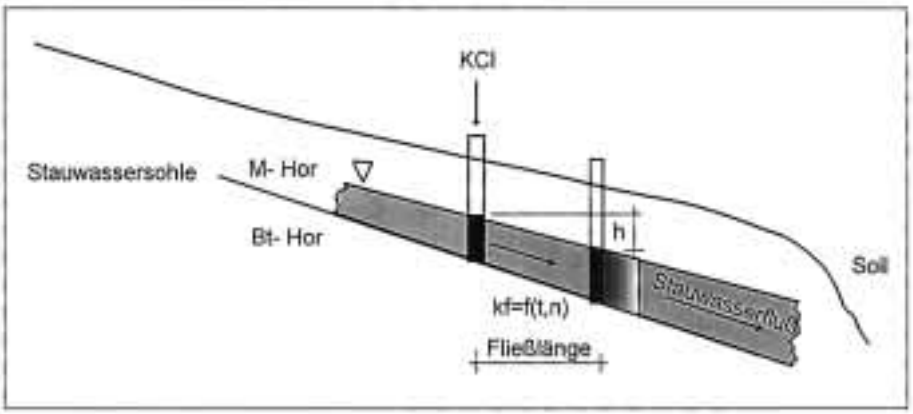


*Abb. 5*
*Versuchsanstellung zur Quantifizierung des Stauwasserflusses*

Soll:
Zu Beginn der Untersuchungen war das Soll ohne Oberflächenwasser. Der Grundwasserflurabstand befand sich am 21.6.1993 in 95 cm Tiefe und erreichte am 23.9.1995 mit 160 cm seinen Tiefstand. Ab diesem Zeitpunkt setzte die Füllung des Solls ein. In der Folgezeit füllte sich das Soll durch Niederschläge und laterale Zuflüsse. Ab Februar 1994 begann sich freies Oberflächenwasser auszubilden, dessen Menge bis Sommerbeginn 1994 zunahm. Ab diesem Zeitpunkt kehrte der Prozeß wieder um, d. h. die Zehrung war größer als der Zufluß. Zum Ende des Betrachtungszeitraumes (31.8.1994) betrug der Wasserüberschuß im Soll (Bodenspeicheraufüllung und Oberflächenwasser) noch ca. 600 qm, was bezogen auf die Sollfläche etwa 50 mm Wasser entspricht.

### 3.2.3 Stauwasserzufluß

Das hydraulische Gefälle im Stauwasserleiter variierte zwischen 5 % (Osthang) und 12 % (Nordhang) und blieb in den jeweiligen Positionen nahezu konstant über die gesamte Meßzeit. Aus dem Verlauf der Tracerverlagerung ergab sich ein kf-Wert von 0,31 m/d für den Stauwasserleiter.
Insgesamt sind dem Soll danach aus allen Hangpositionen 1 087 qm zugeflossen (Abb. 8). Wird diese Menge auf die Sollfläche umgerechnet, sind es etwa 90 mm Wasser, mit denen das Soll zusätzlich gespeist wurde.

## 4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Ackersölle sind starken hydrologischen Schwankungen unterlegen. Ein hoher Anteil von ihnen fällt periodisch trocken – meist Sölle in kleineren Einzugsgebieten –, größere Sölle hingegen sind häufig ständig wasserführend und teilweise nur geringen Wasserspiegelschwankungen unterlegen (KLAFS et al. 1973, SCHMIDT 1994). Entsprechend der hohen räumlichen und zeitlichen Dynamik der Standortfaktoren haben sich spezielle Pflanzen und Pflanzengesellschaften sowie Tierarten etabliert, deren Existenz an diese speziellen Bedingungen geknüpft ist. Eine besondere Bedeutung besitzt das Wasser, wobei Kenntnisse zum Füllungs- und Austrocknungsverhalten, zur Dynamik der Feuchtesituation im Soll- und Sollrandbereich sowie zur Stoffzufuhr und Stoffakkumulation für Maßnahmen zur Landnutzung und zur Erhaltung und zum Schutz der Naturressourcen essentiell sind.
Die Grundzusammenhänge des Wasserkreislaufes in abflußlosen Kleineinzugsgebieten der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands wurden am Beispiel des "Breiten Fenn" untersucht und die Wasserhaushaltskomponenten für den Betrachtungszeitraum quantifiziert.
Die Methodik zur Quantifizierung des Stauwasserflusses, basierend auf

- Messungen der Tracerverlagerungsgeschwindigkeit zur kf-Wertermittlung und
- Messungen des Fließgefälles im Stauwasserleiter und des Zeitverlaufes der Transmissibilität (Profildurchlässigkeit) haben sich als geeignet erwiesen.

Das aus den Oberhangbereichen abfließende Stauwasser akkumuliert am Hangfuß und im Soll. Für die Wasserbilanz des Solls war der Stauwasserzufluß (90 mm bezogen auf die Sollfläche) sehr bedeutsam. Als Verlust aus dem Hangbereich besaß dieser Anteil mit 9 mm jedoch nur eine untergeordnete Bedeutung.
Die Wirkung des Stauwasserzuflusses für die Wasserbilanz anderer Sölle wird häufig noch größer sein, da das „Breiten Fenn" im Vergleich zu anderen Söllen, bezogen auf das Einzugsgebiet, sehr groß ist.
Die Versickerung verläuft sehr unter-

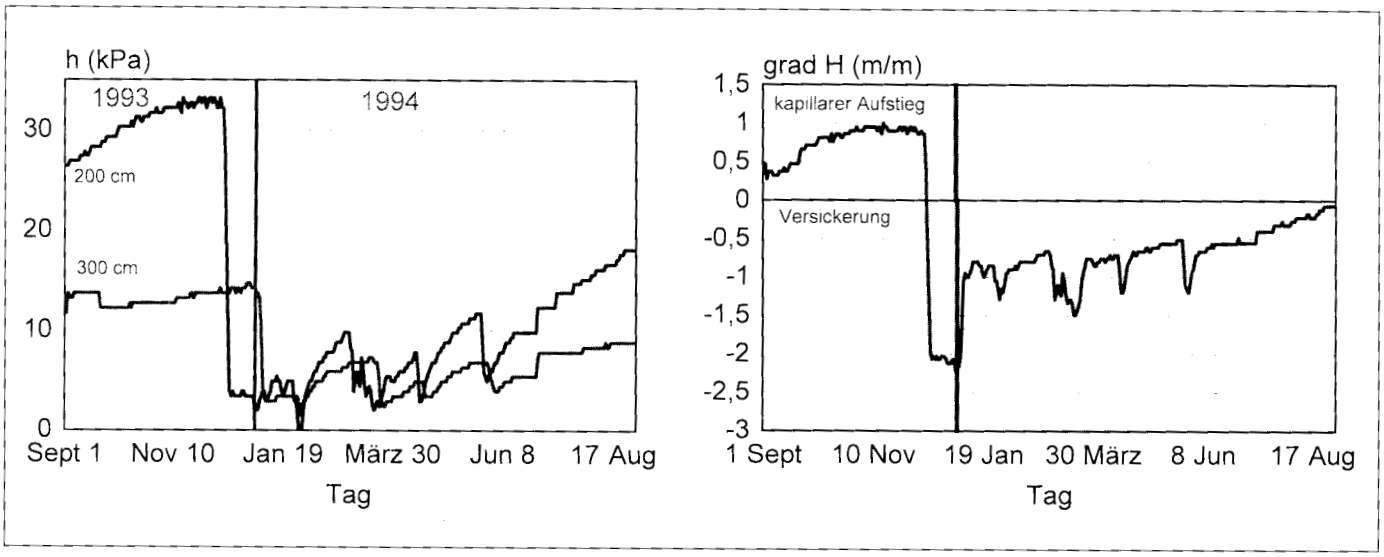


*Abb. 6*
*Verlauf der Saugspannungen in 2 und 3 m Tiefe und des hydraulischen Gradienten in Mittelhangposition (MP2), 1.9.1993 bis 31.8.1994*

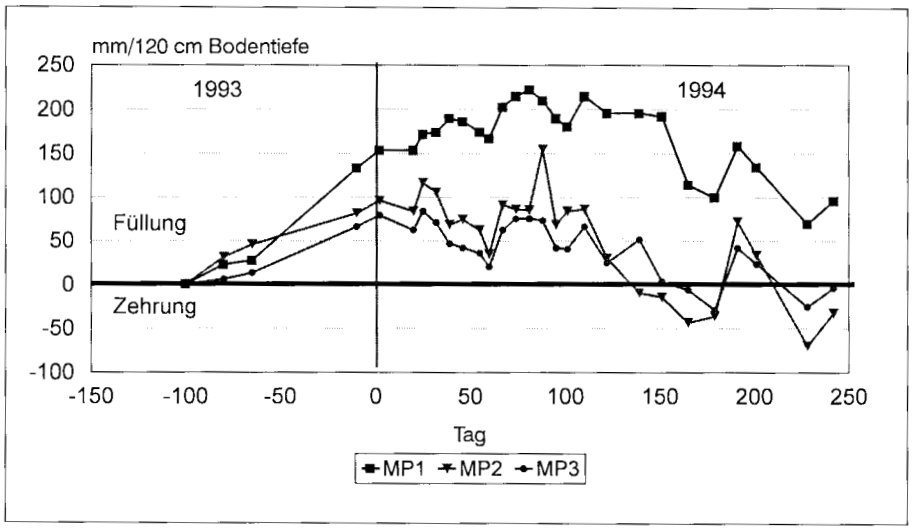


*Abb. 7*
*Bodenfeuchteverlauf in Mittelhangposition (MP2), 1.9.1993 bis 31.8.1994*

schiedlich im Einzugsgebiet. Im Hangfußbereich füllte das Sickerwasser den Bodenspeicher in der Winterperiode bis nahe Geländeoberfläche auf, so daß in der folgenden Vegetationsperiode das Wasser zum Teil noch pflanzenverfügbar war. In den darüber liegenden Hangbereichen versickerte das Wasser jedoch bis in Tiefen, die von den Ackerkulturen nicht mehr erschlossen werden können. Da in den Oberhang- und Kuppenpositionen keine Meßfühler installiert waren, wurde davon ausgegangen, daß die Versickerung in diesen Positionen in gleicher Form und Größe erfolgt. Diese Annahme sollte in weiteren Untersuchungen geprüft werden.
Offen bleiben des weiteren die Fragen, ob das versickernde Wasser als Grundwasserneubildung anzusehen ist, wie die Pfade zum Grundwasserleiter verlaufen und in welchem Umfang die Grundwasserspeisung erfolgt. Ebenfalls konnte nicht schlüssig nachgewiesen werden, ob und in welchem Umfang Wasser und Stoffe aus dem Soll tiefenverlagert werden.
Weiterer Aufklärungsbedarf besteht in der Auswirkung klimatischer Unterschiede auf den Wasserkreislauf, in der Untersuchung der Variabilität von Fluß- und Speichergrößen im Einzugsgebiet und in der Übertragbarkeit der Ergebnisse für andere Untersuchungsgebiete. Die bisherigen Meßergebnisse geben erste Anhaltspunkte zum Wasserkreislauf in Kleineinzugsgebieten der Jungmoränenlandschaft und zur Größe der Wasserhaushaltskomponenten.

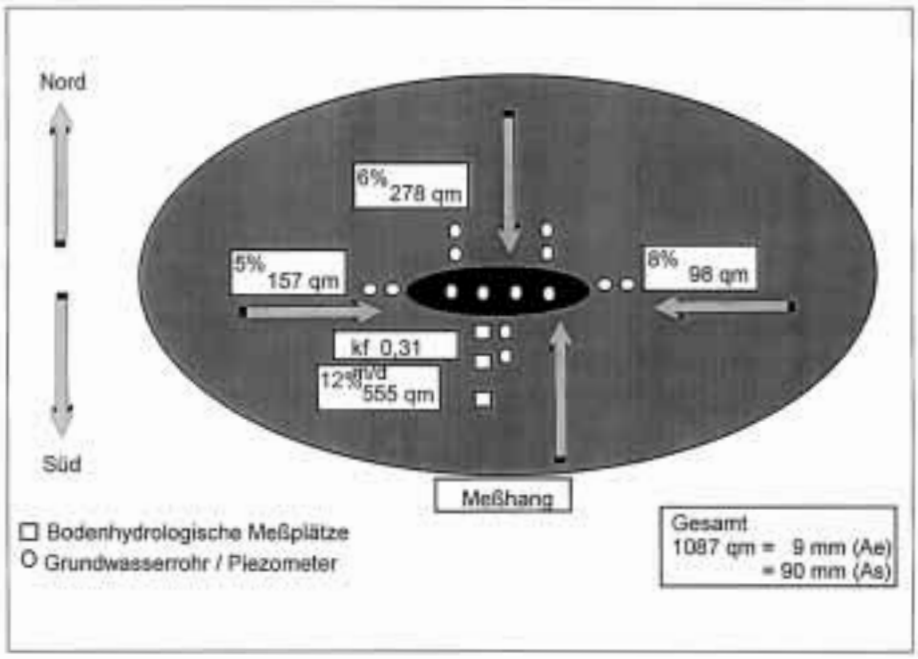


*Abb. 8*
*Stauwasserzufluß in das Breiten Fenn, 1.9.1993 bis 31.8.1994*

Erosion und Oberflächenabfluß traten im Betrachtungszeitraum nicht auf, können aber von wesentlicher Bedeutung sein.

## 5. Zusammenfassung

Die Grundzusammenhänge des Wasserkreislaufes in abflußlosen Kleineinzugsgebieten mit Söllen der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands wurden am Beispiel des „Breiten Fenn" untersucht. Versickerung und Speicheränderungen im Soll und Hangbereich wurden auf der Grundlage bodenhydrologischer Messungen quantifiziert. Die Ermittlung des Stauwasserzuflusses erfolgte durch Messung der Transmissibilität und Traceranwendung.

**LITERATUR**

AMLONG, K. 1992: Nährstoffumsatz in wassergefüllten Ackerhohlformen auf einem Endmoränenstandort in Brandenburg. -Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 116–124

AUTORENKOLLEKTIV 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart. -392 S.

BUSCH, K.-F. u. LUCKNER, L. 1973: Geohydraulik. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. -Leipzig. -441 S.

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg. 24(3): 67–82

KLAFS, G.; JESCHKE, L.; SCHMIDT, H. 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 13(4): 287–302

LUCKNER, L. u. SCHESTAKOV, W. M. 1975: Simulation der Geofiltration. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. -Leipzig. -358 S.

SCHINDLER, U.; QUAST, J.; MÜLLER, L., DANNOWSKI, R. u. EULENSTEIN, F. 1994:Quantification of water and solute transport processes in the soil- Methodical aspects Proceedings of the 13th International ISRTO Conference, Aalborg, 24.-29. 7. 1994: 359-364

SCHMIDT, I. 1980: Flächenwasserhaushalt von Hohlformen im Grundmoränengebiet und Kennzeichnung von Standorteinheiten der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). -Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd. 24(7): 393–401

SCHMIDT, J. 1994: Geologisch-morphologischer Bau und Vernässungsdynamik von Ackerhohlformen der Jungmoränenlandschaft. -Potsdamer Geogr. Forsch. 9: 23–32

WEGENER, U. 1983: Gestaltung wassergefüllter Sölle in der Agrarlandschaft. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 23(3): 151–163

Verfasser
Dr. Uwe Schindler
Institut f. Bodenlandschaftsforschung
im ZALF e. V. Müncheberg
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg

HEIKE HAACKE[1], RALF HENZE[2], JOHANNES-GÜNTER KOHL

# Limnologische Untersuchungen an ausgewählten Söllen

Schlagwörter: Sölle, Choriner Endmoränenbogen, Lebuser Platte, Phytoplankton, Zooplankton

## 1. Einleitung und Zielsetzung

Sölle und kleine Flachseen sind in ihrer Limnologie am ehesten mit dem Litoral von Seen vergleichbar. Ein Pelagial ist kaum ausgeprägt, eine Schichtung des Wasserkörpers tritt höchstens episodisch auf, und sie trocknen von Zeit zu Zeit aus. Sie sind daher Grenzhabitate mit einzigartigen Lebensgemeinschaften, die insbesondere Organismen mit Pioniercharakter Lebensraum bieten, da interspezifische Konkurrenz und Episitismus reduziert sind. Organismen in solchen Gewässern müssen in der Lage sein, extreme Schwankungen physikalisch-chemischer Parameter zu tolerieren, Trockenperioden im Ruhestadium zu überstehen oder durch spezielle Verbreitungsstrategien diese wieder zu besiedeln. Auch in Kleingewässern erfolgt eine bestimmte jahreszeitliche Sukzession von Organismen, die es einer großen Mannigfaltigkeit von Arten ermöglicht, einen sehr begrenzten Lebensraum zu nutzen. Kenntnisse über die qualitative und quantitative Zusammensetzung der einzelnen Nahrungskettenglieder, ihre Wechselwirkungen untereinander sowie ihre Reaktion auf Wasser- und Stoffhaushalt im Kleingewässer spielen eine entscheidende Rolle, um die Stabilität eines Solls und damit die Erfüllung seiner Funktion in der Landschaft richtig einschätzen zu können. Die im Plankton von Söllen vorherrschenden Taxa zählen zum größten Teil nicht zu den Euplanktern. Es sind überwiegend Tychoplankter, die eigentlich zu anderen Lebensgemeinschaften (Metaphyton, Periphyton, Benthos) gehören, aber auch das Freiwasser besiedeln können. Dieses Phytoplankton im weitesten Sinne und die fädigen Aufwuchsalgen sind die wichtigsten Produzenten im Freiwasser. Im Gegensatz zu den höheren Wasserpflanzen und den Algenwatten sind sie auf Grund sehr kurzer Generationszeiten in der Lage, schnell auf Veränderungen der Umwelt, insbesondere des Nährstoffdargebotes, zu reagieren. Sie sind durch ihren autotrophen Stoffwechsel an der Stabilisierung der Lebensbedingungen (Sauerstoffproduktion) beteiligt und stellen zugleich auch eine entscheidende Nahrungsbasis für viele Konsumenten, u.a. Zooplankter und damit auch indirekt für Lurchlarven und Fische, dar.

Ziel der Untersuchungen ist die Erfassung der qualitativen und quantitativen Phyto- und Zooplanktonstruktur in Abhängigkeit von Nährstoffdargebot, Wasserzufluß und unterschiedlicher Landnutzung in zwei Gebieten Ostbrandenburgs. Unter Einbeziehung weiterer limnologischer Parameter erfolgt eine nähere Charakterisierung der Sölle innerhalb der Agrarlandschaft, um die daraus gewonnenen Erkenntnisse in die Ausarbeitung von Schutzkonzepten für diese Kleingewässer einfließen zu lassen.

Erste Ergebnisse der Phyto- und Zooplanktonuntersuchungen von verschiedenen Solltypen werden vorgestellt. Dabei stand eine komplexe Betrachtung der vorhandenen Ergebnisse im Mittelpunkt, um Aussagen über die Planktonstruktur in Abhängigkeit von Nährstoffdargebot, physikalisch-chemischer Parameter sowie anderen Besonderheiten (wie z.B. Relief, Renaturierungsmaßnahmen, Baggerung) zu erlangen.

## 2. Material und Methoden

In die Untersuchungen wurden zwei Gebiete einbezogen. Parstein-Bölkendorf liegt im Bereich der Grundmoräne des Choriner Endmoränenbogens ca. 100 km nordöstlich von Berlin. Hier wurden sechs Feldsölle (Klarer Pfuhl, Sichelbruch, Soll 203, II/8, 205 und 300 a) und ein in der Endmoräne gelegenes Waldsoll (Barschpfuhl) untersucht. Das Untersuchungsgebiet Lietzen-Döbberin befindet sich ca. 80 km östlich von Berlin auf der Lebuser Platte. Die Sölle 17 f, 20, Pappelloch und Reetzkute wurden hier für die Bearbeitung des Themas ausgewählt.

Am Gewässer erfolgte die Messung der Parameter Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert, Wassertemperatur und Pegelstand. Des weiteren wurden Wasserproben zur Erfassung der Phytoplankton- und Zooplanktonstruktur sowie wichtiger hydrochemischer Charakteristika entnommen. Zur Charakterisierung der Nähstoffdynamik des Freiwassers wurden die Komponenten des Stickstoff- und Phosphor-pools sowie Silizium als Hauptnährstoffe bestimmt. Mittels Ionenchromatographie erfolgte im Labor eine sofortige Bestimmung der Anionen Nitrit, Nitrat, Phosphat, Sulfat und Chlorid aus einer am Gewässer bakterienfrei filtrierten Probe. Nach Peroxodisulfat-Aufschluß wurden die Konzentrationen von gelöstem reaktiven Silikat, Ammonium, Gesamtphosphat (TP) und Gesamtstickstoff (TN) über die Fließinjektionsanalyse (FIA) gemessen. Die Bestimmung der Mikroalgen erfolgte lichtmikroskopisch unter Einbeziehung von Lebendmaterial bzw. lugol-fixierten Schöpfproben und formalin-fixierten Netzproben. Neben der qualitativen Bearbeitung wurde außerdem eine quantitative Bestimmung bzw. Bonitierung der Zusammensetzung der Phytoplanktonproben vorgenommen. Die Bestimmung der Photosynthesepigmente als gruppenspezifische Biomassemarker erfolgte mittels Umkehr-HPLC, die eine Erfassung der lipophilen Pigmente (Chlorophylle, Carotine und Xanthophylle) der verschiedenen Mikroalgenarten erlaubt (WOITKE et al. 1994). Die Bearbeitung der Zooplanktonstruktur und -abundanz beinhaltete die Auswertung von Lebendmaterial sowie die Bestimmung und Auszählung von formalin-fixierten Teilproben. Auf der Grundlage dieser Ergebnisse konnte die Zooplanktondichte für die einzelnen Artengruppen rechnerisch ermittelt werden.

## 3. Ergebnisse

An Hand der untersuchten Parameter können zwischen verschiedenen Söllen Gemeinsamkeiten festgestellt werden, die eine vorläufige Gruppierung der Sölle zulassen.

In der Abbildung 1 sind ausgewählte limnologische Kenngrößen für die jeweilige Gruppe an einem Beispielgewässer dargestellt.

In der ersten Gruppe werden das Waldsoll

[1] gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt;
[2] gefördert nach AfG § 249 h

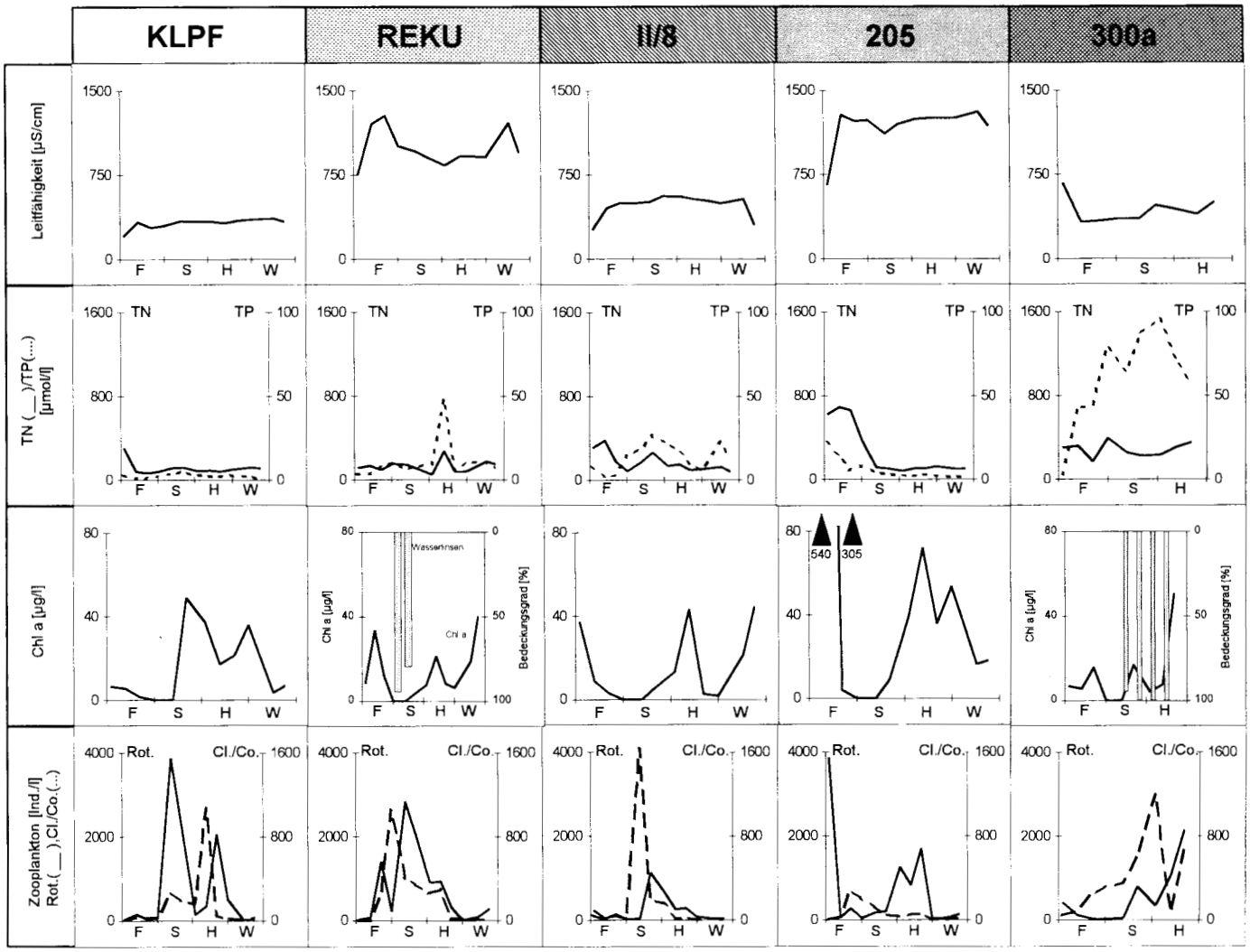


*Abb. 1*
*Ausgewählte limnologische Parameter für die Sölle Klarer Pfuhl (KLPF), Reetzkute (REKU), II/8, 205 und 300a*

(Barschpfuhl) und der Klare Pfuhl (KLPF), der von einem 20 m breiten Uferrandstreifen aus Gehölzen umgeben ist, zusammengefaßt. Die Sölle sind durch relativ geringe Leitfähigkeiten, niedrige Nährstoffkonzentrationen (Abb. 1, KLPF) und gute Sauerstoffsättigung charakterisiert. Phosphat ist während der gesamten Untersuchungsperiode nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden. Die Jahresdynamik der Mikroalgen ist durch hohe Chlorophyll a-Konzentrationen im Herbst/Winter gekennzeichnet. Es fällt die enorme Artenvielfalt der chlorococcalen Grünalgen (26 Gattungen) auf. Als floristische Besonderheiten sind in diesem Zusammenhang die Chlorococcalen *Dimorphococcus lunatus* [BRAUN 1855] (Abb. 2), *Lobocystis* [THOMPSON 1952], *Quadricoccus* [FOTT 1948], *Sorastrum* [KÜTZING 1845] und *Quadrigula* [PRINTZ 1915] zu nennen. Im Zooplankton dominieren die Rädertiere (Rotatoria).

Die Sölle 17 f, Sichelbruch, Pappelloch und Reetzkute (REKU) bilden die zweite Gruppe. Sie sind gekennzeichnet durch hohe Leitfähigkeiten, niedrige anorganische Stickstoffkonzentrationen besonders während der Sommermonate (Abb. 1, REKU) und pH-Werte zwischen 7,5 und 7,7. Die jahreszeitliche Sukzession der Mikroalgen verläuft in den Gewässern recht unterschiedlich. Es lassen sich aber durchaus Gemeinsamkeiten erkennen. Im Mai/Juni wurden in allen Gewässern minimale Chlorophyll a- Konzentrationen bestimmt, die auf Zooplanktongrazing und/oder eventuelle Lichtlimitation durch Ausbildung dichter Wasserlinsendecken zurückzuführen sind. Entwicklungsmaxima der Kieselalgen (Diatomeen) und Goldalgen (Chrysophyceen) sind im Frühjahr und im Herbst/Winter zu verzeichnen. Im weiteren Jahresverlauf entwickelten sich Mikroalgen, die für organisch belastete Standorte charakteristisch sind. Es wurden vor allem Grünalgen (Chlorophyceen) der Gattung *Chlamydomonas* [EHRB. 1833], *Koliella* [HINDAK] und *Closterium* [NITZSCH] sowie die Augenflaggelaten (Euglenophyceen) *Euglena* [EHRB. 1838] und *Phacus* [DUJARDIN 1841] gefunden. Die Zooplanktonstruktur dieser Gewässer wird neben hohen Abundanzen der Rädertiere von großen Zooplanktern geprägt. Im Jahresverlauf korrelieren maximale Abundanzen von Blattfußkrebsen (Branchiopoda) sowie Ruderfußkrebsen (Copepoda) mit minimalen Mikroalgenaufkommen und führen zu ausgeprägten Klarwasserstadien. Faunistisch interessant sind die Funde der Wasserflöhe (Cladocera) *Simocephalus* [SCHOEDLER 1858], *Pleuroxus adjuncus* [JURINE 1820], *Tretocephala ambigua* [LILLJEBORG 1900] (Abb. 3) und des Ruderfußkrebses *Canthocamptus staphylinus* [JURINE 1820].

Die Sölle der Gruppe drei (Soll II/8, 203 und 20) sind vor allem durch hohe anorganische Stickstoffkonzentrationen und mittlere Chlorophyll a-Werte gekennzeichnet. Minimale Chlorophyll a-Konzentrationen korrespondieren im Mai/Juni ebenfalls mit maximalen Zooplanktonabundanzen (Abb. 1, Soll II/8). Die pH-Werte liegen im subneutralen bis basischen Bereich (6,3-7,3) und die Leitfähigkeit zwischen 465-675 µS/cm. Für

*Abb. 2*
Dimorphococcus lunatus *[BRAUN 1855]*
*Foto: R. Haacke*

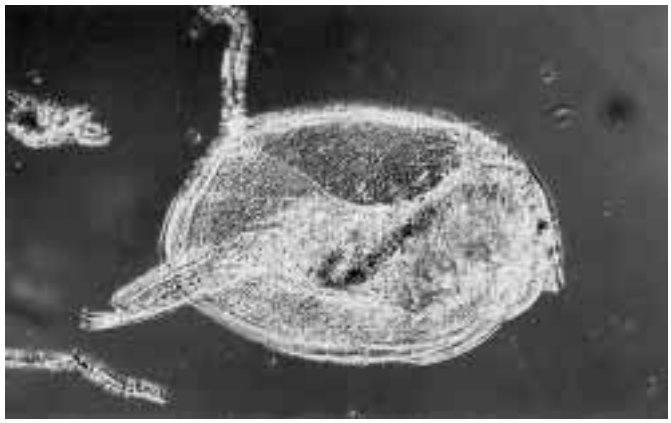

*Abb. 3*
Tretocephala ambigua *[LILLJEBORG 1900]*
*Foto: R. Henze*

die Sölle II/8 und 203 ist Nitrat die bestimmende Stickstoffkomponente. In diesen Gewässern liegen über 50 % des gesamten Stickstoffpools in gelöster Form vor. Im Gegensatz dazu ist im Soll 20, das dystrophe Merkmale aufweist, Ammonium die entscheidende Stickstoffkomponente. In diesen Gewässern wurde außerdem während der sommerlichen Sauerstoffzehrung eine starke ortho-Phosphatfreisetzung gemessen. Die Struktur der Mikroalgen ist durch Massenentwicklungen einzelner stickstoffliebender Taxa, wie z.B. *Chlorogonium* [EHRB. 1830], *Chlamydomonas* [EHRB. 1833], *Euglena* [EHRB. 1838] und *Trachelomonas* [EHRB. 1833, em. DEFL. 1926], gekennzeichnet. Sie ersetzen die in den anderen Söllen im Frühjahr und Herbst typischen Kiesel- und Goldalgen. Die gemessenen Silikatkonzentrationen lassen nicht auf eine Limitation dieses Nährstoffs schließen. Mögliche Ursachen für das Fehlen dieser ansonsten typischen Phytoplankter können zum einen hoher Grazingdruck des Zooplanktons und zum anderen Sedimentationsverluste auf Grund geringer Durchmischung des Wasserkörpers sein. Die Zooplanktonstruktur im Soll II/8 wird vor allem von den großen Zooplanktern (Blattfuß- und Ruderfußkrebse) bestimmt. Die Ruderfußkrebse sind fast über die gesamte Vegetationsperiode mit hohen Individuenzahlen vertreten. *Daphnia pulex* [LEYDIG 1860, em. SCOURF. 1942] entwickelt sich im Sommer massenhaft (Abb. 1). In den Söllen 203 und 20 ist das Zooplanktonaufkommen relativ gering. Es dominieren Rotatorien. Als Besonderheit ist das Vorkommen des Kiemenfußkrebses *Siphonophanes grubei* [DYBOWSKI 1860] (Abb. 4) im Soll II/8 anzusehen. Er ist eine nach der Bundesartenschutzverordnung 1990 besonders geschützte Art. Weiterhin ist das Auftreten von *Dunhevedia crassa* [KING 1853] (Abb.5) und *Scapholeberis mucronata* [O.F. MÜLLER 1785] in diesen Gewässern hervorzuheben.

Die Sölle 205 und 300 a zeigen in den Untersuchungen keine Gemeinsamkeiten mit den anderen Gewässern. Beide wurden vor sechs Jahren durch Baggerung entschlammt, weisen aber hinsichtlich ihrer limnologischen Parameter keine Änlichkeiten auf.

Das Soll 205 ist charakterisiert durch sehr hohe Leitfähigkeiten, hohe Nährstoffkonzentrationen, geringe Phosphatgehalte und sehr hohe Chlorophyll a-Konzentrationen (Abb. 1). Dieses Gewässer ist über die gesamte Untersuchungsperiode gut mit Sauerstoff versorgt. Das spricht für hohe planktische Primärproduktionsüberschüsse und somit wenig funktionsfähige Nahrungsketten. Makrophyten fehlen weitgehend. Im Phytoplankton dominieren wenige, stickstoffliebende bzw. mixotrophe Arten in z.T. hohen Abundanzen, wie z.B. *Carteria* [DIESING 1866, em. FRANCE 11893], *Chlamydomonas* [EHRB. 1833], *Euglena acus* [EHRB.], *Trachelomonas* [EHRB. 1833, em. SCOURF. 1942]. Das Zooplankton ist von wenigen Rädertieren mit hohen Individuendichten geprägt.

Das Soll 300 a wurde nur bis zum November 1994 beprobt. Der Wasserstand sank so tief, daß Messungen sowie Probenentnahme nicht mehr sinnvoll erschienen. Dieses Soll ist durch geringe Leitfähigkeiten, enorme ortho-Phosphatkonzentrationen und eine damit verbundene mögliche Stickstofflimitation gekennzeichnet (Abb. 1). Es wurden über den gesamten Unter-

*Abb. 4*
Siphonophanes grubei *[DYBOWSKI 1860]*
*Foto:H. Kühl*

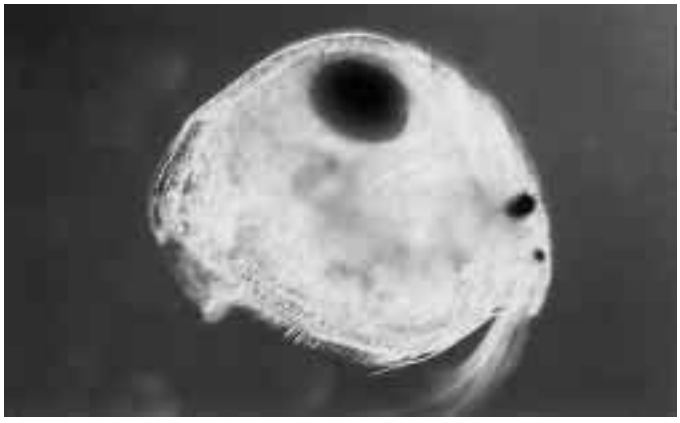

*Abb. 5*
Dunhevedia crassa *[KING 1853]*
*Foto: R. Henze*

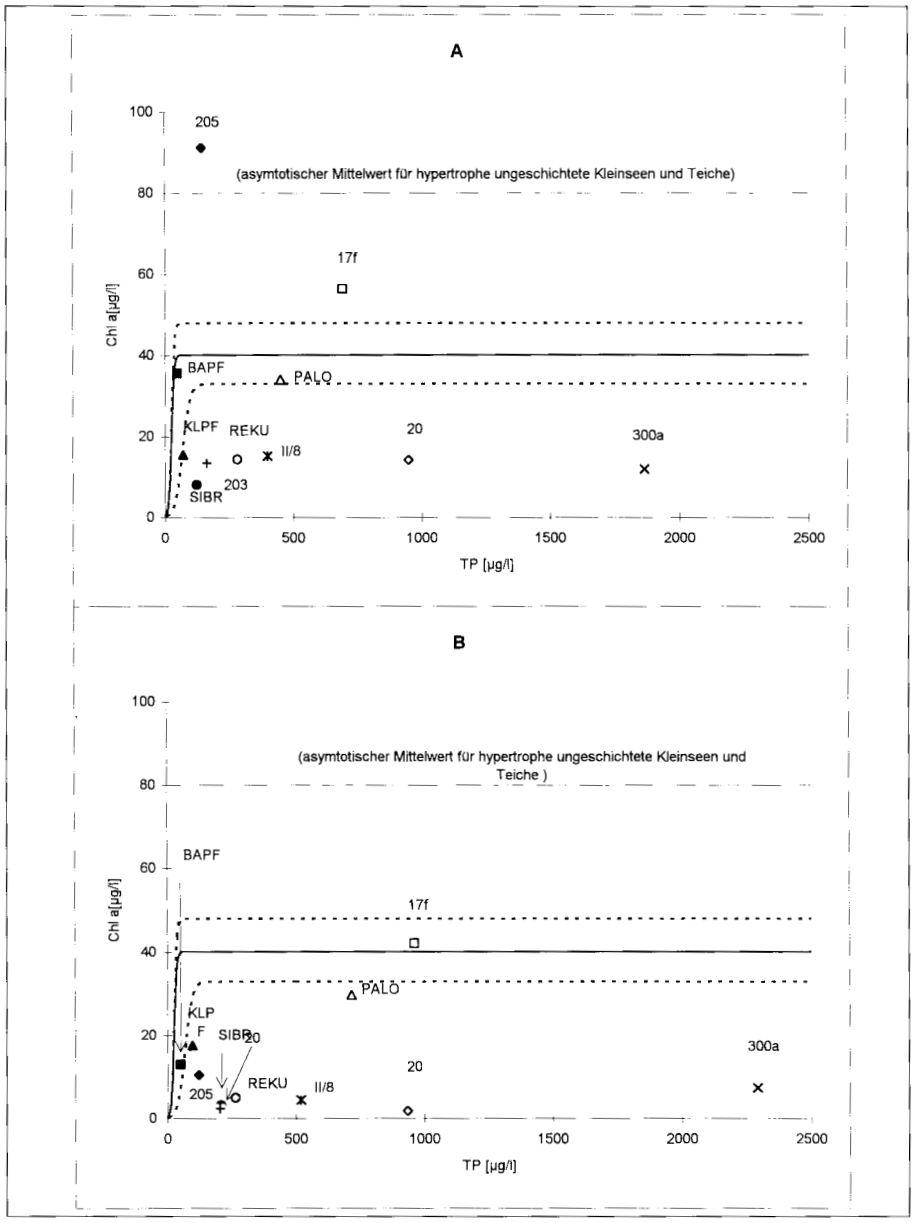


*Abb. 6*
*Einordnung der Sölle in das Modell zur Chl-a-Gesamtphosphor-Relation (TGL 27885/03, vgl. KLAPPER 1992)*
*A – Mittelwert: März 1994 bis Februar 1995*
*B – Mittelwert: Sommer 1994*

suchungszeitraum niedrige Sauerstoffkonzentrationen gemessen. Die Chlorophyll a-Konzentration ist im Jahresdurchschnitt gering. Das Phytoplankton ist sehr artenarm. Es dominieren penate Kieselalgen, *Euglena spirogyra* [EHRB.], *Chlamydomonas* [EHRB. 1833] und *Trachelomonas* [EHRB. 1833, em. SCOURF. 1942]. Die Struktur des Zooplanktons ist vor allem am Ende der Untersuchungen durch den sinkenden Wasserstand und damit verbundene Raumnot charakterisiert. Die Blattfuß- und Ruderfußkrebse werden von Rädertieren und Wimpertieren (Ciliata) mehr und mehr abgelöst. Minimale Chlorophyll a-Konzentrationen korrelieren mit maximalen Abundanzen der großen Zooplankter (Blattfuß- und Ruderfußkrebse). Außerdem führt eine vollständige Wasserlinsenbedeckung von Juli bis Oktober zu einer Beschattung des Wasserkörpers.

Eine Gegenüberstellung der Ergebnisse hinsichtlich der Untersuchungsgebiete zeigt, daß die Sölle des Lietzen-Döbberiner Gebietes (Pappelloch, Reetzkute, 17 f, 20) im allgemeinen höhere Leitfähigkeiten, die durch hohe Sulfat- und Chlorid-Gehalte bedingt sind, aufweisen. Sie sind schlechter mit Sauerstoff versorgt und zeichnen sich im Sommer durch überwiegend niedrige Stickstoffkonzentrationen aus. Das Phytoplankton dieser Gewässer ist durch Frühjahrsmassenentwicklungen der Goldalgen und im weiteren Jahresverlauf der Augenflaggelaten und Cryptophyta geprägt.

Im Vergleich zu Flachseen sind die Chlorophyll a- Konzentrationen der Mikroalgen in Relation zum Phosphatgehalt in den Söllen auffallend gering (Abb.6). Dies weist auf einen verminderten Einfluß der Nährstoffe als begrenzender Faktor der Phytoplanktonentwicklung hin. Andere mögliche Ursachen dafür könnten Zooplanktongrazing, Sedimentationsverluste (besonders der Kieselalgen) auf Grund fehlender Wasserdurchmischung und Lichtlimitation (z.B. dichte Wasserlinsenbedeckung) sein.

Diese phänomenologische Gruppierung der Sölle an Hand ihrer limnologischen Charakteristik konnte mittels Clusteranalyse bestätigt werden (Abb.7). Der Analyse lagen ausgewählte physikalisch-chemische Parameter (pH-Wert, Leitfähigkeit), hydrochemische Parameter (Nitrit, Nitrat, Ammonium, Gesamtstickstoff, ortho-Phosphat, Gesamtphosphat, Silikat) und Ergebnisse der Planktonuntersuchungen (Chlorophyll a , Rotatorien, Cladoceren, Copepoden, Nauplien) zu Grunde. Es wurden normierte, durch Diskriminanzanalyse gewichtete, Jahresdurchschnittswerte verwendet. Die Sölle lassen sich demnach am deutlichsten an Hand der anorganischen Stickstoffkomponenten (besonders Nitrat) unterscheiden. Die jahreszeitlichen Unterschiede der einzelnen Parameter sind im Vergleich zu den Unterschieden zwischen den Söllen relativ unbedeutend.

## 4. Schlußfolgerungen

Die hier vorgestellten ersten Ergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit einer Reihe von anderen Autoren (u.a. OLSCHOWSKY 1973, RINGLER 1976, HAMEL 1988, NIXDORF 1988, AMLONG 1992), daß die Sölle eine Fülle von Gemeinsamkeiten bzw. Besonderheiten aufweisen. Die Bedeutung der biotischen Vielfalt dieser Kleingewässer wird in der letzten Zeit mehr und mehr erkannt, daher sind Bestrebungen zur Klassifizierung und Bewertung ihres Zustandes verständlich. Allerdings ist eine Reduzierung der Untersuchungsparameter als Grundlage für gebietsbezogene Schutzkonzepte, wie es z.B. PARDEY (1993) oder SCHLÜPMANN (1993) vorschlagen, fraglich. MIERWALD (1993) fordert eine umfassende Inventarisierung und Typisierung von Kleingewässern, um daraus Schutzkonzepte sowie Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen abzuleiten. Dem ist aus der Sicht dieser Untersuchungen nur zuzustimmen. Die floristischen und faunistischen Besonderheiten in den untersuchten Söllen zei-

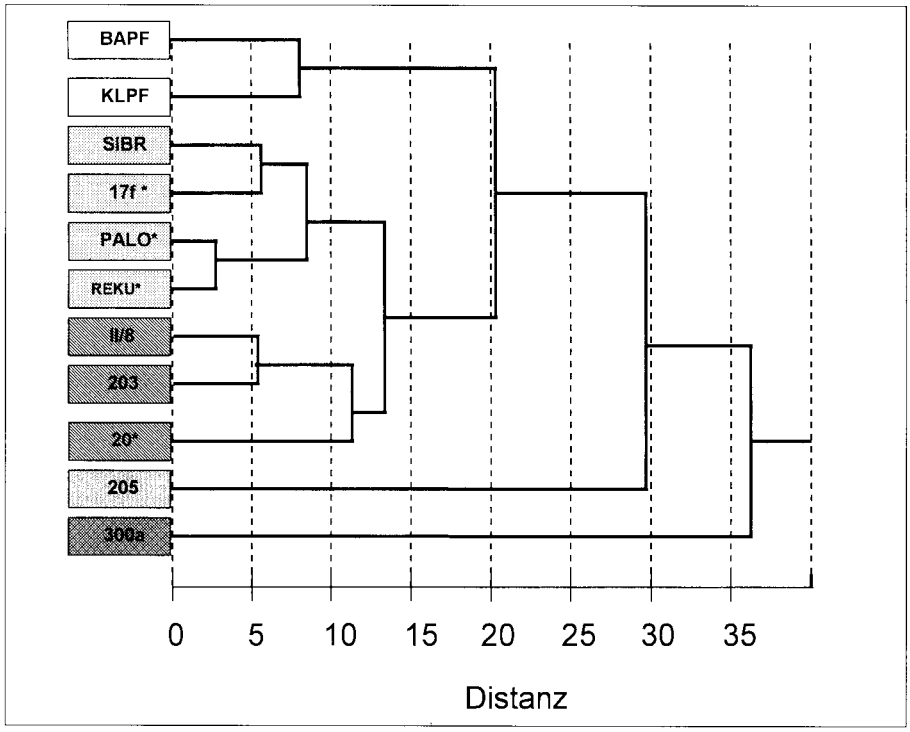


*Abb. 7*
*Gruppierung der Sölle nach dem Ergebnis der Clusteranalyse. Die mit * gekennzeichneten Sölle liegen im Untersuchungsgebiet Lietzen-Döbberin.*

gen, daß jedes dieser Gewässer eigene, charakteristische Lebensgemeinschaften enthält, die eines umfassenden Schutzes bedürfen. Ziel sollte es sein, möglichst alle gebietsspezifischen Solltypen durch eine ausreichende Anzahl wirksam zu schützen.

## 5. Zusammenfassung

Ein wirksamer Schutz der Sölle in der Agrarlandschaft erfordert genaue Kenntnisse ihres ökologischen Zustandes und ihrer Belastungsfaktoren (mineralische Nährstoffe, Biozide). Neben dem Stoffhaushalt spielt dabei die biotische Ausstattung eine wesentliche Rolle. Während die floristische Erfassung sich vor allem auf die größeren Organismengruppen konzentrierte, fehlen systematische Untersuchungen über die Mikroalgen und das herbivore Zooplankton weitestgehend. Für die Lebensbedingungen der schützenswerten Lurchlarven ist dies aber von besonderer Bedeutung. Daher stand die Erfassung der Phyto- und Zooplanktonstruktur verschiedener Sölle im Mittelpunkt der Untersuchungen. Neben echten Planktonorganismen sind im Freiwasser sehr viele tychoplanktische Arten vertreten.

Es wurden 11 repräsentative Sölle aus zwei verschiedenen Gebieten Ostbrandenburgs untersucht. Neben dem Artenspektrum und jahreszeitlichen Abundanzwechsel des Phyto- und Zooplanktons wurden die photosynthetischen Pigmente der Mikroalgen sowie hydrochemische und physikalische Grundparameter erfaßt. Aus den Ergebnissen konnten die Sölle vorläufig zu 3 Gruppen zusammengefaßt werden, die durch Clusteranalyse bestätigt wurden. Für deren Abgrenzung sind die Nährstoffverhältnisse (N- oder P-Überschüsse, Nitrifikationsgrad), die Sauerstoffsättigung und das Artenspektrum des Phyto- und Zooplanktons bedeutsam. Hohe Leitfähigkeit des Wassers in einigen Söllen besonders des Gebietes um Lietzen-Döbberin wird durch hohe Sulfat- und Chlorid-Gehalte bedingt. Im Vergleich zu den Seen sind die Chlorophyll-a-Konzentrationen als Biomasseäquivalente für die Mikroalgen in Relation zu den Phosphatgehalten auffallend gering. Die limnologischen Charakteristika des pelagischen Lebensraumes ergänzen die komplexe Betrachtung der Sölle in wesentlichen Eigenschaften. Weiterführende Untersuchungen können daher wichtige Grundlagen für eine Typisierung der Ackerhohlformen darstellen. Die Sölle erweisen sich auch in dieser Hinsicht als sehr vielfältige und daher schützenswerte Gewässer.

### Danksagung

Auf diesem Wege möchten wir uns bei den Mitarbeitern des Instituts für Hydrologie im ZALF e.V. Müncheberg, speziell Herrn Prof. Quast und Dr. Kalettka, für die gute Zusammenarbeit bedanken.

Hiermit bedanken wir uns bei allen Mitarbeitern des Instituts für Ökologie, die zum Gelingen dieses Projektes beigetragen haben. Besonders danken wir Herrn Dr. Woitke, Frau König und Frau Martin für die chemischen Analysen und die Datenbearbeitung. Auch Frau Wachsmuth sei auf diesem Wege für die Probenaufarbeitung, die Algenbiomassebestimmung und Herrn Rohrlack für die Hilfe bei der Probennahme sowie den vielen hilfreichen Ratschlägen und Ideen hinsichtlich der Bewältigung der Datenfülle gedankt. Ein spezielles Dankeschön gilt auch den Herren Dr. Krienitz und Dr. Hegewald für die wertvollen Hinweise bei der Präparation, Bestimmung und Dokumentation von Grünalgen.

**Literatur**

AMLONG, K. 1992: Nährstoffumsatz in wassergefüllten Ackerhohlformen auf einem Endmoränenstandort in Brandenburg. -Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 116–124

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24 (3): 67–79

KLAPPER, H. 1992: Eutrophierung und Gewässerschutz: Wassergütebewirtschaftung; Schutz und Sanierung von Binnengewässern. Gustav Fischer Verlag Jena

MIERWALD, U. 1993: Kleingewässertypen und Verlandungsstadien als Grundlage für ein gebietsbezogenes Schutzkonzept Beispiele aus Schleswig-Holstein. -Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 107-113

NIXDORF, F. 1988: Bestandsaufnahme von Kleingewässern innerhalb landwirtschaftlicher Nutzflächen. -Belegarbeit zum Berufspraktikum, TU Dresden Sektion Wasserwesen Bereich Hydrologie und Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit der AdL Bereich Bodenkunde

OLSCHOWSKY, G. 1973: Landschaftsökologie und Landwirtschaft. -Natur und Landwirtschaft 48 (7/8): 201–204

PARDEY, A. 1993: Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen an Kleingewässern in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen: -Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 139–144

RINGLER, A. 1976: Verlustbilanz nasser Kleinbiotope in Moränengebieten der BRD. -Natur und Landschaft 51 (7/8): 205–209

SCHLÜPMANN, M.: Hydrochemische Untersuchungen an stehenden Kleingewässern des Hagener Raumes. -Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 149–162

WOITKE, P.; MARTIN, C.-D.; NICKLISCH, S.; Kohl, J.-G. 1994: HPLC determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures. -Fresenius J. Anal. Chem. 348: 762–768

Verfasser
Dipl.-Biol. Heike Haacke,
Dipl.-Biol. Ralf Henze
Prof. Dr. Johannes-Günter Kohl
Humboldt-Universität zu Berlin
Institut für Biologie/FG Ökologie
Luisenstraße 53
10117 Berlin

ROLF SCHMIDT

# Vernässungsdynamik bei Ackerhohlformen anhand 10jähriger Pegelmessungen und landschaftsbezogener Untersuchungen

Schlagwörter: Landschaftswasserhaushalt, Binnenentwässerung, Ackerhohlformen, Einzugsgebiet, Vernässung und Austrocknung

## 1. Problematik

Ackerhohlformen sind prägende Landschaftselemente des norddeutschen Jungmoränengebietes. Sie sind sowohl Zeugen für die eiszeitliche Entstehung der Oberflächenformen als auch Lebensraum für seltene, schützenswerte und geschützte Pflanzen und Tiere, und sie sind Bestandteil einer Agrarlandschaft, die sich in Jahrhunderten unter dem Einfluß der Menschen herausgebildet hat. Infolgedessen haben die Sölle, wie diese kleinen, mit mineralischen Sedimenten, Torf und/oder Wasser gefüllten Hohlformen in ehemals vergletscherten Gebieten auch genannt werden, vielseitiges Interesse gefunden. Dies galt zunächst vor allem ihrer Entstehung und ihrer Weiterentwicklung im Spätglazial und unter dem Einfluß der wirtschaftenden Menschen (RÖPKE 1929, KLAFS et al. 1973, WEISSE 1987). In den letzten Jahren ist ihre Bedeutung für Naturschutz und Landschaftswasserhaushalt in den Vordergrund gerückt (WEGENER 1983, HAMEL 1988, FRIELINGHAUS 1995), vor allem der Zusammenhang zwischen Wasserhaushalt und Biotopcharakter. Es geht um Fragen der Erhaltung und Renaturierung dieser wertvollen Biotope, um ihre Bedeutung für den Wasserrückhalt in der Landschaft und um die Aufgaben und Ziele einer komplexen Landschaftsplanung im Agrarraum, die die Spezifik der Ackerhohlformen berücksichtigt.

Der Wasserhaushalt hat in Hinblick auf die Funktion der Sölle in der Agrarlandschaft, speziell in Bezug auf ihre Erhaltung und Renaturierung besondere Bedeutung (QUAST 1995). Vor allem über die Vernässungsdynamik ist relativ wenig bekannt, weil auswertbare Zeitreihen weitgehend fehlen. Deshalb wird im folgenden der Versuch unternommen, aus mehrjährigen Untersuchungen mit Pegelmessungen in ausgewählten Ackerhohlformen Schlußfolgerungen in Bezug auf die Dynamik des Wasserhaushalts abzuleiten, d.h. die zeitliche und räumliche Variabilität von Vernässung und Austrocknung in Binnenentwässerungsgebieten zu charakterisieren. Ziel ist es, Regelhaftigkeiten und Unterschiede der Vernässung in den Ackerhohlformen in Beziehung zu den Einzugsgebieten und den Untergrund sowie in Abhängigkeit vom Niederschlag zu charakterisieren. Insgesamt wird der Versuch unternommen,

(a) die Periodizität von Vernässung und Austrocknung unter Nutzung von Niederschlagsdaten auf einen längeren Zeitraum (25 Jahre) zu extrapolieren sowie

(b) die geoökologischen Parameter für die Vernässungsdynamik von Ackerhohlformen zu bestimmen und auf dieser Grundlage hydrologische Solltypen zu unterscheiden.

Damit soll ein Beitrag zur Einbindung von Einzeluntersuchungen in allgemeinere Zusammenhänge geleistet werden, z.B. in Beziehung zum Klima in seiner längerfristigen Periodizität oder zur Naturraumstruktur von Landschaftsräumen.

*Abb. 1*
*Echtes Soll in einer Agrarlandschaft mit hoher Reliefenergie*
*Foto: M. Frielinghaus*

## 2. Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Untersuchungsgebiet stellt einen Ausschnitt aus dem Jungmoränengebiet dar und liegt im Rückland der Endmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichselvereisung. Es ist Teil der flach welligen Grundmoräne nördlich des Parsteiner Sees zwischen Eberswalde und Angermünde im Nordosten Brandenburgs. Die Grundmoränenplatte nördlich des Parsteiner Sees ist durch relativ mächtigen W2-Geschiebemergel (2 bis über 10 m) gekennzeichnet. Lagerungsstörungen im Geschiebemergel sind gering, vereinzelt treten Sandlinsen und geringmächtige (0,2 bis 0,4 m) sandige Zwischenlagen auf. Geschichtete Sande, die außerhalb der Hohlformen nicht wasserführend sind, bilden das Liegende des Geschiebemergels.

Auf dem schwer durchlässigen Geschiebemergel hat sich die typische Bodenvergesellschaftung des jüngeren Jungmoränengebietes entwickelt, die vom Oberhang über den Mittelhang bis in die Senken durch folgende Bodencatena charakterisiert werden kann (SCHMIDT 1991):

- Pararendzina auf meist erodierten Kuppen und Oberhängen,
- Parabraunerde an flachen Mittelhängen und Verebnungen ohne Wasserstau,
- Pseudogley-Parabraunerde, z.T. kolluvial überdeckt, an Unterhängen,
- Parabraunerde-Pseudogley bis Pseudogley-Kolluvisol in vernäßten Senken bzw. den Randstufen der Ackerhohlformen.

Der Anteil pseudovergleyter Böden ist mit etwa 40 % relativ hoch und drückt den Gesamtcharakter der teilweise vernäßten Grundmoränenplatte aus. Einen deutlichen Hinweis auf den dominierend durch Oberflächenabfluß geprägten Landschaftswasserhaushalt vermittelt der hohe Flächenanteil erodierter und kolluvialer Böden (ca. 60 bis 80 %, vgl. SCHMIDT u. FRIELINGHAUS 1994).

| Nr. | Arbeitsbezeichnung | Einzugsgebiet Nr. | Einzugsgebiet Größe ha | Tiefpunkt Hohlform m NH | Reliefenergie m | Mächtigkeit Humusschicht dm | Entkalkungstiefe dm |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Vordersoll | 2,8 | 1,6 | 61,3 | 1,3 | 10 | 22 |
| 2 | Schilfsoll | 2,10 | 4,9 | 57,5 | 5,0 | 9 | 17 |
| 3 | Torfsoll | 1,2 | 15,8 | 52,5 | 13,5 | 26 | 33 |
| 4 | Klarer Pfuhl | 1,1 | 21,4 | 52,0 | 13,0 | 22 | > 40 |

*Tabelle 1: Pegel der Parsteiner Platte*

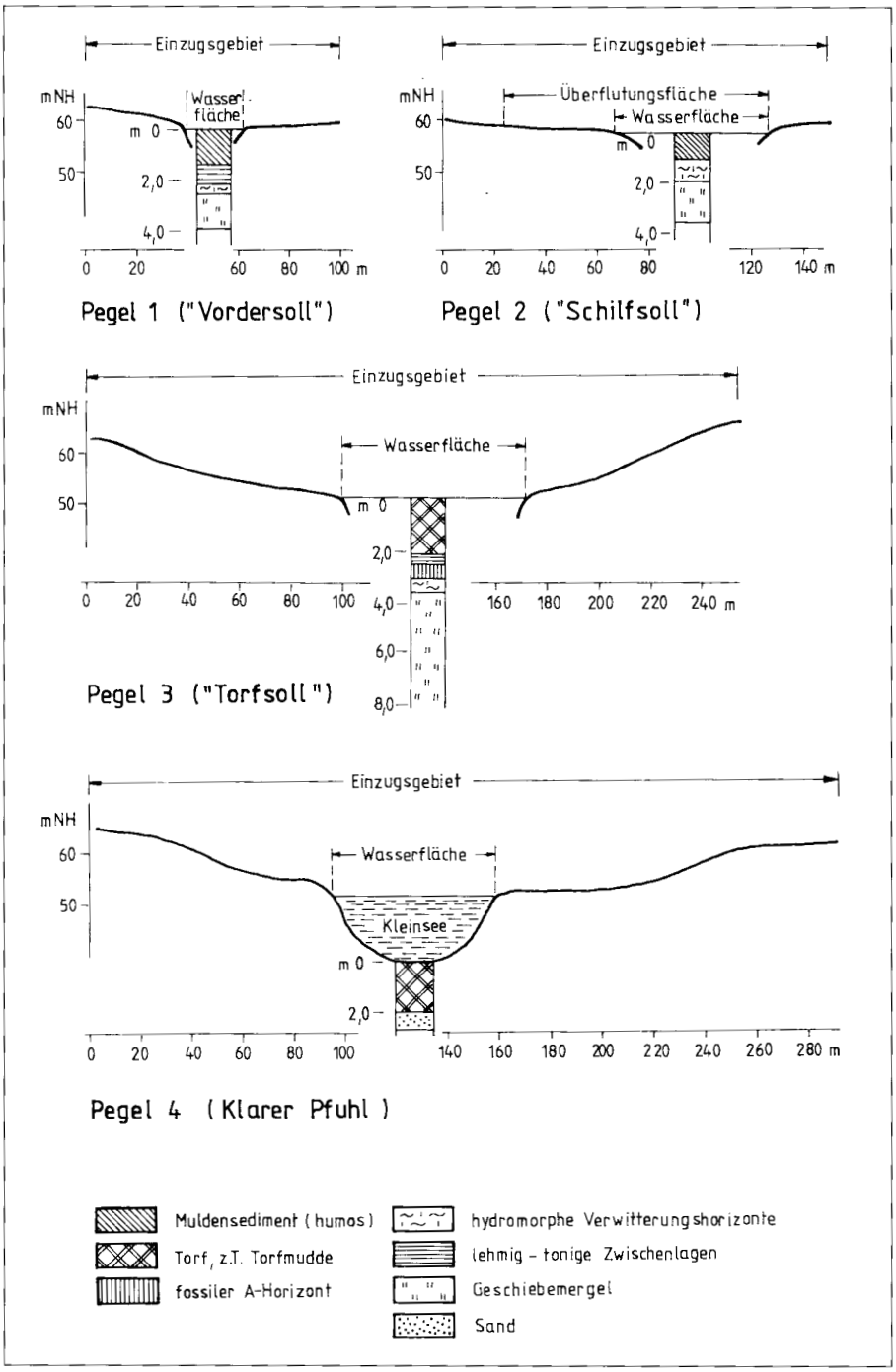


*Abb. 2*
*Oberflächenformen und Sedimentaufbau der Ackerhohlformen mit Pegelmessungen*

Das Untersuchungsgebiet hat keine natürliche Vorflut und ist durch Binnenentwässerung gekennzeichnet. Ackerhohlformen unterschiedlicher Ausprägung (zeitweilig vernäßte Senken, Sölle, Rinnen mit Kleinseen) bestimmen die Landschaft, die eine Verbreitungsdichte von 20 bis 30 Hohlformen je km² aufweist. Die Einzugsgebietsgröße liegt im Mittel bei 5,8 ha, differenziert betrachtet, weisen die Sölle eine mittlere Einzugsgebietsgröße von 3,7 ha, die Rinnen eine von 9,9 ha auf (SCHMIDT 1994). Zur Ermittlung der Vernässungsdynamik wurden im Bereich der Grundmoränenplatte nördlich des Parsteiner Sees (Gemarkungen Bölkendorf, Parstein) auf einer Teilfläche von ca. 160 ha u.a. folgende Untersuchungen durchgeführt:

(1.) Ausgrenzung der oberirdischen Einzugsgebiete und Ermittlung morphographischer Parameter (Größe des Einzugsgebietes, absolute Höhe des Tiefpunkts der Hohlform, Reliefenergie des Einzugsgebietes) nach der Topographischen Karte 1:10 000.

(2.) Pegelmessungen (wöchentlich) in 4 ausgewählten Hohlformen zur Ermittlung der Jahresgänge im Zeitraum 1984 bis 1993. Die Hohlformen werden nach charakteristischem Vernässungsverhalten als repräsentativ für die Gesamtfläche ausgewählt und weisen die in Tabelle 1 zusammengestellten Gebietsparameter auf.

(3.) Ermittlung der Vernässungsdynamik durch mehrjährige Kartierung der Vernässungssituation (Naß- und Trockenphasen) im Maßstab 1:5 000 im Zeitraum von 1981 bis 1993. Insgesamt werden 14 unterschiedliche Vernässungszustände zu unterschiedlichen Jahreszeiten nach den Kriterien 1) offene Wasserfläche, 2) Sammelwasser (diffus, z.T. mit durchragender Vegetation, 3) Abtrocknungsfläche (ehem. Sammelwasser, als Schadfläche erkennbar) aufgenommen.

(4.) Niederbringen von 27 Kernbohrungen mit 3,0 bis 10,0 m Tiefe zur Ermittlung der Schichtenfolge und zur Beprobung, niedergebracht in Austrocknungsphasen der Sölle bzw. Kleinseen. Ziel der Bohrungen war es, in der Regel den liegenden Geschiebemergel als Basis der Bodenbildungs- und Verlagerungsprozesse zu erreichen.

Auf der Grundlage des abgestimmten Vorgehens zwischen Flächenerfassung (Vernässungs- und Bodenkartierung) und punktbezogener Messung (Pegelmessungen, Bodenprofile, Kernbohrungen) ist die naturraumbezogene Verallgemeinerung

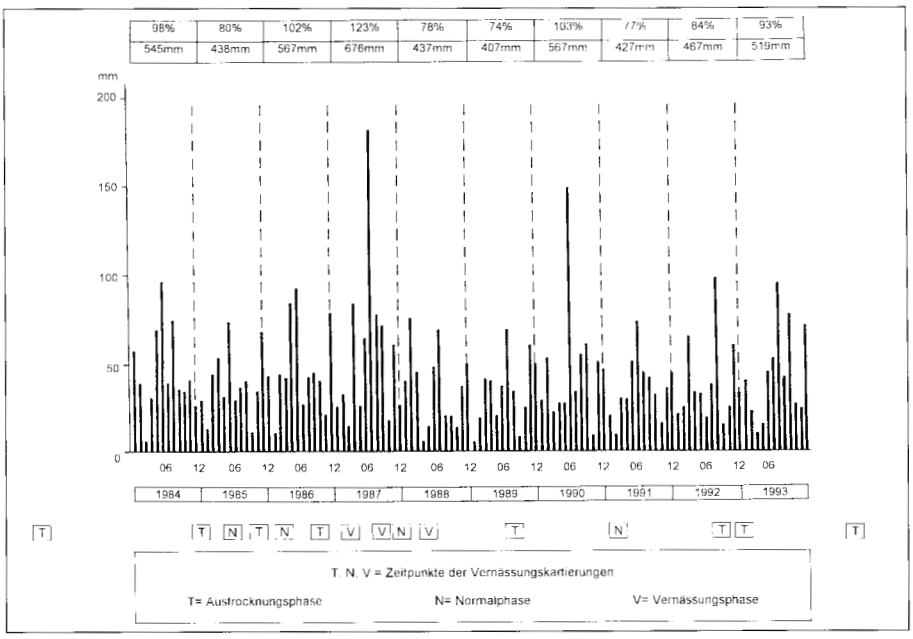


*Abb. 3*
*Monats- und Jahressummen des Niederschlages (Station Angermünde 1984 bis 1993*

möglich. Der Vergleich zum Witterungsgeschehen der Meßperiode erfolgt auf der Grundlage der Niederschlagsdaten der Station Angermünde, für längerfristige Interpretationen wurden publizierte Niederschlagsreihen (Meteorol. Dienst 1961, 1987) herangezogen.

# 3. Ergebnisse

## 3.1 Hohlformensedimente und Untergrund

Wesentlich für den Charakter und die Vernässungsdynamik der Ackerhohlformen ist das Sediment der Senke. Die Ablagerungen in den Hohlformen sind im einzelnen unterschiedlich, lassen jedoch einige allgemeine Züge erkennen. So beträgt die Mächtigkeit des kolluvialen, humosen Muldensedimentes durchschnittlich 0,7 m, die Entkalkungstiefe liegt in der Regel zwischen 2,0 und 4,0 m. Torfschichten > 0,5 m werden nur in wenigen Hohlformenbohrungen angetroffen, die Mehrzahl der Sollsedimente sind frei von organogenen Ablagerungen.

Die Hohlformen mit Pegelmessungen haben einen unterschiedlichen Sedimentaufbau (Abb. 2). Die kleinste der untersuchten Hohlformen ("Vordersoll", Pegel 1) weist unter einem schluffig-tonigen Muldensediment von ca. 1,20 m Mächtigkeit eine abdichtende mineralische Zwischenlage mit über 40 % Tongehalt auf, die Entkalkungstiefe liegt bei 2,20 m. Die relativ flache Hohlform mit Pegel 2 (Schilfsoll) hat eine geringmächtige humose Auflage (0,6 m), unter der im entkalkten Geschiebelehm ein reliktischer Pseudogley ausgebildet ist. Die Entkalkungstiefe liegt bei 1,80 m. Das Soll des 3. Pegels hat einen Torfkörper von 1,6 bis 2,0 m Mächtigkeit, der durch eine Mudde mit 35 % Tongehalt vom liegenden Geschiebemergel getrennt ist. Die Entkalkungstiefe liegt unterhalb 2,2 m. Der Kleinsee des Klaren Pfuhls (Pegel 4) hat einen ständigen Wasserkörper, darunter 2,0 bis 3,0 m Torf über Sand.

Aus der Sedimentenfolge sind erste Rückschlüsse auf die Genese der Hohlformen möglich. Relativ eindeutig können die Hohlformen der Pegel 2 und 4 erklärt werden. Hohlform 2 (Schilfsoll) stellt ein Beispiel junger Pseudosoll-Entwicklung im Sinne von KLAFS et al. (1973) dar. Unter dem Hohlformensediment liegt ein Mineralboden, der durch zeitweilig stauende Nässe entstanden ist. Dieser Bodentyp (Pseudogley) liegt auch in Senken von Kleinsteinzugsgebieten, die nicht durch Sölle eingenommen werden. Das Pseudosoll ist älter als 100 Jahre, da es bereits auf der geologischen Karte als Wasserfläche angegeben ist, dürfte jedoch erst infolge der flächenhaften Rodungen nach dem 12./13. Jahrhundert entstanden sein.

Die Hohlform des Klaren Pfuhls hingegen ist in Anlage und Vernässung älter, was durch den relativ mächtigen Torfkörper belegt ist. Wann der heute vorhandene Kleinsee aus einem möglicherweise vorher vorhandenen Kesselmoor hervorgegangen ist, kann nur vermutet werden. Nach der von SUCCOW (1988) angegebenen Entwicklungsreihe ist dies ebenfalls als Folge der Ackerkultur anzusehen. Ähnlich sind Anlage und Entwicklung der Hohlform mit Pegel 3 zu interpretieren. Auch hier liegt ein Torfkörper vor. Dieser ist zweigeteilt, in einen liegenden Schilftorf und einen hangenden Braunmoos-Seggentorf mit Holzresten, der auf eine Waldphase hindeutet. Altersdatierungen liegen allerdings bisher nicht vor.

Die Ackerhohlformen der Pegel 3 und 4 (Torfsoll und Klarer Pfuhl, vgl. Abb. 1) sind demnach "echte" Sölle im Sinne von KLAFS et al. (1973), die aus Toteishohlformen und späterer Torfbildungsphase hervorgegangen sind.

Das Kleinsoll des Pegel 1 hat, wenn man von den Ablagerungen ausgeht, offenbar eine spezifische Genese. Es ist zwar kein Torfkörper vorhanden, aber die Sedimentationsfolge mit dem tonreichen, > 0,4 m mächtigen, abdichtenden Sediment deutet doch auf eine längere, relativ selbständige Entwicklung mit z.T. limnischer Sedimentation hin. Möglicherweise liegt hier eine Senke vor, die bereits im Spätglazial oder Frühholozän durch feinmaterialreiche Einlagerungen abgedichtet wurde (SCHMIDT 1991). Andererseits war in dem extrem kleinen Einzugsgebiet die Voraussetzung zur Ausbildung eines lokalen Grundwassers nicht gegeben, so daß sich kein Kesselmoor entwickelt hat.

## 3.2 Auswertung der Pegelmessungen

Um einen Überblick über die jährlichen und mehrjährigen Schwankungen zu erhalten, wurden die gemessenen Wasserstände in Beziehung zum jeweiligen Jahresmittel der Pegelgänge ausgewertet und zu den Jahresgängen des Niederschlags an der Station Angermünde in Beziehung gesetzt. Die Pegel der vier Hohlformen zeigen deutlich unterschiedliches Verhalten hinsichtlich Vernässung und Austrocknung sowie der mehrjährigen Vernässungsdynamik in Beziehung zum Niederschlag (Abb. 3, 4).

Pegel 1 ist durch 5- bis 6malige Austrocknung in den Jahren 1984/85, 1989/90 sowie 1992/93 charakterisiert. Die Jahre 1986 bis 1988 fallen durch hohe Wasserstände auf, deren markante Erhöhung 1986 nicht allein auf die Niederschlagsverhältnisse zurückzuführen ist, sondern auch auf das Ausbaggern eines Teils der Schlammschicht 1985. Insgesamt ist das hydrologische Regime charakteristisch für ein Kleinsoll mit eng begrenzter Wasserfläche und minimalem Einzugsgebiet. Überflutung über die Ränder ist relativ selten, jedoch trocknet das Kleinsoll relativ häufig aus.

Pegel 2 weist zwei längere Austrocknungsphasen auf, und zwar in den Jahren

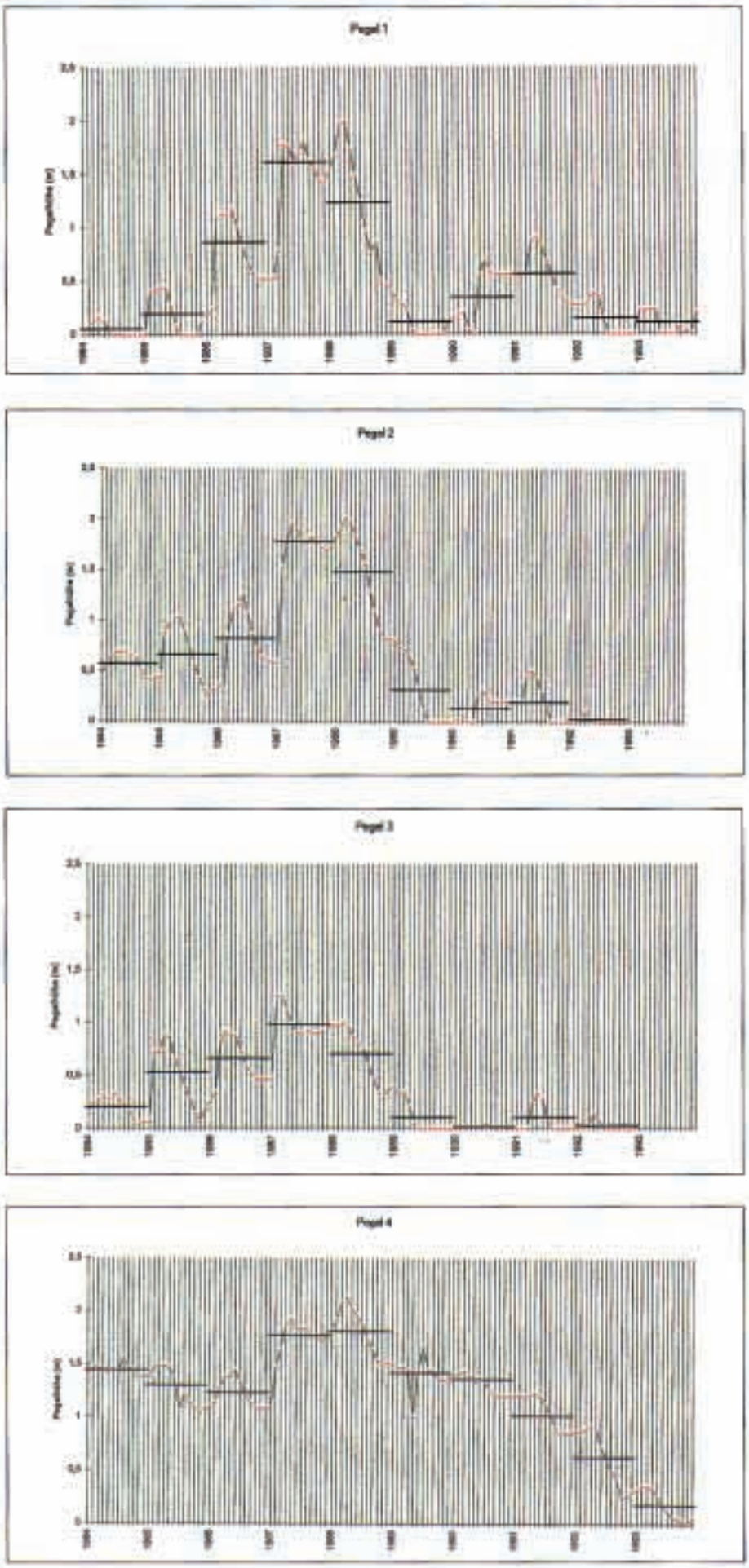


*Abb. 4*
*Wasserstände in den Ackerhohlformen (Jahrgänge rot, Jahresmittel grün)*

1989/90 und 1991/92, jeweils unterbrochen durch geringfügig erhöhte Wasserstände in den Frühjahrsphasen. Die Maxima liegen in den Monaten April bis Juni, nur in den niederschlags- bzw. schneereichen Jahren 1986/87 in den Monaten März/April; die Austrocknungsphasen liegen im Herbst. Insgesamt sind die Pegelgänge im Vergleich zum Pegel 1 etwas ausgeglichener, wobei zu beachten ist, daß das Soll häufig über die Ränder tritt und zeitweilig größere Vernässungsbereiche ausgebildet sind.

Pegel 3 ähnelt im Jahresgang Pegel 2, ist jedoch in den Amplituden deutlich gedämpft. Als Ursache könnte die Speicherwirkung des Torfkörpers im Untergrund eine Rolle spielen.

Im Vergleich zu den durch Vernässung und Austrocknung charakterisierten Ackerhohlformen ermöglicht der Pegel 4 des Kleinsees Klarer Pfuhl eine Vorstellung vom Gesamtverlauf der Beobachtungsperiode. Die Pegelstände sinken von 1989 bis 1993 allmählich ab. Dies deutet auf eine länger andauernde Trockenphase hin, die sich an den anderen Pegeln durch mehrfaches Trockenfallen äußert.

Insgesamt werden die 10jährigen Pegelgänge der ausgewählten Hohlformen in Beziehung zu den Niederschlagsverhältnissen in erster Näherung interpretierbar. Die ausgeglichenen Jahresgänge bzw. die Auffüllungsphasen sind an Normaljahre des Niederschlags bzw. an Jahre mit erhöhtem Niederschlag in Folge gebunden. Den verhältnismäßig ausgeglichenen Verhältnissen der Jahre 1983/84 folgt die niederschlagsreiche Periode 1986/87. Deutlich wird beim Vergleich der Pegelgänge mit den Niederschlagskurven, daß die Austrocknung verzögert erfolgt. So hat 1988 noch relativ hohe Pegelstände, obwohl nur 78 % des Jahresniederschlags fallen. Erst 1989, wiederum nur mit 74 % des Niederschlags, wird die Austrocknung in allen Pegelgängen deutlich, die auch 1990 anhält, obwohl die Niederschlagsverhältnisse wieder ausgeglichener sind. Das Normaljahr 1990, das allerdings durch extreme Sommerniederschläge (Juni mit 149 mm) charakterisiert ist, führt zu keiner Auffüllung und kann die mehrjährige Austrocknung bis 1992/93 nicht unterbrechen.

Damit kann der Zeitraum 1984 bis 1993 in drei Abschnitte mit charakteristischem Verhalten der Pegelgänge und damit der Abfolge von Vernässung und Austrocknung in einem zehnjährigen Abschnitt unterteilt werden:

(1.) Normaljahre mit mittleren Wasserständen und ausgeglichenen Jahresgängen

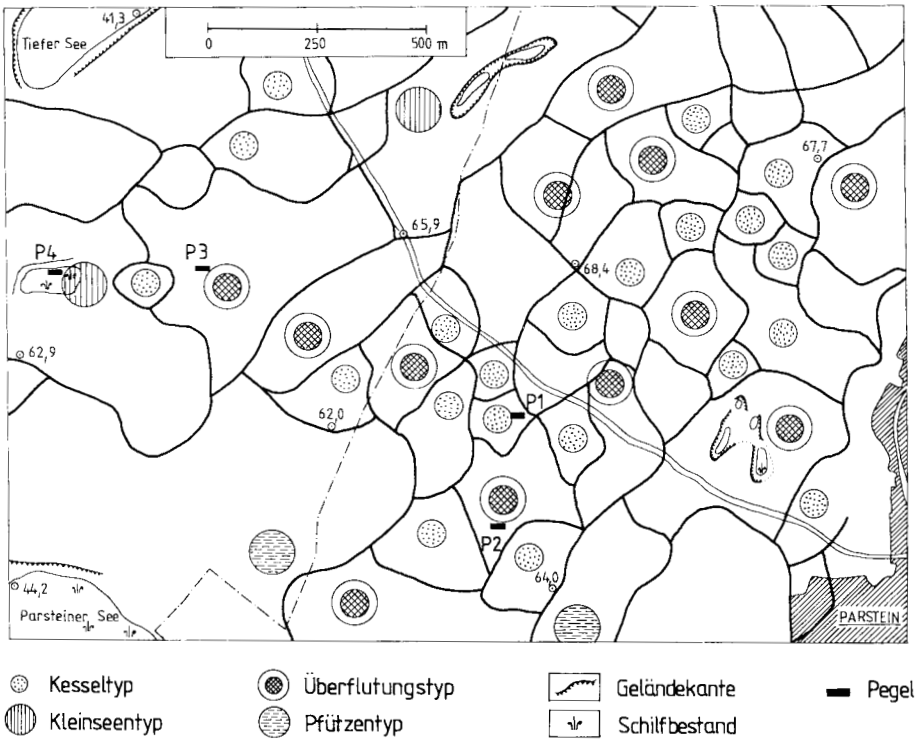


*Abb. 5*
*Einzugsgebiete der Ackerhohlformen und hydrologische Solltypen*

| Aufnahmetermin Jahr/Monat | Anzahl Naßstellen | Vernässungsfläche gesamt ha | Vernässungsfläche gesamt % | Naßfläche ha | Naßfläche % | Abtrocknungsfläche ha | Abtrocknungsfläche % | Mittlere Flächengröße ha |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Überflutungsphase | | | | | | | | |
| 81/03 | 37 | 17,5 | 10,9 | 17,3 | 10,8 | 0,2 | 0,1 | 0,47 |
| 87/04 | 50 | 18,5 | 11,6 | 14,6 | 9,1 | 3,9 | 2,4 | 0,37 |
| 88/04 | 42 | 25,4 | 15,9 | 20,2 | 12,6 | 12,6 | 3,3 | 0,60 |
| Auffüllungsphase | | | | | | | | |
| 82/09 | 32 | 8,0 | 5,0 | 5,4 | 3,4 | 2,6 | 1,6 | 0,25 |
| 83/04 | 27 | 8,5 | 5,3 | 5,5 | 3,4 | 3,0 | 1,9 | 0,31 |
| 85/04 | 34 | 9,2 | 5,8 | 6,8 | 4,3 | 2,4 | 1,5 | 0,27 |
| 87/12 | 34 | 7,0 | 4,4 | 6,8 | 4,3 | 0,2 | 0,1 | 0,21 |
| 91/03 | 28 | 7,2 | 4,5 | 4,3 | 2,7 | 2,9 | 1,8 | 0,25 |
| Austrocknungsphase | | | | | | | | |
| 85/11 | 33 | 8,2 | 5,1 | 2,1 | 1,3 | 6,1 | 3,8 | 0,25 |
| 86/12 | 36 | 4,2 | 2,6 | 3,1 | 1,9 | 1,1 | 0,7 | 0,12 |
| 89/08 | 27 | 8,4 | 5,3 | 2,8 | 1,8 | 5,6 | 3,5 | 0,31 |
| 92/08 | 11 | 1,9 | 1,2 | 1,3 | 0,8 | 0,6 | 0,4 | 0,17 |

*Tabelle 2: Auswertung der Vernässungskartierungen 1981 bis 1992 nach Flächenanteilen Bezugsfläche der Auswertung: 160 a*

| Bezeichnung | Merkmale | Einzugsgebietscharakteristik: Größe ha | Gewässerfläche ha | Reliefenergie m |
|---|---|---|---|---|
| Kesseltyp (Kleinsolltyp) | kleiner Wasserkörper mit i.d.R. kreisrunder Wasserfläche, selten ausufernd, z.T. periodisch trocken fallend | 2,2<br>0,8 - 5,7 | 0,07<br>0,01 - 0,23 | 4,3<br>1,3 - 7,3 |
| Überflutungstyp | kleiner bis mittlerer, flacher Wasserkörper mit z.T. unregelmäßiger Wasserfläche; in Nässeperioden stark ausufernd, unterschiedlich trocken fallend | 7,8<br>4,0 - 15,8 | 0,30<br>0,02 - 0,90 | 6,9<br>4,0 - 13,5 |
| Kleinseentyp | Ständig vorhandener Wasserkörper (ca. 1,0 ha) mit relativ einheitlicher Wasserfläche, nur in Extremperioden verändert | 24,2<br>17,3 - 34,0 | 1,40<br>0,80 - 1,85 | 17,2<br>13,0 - 24,0 |
| Pfützentyp | In Nässeperioden durch Sammelwasser auftretend ohne ständigen Wasserkörper, in Trockenperioden fehlend bzw. in Ackernutzung | n.b. | n.b. | n.b. |

*Tabelle 3: Hydrologische Solltypen der Parsteiner Platte*

in den beobachteten Ackerhohlformen: 1984, 1985, 1986.

(2.) Feuchtjahre mit hohen Wasserständen, z.T. unregelmäßigen Jahresgängen und Überflutung der Ackerhohlformen: 1987, 1988.

(3.) Trockenjahre mit niedrigen Wasserständen und langfristiger Austrocknung: 1990, 1992, 1993

Die Jahre 1989 und 1991 nehmen eine Zwischenstellung ein, die durch den Übergang zwischen feucht und trocken (1989) sowie noch nicht ausreichende Auffüllung (1991) gekennzeichnet ist.

## 3.3 Zur Flächencharakteristik der Vernässung

Die insgesamt 14 Kartierungen der Vernässung, die zwischen 1981 und 1993 auf der Parsteiner Platte durchgeführt worden sind, zeigen ein ausgesprochen wechselhaftes Bild. In Naßphasen sind 10 bis 15 % der Gesamtfläche vernäßt, in Trockenphasen sind z.T. sogar größere Sölle, in Extremfällen flache Kleinseen wie der Schleipfuhl ausgetrocknet. Die Anzahl der Naßstellen schwankt zwischen 50 (1987) und 9 (1992). Eine Übersicht vermittelt Tab. 2. Die Auswertung der multitemporalen Vernässungskartierungen des in Abb. 5 dargestellten Untersuchungsgebietes erfolgt tabellarisch nach unterschiedlichen Anteilen von Vernässungsflächen sowie differenziert nach Naß- und Abtrocknungsflächen. Ein geeignetes Differenzierungskriterium zwischen Überflutungs-, Auffüllungs- und Austrocknungsphase stellt der Anteil der Naßflächen (ständige Wasserfläche, Überflutungsflächen) dar.

Es ist schwierig, trotz des hohen Kartierungsaufwandes einen Zusammenhang zwischen Gebietsparametern und Vernässungsdynamik herzustellen. Ein erster Versuch (SCHMIDT 1994), bei dem Relief und Untergrund der Soll-Einzugsgebiete berücksichtigt wurden, erbrachte nur Teilergebnisse. Diese können erweitert und präzisiert werden, indem man versucht, die Auswertung der Pegelmessungen auf die Fläche zu transformieren. Das unterschiedliche Verhalten der 4 bemessenen Hohlformen findet sich in anderen Söllen wieder, so daß eine Verallgemeinerung auf den Flächenwasserhaushalt der Parsteiner Platte möglich wird.

Die Jahresgänge und das Extremverhalten der Pegel stehen in Beziehung zu einigen Merkmalen des Gesamtcharakters der Ackerhohlformen. Offensichtlich gibt es einen Zusammenhang zwischen Wasserkörper, Einzugsgebiet und Vernässung, insbesondere in Bezug auf die Extrempha-

sen. So ist am Pegel 1 ein kleiner Wasserkörper mit etwa 20 m Durchmesser vorhanden, die Hohlform wird durch eine deutliche Kante zum umgebenen Acker hin begrenzt. Im Unterschied dazu stehen die Pegel 2 und 3 in etwas größeren Hohlformen. Das sog. Schilfsoll (Pegel 2) hat bei mittleren Wasserständen einen Durchmesser von 40 bis 60 m, das Torfsoll nahe des Klaren Pfuhls sogar eine Längsachse von über 100 m. Die Wasserkörper sind flach und die Geländekanten unterschiedlich, so daß teilweise ein Ausufern relativ rasch bei zunehmender Vernässung erfolgen kann. Völlig anders wiederum stellt sich der Kleinsee des Klaren Pfuhls dar, der eine Längserstreckung von 140 bis 160 m und eine Breite von ca. 60 bis 80 m aufweist. Er hat eine langjährig relativ einheitliche Wasserfläche und stellt mit ca. 3,50 m Wassertiefe zugleich einen charakteristischen Kleinseenkörper dar (Abb. 1).

Verallgemeinerungsfähig auf ähnlich reagierende Sölle sind die Pegel 1, 2 und 3. So ist diesen der Vernässungszustand anderer kartierter Hohlformen auf der Gesamtfläche vergleichbar. Mehrere Kleinsthohlformen ufern relativ wenig aus, können andererseits häufig trocken fallen. Die flachen größeren Sölle ufern dagegen rasch aus, nehmen in Nässephasen größere Wasserflächen ein. Ein Teil von Ihnen ist regelrecht "gekammert", d.h. mehrere benachbarte Teilflächen bilden in den Nässephasen eine Einheit. Ein Teil der flach eingesenkten Binnenentwässerungsgebiete ist nur in niederschlagsreichen Perioden vernäßt, ohne daß sich morphologisch ein Pseudosoll mit ständigem oder zeitweiligem Wasserkörper ausgebildet hätte.

Es gibt demnach charakteristische Verhaltenstypen, deren Vernässungsdynamik in Beziehung zum Wasserkörper und zum Einzugsgebiet verallgemeinert werden kann und die im folgenden als hydrologische Solltypen bezeichnet werden.

Eine solche Bewertung der hydrologischen Eigenschaften der Ackerhohlformen des gesamten Untersuchungsgebietes führt zur Ausgliederung von 4 hydrologischen Solltypen, die im Gebiet der Parsteiner Platte mehrfach auftreten. Es sind dies:

- Kesseltyp (Kleinsolltyp)
- Überflutungstyp
- Kleinseentyp
- Pfützentyp

Die Merkmale sowie einige ausgewählte Parameter der Einzugsgebiete sind in Tab. 3 zusammengestellt; Abb. 4 stellt die räumliche Verteilung der hydrologischen Solltypen dar. Kesseltyp und Überflutungstyp treten gleichermaßen auf der in ca. 60 m Höhe gelegenen Grundmoränenmatte auf. Der Kesseltyp ist an die kleinsten Einzugsgebiete gebunden, der Überflutungstyp an die größeren. Charakteristisch sind einige benachbarte Einzugsgebiete, die bei extremer Vernässung einheitlich reagieren und dann größere Überflutungsflächen bilden können. Es sind dies junge Pseudosoll-Entwicklungsstadien, die noch nicht zur Ausbildung eigenständiger isolierter Ackerhohlformen geführt haben.

# 4. Interpretation der Ergebnisse

## 4.1 Vernässungs- und Austrocknungsphasen

Die Betrachtung über einen längeren Zeitraum läßt den Zusammenhang zwischen Niederschlagsgang und den Austrocknungs- und Vernässungsphasen der Sölle erkennen. Im Untersuchungszeitraum treten Austrocknungsphasen auf, wenn die Jahressumme des Niederschlags bis 80 % des Mittelwertes oder darunter absinkt. Das ist im Zeitraum 1985/86, 1989/90 sowie 1991/92 der Fall. Als eindeutige Vernässungsperiode, die sich in allen Pegelgängen abzeichnet, ist der Zeitraum 1987/88 abzusehen. Die Vernässungsperiode beginnt mit ausgeglichenen Niederschlagsverhältnissen 1986 (102 % des Jahresniederschlags), wird durch hohe Niederschläge (123 %) 1987 mit Maxima in den Monaten April und Juli geprägt und reicht schließlich in das Jahr 1988 hinein, obwohl nach relativ hohen Frühjahrsniederschlägen insgesamt nur 437 mm (78 % des Mittels) erreicht werden.

Die Extrapolation auf die zurückliegenden Jahre ermöglicht eine Einschätzung des Auftretens von Austrocknungs- und Vernässungsperioden im Zeitraum 1967 bis 1993. Relativ niederschlagsarme Zeiträume, die den oben genannten Kriterien entsprechen, treten in den Jahren 1971 bis 73, 1975/76 sowie 1982/83 auf. Relativ niederschlagsreich waren die Jahre 1967 bis 1970 sowie 1977 bis 1980. In diesen Perioden ist mit längeren Vernässungsphasen zu rechnen. Legt man diese Extrapolation zugrunde, so ergibt sich für die zurückliegenden 25 Jahre folgendes Bild:

- 3 zusammenhängende, relativ deutliche Vernässungsphasen 1967 bis 1970, 1977 bis 1980, 1986 bis 1988; sie sind durch hintereinanderfolgende Jahre mit Niederschlägen im langjährigen Durchschnitt sowie 1 bis 2 überdurchschnittlich niederschlagsreiche Jahre gekennzeichnet.
- Mehrere, mindestens 5 ein- bis zweijährige Austrocknungsphasen in den Jahren 1971/72, 1975/76, 1982/83, 1989/90, 1991/92; sie sind durch Niederschläge gekennzeichnet, die periodisch unter dem langjährigen Mittel liegen.

Insgesamt legt diese Extrapolation die Vermutung nahe, daß unter den standörtlichen Bedingungen des Untersuchungsgebietes langjährig die mittleren, relativ angeglichenen Wasserstände der Sölle die Ausnahme bilden und das Gesamtregime vielmehr durch den Wechsel von Austrocknungs- und Vernässungsphasen geprägt wird. Das dürfte für die Beurteilung des Landschaftswasserhaushalts eine wichtige Aussage sein, spricht dies doch deutlich dafür, die Speicherfähigkeit der Ackerhohlformen zu erhöhen, um Trockenphasen abzupuffern.

Inwieweit langfristige Aussagen über noch größere Zeiträume möglich sind, muß offenbleiben. Möglicherweise gibt es überlagernde Rhythmen mit stärker feuchten und relativ trockenen Verhältnissen innerhalb von mehreren Jahrzehnten. So sind aus der 1. Hälfte dieses Jahrhunderts ebenfalls mehrere Perioden mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen bekannt, aber auch Austrocknungsphasen. KOEHNE und FRIEDRICH (1933) verweisen auf die Häufung niederschlagsreicher Abschnitte in den Jahren 1915/16, 1922/23, 1926/27 und 1930/31 und stellen in diesem Zusammenhang "ungewöhnliches Steigen des Grundwassers und Überschwemmungen in Senken ohne sichtbaren Abfluß" fest. In dieser Arbeit wird weiterhin herausgestellt, daß häufig 2 aufeinander folgende Jahre ähnlichen Witterungscharakter ("Doppeljahre") aufweisen. Die Beobachtungen beziehen sich u.a. ebenfalls auf den Oderraum, so daß regional vergleichbare Aussagen möglich sind. Ob daraus allerdings längerfristige Periodizität abgeleitet werden kann, die möglicherweise sogar mit Klimaänderungen in Verbindung gebracht werden kann, muß offen bleiben.

## 4.2 Zum Landschaftswasserhaushalt der Binnenentwässerungsgebiete mit Kleinhohlformen

Eine abgerundete flächenbezogene Darstellung der hydrologischen Verhältnisse ist z.Z. noch nicht möglich. Dafür fehlen hydrologische Bilanzierungen, die das Speichervolumen der Wasserkörper einschließen, exakte Aussagen zur Verdunstung berücksichtigen und die klimatische Wasserbilanz in die Interpretation der Vernässungsbedingungen einbeziehen. Es sei

nur darauf hingewiesen, daß die Austrocknungsphasen zugleich deutlich an Jahre bzw. Vegetationsperioden mit negativer Wasserbilanz gebunden sind. Als Beispiel mag das Jahr 1992 (Station Angermünde) mit 5 Monaten negativer, 5 Monaten positiver Wasserbilanz und annähernd 2 ausgeglichenen Monaten (GIERK u. JUNGFER 1994) dienen.

Einige Verallgemeinerungen in Bezug auf die regionale Gültigkeit der Ergebnisse sind jedoch möglich:

Die Untersuchungen gelten für flach welllige Grundmoränenplatten mit Geschiebemergel in Deckenlagerung (WEISSE 1987), geringer Versickerung und einem klein strukturierten Netz von Binnenentwässerungsgebieten. Es kommen beide von KLAFS et al. (1973) unterschiedenen Grundformen der Ackerhohlformen vor: „echte" (glazigene) Sölle und Oberflächenwasser-Pseudosölle. Die echten Sölle mit Torf im Untergrund sind selten und an größere Einzugsgebiete mit stärkerer Reliefenergie gebunden, die Pseudosölle sind die charakteristischen Formen der ackergenutzten Grundmoränenplatten. Ähnliche Verhältnisse sind für große Teile des Jungmoränengebietes nördlich der Pommerschen Randlage typisch. In Brandenburg sind es vor allem die Binnenentwässerungsgebiete der Uckermark außerhalb der großen Talungen, die diesen Naturraumcharakter und damit einen vergleichbaren Flächenwasserhaushalt aufweisen.

Der hier für einen Landschaftstyp herausgestellte Zusammenhang bezieht sich auf ein charakteristisches Muster von Solltypen in Beziehung zu naturräumlichen Eigenschaften, er ist damit gebietstypisch. Unter anderen landschaftlichen Rahmenbedingungen treten andere Kombinationen und Vergesellschaftungen auf, z.B. auf Geschiebelehmplatten im Niederungsbereich oder auf Sanderflächen mit Grundwasser. Zukünftig dürfte es deshalb lohnend sein, die zahlreichen detaillierten Untersuchungen zur Entwicklung und zum Zustand der Ackerhohlformen gezielt in Beziehung zu Naturraumstrukturen auszuwerten. Das ist auch deshalb von Interesse, da eine Reihe von Nutzungseinflüssen ebenfalls landschaftsbezogen differenziert ist.

Zusammenfassend lassen sich aus der Flächenkartierung und der Auswertung der Vernässungs- und Austrocknungsphasen einige erste Aussagen zum Landschaftswasserhaushalt der Binnenentwässerungsgebiete mit Kleinhohlformen ableiten:

- Die Ackerhohlformen stellen in den Binnenentwässerungsgebieten des Jungmoränengebietes die entscheidenden Wasserspeicher dar. Sie bestimmen wesentlich das Retentionsvermögen dieser Landschaften.
- Die Binnenentwässerungsgebiete weisen in Beziehung zum Klima unterschiedliche Vernässungsdynamik und damit unterschiedliches Speicherverhalten auf. Der hohe Anteil von Austrocknungsphasen und deren flächenhaft gravierende Wirkungen erklärt diese Binnenentwässerungsgebiete im norddeutschen Tiefland zu ausgesprochen sensiblen Räumen.
- Ein wesentliches Ziel der Erhaltung und Behandlung der Ackerhohlformen muß deshalb aus der Sicht des Wasserhaushalts die Erhöhung ihrer Funktion des Wasserspeichers in der Landschaft sein. Dafür ist es wichtig, vor allem die mittleren und größeren Sölle in ihrer hydrologischen Wirkung zu verstärken, d.h. ihren Speicherraum zu sichern und bei Kleinsöllen durch entsprechende Biotopgestaltung den Anteil an Trockenphasen zu reduzieren.

Insgesamt können diese Aussagen nur in Verbindung mit weiteren Sollfunktionen in der Landschaft wirksam werden. Ausgehend vom Charakter der Landschaft, den in ihr auftretenden Ackerhohlformen und Solltypen müssen die Leitlinien der Entwicklung bestimmt und die notwendigen Maßnahmen planerisch vorbereitet werden. Aber der Landschaftscharakter einschließlich der Raumstruktur hat in jedem Falle entscheidende Bedeutung. Insofern sollte zukünftig stärker von den Einzeluntersuchungen ausgegangen und eine auf Naturräume bezogene Planung angestrebt werden.

## 5. Zusammenfassung

Die Vernässungsdynamik von Ackerhohlformen wird durch naturräumliche Gebietsparameter (Einzugsgebiet, Untergrund, Bodendecke, Sollsediment etc.) und das Witterungsgeschehen (Niederschlagssumme und -verteilung) bestimmt. In einem ca. 160 ha großen Untersuchungsgebiet im Nordosten Brandenburgs (Einzugsgebiet des Parsteiner Sees) wurden mehrjährige Pegelmessungen (1984 bis 1993) in 4 ausgewählten Hohlformen vorgenommen und zum Niederschlagsgang in Beziehung gesetzt. Ergänzend wurden die Sollsedimente erbohrt und zur Interpretation der Vernässungsdynamik herangezogen. Danach lassen sich hydrologische Solltypen (Kesseltyp, Überflutungstyp, Kleinseentyp, Pfützentyp) ableiten, die nach Vernässungs- und Austrocknungsphasen sowie dem Charakter der Einzugsgebiete definiert werden. Die Ergebnisse sind für Grundmoränenplatten des Pommerschen Stadiums der Weichselvereisung mit Binnenentwässerungsgebieten verallgemeinerbar. Sie stellen einen Beitrag zur Verbesserung der Planung der Landschaftsnutzung dar, die auf umfassenden naturräumlichen Grundlagen aufbauen sollte.

**Literatur**

FRIELINGHAUS, M. 1995: Entstehung, Funktion und Schutz von Söllen in der Agrarlandschaft. -Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 29/1: 1–4

GIERK, M. u. JUNGFER, E. 1994: Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg. -Studien und Tagungsberichte Bd. Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg. -22 S.

HAMEL, G. 1988: Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. -Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24 (3): 67–79

KLAFS, G.; JESCHKE, L.; SCHMIDT, H. 1973: Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 13 (4): 287–302

KOEHNE, W. u. FRIEDRICH, W. 1933: Ungewöhnliches Steigen des Grundwassers und Überschwemmungen in Senken ohne sichtbaren Abfluß. Jb. f. Gewässerkunde Norddeutschlands Bd. 8 Nr. 1

Meteorologischer u. Hydrologischer Dienst der DDR (Hrsg.) 1961: Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR (1901-1950). Akademie-Verlag Berlin: 74 S.

QUAST, J. 1995: Wasserhaushalt und Feuchtgebiete in einer Trockenlandschaft. Zustand – Konflikte – Maßnahmen. -Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 36/4: 207–213

RÖPKE, W. 1929: Untersuchungen über die Sölle in Mecklenburg. -Mitt. Geogr. Ges. Rostock 18/19: 78–156

SCHMIDT, R. 1991: Genese und anthropogene Entwicklung der Bodendecke am Beispiel einer typischen Bodencatena des norddeutschen Tieflandes. Petermanns Geograph. Mitteilungen 135/1: 29–37

SCHMIDT, R. 1994: Geologisch-morphologischer Bau und Vernässungsdynamik von Ackerhohlformen in der Jungmoränenlandschaft. -Potsdamer Geograph. Arbeiten Bd. 9. Selbstverlag des Inst. f. Geographie und Geoökologie Univ. Potsdam: 23–32

SCHMIDT, R. u. FRIELINGHAUS, Mo. 1994: Bodenerosion in geschlossenen Hohlformen – Versuch einer Bilanzierung. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74: 133–136

SUCCOW, M. 1988: Landschaftsökologische Moorkunde. G. Fischer Jena: 340 S.

WEGENER, U. 1983: Gestaltung wassergefüllter Sölle in der Agrarlandschaft. -Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung 23 (3): 151–163

WEISSE, R. 1987: Die glaziale Entstehung von Kleinsenken. -Petermanns Geogr. Mitteilungen 131 (2): 103–112

Verfasser
Prof. Dr. habil. Rolf Schmidt
Fachhochschule Eberswalde
Fachbereich Landschaftsnutzung
und Naturschutz
A.-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde