

# Ökologische Differenzierung limnischer und fluviatiler Lebensräume an der Leine bei Garbsen in der Region Hannover

Tim Lukas Pikos



## Zusammenfassung

In einer vergleichenden Landschaftsanalyse unter ökologischen Aspekten wird ein Totarm mit seinem Ursprungsgewässer, in diesem Fall der Leine, verglichen. Dabei stehen vegetationskundliche und hydrochemische Aspekte im Vordergrund. Das Pflanzeninventar beider Lebensräume wurde erfasst und hydrochemische Parameter im Labor vergleichend gemessen. Wie vermutet war der Totarm deutlich mineralstoffreicher als ein Abschnitt der Leine. Der anthropogene Einfluss (Landwirtschaft, Deichbau, Industriegebiet) im unmittelbaren Umfeld des Untersuchungsgebiets hat die Eutrophierung beider

Lebensräume stark beschleunigt. Besonders gut erkennbar ist das an hohen Werten der elektrischen Leitfähigkeit. Eine Renaturierung des Untersuchungsgebiets kann aufgrund zu hoher Kosten und nicht gesicherter Nachhaltigkeit nicht befürwortet werden. Im Sinne des Naturschutzes sollte das Gebiet jedoch als Refugium und Brutplatz diverser Vogelarten erhalten bleiben.

**Schlüsselwörter:** Ökologie, limnische und fluviatile Lebensräume, Altwasser, Leine, Region Hannover, Vegetationskunde, Fauna, Hydrochemie

## Einleitung

Grundlage für diesen Artikel sind Untersuchungen aus dem Jahre 2016, die sich mit der hydrochemischen Analyse eines Altarms, respektive Totarms der Leine bei Garbsen in der Region Hannover befassen. Dabei ging es um die Erfassung von „signifikanten Unterschieden bei der Vegetation und der Hydrochemie von Altwässern im Vergleich zu ihren ursprünglichen Fließgewässern und die Rückführung dieser auf biogene und anthropogene Einflüsse“ (Pikos 2016).

Es konnte festgestellt werden, dass sich die Trophie und in der Folge auch die Artenzusammensetzung des Alt- bzw. Totarms trotz unmittelbarer geographischer Nähe zum Ursprungsgewässer deutlich unterscheiden. Besonders deutlich wird dies an signifikant höheren Werten der

elektrischen Leitfähigkeit sowie den Kohlenstoffdioxid- oder CSB-Gehalten (beim „CSB“ wird der Chemische Sauerstoffbedarf gemessen. Dies ist die Summe aller Stoffe im Gewässer, die potentiell oxidiert werden kann). Darüber hinaus treten deutliche Hinweise auf ein Artenspektrum hypertropher Standorte durch die Kombination von einer geringen Artenanzahl bei hoher Biomasse einer einzelnen Art auf.

Im Folgenden wird nach einer Vorstellung des Untersuchungsgebiets der Fokus zunächst auf die Unterschiede im Arteninventar und anschließend auf den hydrochemischen Bereich gelegt. Abschließend erfolgt ein kurzer Ausblick mit Diskussion auf mögliche Renaturierungs- oder Naturschutzmaßnahmen.



**Abb. 1** Der Verlauf der Leine mit Altarm. Außerdem ist der Mittellandkanal zu sehen,

der die Leine bei Seelze überquert (Quelle: Google/Maps, 2016).

## Das Untersuchungsgebiet

Der zu untersuchende Totarm und der angrenzende Fließgewässerabschnitt befinden sich am Unterlauf der Leine in der Region Hannover, gut zwei Kilometer nordwestlich vom Garbsener Stadtteil Havelse an der L 390 bei Seelze, wo die Leine vom Mittellandkanal überquert wird. Die Auswahl des Gebiets erfolgte per Satellitenbild mithilfe der Website Google-Maps (Abb. 1).

Die Abbildung zeigt sehr deutlich den Verlauf des ehemaligen Leinelaufs, des Altarms, der in der Mäanderzone der Leine entstanden ist. Darüber hinaus lässt das Vorhandensein einer ausgeprägten Baum- und Krautschicht eine komplette Abschnürung des Altwassers vom Fluss vermuten. Das Interesse an diesem Gebiet resultiert aus dem gut erkennbaren anthropogenen Einfluss vor Ort.

Neben der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Abb. 2) sind weitere anthropogene Einflüsse auf das Untersuchungsgebiet zu nennen. Die Mittellandkanalbrücke speist den Fluss und den Boden regelmäßig mit übertretendem Wasser bei Schiffsverkehr. Hinzu kommt die Nähe

des Industriegebiets mit dem Seelzer Betriebshof.

Darüber hinaus wurde der Flusslauf 1974 verändert, um Platz für Baumaßnahmen zu gewinnen. Dies hatte zur Folge, dass der Fluss an diesen Stellen nicht mehr natürlich mäandrieren konnte und die Chance auf die Bildung neuer Altwässer damit verhindert wurde. Verstärkt wurde dieser Effekt zudem durch den Deichbau zum Hochwasserschutz (Abb. 3). Außerdem kann an dieser Stelle nicht mehr die natürliche Vegetation der Flussauen wachsen; das Ufer wurde 1999 mit Rollrasen belegt.

Der zweite Teil des Untersuchungsgebiets, der Totarm, war in zwei Ausprägungen vorzufinden. Im Mai, zu Beginn der Messungen, war ein Stillgewässer mit einer extrem niedrigen Wassertiefe vorzufinden, das im Juli, zum Ende der Messungen, vollständig verlandet war (Abb. 4, 5).

Die aufgeführten Befunde lassen den Schluss zu, dass das Untersuchungsgebiet nur noch wenig natürlichen Charakter aufweist. Die heutige Form und Beschaffenheit entstand durch den starken

**Abb. 2** Landwirtschaftliche Felder im direkten Anschluss an den Flusslauf. Rechts am Bildrand ist die Flussaue anhand von Salix-Beständen zu erahnen.



**Abb. 3** Deich zum Hochwasserschutz.





**Abb. 4** Zustand des Totarms zu Beginn der Untersuchungen im Mai 2016.



**Abb. 5** Zustand des verlandeten Totarms zum Ende der Untersuchungen im Juli 2016.

anthropogenen Einfluss, dessen Auswirkungen auf die Vegetation und die Hydrochemie im weiteren Verlauf untersucht werden. Zunächst soll auf die Entstehung eines Totarms über seine Vorläuferstufen des Altarms, respektive Altwassers eingegangen werden.

Die natürliche Bildung von Flüssen bzw. Fließgewässersystemen ist eng mit dem Vorhandensein von Höhendifferenzen in der Landschaft verbunden (Pott & Remy 2000). Damit einhergehend ist eine vorhandene Reliefenergie, durch die überschüssiges Wasser dem Energiegradienten folgend abfließen kann. Solche Höhenunterschiede können tektonischen Ursprungs und daher in permanentem Wandel sein. Die Menge und Geschwindigkeit an fließendem Wasser sind dabei an eine Vielzahl unterschiedlicher Faktoren gebunden. So bestimmen die Durchlässigkeit der Böden und die Menge an Niederschlag in Kombination mit dem Ausmaß an Höhendifferenz hauptsächlich Fließgeschwindigkeit und -menge. Hinzu kommt die Erodierbarkeit der Böden. Damit ist die Beschaffenheit des Bodens gemeint, die dafür sorgt, dass Wasser nach und nach bestimmte Mengen an Gesteins- und Bodenschichten abträgt. Tonhaltige Böden sind eher wasserundurchlässig, während

Kalk- und Sandsteinböden ein erhöhtes Maß an Wasserdurchlässigkeit aufweisen (Pott & Remy 2000). Die Böden der Norddeutschen Tiefebene bestehen überwiegend aus wasserdurchlässigem Sandstein (Strahler & Strahler 1999), das resultiert in einem gering verzweigten Fließgewässernetz in dieser Region.

Das Entstehen von Altarmen, respektive Altwässern, ist an das Vorhandensein von Flusssystemen und deren Hydrodynamik gekoppelt. Diese bewirkt natürliche Erosions- und Sedimentationsvorgänge, die dafür sorgen, dass der Fluss seinen Lauf permanent ändert. In der Norddeutschen Tiefebene wird dieses Phänomen auf Grund des flachen Untergrunds als Mäandrierung bezeichnet und damit von der sogenannten Furkation auf stark geneigten Untergründen abgegrenzt (Lüderitz et al. 2009). Beim Verlauf des Flusses wird zwischen dem Prallhang, an dem Erosion auftritt und dem Gleithang, an dem vermehrt Sedimentation stattfindet, unterschieden.

Die Erosion sorgt dafür, dass sich der Fluss an seinem Prallhang kontinuierlich ausweitet, sodass sich ein Mäanderbogen ausbildet. In Folge einer zunehmenden Überdehnung des Mäanderbogens kommt es zum Durchbruch des Flusses, und der Bogen wird abgeschnürt. Durch

den Durchbruch wird darüber hinaus der Flusslauf verkürzt; das geht mit einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und damit einer Steigerung der Erosionskraft einher und bildet somit eine Grundlage für weitere Abschnürungen. Unmittelbar nach dem Durchbruch besteht noch eine offene Verbindung zwischen Fluss und Altarm, die nach und nach durch Sedimentationsvorgänge geschlossen wird. Ab diesem Zeitpunkt wird der Altarm als Altwasser bezeichnet. Er besitzt nun einen Stillgewässercharakter. Besteht eine vollständige und dauerhafte Entkopplung, sodass das Altwasser nur noch durch Grund- oder Qualmwasser gespeist wird, liegt die dritte Form vor, ein sogenannter Totarm. Das untersuchte Gewässer fällt in die letztgenannte Kategorie.

Lüderitz et al. (2009) führen als weitere Entstehungsmöglichkeit von Altarmen Hochwasserereignisse auf, die für ein sogenanntes „Flussspringen“ sorgen, wodurch der Fluss seinen Lauf spontan verändern kann. Als Beispiel nennen sie starke Hochwasserereignisse zwischen dem 11. und 16. Jahrhundert, die den ursprünglichen Verlauf der Elbe zwischen Dornburg und Prester stark veränderten.

Der Untergrund des Gewässers wird durch die Strömung bestimmt. Aufgrund der vorhandenen Strömung in Fließgewässern bleibt der Boden in den meisten Fällen ein sogenannter Gewässerrohboden oder Protopedon (Pott & Remy 2000). Sich ablagernde, mineralstoffreiche Muddeschichten werden durch strömungsbedingte Erosion abgetragen. In sehr schwach bis gar nicht strömenden Gewässern wie den Altwässern findet keine Erosion statt, und es lagern sich sukzessive Muddeschichten auf dem Gewässerboden ab, die in ihrer Gesamtheit als Gytja bezeichnet werden. In der Folge findet eine zunehmende Eutrophierung des Gewässers statt, da die zunehmende Menge an Mineralstoffen nicht mehr kompensatorisch abgebaut werden kann. Im Endstadium entsteht aus den Muddeschichten ein sogenannter Faulschlamm, der als Sapropel bezeichnet wird.

Entsprechend der genetischen, morphologischen und hydrodynamischen Unterschiede zwischen den Gewässertypen finden sich unterschiedliche Ökosysteme, die im Folgenden beispielhaft dargestellt werden.

## Vegetationskundliche Untersuchungen

Die Bestimmung der Vegetation und der Fauna erfolgte mit der bekannten Bestimmungsliteratur (Brohmer 2010, Rothmaler 2011 & 2013). Informationen zu den Pflanzengesellschaften stammen aus Pott (1995). Dabei ist zu erwähnen, dass in der vorliegenden Arbeit nicht pflanzensoziologisch nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) gearbeitet wurde. Vielmehr sind die einzelnen Arten und Assoziationen qualitativ erfasst und mit Hinblick auf deren Aussagekraft für die

Trophiedifferenzierung zwischen den beiden untersuchten Gewässertypen ausgewertet worden.

Die Gesamtheit der flussbegleitenden Vegetation wird als Auenvegetation bezeichnet. Wie bereits bei der Vorstellung des Untersuchungsgebiets erwähnt, ist der anthropogene Einfluss deutlich sichtbar und wirkt sich somit auch auf die Vegetation aus. So ist am Unterlauf der Leine keine typische gehölzfreie Vegetation mit Phalaridetum-Gesellschaften, das sind



**Abb. 6** Vor der Kanalbrücke ist ein *Salicetum triandro-viminalis* (Mandelweiden-Korbweidengebüsch) als Ufervegetation zu erkennen. Darüber hinaus sind rechts im Bild *Urtica dioica*-Bestände zu erkennen, die den Deich besiedeln.



**Abb. 7** *Salix alba* (Silberweide) als Repräsentant einer natürlichen Weichholzaue im Anschluss an ein *Salicetum triandro-viminalis* (Mandelweiden-Korbweidengebüsch) reicht unmittelbar hinter der Kanalbrücke direkt ans Ufer. Sie bewächst zusammen mit einer ausgeprägten Krautschicht die künstlich geschaffene Terrasse des Deichs.

Pflanzengemeinschaften die durch das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) geprägt werden, vorzufinden. An Teilen der Aue konnte noch ein *Salicetum triandro-viminalis*-Bestand, ein Mandelweiden-Korbweidengebüsch nachgewiesen werden (Abb. 6), das jedoch direkt am Untersuchungsgebiet unterhalb der Kanalbrücke, anthropogen bedingt, fehlt. Hier ist die Aue durch den Deichbau geprägt. Auf der schmalen Terrasse vor dem Deich ist *Salix alba*, die Silberweide als dominierende Baumart anzutreffen (Abb. 7).

Teilweise eingebettet in den Monobestand von Silberweiden (*Salix alba*) finden sich vereinzelt Exemplare von *Sambucus nigra*, dem Schwarzen Holunder (Abb. 8). Beide Pflanzen sind äußerst nährstoffanspruchsvoll und belegen die zunehmende Eu- bzw. Hypertrophierung durch Landwirtschaft in diesem Gebiet. Pott (1995) beschreibt das *Sambucetum nigrae*, die Gesellschaft des Schwarzen Holunders, als bezeichnend „für hypertrophierte Böden in siedlungsnahen Lagen sowie für entwässerte Erlenbruchwald- und Auenwaldstandorte.“ Das *Salicetum albae*, der

**Abb. 8** *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder)





**Abb. 9** Das Urtico-Aegopodietum (Brennessel-Giersch-Gesellschaft) auf der Deichterrasse aus der Nähe mit *Urtica dioica* als klar dominierender Art.



**Abb. 10** Verlandeter Teil des Altarms.

Silberweiden-Auwald und das Sambucetum nigrae werden ergänzt durch eine Krautschicht, die stark vom Urtico-Aegopodietum podagrariae dominiert wird. Diese Brennessel-Giersch-Gesellschaft ist ebenfalls sehr nährstoffanspruchsvoll, insbesondere *Urtica dioica*, die Große Brennessel, zeigt erhöhte Stickstoffwerte im Boden an. Als vereinzelt auftretende Exemplare in dieser Krautschicht sind beispielhaft Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*), Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) zu erwähnen. Alle drei Arten werden als nährstoffanspruchsvoll charakterisiert und untermauern die bisherigen Ergebnisse.

Unter natürlichen Bedingungen schließt sich an das Salicetum albae die Hartholzauwe mit einem Quercu-Ulmetum, dem Eichen-Ulmen-Wald, an. Durch den Deichbau ist diese Gesellschaft im Untersuchungsgebiet nicht anzutreffen (Abb. 9). Auf der Deichterrasse hat sich sekundär das Urtico-Aegopodietum ausgebreitet und bildet dort eine beeindruckende (Mono)Dominanz.

In unmittelbarer Ufernähe konnten keine typischen Wasserpflanzen entdeckt

werden, vermutlich sind sie durch den Deich- und Brückenbau aus dem Gebiet verschwunden. An kleinen Einbuchtungen des Ufers konnten sehr wenige Exemplare von *Ceratophyllum demersum*, dem Rauhen Hornblatt nachgewiesen werden.

Die Wasser- und Ufervegetation im Untersuchungsgebiet belegt den starken anthropogenen Einfluss, der bereits auf dem Satellitenbild des Untersuchungsgebiets (Abb. 1) deutlich zu sehen ist. Somit kann (nahezu) keine Übereinstimmung mit einer natürlichen Auenvegetation nach Pott & Remy (2000) nachgewiesen werden.

Am Totarm ist die Vegetation signifikant anders (Abb. 10). Unterstützt wurde die Entkopplung durch Bodenaufschüttungen. Darüber hinaus kann der Totarm eindeutig in die Postterminalphase nach Lüderitz et al. (2009) eingeordnet werden. Es liegt ein klar erkennbarer Weidenbruchwald vor, und das Gewässer hat nur noch eine Tiefe von wenigen Zentimetern. Der Faulschlamm durchzieht das Gewässer bis unter die Wasseroberfläche. Im Juli lag der Totarm vollständig trocken. Ein weiterer Indikator für die extrem hohe Trophiestufe ist die geringe Artendiversität bei gleichzeitig großen Mengen einiger

weniger Arten im Untersuchungsgebiet.

Die Sukzessionsfolge im untersuchten Totarm entspricht in manchen Teilen der von Pott & Remy (2000) skizzierten Sukzession eines hypertrophen Gewässers: Dort befinden sich Massenbestände an *Ceratophyllum demersum* sowie ein Lemnetum gibbae im Wasserkörper. Damit wird ein massenhaftes Vorkommen der Buckligen Wasserlinse (*Lemna gibba*) bezeichnet. Vom Pelagial, also dem freien Wasserkörper in Richtung Benthos, folgt das Zannichellietum palustris, die Teichfaden-Gesellschaft. Nach Pott (1995) wird diese Gesellschaft häufig vom Lemnetum gibbae überlagert. Das Röhricht bildet in diesem Gewässertyp in unmittelbarer Ufernähe das Glycerietum maximae mit *Glyceria maxima*, dem Wasser-Schwaden oder Großen Schwaden, als namensgebende Art. Auf sehr nährstoffreichem Boden wie einem Sapropel verdrängt diese Gesellschaft das Scirpo-Phragmitetum, den Schilf-Gürtel bzw. das Schilfröhricht. Als letzte Gesellschaft in dieser Sukzessionsfolge tritt ein Scirpetum maritimi mit der Kennart *Bolboschoenus maritimus*, der Gewöhnlichen Strandsimse auf.

Der gesamte untersuchte Totarm ist ein Salicetum albae. Das von Sapropel durchsetzte Wasser wird dominiert von einem massereichen Lemnetum gibbae. *Ceratophyllum demersum* konnte wie im Fluss nur vereinzelt gefunden werden. Wahrscheinlich hängt dies mit der extrem niedrigen Wassertiefe zusammen. Im Juli, als das Gewässer vollständig verlandet war, konnte *Lemna gibba* eindeutig dem Sapropel aufliegend als monodominante Art nachgewiesen werden (Abb. 11). Gemäß Lüderitz et al. (2009) sind *Ceratophyllum demersum*-Dominanzgesellschaften zusammen mit einem Lemnetum gibbae die beiden Gesellschaften hypertropher Altwässer in der Terminal- bzw. Postterminalphase.



Abb. 11 Dem Sapropel aufliegender Buckkellinsen-Bestand (*Lemnetum gibbae*).

Diese Tatsache konnte durch die Befunde im Untersuchungsgebiet bestätigt werden, wobei ein eindeutiges Übergewicht des Lemnetum gibbae zu verzeichnen war. Ein darauffolgendes Zannichellietum palustris konnte nicht ermittelt werden und wurde vermutlich vollständig durch das Lemnetum gibbae überdeckt bzw. verdrängt.

Ein Glycerietum maximae mit *Glyceria maxima* konnte zusammen mit *Phragmites australis* in einem kleinen Bereich nachgewiesen werden. Nach Pott (1995) können sich Reste des Scirpo-Phragmitetum noch längere Zeit in dem Schwadenröhricht halten. Ein Scirpetum maritimi war im Untersuchungsgebiet nicht vorzufinden. Dagegen konnten einige Bestände von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), einer nährstoffanspruchsvollen Lythraceae in das Röhricht eingebettet vorgefunden werden.

Die Vegetation am Ufer des Totarms besteht aus Vertretern der Glechometalia hederaceae und dem bereits erwähnten Urtico-Aegopodietum podagrariae. Dabei stellt die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) die eindeutige Dominanzart dar (Abb. 12). Das entspricht den Literaturangaben, nach denen diese nitrophytischen



**Abb. 12** Die Zonierung am ehemaligen Ufer des Totarms bilden *Glechoma hederacea* (Gundermann) und *Urtica dioica*. Die Baumvegetation wird von einem *Salicetum albae* (Silberweiden-Gesellschaft) gebildet.

Gesellschaften schwerpunktmäßig in Auenwäldern wachsen (Pott 1995). Das zu erwartende *Glycerietum maximae* ist, wie erwähnt, nur an einer kleinen Stelle vorzufinden gewesen und wird vermutlich durch die angrenzenden *Urtica dioica*-Bestände in Zukunft verdrängt werden.

Zusätzlich zur Silberweide konnten einzelne Korbweidengebüsche im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Vereinzelt wurden Bestände vom Pfenigkraut (*Lysimachia nummularia*) einer nährstoffanspruchsvollen Primulaceae, und Schildkraut (*Scutellaria galericulata*) gefunden. Sowohl im verlandeten als auch im feuchten Ufergebiet des Totarms konnte

eine *Rorippa amphibia*-Gesellschaft nachgewiesen werden. Sie ist nach Lüderitz et al. (2009) typisch für periodisch trockenfallende Ufer der Terminalphasen. Auch Rothmaler (2011) führt als Standort für diese Art „schlammige, zeitweilig trockenfallende [...] Altwässer“ auf.

Zusammenfassend können für die Erfassung der Vegetation drei Aspekte herausgestellt werden. Erstens sind alle vorgefundenen Arten bzw. Pflanzengesellschaften nährstoffanspruchsvoll und/oder nitrophytisch. Dies ist bedingt durch die zusätzliche Akkumulation von Nährstoffen aus dem anthropogen beschleunigten Verlandungsprozess des Totarms. Damit einher geht zweitens die geringe Artenvielfalt bei gleichzeitig hoher Individuenzahl im Untersuchungsgebiet. Drittens sind zuletzt insbesondere in der Uferregion charakteristische Arten bzw. Gesellschaften entweder verdrängt (*Zannichellietum palustris*, *Scirpetum maritimi*) oder auf ein kleines Areal begrenzt worden (*Glycerietum maximae*), sodass Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Gundermann (*Glechoma hederacea*) die dominierenden Arten in dem Gebiet um das Gewässer sind. Das Gebiet weist somit ein Gemisch aus einem natürlichen, durch einen fortgeschrittenen Verlandungsprozess bedingten Vegetationskomplex und anthropogen bedingter Sukzession von Arten auf.

## Faunistische Situation des Untersuchungsgebiets

Unmittelbar an und um den Fluss konnten keine Tiere vorgefunden werden. Das *Salicetum albae* bot dagegen diversen Vögeln Brutplatz. Dazu zählen ein Paar Graugänse (*Anser anser*) und ein Paar Stockenten (*Anas platyrhynchos*). Auch konnte gelegentlich ein Graureiher (*Ardea cinerea*) beobachtet werden. Die Befunde

decken sich mit der Beschreibung der Vorkommen an Altwässern nach Lüderitz et al. (2009). Demnach sind Graureiher regelmäßig an Altwässern vorzufinden, da sie die Auenwälder als Brutplätze nutzen. Auch *Anas platyrhynchos* ist eine häufige, weil anspruchslose Art in Bezug auf Nahrung und Wahl der Brutplätze. *Anser*

*anser* ist ebenfalls eine Brutvogelart an Altwässern, die ihre Nahrung auf den zahlreichen umliegenden Äckern sucht.

Die Nahrung von *Ardea cinerea* besteht nach Angaben von Lüderitz et al. (2009) vornehmlich aus Fischen, Amphibien und Reptilien. Fische waren aufgrund der extrem niedrigen Wassertiefe und der periodisch auftretenden Verlandung des Gewässers im Untersuchungsgebiet nicht vorzufinden. Allerdings sollte der Totarm diverse Amphibien, beispielsweise Frösche (*Rana spec.*) aus der Ordnung Froschlurche (Anura), aufweisen. Tatsächlich konnte der Laubfrosch (*Hyla arborea*) nachgewiesen werden.

Im Totarm wurde *Daphnia pulex*, ein Vertreter der Crustaceen, gefunden, eine

häufige Art in Kleingewässern. Diverse Vertreter der Plathelminthen (Plattwürmer) konnten gefunden, aber nicht mit hinlänglicher Sicherheit bestimmt werden. Da von den drei Klassen der Plattwürmer einzig die Strudelwürmer (Turbellaria) freilebende Arten aufweisen und die gefundenen Exemplare freischwimmend im Wasser auftraten, handelt es sich vermutlich um Vertreter dieser Klasse.

Weitere Vertreter der Fauna konnten nicht ermittelt bzw. nur unzureichend bestimmt werden und sind daher nicht weiter aufgeführt. Deutlich war jedoch die Tendenz zu höherer Artenvielfalt im Salicetum albae im Vergleich zum Gebiet in unmittelbarer Leinenähe.

## Hydrochemische Untersuchungen

Die bei den Untersuchungen gemessenen hydrochemischen Parameter werden bezüglich ihrer Rolle für die Vegetation und die Fauna vorgestellt. Darüber hinaus wird der Einfluss physikalischer und biologischer Faktoren auf diese Parameter erläutert. Dabei wird insbesondere auf die Arbeit von Pott & Remy (2000) zurückgegriffen.

Biozönosen sind Lebensgemeinschaften von verschiedenen Organismen in einem bestimmten Gebiet. Diese Feststellung folgt dem Grundsatz, dass kein Organismus auf diesem Planeten solitär im Sinne von ganz allein lebensfähig ist und daher in permanenter Wechselwirkung zu seiner Umwelt steht (Pott 2005). Die Vegetation eines Gewässers stellt sowohl ein Nahrungsangebot als auch eine Struktur für den Lebensraum dar. Die Ausscheidungs- und Zersetzungsprodukte von Tieren und Destruenten sorgen für ein Mineralstoffangebot, das die Pflanzen zum Wachstum

benötigen. Vegetation und Fauna sind noch in vielen weiteren Punkten eng miteinander verflochten.

Die Vegetation entzieht dem Gewässer für Wachstumsprozesse Mineralstoffe. Nach dem Absterben pflanzlicher und tierischer Organismen lagern sich diese als Detritus am Gewässergrund ab und stellen organisches Substrat zur Verfügung, das von Destruenten zersetzt wird. Damit gelangen die Mineralstoffe zurück ins System. In stark eutrophierten Gewässern übersteigt die Menge an abbaubarem Substrat die Zersetzungsrate, das Gleichgewicht zwischen Saprobie und Trophie verschiebt sich zu Gunsten der Saprobie, und das Gewässer verlandet zunehmend. Ausscheidungsprodukte verschiedener Organismen erhöhen zusätzlich die Menge an Mineralstoffeinträgen in einem Gewässer.

Entscheidend beschleunigt wird der Verlandungsprozess durch anthropogene Einflüsse (Lüderitz et al. 2009). Beispielhaft

sei hier auf die Landwirtschaft im Untersuchungsgebiet hingewiesen. Durch zunehmende Düngung gelangt vor allem Stickstoff ins Gewässer, da Ammoniumnitrat ein beliebtes Düngemittel neben Gülle ist. Die Landwirtschaft ist demnach auch ein prägender Faktor für den Verlandungsprozess des Totarms.

Die Tageszeiten haben keine direkte Auswirkung auf die Hydrochemie. Vielmehr sind es die in unterschiedlichem Ausmaß stattfindenden Prozesse. Nachts betreiben die Pflanzen in und um das Gewässer aufgrund des fehlenden Sonnenlichts keine Fotosynthese. Stattdessen nutzen sie Sauerstoff, um die selbstaufgebaute chemische Energie in Form von Kohlenhydraten wieder abzubauen. Es findet also eine starke Sauerstoffzehrung statt. Dies hat zur Folge, dass nachts die Sauerstoffbilanz ein Minimum erreicht, während der Gehalt an Kohlenstoffdioxid deutlich ansteigt. Grund dafür ist, dass Kohlenstoffdioxid ein Endprodukt sauerstoffzehrender Prozesse darstellt. Je stärker eutroph ein Gewässer ist, desto höher ist die absolute Anzahl an Pflanzen. Das hat zur Folge, dass am Tag immer mehr Sauerstoff gebildet wird. Die Amplitude der Sauerstoffsättigung in Prozent steigt somit bei zunehmender Eutrophierung zwischen 90 bis 120 % für oligo- bis mesotrophe Gewässer und bis zu 500 % für hypertrophe Gewässer (vgl. Lüderitz et al. 2009). Die Tatsache, dass eine Sättigung von über 100% erreicht wird, hängt damit zusammen, dass sich die Sauerstoffsättigung aus dem Quotienten des Sauerstoffpartialdrucks in Wasser und in Luft multipliziert mit dem Faktor 100 zusammensetzt. Bei Äquivalenz liegt somit eine Sättigung von 100 % vor. Ist der Druck in Wasser größer als in Luft, steigt die Sättigung auf über 100 % an. Die zu unterschiedlichen Tageszeiten ablaufenden Prozesse bestimmen somit maßgeblich die

Verfügbarkeit der Atemgase für die Organismen in einem Gewässer.

Die Temperatur in einem Gewässer bleibt aufgrund der spezifischen Wärmekapazität des Mediums nahezu konstant. Damit ist die Menge an Energie (in der Regel in Form von Wärme) gemeint, die benötigt wird, um ein Liter Wasser um 1 Grad Celsius zu erwärmen. Mit 4,2 kJ ist diese vergleichsweise hoch. Natürlicherweise liegen jedoch aufgrund von Sonneneinstrahlung und anderen Faktoren geringe Schwankungen in einem Gewässer vor. Dies hat insbesondere Auswirkungen auf die Löslichkeit der Gase in dem Medium. So führen Pott & Remy (2000) beispielsweise die Abnahme der Löslichkeit von Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid mit zunehmender Wassertemperatur auf. Da im Sommer die Biomasseproduktion in einem Gewässer Spitzenwerte erreicht, wird die geringe Löslichkeit der wichtigen Gase kompensiert. Im Winter dagegen, wenn die Biomasse ihr Minimum erreicht, ist die Löslichkeit von Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid hoch.

Schwoerbel (1994) hat darüber hinaus eine Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit von der Temperatur erkannt. Demnach nimmt die Leitfähigkeit eines Gewässers mit sinkender Temperatur ab und muss mit einem erhöhten Temperaturkoeffizienten kompensiert werden.

Die elektrische Leitfähigkeit eines Gewässers beschreibt grob die Gesamtkonzentration an Ionen, die abhängig von der Temperatur ist. Des Weiteren spielt auch das jeweilige Bodenprofil eine Rolle für die Art der Ionen. Buntsandstein als geologischer Untergrund sorgt für einen hohen Silikatgehalt, während Juragebirge für erhöhte Carbonatwerte sorgen. Letztere bewirken eine hohe Leitfähigkeit der Gewässer im Vergleich zu denen in Sandsteingebieten (Schwoerbel 1994). Die

Leitfähigkeit kann außerdem im Vorfeld viel über die Trophiestufe eines Gewässers aussagen. So ergeben oligotrophe Gewässer Werte um die 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Steigt die Leitfähigkeit auf circa 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an, liegt in der Regel ein mesotrophes und zwischen 300 und 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ein eutrophes Gewässer vor.

Letztlich variieren die Werte auch mit unterschiedlicher Gewässertiefe. Am Gewässergrund stehen insbesondere Metallionen im Lösungsgleichgewicht, weshalb hier die Leitfähigkeitsmessungen erhöhte Werte im Vergleich zum freien Wasserkörper ergeben. Die elektrische Leitfähigkeit hängt zudem wesentlich vom pH-Wert ab.

Der pH-Wert ist ein Maß für den Säuregrad einer Lösung. Je nach Literatur gibt er den negativ dekadischen Logarithmus der freien Protonen- ( $\text{H}^+$ ) bzw. Hydronium-Ionen-Konzentration ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) an, wobei richtigerweise von komplexierten Hydronium-Ionen ( $\text{H}_9\text{O}_4^+$ ) gesprochen werden muss (Harris 2014). Dies sind Hydroniumionen, die in einem engen Verbund mit drei Wassermolekülen stehen.

Der pH-Wert bestimmt maßgeblich die Verfügbarkeit von Mineralien und Nährstoffen im Boden und im Gewässer und hat damit direkten Einfluss auf die elektrische Leitfähigkeit. Wichtige pH-abhängige Erscheinungsformen finden sich vor allem bei Eisen, Phosphor und Kohlenstoffdioxid. Kohlenstoffdioxid liegt im neutralen Bereich um pH 7 vorwiegend als Hydrogencarbonat-Ion vor. Im zunehmend alkalischen Milieu verliert das Ion sein Proton, und es liegt vornehmlich Carbonat vor, das mit vorhandenen Calcium-Ionen zu Kalk ausfallen kann. Saurer Charakter, wie er zum Beispiel in dystrophen Gewässern auftritt, zeichnet sich durch ein Lösungsgleichgewicht von Kohlensäure und seinen Edukten Kohlenstoffdioxid und Wasser aus. Damit besitzt das

Kohlenstoffdioxid-Hydrogencarbonat-Carbonat-System eine natürliche Pufferwirkung in Gewässern. Diese tritt in Kombination mit dem Dihydrogen-/Hydrogenphosphatpuffer-System auf. Die optimale Pufferwirkung, also die Fähigkeit, Änderungen der Hydronium- respektive Hydroxid-Ionen-Konzentration in gewissen Grenzen zu kompensieren, liegt im Bereich zwischen pH 6 und 8. Diese natürliche Pufferfunktion von Hydrogenphosphat und Hydrogencarbonat ist essentiell für eine Konstanzhaltung des Milieus.

Bei den Gasen Sauerstoff ( $\text{O}_2$ ) und Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) handelt es sich um die sogenannten Atemgase für die Organismen. Kohlenstoffdioxid wird bei Tag von Pflanzen und einigen Mikroorganismen fixiert und mithilfe des Sonnenlichts in mehreren Schritten zu Kohlenhydraten und damit in chemische Energie umgewandelt. Diese autotrophen Organismen machen den Tieren, die diese physiologischen Reaktionen nicht durchführen können, den Kohlenstoff somit zugänglich. Als Abbauprodukt der als Fotosynthese bekannten Reaktion entsteht Sauerstoff, der von Tieren und Pflanzen gleichermaßen aufgenommen wird. Sauerstoff ist ein starkes Oxidationsmittel und dient dazu, die gebildete chemische Energie abzubauen und die Kohlenhydrate somit wieder zu Wasser und  $\text{CO}_2$  zu zerlegen. Aus diesen Gründen sind beide Gase essentiell für ein natürlich funktionierendes Ökosystem.

Die Löslichkeit beider Gase ist stark temperaturabhängig. Kohlenstoffdioxid tritt je nach pH-Wert in unterschiedlicher Form in einem Gewässer auf. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Gewässertiefe. Mit zunehmender Wassertiefe sinkt auch die Menge an verfügbarer Lichtenergie. In der Folge kann in größerer Tiefe kaum noch Fotosynthese stattfinden. In diesem als Hypolimnion oder Zehrschicht

bezeichneten Bereich leben anaerobe Organismen. Entsprechend ist die Sauerstoffsättigung in großen Tiefen minimal und kann in eu- bis hypertrophen Gewässern 0 % betragen (Lüderitz et al. 2009). In dieser Schicht ist die  $\text{CO}_2$ -Konzentration dagegen äußerst hoch. Anders verhält es sich in der über dem Hypolimnion gelegenen Schicht, dem Epilimnion. Hier ist die Sauerstoffsättigung aufgrund der Nähe zur Wasseroberfläche und damit zur Wasser-/Luftschicht hoch.

Carbonatarme Gewässer enthalten im sauren Bereich fast ausschließlich Kohlenstoffdioxid neben Wasser. Im neutralen bis schwach basischen Bereich liegt dagegen neben Wasser größtenteils Kohlensäure vor, die mit Hydronium-Ionen und Hydrogencarbonat im Gleichgewicht steht. Im Basischen liegt ein Gleichgewicht von Carbonat und Hydrogencarbonat vor, das auf die Seite von Hydrogencarbonat verschoben ist.

Carbonatreiche Gewässer dagegen weisen ein komplexes Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht auf. Calcium-Ionen reagieren mit zwei Äquivalenten Hydrogencarbonat zu Calciumbicarbonat, das gelöst vorliegt. Dieses zerfällt in wiederum zwei Äquivalente Kohlenstoffdioxid und ein Äquivalent Calciumhydroxid, das im Gleichgewicht mit seinen Ionen Calcium und Hydroxid steht. Freie Calcium-Ionen reagieren mit freien Carbonat-Ionen und fallen als Calciumcarbonat (Seekreide) aus.

Eine weitere Möglichkeit zur Sedimentation von Seekreide beruht auf „biogener Entkalkung“. Damit sind physiologische Prozesse von Organismen gemeint, die Calciumbicarbonat in Kohlenstoffdioxid, Wasser und Calciumcarbonat zersetzen, wobei letzteres als Kalk ausfällt.

Die Wasserhärte ist ein Summenparameter. Er setzt sich zusammen aus dem Vorhandensein diverser Erdalkali-Ionen

und deren Säureresten. Es wird differenziert zwischen der Carbonat- und der Gesamthärte. Die Carbonathärte gibt die Konzentration an Calcium- und Magnesium-Ionen an, die Verbindungen mit Hydrogencarbonat-Ionen eingehen. Daher kann der Wert für die Carbonathärte mit dem Anteil gelöster Kohlensäure weitestgehend gleichgesetzt werden (vgl. Pott & Remy 2000).

Die Gesamthärte umfasst die Carbonathärte und ergänzt sie durch die Konzentration an Strontium- und Barium-Ionen. Damit schließt sie die Ionen der an den Säureresten Chlorid, Sulfat, Phosphat und Carbonat gebundenen Erdalkali-Ionen ein. Die Härte eines Gewässers ist, vergleichbar mit der elektrischen Leitfähigkeit, vom Einzugsgebiet der Gewässer abhängig. Pleistozäne Quarzsandgebiete sind demnach Weichgewässer, während gipsreiche Einzugsgebiete zu den Hartwässern gehören. Pott & Remy (2000) führen eine zunehmende Wasserhärte auch auf anthropogene Einflüsse und die damit verbundene Akkumulation von Erdalkali-Ionen zurück. Somit sind hypertrophe Gewässer wie das des Untersuchungsgebiets immer zu den Hartgewässern zu rechnen.

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist nach Schwoerbel (1994) ein Maß dafür, wieviel Sauerstoff gebraucht wird, um den Hauptteil organischer und anorganischer Substanz in einem Gewässer zu oxidieren. Er steht damit dem sogenannten biologischen Sauerstoffbedarf (BSB) gegenüber, der den Sauerstoffbedarf heterotropher Organismen beschreibt. Beide Prozesse führen zu starker Sauerstoffzehrung in einem Gewässer und in der Folge zur Verlandung durch Sauerstoffmangel (Pott & Remy 2000). Ein hoher CSB ist Grund eines vermehrten Vorkommens von sogenannten Huminstoffen, die durch biotische und/oder abiotische Abbauprozesse

in einem Gewässer aus organischer Substanz synthetisiert werden. Hohe Huminstoffkonzentrationen färben das Gewässer in verschiedenen Brauntönen und bewirken so eine starke Reduktion der Lichtmenge im Gewässer, das wirkt sich negativ auf die Fotosyntheserate aus.

Chlorid-Ionen gelangen durch Verwitterungs- und Auslaugungsprozesse ins Wasser. Nach Pott & Remy (2000) weisen limnische Systeme besonders in Silikatgebieten überwiegend geringe Konzentrationen auf, während küstennahe Gebiete und Salzlaken im Binnenland hohe Chlorid-Ionen-Konzentrationen enthalten. Auch anthropogener Einfluss in Form von Abwässern und Düngemitteln erhöht die Chlorid-Konzentration in einem Gewässer. Chlorid-Ionen sind chemisch gesehen sehr stabil und werden daher nur sehr wenig umgesetzt. Weil sie osmotisch allerdings äußerst wirksam sind, haben große Konzentrationen einen stark toxischen Einfluss auf die im Wasser lebenden Organismen. Nach Pott & Remy (2000) tritt Chlorid in limnischen Systemen mit Werten zwischen 20 und 30 mg/l auf, wobei auch noch Werte von 100 bis 150 mg/l toleriert werden können.

Sulfat-Ionen stellen die höchstmögliche Oxidationsform von Schwefel dar. Sie werden durch Verwitterungsprozesse und auch Exhalationen von Vulkanen freigesetzt und stellen das zweithäufigste Anion in Gewässern dar (Pott & Remy 2000). Darüber hinaus gelangt es auch in großen Mengen anthropogen bedingt in das Ökosystem. Schwefel wird für Sulfoproteine benötigt, weil es als Bestandteil der Aminosäure Cystein wichtige Disulfidbrücken zwischen Proteinketten bildet. Die Aufnahme dieses Schwefels erfolgt in Form von Sulfat. Im Sapropel, in dem anaerobe Prozesse stattfinden, kann es mit Eisen(II)- Ionen zu Eisen(II)- Sulfid oder

zu Schwefelwasserstoff reduziert werden. Metallsulfide können einerseits phytotoxisch wirken (Pott & Remy 2000) und gleichzeitig den CSB-Wert (s.o.) erhöhen. Beide Prozesse führen zur Verödung der Gewässer.

Phosphor kann, in Wasser gelöst, pH-abhängig in vier verschiedenen Formen auftreten. Extrem saure Gewässer bis pH 3 können Phosphor sogar in Form reiner Phosphorsäure ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) enthalten. In stark alkalischen Gewässern mit einem theoretischen pH-Wert von 14 ist nur noch das Phosphat-Ion ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) enthalten. Beide Werte sind jedoch eher die Ausnahme, so dass bei den meisten natürlichen Gewässern bei einer pH-Amplitude von 4 bis 12 Dihydrogenphosphat ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) und Hydrogenphosphat ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) vorliegen und ein natürliches Puffersystem darstellen (s.o.). Des Weiteren stellt Phosphat nach Pott & Remy (2000) den wichtigsten produktionsbegrenzenden Faktor dar. Das bedeutet, dass bereits eine geringe Konzentrationserhöhung von Phosphat in einem Gewässer ausreicht, um eine signifikante Steigerung der Biomasseproduktion zu ermöglichen. Phosphat gelangt ins Gewässer durch geogene, biogene und anthropogene Einflüsse. Geogene Einflüsse beinhalten Verwitterungsprozesse von Apatit, einem Schwermineral nicht näher beschriebener Zusammensetzung (u.a. Calcium, Fluor und Natrium als Bestandteile) und durch Bodenerosion (Pott & Remy 2000). Biogene Einflüsse beruhen auf Mineralisationsprozessen von abgestorbenen Organismen. Ergänzt werden diese Einträge von Düngung, die vornehmlich Polyphosphate, das sind Produkte aus Kondensationsreaktionen der Phosphorsäure, enthält.

Eisen ist ein Spurenelement, das gelöst in den Oxidationsstufen +II und +III vorliegt. Im neutralen Bereich um pH 7 oder bei erhöhter Sauerstoffsättigung befindet

sich Eisen in der Regel in der höchsten Oxidationsstufe als Eisen(III). Dieses kann mit freien Hydroxid-Ionen zum unlöslichen Eisen(III)-Hydroxid ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) präzipitieren, woraufhin es zur Wassertrübung und damit zu Lichtmangel kommen kann. Im sauren Bereich liegt Eisen(II) stabil vor. Durch Akkumulationsprozesse reichert sich Eisen vermehrt im Hypolimnion an. Durch Ausfällungsprozesse mit Phosphat-Ionen können sowohl Eisen(III) als auch Phosphat dem Nährstoffkreislauf entzogen werden (s. o.). Pott & Remy (2000) beschreiben für norddeutsche Oberflächengewässer eine natürliche durchschnittliche Eisen(III)-Amplitude von 0,8 bis 1,2 mg/l.

Stickstoff ist essentiell für alle Organismen. Er ist ein wichtiger Bestandteil der Proteine und Nukleinsäuren und damit des gesamten Erbguts. Mit knapp 79 % stellt Stickstoff den größten Gasanteil in der Atmosphäre dar. Wie beim Schwefel gelangt es durch vulkanische Exhalationen in die Atmosphäre und wird durch elektrische Energie in Form von Blitzen in die Form  $\text{NO}_x$  umgewandelt. Das bedeutet die unterschiedliche Anzahl an Sauerstoffatomen, die pro Stickstoffatom gebunden werden können. Für die Organismen zugänglich sind davon in der Regel nur Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Die dritte wichtige Erscheinungsform ist das Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), das durch Reduktionsprozesse aus Nitrat oder Nitrit entsteht. Luftstickstoff kann darüber hinaus auch in der reaktionsträgen, molekularen Form biogen durch Mikroorganismen fixiert werden. Während Nitrit toxische Wirkung hat, sind Ammonium und Nitrat jeweils stabile Produkte aerober (Nitrat) bzw. anaerober (Ammonium) Prozesse und werden bevorzugt von Pflanzen aufgenommen. Nitrit kann durch einen Prozess, der Denitrifikation genannt wird, in molekularen Stickstoff überführt werden, der das System verlässt. Durch

einen weiteren Prozess, der als Nitratammonifikation bezeichnet wird, wird es zu Ammonium reduziert. Über die Nitrifikation kann es dagegen zu Nitrat oxidiert werden.

Ammonium wird also durch die Nitratammonifikation aus Nitrit gewonnen, kann jedoch auch durch Ammonifikation aus organischer Substanz freigesetzt und anschließend assimiliert werden. Entscheidend für alle genannten Prozesse ist die mikrobielle Aktivität in einem Gewässer. Stickstoff gelangt heute vielfach anthropogen durch Düngung ins Gewässer. Nach Pott & Remy (2000) sind besonders oligotrophe Gewässer gefährdet, da hier die anaerobe Denitrifikation der allochthon eingeführten Nitratmengen nicht stattfinden kann. Da das Untersuchungsgebiet in einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Lössfläche liegt, werden in der folgenden Untersuchung erhöhte Stickstoffwerte erwartet. Hinzu kommt der fortgeschrittene Verlandungsgrad des Totarms.

## Methoden der hydrochemischen Untersuchung

Grundsätzlich wurden bei den Messungen immer Doppelbestimmungen mit anschließender Mittelwertbildung durchgeführt. Bei den Vergleichsproben aus der Leine wurden drei Messungen durchgeführt, die jedoch alle nahezu dieselben Werte ergaben und daher als gemittelte Vergleichswerte den Messungen am Totarm gegenübergestellt werden. Verließen die Werte den Rahmen der reproduzierbaren Ergebnisse, so wurden Verdünnungen der Proben hergestellt. Dies erfolgte in der Regel bei den fotometrischen Messungen.

Die ursprünglich geplanten Messungen sollten sich von Anfang Mai bis Ende Juli erstrecken, um die steigende Produktion an Phytomasse im Frühjahr und Sommer mit

zu berücksichtigen. Wie eingangs erwähnt, lag der Totarm ab Anfang Juli trocken, sodass die Messreihe nur die Monate Mai und Juni erfasst. Die Messungen der Hydrochemie sind eng an Schwoerbel (1994) und die „Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- & Schlammuntersuchung“ der Wasserchemischen Gesellschaft (2015) angelehnt. Die Bestimmung der Biozönosen erfolgte mithilfe der bekannten Bestimmungsliteratur.

Die Probenentnahme erfolgte in einer 1-Liter-PE-Flasche unter mehrmaligem Ausspülen und Sauerstoffausschluss. Die Wasserprobe wurde danach sofort, spätestens aber innerhalb von zwei Tagen gemessen. In der Zwischenzeit wurde sie bei 7 °C im Kühlschrank gelagert. Bereits bei der Entnahme wurde der Unterschied von Fluss und Totarm anhand der deutlichen Trübung des Altwassers durch das Sapropel sichtbar (Abb. 13). Die Messungen erfolgten im zweiwöchigen Abstand jeweils zwischen neun und zehn Uhr morgens. Damit sollte der Sauerstoffgehalt gegenüber dem Kohlenstoffdioxidgehalt niedriger sein, da über Nacht sauerstoffzehrende Prozesse stattgefunden haben.

Die Gewässertiefe wurde mit einem Rechen mit integrierter Skala ausgemessen.

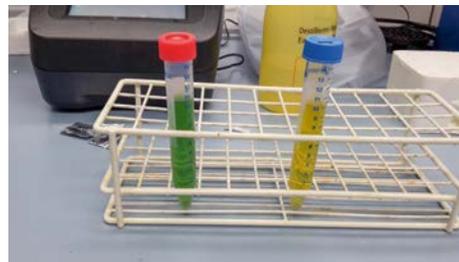
Vor Ort wurden physikalische Parameter mit Elektroden der Firma Hach gemessen. Dazu zählen der pH-Wert (Elektrodetyp PHC 101), die elektrische Leitfähigkeit (CDC 401), der Sauerstoffgehalt (LDO 101) und die Wassertemperatur (LDO 101).

Der pH-Wert ist als negativ dekadischer Logarithmus eine dimensionslose Einheit. Die Wassertemperatur wurde in °C, die elektrische Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und der Sauerstoffgehalt in  $\text{mg}/\text{l}$  gemessen. Diverse Parameter wurden mit einem Fotometer vom Typ DR 2800 der Firma Hach bestimmt. Dazu zählen die Stickstoffwerte, Phosphat, Sulfat und Eisen. Alle Einheiten sind in  $\text{mg}/\text{l}$  angegeben. Die Stickstoffwerte wurden mit unterschiedlichen Methoden ermittelt: Der Ammoniumgehalt über die Salicylatmethode (Methode 8155) bei einer Wellenlänge von 655 nm (Abb. 14), Nitrat über die Cadmium-Reduktionsmethode (8039) bei einer Wellenlänge von 500 nm und Nitrit mithilfe der USEPA Diazotierung (8507, 507 nm). Die Messung von Phosphat (Orthophosphat) erfolgte durch die USEPA PhosVer® 3 Ascorbinsäuremethode (8048, 880 nm). Eisen wurde als Fe(II) durch die Phenanthrolinmethode (8146, 510 nm) und als

**Abb. 13** Wasserprobe der Leine (links) und des Altwassers. Die deutliche Trübung resultiert aus dem Sapropel, das bis wenige Zentimeter unter die Wasseroberfläche reicht.

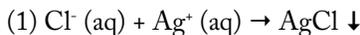


**Abb. 14** Bei Vorhandensein von Ammoniumionen in der Probe färbt sich diese bei der Salicylatmethode tiefgrün. Rechts die Blindprobe mit destilliertem Wasser.

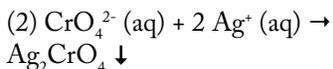


Gesamteisen (Fe(II) + Fe(III)) mit der USEPA FerroVer® Methode (8008, 510 nm) gemessen. Die Sulfatbestimmung erfolgte durch die SulfaVer® 4-Methode (8051, 450 nm). Bei der Sulfat- und Ammoniumbestimmung mussten mitunter Verdünnungen von 1:10 (Sulfat) und 1:20 (Ammonium) angesetzt werden, damit die Werte im messbaren Bereich des Fotometers lagen.

Die Bestimmung von Chlorid, Gesamthärte (GH), Carbonathärte (KH), gelöstem Kohlenstoffdioxid und dem CSB erfolgte titrimetrisch. Bei der Chloridbestimmung wurde der Methode nach Mohr (vgl. Jander/Blasius 2012) gefolgt. Grundlage dieser Methode ist die Ausfällung der in der Probe vorhandenen Chlorid-Ionen mit Silber-Ionen zu Silberchlorid.



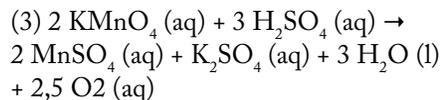
Hierfür wurden 50 ml der Wasserprobe in einen 200 ml Erlenmeyerkolben pipetiert. Als Indikator fungierte Kaliumchromat ( $\text{K}_2\text{CrO}_4$ ), das bei Überschreitung des Äquivalenzpunktes mit überschüssigen Silber-Ionen zu rotbraunem Silberchromat ( $\text{Ag}_2\text{CrO}_4$ ) ausfällt.



Die Probe wurde nun mit Silbernitrat-Lösung ( $\text{AgNO}_3$ ) bekannter Konzentration (hier 0,01 mol/l) versetzt. Weil Silberchlorid stöchiometrisch aus denselben Stoffmengen an Chlorid- und Silber-Ionen besteht (vgl. Reaktionsgleichung 1), ist die verbrauchte Stoffmenge an Silberionen gleich der gelösten Stoffmenge an Chlorid-Ionen. Weil Volumen der Wasserprobe und Stoffmenge an Chlorid-Ionen nun bekannt sind, lässt sich daraus die Konzentration in mol/l berechnen. Durch

Multiplikation mit der molaren Masse von Chlorid (ca. 35,45 g/mol; vgl. Schweda 2012) lässt sich auf die Konzentration in mg/l schließen.

Der CSB-Wert wurde über die Bestimmung des Kaliumpermanganat-Verbrauchs ermittelt (Schwoerbel 1994). Diese Methode beruht auf der Sauerstoffreisetzung aus Kaliumpermanganat ( $\text{KMnO}_4$ ) durch 25 %-ige Schwefelsäure ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Der freigesetzte Sauerstoff oxidiert im Anschluss die vorhandene organische Substanz. Kaliumpermanganat wird dabei reduziert, was am Verschwinden der violetten Färbung der Probe zu erkennen ist.



Die Durchführung erfolgte durch Versetzen von 100 ml Probe mit 5 ml 25 %-iger Schwefelsäure in einem 300 ml Erlenmeyerkolben. Die Lösung wurde anschließend bis zum Kochen erhitzt. In die heiße Probe wurden 25 ml 0,002-molarer Kaliumpermanganatlösung pipetiert. Die Probe verfärbte sich sofort tiefviolett. Nach zehnmütigem Kochen wurden 25 ml 0,01 molarer Oxalsäurelösung hinzugegeben, woraufhin sich die Probe entfärbte. Anschließend erfolgte die Titration mit 0,002 molarer Kaliumpermanganatlösung.

Die Berechnung folgt der Formel von Schwoerbel (1994):

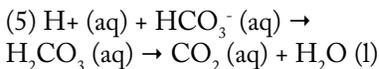
$$(4) \text{Menge an CSB in mg/L} = A \cdot F \cdot 0,316 \cdot 10 \cdot 2,5$$

„A“ steht für die Menge verbrauchter Kaliumpermanganatlösung und „F“ für den Titrationsfaktor, der in diesem Fall gleich 1 ist. Die restlichen Faktoren sind stöchiometrische und verdünnungsbedingte Ausgleichsfaktoren.

Die Bestimmung der Gesamthärte (GH) erfolgte mit einer Komplexbildungsreaktion nach Schwoerbel (1994). Als Komplexbildner fungiert EDTA (Ethyldiamintetraacetat). Das Prinzip liegt in der guten Wasserlöslichkeit von EDTA-Komplexen, da diese zumeist negative Ladungen tragen und daher als Natriumsalz in die Lösung gegeben werden (Jander/Blasius 2012). Durch die negative Teilladung der Komplexe werden die Erdalkali-Ionen maskiert. Nach Schwoerbel (1994) erfolgt die Umrechnung in Grad Deutscher Härte (°dH) durch den EDTA-Verbrauch multipliziert mit dem Faktor 0,56. Da weiterhin angegeben wird, dass die Werte um etwa 5% zu niedrig sind, wurden die Berechnungen um den Faktor 1,05 ergänzt.

Bei der Ausführung wurden 50 ml Wasserprobe in einem 200 ml Erlenmeyerkolben pipettiert und mit einer Indikatortablette und 1 ml Ammoniakwasser versetzt. Anschließend wurde mit 0,01-molarer EDTA-Lösung titriert. Am Umschlagspunkt wechselt die Farbe der Probe von braun zu grün.

Die Carbonathärte (KH) wurde über eine Titration der Probe mit Salzsäure ermittelt. Bei dieser Probe macht man sich zu Nutze, dass Kohlenstoffdioxid in der Lösung als Hydrogencarbonat-Ion ( $\text{HCO}_3^-$ ) vorliegt (s. o.). Dieses Ion puffert die Protonen der Salzsäure ab und dissoziiert dabei in Kohlenstoffdioxid und Wasser.



Bei diesem Prozess wird der pH-Wert auf circa 4,5 erniedrigt (Schwoerbel 1994). Die Menge an Salzsäure ist äquivalent der Menge an Hydrogencarbonat und stellt damit einen Summenparameter für die vorhandenen Calcium- bzw. Magnesium-Ionen dar. Da sowohl Calcium als auch

Magnesium zu den Erdalkali-Ionen zählen, besitzen sie die Fähigkeit, jeweils zwei Äquivalente Hydrogencarbonat zu binden. Daher muss die Menge an Hydrogencarbonat durch zwei dividiert werden, um den Summenparameter der Erdalkali-Ionen zu bilden. Für die Berechnung in Grad Deutscher Härte, wie sie in dieser Arbeit durchgeführt wurde, entspricht ein Milliliter Verbrauch an Salzsäure 2,8 Deutschen Härtegraden (vgl. Deutsche Einheitsverfahren 2015).

Die Titration erfolgte mit 0,1-molarer Salzsäure. Titriert wurden 50 ml Probe in einem 200 ml Erlenmeyerkolben. Als Indikator fungierten fünf Tropfen Methylorange (p-Dimethylaminoazobenzolsulfonsäure). Die Farbe wechselt am Umschlagspunkt von Gelb-Orange zu Rot als Folge der Protonierung von überschüssigen Wasserstoffatomen.

Aufgrund des pH-Wertes des Gewässers (siehe unten) kann nach Pott & Remy (2000) davon ausgegangen werden, dass Kohlenstoffdioxid im neutralen Bereich um pH 7 fast ausschließlich als Hydrogencarbonat-Ion vorliegt. Zur Bestimmung der Konzentration erfolgte daher eine Titration mit Natronlauge, die das Hydrogencarbonat-Ion deprotoniert. Der Verbrauch an Natronlauge wird mit dem Faktor 8,8 multipliziert. Dieser Faktor berücksichtigt Verdünnungsgrad, Konzentration der Natronlauge und molare Masse von Kohlenstoffdioxid. Damit erhält man direkt den  $\text{CO}_2$ -Gehalt in mg/l.

Für diese Bestimmung wurden 50 ml Wasserprobe in einem 200 ml Erlenmeyerkolben pipettiert und mit drei Tropfen Phenolphthalein als Indikator versetzt. Dieser ist zunächst farblos, wird jedoch ab pH 8,2 deprotoniert und erscheint aufgrund seiner neuen Struktur rosa/pink (Jander/Blasius 2012). Titriert wurde mit 0,01-molarer Natronlauge.

## Ergebnisse

Die Tabellen 1 bis 3 geben die Messergebnisse in Bezug auf den Totarm wieder, Tabelle 4 enthält die entsprechenden des Leinewassers.

Tab. 1 stellt die Messergebnisse der physikalischen Parameter und der Atemgase ( $O_2$  und  $CO_2$ ) dar. Die Temperaturamplitude beträgt exakt  $2^\circ C$  mit  $20,2^\circ C$  als Minimum und  $22,2^\circ C$  als Maximum. Die gemittelte Wassertemperatur beträgt  $21,2^\circ C$ . Bei der elektrischen Leitfähigkeit liegt eine kontinuierliche Zunahme der Messergebnisse von Beginn der Messung mit  $1287 \mu S/cm$  bis zum Ende mit  $2038 \mu S/cm$  vor. Die Zunahme beträgt  $751 \mu S/cm$  und die gemittelte elektrische Leitfähigkeit  $1662,5 \mu S/cm$ . Der pH-Wert bleibt nahezu konstant zwischen  $7,37$  und  $7,62$ . Der mittlere pH-Wert des Gewässers beträgt  $7,5$ . Bei beiden Atemgasen liegt eine stetige Zunahme der Konzentration vor. Zu Beginn der Untersuchungen betrug der Sauerstoffgehalt  $0,2 \text{ mg/l}$  und am Ende  $3,97 \text{ mg/l}$ . Der mittlere Sauerstoffgehalt liegt bei  $2,1 \text{ mg/l}$ . Der Kohlenstoffdioxid-Gehalt nimmt von  $16,72 \text{ mg/l}$  bis  $45,76 \text{ mg/l}$  zu. Der Mittelwert beträgt  $31,24 \text{ mg/l}$ .

Tab. 2 listet die Wasserhärte, den chemischen Sauerstoffbedarf und den Gehalt an Chlorid-Ionen auf. Die Carbonathärte (KH) schwankt zwischen  $5,94$  und  $9,10^\circ dH$ . Die mittlere KH beträgt  $7,52^\circ dH$ . Die Gesamthärte (GH) hat bei  $8,12^\circ dH$  ihren kleinsten und bei  $13,72^\circ dH$  ihren höchsten Wert. Die mittlere GH beträgt somit  $10,92^\circ dH$ . Der CSB nimmt kontinuierlich von Beginn der Messung ab. Bei  $191,97 \text{ mg/l}$  im Mai startend nimmt

der Wert zur letzten Messung mit  $109,81 \text{ mg/l}$  auf ein Minimum ab. Der Mittelwert beträgt  $150,89 \text{ mg/l}$ . Der Gehalt an Chlorid-Ionen schwankt zwischen  $112,70 \text{ mg/l}$  und  $116,28 \text{ mg/l}$ . Der Mittelwert beträgt  $114,49 \text{ mg/l}$  und entspricht damit ziemlich genau dem Wert der letzten Messung.

Tab. 3 zeigt die Ergebnisse der fotometrischen Messungen. Der Gehalt an gelöstem Eisen(II) schwankt zwischen  $0,42 \text{ mg/l}$  und  $0,51 \text{ mg/l}$ . Der Mittelwert beträgt  $0,47 \text{ mg/l}$ . Die Amplitude bei Eisen(III) ist wesentlich größer. Sie schwankt zwischen  $0,51 \text{ mg/l}$  und  $1,63 \text{ mg/l}$ . Der Mittelwert beträgt hier  $1,07 \text{ mg/l}$ . Der Gehalt an Stickstoff in Form von Nitrit hat sein Minimum bei  $0,007 \text{ mg/l}$  und sein Maximum bei  $0,01 \text{ mg/l}$ . Der mittlere Gehalt beträgt gerundet  $0,009 \text{ mg/l}$ . Die Menge an Nitrat liegt zwischen  $0,2$  und  $3,4 \text{ mg/l}$ . Der Mittelwert beträgt  $1,8 \text{ mg/l}$ . Ammoniumstickstoff hat mit  $0,76 \text{ mg/l}$  zu Beginn der Untersuchung seinen Minimalwert und mit  $5,6 \text{ mg/l}$  sein Maximum. Der mittlere Gehalt beträgt  $3,18 \text{ mg/l}$ . Die Sulfatkonzentration im Gewässer liegt am Beginn der Messreihe bei  $102 \text{ mg/l}$  und zum Ende bei  $194 \text{ mg/l}$ . Die mittlere Sulfatkonzentration beträgt  $148 \text{ mg/l}$ . Der Phosphatgehalt beträgt zwischen  $0,89 \text{ mg/l}$  zu Beginn der Messung und  $1,89 \text{ mg/l}$  am Ende. Die Amplitude ist daher genau  $1$ . Der mittlere Phosphatgehalt beträgt  $1,39 \text{ mg/l}$ .

Die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchung des Leinewassers sind in Tabelle 4 dargestellt, die die gemittelten Werte aus der Analyse aufzeigt.

**Tab. 1** Ergebnisse der Untersuchungen, physikalische Parameter

| Datum      | Uhrzeit | Wasser-<br>temperatur<br>[°C]         | elektr. Leit-<br>fähigkeit<br>[µS/cm] | pH   | O <sub>2</sub> -<br>Gehalt<br>[mg/L] | CO <sub>2</sub> -<br>Gehalt<br>[mg/L] |
|------------|---------|---------------------------------------|---------------------------------------|------|--------------------------------------|---------------------------------------|
| 11.05.2016 | 09:34   | 22,2                                  | 1287                                  | 7,37 | 0,2                                  | 16,72                                 |
| 25.05.2016 | 09:57   | 20,2                                  | 1735                                  | 7,53 | 0,33                                 | 40,48                                 |
| 08.06.2016 | 09:32   | 21,6                                  | 1989                                  | 7,58 | 3,91                                 | 40,04                                 |
| 29.06.2016 | 09:27   | 20,9                                  | 2038                                  | 7,62 | 3,97                                 | 45,76                                 |
| 13.07.2016 |         | vollständige Verlandung des Gewässers |                                       |      |                                      |                                       |
| 27.07.2016 |         | vollständige Verlandung des Gewässers |                                       |      |                                      |                                       |

**Tab. 2** Ergebnisse der Untersuchungen, titrimetrische Parameter

| Datum      | Uhrzeit | Karbonat-<br>härte<br>°dH             | Gesamt-<br>härte<br>°dH | CSB<br>[mg/L] | Cl-<br>[mg/L] |
|------------|---------|---------------------------------------|-------------------------|---------------|---------------|
| 11.05.2016 | 09:34   | 9,52                                  | 8,2                     | 191,97        | 113,44        |
| 25.05.2016 | 09:57   | 8,12                                  | 5,94                    | 178,54        | 116,28        |
| 08.06.2016 | 09:32   | 13,72                                 | 9,1                     | 111,39        | 112,7         |
| 29.06.2016 | 09:27   | 13,44                                 | 8,64                    | 109,81        | 114,57        |
| 13.07.2016 |         | vollständige Verlandung des Gewässers |                         |               |               |
| 27.07.2016 |         | vollständige Verlandung des Gewässers |                         |               |               |

**Tab. 3** Ergebnisse der Untersuchungen, fotometrische Parameter

| Datum      | Uhrzeit | Fe <sup>2+</sup><br>[mg/L]            | Fe <sup>3+</sup><br>[mg/L] | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup><br>[mg/L] | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup><br>[mg/L] | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup><br>[mg/L] | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup><br>[mg/L] | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup><br>[mg/L] |
|------------|---------|---------------------------------------|----------------------------|--|--|--|---|---|
| 11.05.2016 | 09:34   | 0,44                                  | 0,51                       | 0,01                                   | 0,2                                    | 0,76                                   | 102                                     | 0,89                                    |
| 25.05.2016 | 09:57   | 0,42                                  | 1,63                       | 0,01                                   | 0,2                                    | 5,6                                    | 168                                     | 1,79                                    |
| 08.06.2016 | 09:32   | 0,51                                  | 1,38                       | 0,007                                  | 3,4                                    | 4                                      | 179                                     | 1,72                                    |
| 29.06.2016 | 09:27   | 0,49                                  | 1,57                       | 0,01                                   | 2,1                                    | 5,3                                    | 194                                     | 1,89                                    |
| 13.07.2016 |         | vollständige Verlandung des Gewässers |                            |  |  |  |   |   |
| 27.07.2016 |         | vollständige Verlandung des Gewässers |                            |  |  |  |   |   |

## Diskussion

### Altwasser

Die Ergebnisse bekräftigen grundsätzlich die vegetationskundlichen Befunde eines Altwassers in einer fortgeschrittenen Terminalphase:

Die geringe Temperaturdifferenz von 2 °C basiert vermutlich auf der Lage des Totarms. In einem dichten Weidenbruchwald gelegen, ist das Gewässer geringen Sonneneinstrahlungen ausgesetzt und behält daher eine annähernd konstante Temperatur. Außerdem waren die durchschnittlichen Temperaturen im Mai und Juni nicht signifikant unterschiedlich. Da aber insbesondere die tageszeitliche Abfolge von Tag und Nacht einen hohen Einfluss auf die Temperatur flacher Gewässer, wie es im Untersuchungsgebiet vorliegt, hat, haben einzelne hier vorgenommene Messungen der Temperatur nur einen geringen Aussagegehalt.

Die elektrische Leitfähigkeit weist deutlich höhere Werte auf als eutrophe Gewässer in einem natürlichen Verlandungsprozess. Damit stellt sie einen guten Indikator für die Hypertrophie des Untersuchungsgebiets dar. Die kontinuierliche Zunahme um ca. 800 µS/cm im Zeitraum von zwei Monaten basiert auf der Zunahme der Biomasseproduktion im gleichen Zeitraum, wodurch, bedingt durch den erhöhten Stoffwechsel, mehr Ionen ins System gelangen. Weiterhin bestätigt die hohe Leitfähigkeit den anthropogenen Einfluss auf das Untersuchungsgebiet, da poly- bzw. hypertrophe Gewässer nicht zum natürlichen Trophiespektrum gezählt werden. Diese entstehen durch anthropogene Nährstoffanreicherung, z.B. in Form von Düngung (Pott & Remy 2000).

Der pH-Wert bleibt über den Messzeitraum nahezu konstant im neutralen

**Tab. 4** Darstellung der Messergebnisse der Untersuchungen an der Leine

| Parameter                     | Wert       |
|-------------------------------|------------|
| Wassertemperatur              | 21,6 °C    |
| elektrische Leitfähigkeit     | 1228 µS/cm |
| pH-Wert                       | 7,72       |
| O <sub>2</sub> -Gehalt        | 8,06 mg/L  |
| CO <sub>2</sub> -Gehalt       | 27,72 mg/L |
| Carbonathärte                 | 4,2 °dH    |
| Gesamthärte                   | 5,82 °dH   |
| CSB                           | 50,56 mg/L |
| Cl <sup>-</sup>               | 64,52 mg/L |
| Fe <sup>2+</sup>              | 0,05 mg/L  |
| Fe <sup>3+</sup>              | 0,31 mg/L  |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>  | 0,013 mg/L |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | 0,5 mg/L   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>  | 0,05 mg/L  |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 87 mg/L    |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | 1,75 mg/L  |

Bereich um pH 7,5. Ferner befindet sich Phosphat in einem Gleichgewicht der Formen H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> und HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup> und stellt damit ein Puffersystem mit optimaler Wirkung dar.

Der Gehalt an Kohlenstoffdioxid beträgt im Mittel etwa das 15-fache des Sauerstoffgehalts. Dies liegt zum einen daran, dass die Messungen drei bis vier Stunden nach Sonnenaufgang durchgeführt wurden und im Totarm die Nacht über sauerstoffzehrende Prozesse stattgefunden haben. Zum anderen ist das Milieu durch den hohen Sapropelanteil vorwiegend anaerob, sodass der Sauerstoffgehalt nur an sehr warmen, sonnigen Tagen durch erhöhte Fotosyntheserate auf knapp 4 mg/l

ansteigen konnte. Die erhöhte Biomasseproduktion sorgt aber auch für eine erhöhte Sauerstoffzehrung, sodass der Sauerstoffgehalt bei Nacht extrem absinkt. Dies steht mit dem Fehlen von Fischen und vielen anderen Organismen im Gewässer in Zusammenhang. Neben der geringen Wassertiefe werden Sauerstoffwerte von unter 0,5 mg/l wie sie im Mai vorzufinden waren, als letal für Fische angegeben (Baur & Rapp 2003).

Die Beurteilung der Wasserhärte folgt der Skala nach Merck. Demnach ist das Gewässer im Untersuchungsgebiet mit Werten zwischen 8,12 und 13,72 °dH dem Typ mittelharter Gewässer zuzuordnen. Dieser Typus wird durch Wasserhärten zwischen 8 und 18 °dH charakterisiert. Die weitestgehende Verödung des Gewässers lässt sich auch an den hohen CSB-Werten ablesen. Biologische und abiotische Oxidationsprozesse werden bei Pott & Remy (2000) als Gründe für O<sub>2</sub>-Mangel angegeben. Verstärkt wird der Effekt durch anaerobe Freisetzung von Methan (CH<sub>4</sub>) und Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) aus dem Sapropel. Letzterer konnte einwandfrei anhand des charakteristischen Eigengeruchs im Sapropel festgestellt werden. Die Abnahme des CSB-Gehaltes um circa 80 mg/l beruht vermutlich auf dem leicht steigenden Sauerstoffgehalt und der erhöhten Biomasseproduktion, wodurch vermehrt oxidierende Prozesse ablaufen.

Der Gehalt an Chlorid-Ionen liegt mit etwa 115 mg/l im Bereich der höheren, aber noch weitgehend tolerierten Chlorid-Ionenkonzentration (Pott & Remy 2000). Die hohen Konzentrationen halten sich durch die geringe Umsatzrate von chemisch relativ inerten Chlorid-Ionen konstant.

Die nach Pott & Remy (2000) durchschnittliche Fe<sub>3</sub><sup>+</sup>-Konzentration von 0,8 bis 1,2 mg/l wird im Untersuchungsgebiet

übertroffen. Insbesondere bei der ersten Messung ist der Anteil an Eisen(II) am Gesamteisen überdurchschnittlich hoch. Dies ist auf den geringen O<sub>2</sub>-Gehalt zurückzuführen, wodurch eine Oxidation zum Eisen(III) nur selten auftritt. Die Erhöhung der Eisen-Werte ist auf vermehrte Freisetzung aus dem Löss zurückzuführen, das Beimengen von Eisen-Verbindungen enthalten kann (Strahler & Strahler 1999). Eine Anreicherung von Eisen erfolgt zudem natürlicherweise in den Zehrschichten nährstoffreicher Gewässer.

Die Stickstoffwerte untermauern den Befund eines sauerstoffarmen Gewässers mit reduzierendem Milieu, weil Stickstoff vorwiegend in der Form des Ammonium-Ions (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) vorliegt. Das Gewässer ist somit überwiegend durch (nitrat-)ammonifizierende Prozesse (Pott & Remy 2000) gekennzeichnet. Mit Werten zwischen ca. 4 und 5 mg/l ist das Gewässer nach Lüderitz et al. (2009) der höchsten Güteklassifikation zuzuordnen. Die Autoren führen, basierend auf Daten des Umweltbundesamtes, Werte über 2,4 mg/l als höchste Güteklasse für nährstoffreiche Gewässer auf. Besonders der anthropogene landwirtschaftliche Einfluss aus der Umgebung ist als Ursache für die hohen Stickstoffwerte zu nennen.

Je nach geogener Beschaffenheit treten Sulfatkonzentrationen zwischen 5 und 150 mg/l auf (Pott & Remy 2000). Die mittlere Konzentration im Untersuchungsgebiet liegt mit 148 mg/l an der oberen Grenze dieses Bereichs. Im Verlauf des Messzeitraums steigt die Sulfatmenge jedoch von 102 auf 194 mg/l. Es ist also fast eine Verdopplung des Gehalts festzustellen, die vermutlich auf landwirtschaftliche Einflüsse zurückzuführen ist. Wie bereits erwähnt, konnte durch den charakteristischen Geruch Schwefelwasserstoff nachgewiesen werden. Vorhandene Eisen(II)-Ionen

bilden unter sauerstoffarmen Bedingungen chemisch stabiles Eisensulfid, das sedimentiert. Die Konzentration des Schwefels im Gewässer ist daher vermutlich um einiges höher als die des Sulfats. Die Konzentration des Orthophosphats ist mit 1,39 mg/l im Mittel ebenfalls ein Indiz für ein Gewässer der nährstoffreichsten Güteklasse nach Lüderitz et al. (2009). Hier werden 0,8 mg/l als untere Grenze der höchsten Güteklasse angegeben. Die hohen Werte sind sowohl auf landwirtschaftliche Aspekte als auch auf die erhöhte Biomasseproduktion zurückzuführen. So wird im anaeroben Milieu Phosphat aus dem Sediment freigesetzt. Einige Werte sind beim Vergleich mit dem Fließgewässer auffällig und werden im Folgenden erläutert.

## Das Leinewasser

Die elektrische Leitfähigkeit der Leine ist mit 1228  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Mittel ebenfalls sehr hoch. Dies ist auf die erhöhte Nährstofffracht im Verlauf eines Fließgewässers zurückzuführen; so fließt bei Limmer beispielsweise die stark salzhaltige Fösse in die Leine. Allerdings stellt der Fluss ein Kontinuum im Vergleich zum Totarm dar, weil die Nährstoffe nicht nur heran-, sondern auch kontinuierlich abgetragen werden, das ist ein wesentlicher Unterschied zum Stillgewässer. Außerdem sind die erhöhten Werte auch auf die bereits mehrfach angesprochene Landwirtschaft in unmittelbarer Nähe (Abb. 2) zurückzuführen.

Weiterhin ist der große Unterschied im Gehalt der Atemgase auffällig. Zwar ist auch hier die Konzentration des  $\text{CO}_2$ -Gehalts größer als die des  $\text{O}_2$ -Gehalts, allerdings ist letzterer mit circa 8 mg/l im Mittel deutlich höher als im Totarm. Dies liegt vor allem am fehlenden Sapropel und der geringeren Biomasse im Gewässer. Daher lässt sich eine deutlich geringere

Sauerstoffzehrung feststellen. Außerdem wird kontinuierlich Sauerstoff aus dem Ober- und Mittellauf zugeführt.

Gemäß der Härteskala nach Merck ist der Unterlauf der Leine dem Gewässertyp der weichen Gewässer zuzuordnen. Mit ca. 6 °dH befindet sich die Leine im Bereich der von Merck vorgegeben Grenzen von 3 bis 8 °dH. Durch die Strömung sind die im Protapedon vorhandenen Erdalkali-Ionen im Laufe der Zeit erosiv abgetragen worden, sodass sich bis heute ein gewisser Bereich eingestellt hat. Dies zeigen auch die konstanten Werte im Vergleich zum Stillgewässer, in dem eine teils beträchtliche Zunahme zu verzeichnen war (Tab. 4).

Sowohl der CSB- als auch der Chlorid-Ionen-Gehalt liegen deutlich unter den Werten des Totarms. Vermutlich sind auch hier die hydrodynamischen Bedingungen im Fließgewässer der Hauptgrund für die konstanten und niedrigeren Werte. Beim CSB spielt wohl zusätzlich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im System eine Rolle, die vermehrte oxidative chemische Reaktionen ablaufen lässt. Das weniger sauerstoffarme Milieu gekoppelt mit der permanenten Strömung sorgt außerdem für niedrigere Eisenkonzentrationen. Ergänzt durch den erhöhten Sauerstoffgehalt liegt das Eisen überwiegend in der oxidierten Form als  $\text{Fe}_3^+$  vor.

Die Stickstoffwerte sind in der Gesamtheit wesentlich geringer als im Stillgewässer. Hydrodynamische Prozesse und die wesentlich geringere Biomasse im Gewässer sind als Gründe dafür aufzuführen. Des Weiteren liegt Stickstoff im untersuchten Fließgewässer überwiegend in der oxidierten Form als  $\text{NO}_3^-$  vor. Die deutlich geringere Sulfatkonzentration resultiert aus dem Fehlen des anaeroben Sediments und ist vermutlich rein durch die anthropogenen Einflüsse auf die umgebende Landwirtschaft zurückzuführen.

Die Phosphatkonzentration liegt im Mittel dagegen höher als im Totarm. Der landwirtschaftliche Einfluss ist ein wichtiger Grund dafür, jedoch sollte dies durch die wesentlich geringere Biomasse kompensiert werden. Vermutlich werden große Phosphatmengen aus dem Ober- und Mittellauf angeschwemmt, die der Hauptgrund für die hohe Konzentration sind.

Wie bei jeder chemischen Untersuchung im Labor treten Fehler auf, die hier der Vollständigkeit halber aufgezählt werden sollen. Zunächst sind die subjektiven Fehler am augenscheinlichsten. Das Ablesen des Meniskus' der Flüssigkeit beim

Titrieren und Pipettieren sorgt für erste Ungenauigkeiten. Leicht verstärkt werden sie durch die Eigenfehler der Geräte, die geringe Mengen an Flüssigkeiten zurückhalten. Auch das Übertitrieren ist als solches sinnvoll für einen eindeutigen Nachweis, verfälscht jedoch auch das Ergebnis in bestimmten Mengen. Wie bereits erwähnt, sind Einzelbestimmungen der Temperatur, die tageszeitlich schwankt, nur sehr begrenzt aussagekräftig. Ähnliches betrifft den Gehalt an Atemgasen, die wie die Temperatur von der Sonneneinstrahlung und damit von der Tageszeit abhängen.

## Fazit und Ausblick

Die vorliegende Arbeit kann natürlich keinen allgemeingültigen Vergleich zwischen limnischen und fluviatilen Lebensräumen liefern. Dazu müssten weitere Messungen durchgeführt werden, die aufgrund begrenzter Bearbeitungszeit (Mai bis Juli) und Materialmangels nicht geleistet werden konnten. So konnten z. B. Kalium- oder Silikatgehalt nicht gemessen werden.

Mithilfe dieser Arbeit konnte jedoch der wesentliche Unterschied zwischen limnischen und fluviatilen Lebensräumen gezeigt werden. Während die Strömung als auffälligstes Differenzierungsmerkmal zwischen diesen beiden Lebensräumen zu gelten hat, wurde besonders der Verlandungsprozess eines Altarms dargelegt. Somit befinden sich Altwässer als limnische Ökosysteme in einem Prozess, der sie von einem anfangs durchströmten Gewässer zu einem verlandenden Bruchwald formt. Je nach Stadium der Verlandung liegen unterschiedliche Abweichungen der Messergebnisse zu einem fluviatilen Lebensraum vor. Dagegen bilden fluviatile

Lebensräume unter natürlichen Bedingungen ein Kontinuum, was bedeutet, dass die hydrochemischen Werte im Mittel konstant bleiben. Zusätzlich zu den Unterschieden konnte der anthropogene Einfluss auf den Verlandungsprozess gezeigt werden.

An einigen Werten konnte weiterhin durchaus belegt werden, welche Auswirkungen ein Verlandungsprozess auf Parameter wie O<sub>2</sub>-Gehalt oder Stickstoffwerte hat. Darüber hinaus konnten mehrere Messergebnisse (vgl. Phosphor und Stickstoff) auf anthropogenen Einfluss zurückgeführt werden. Außerdem wurde die Tendenz zu geringerer Diversität bei gleichzeitig erhöhter Biomasseproduktion an poly- bzw. hypertrophen Standorten deutlich.

## Sanierungsmöglichkeiten und Naturschutzwert

Lüderitz et al. (2009) beschreiben den drastischen Rückgang der natürlichen Bildung von Altwässern durch anthropogenen

Einfluss. Dieser prägt auch das in dieser Arbeit untersuchte Gebiet. Bei einer Sanierung werden Altwässer in eine frühere Phase des Verlandungsprozesses zurückgeführt. So werden beispielsweise sedimentierte Verbindungen von Altwasser und Fluss wieder aufgebrochen, um eine erneute Anbindung zu ermöglichen. Auch Entschlammungsmaßnahmen, um

erneut eine Optimalphase zu erreichen, sind Teil des Konzepts. Die Autoren führen vier Gründe auf, die für eine Altwassersanierung sprechen: Zum einen wäre die „landschaftsgenetische Begründung“ (1) zu nennen. Durch anthropogenen Einfluss droht der Lebensraum Altwasser respektive das Ökosystem Aue zu verschwinden. Damit geht ein enormer Verlust an

## Glossar

**Altarm, Altwasser** Gewässertyp, der von einem Fließgewässer abstammt und noch direkt mit ihm verbunden (Altarm) oder bereits vollständig von ihm abgeschnürt (Altwasser) ist

**Benthäl** Lebensbereich im und auf dem Grund eines Gewässers

**BSB** Summe aller durch Sauerstoff abbaubaren organischen Substanzen in einem Gewässer

**CSB** Summe aller oxidierbaren Substanzen in einem Gewässer

**dystroph** Zustand eines Gewässers, der sich durch Nährstoffarmut bei gleichzeitig hoher Huminstoffkonzentration auszeichnet

**Edukt** Ein Ausgangsprodukt bei einer chemischen Reaktion

**Epilimnion** Vom Sonnenlicht maßgeblich beeinflusster, oberer Bereich eines Stillgewässers, in dem Sauerstoff in großer Konzentration vorhanden ist

**Exhalation** Prozess, bei dem Gase vulkanischen Ursprungs austreten und Schwefel aus dem Erdinneren an die Oberfläche gelangt

**GH** Gesamthärte, ein Summenparameter für die Kalzium-, Magnesium-, Strontium- und Bariumkonzentration in einer Lösung

**Gyttja** Typ von Unterwasserboden in nährstoffreicheren Gewässern, der noch gelegentlich durchlüftet wird

**hypertroph** höchstes Stadium an Nähr-

stoffreichtum in einem Ökosystem.

In der Regel anthropogen bedingt.

**Hypolimnion** Vom Sonnenlicht abgeschirmter, unterer Bereich eines Stillgewässers, in dem akuter Sauerstoffmangel herrscht

**KH** Karbonathärte, ein Summenparameter für die Kalzium- und Magnesiumkonzentration in einer Lösung

**Pelagial** Bereich in einem Gewässer, der nicht mit dem Gewässerboden oder dem Ufer in Kontakt steht; sozusagen der Freiwasserbereich

**Protopedon** In Norddeutschland in der Regel aus Sand bestehender Rohboden eines Gewässers, auf dem sich noch keine abgestorbenen Substanzen abgelagert und zu Schlamm formiert haben

**Qualmwasser** Wasser, das durch hohen Druck aus dem Boden an die Oberfläche gelangt. Der Qualm resultiert aus der im Boden vorhandenen Luft, die dabei mit an die Oberfläche gelangt

**Saprobie** Die Gesamtheit an organischer Substanz in einem Gewässer. Wird in der Regel über den BSB (s. dort) dargestellt.

**Sapropel** Sehr nährstoffreicher Schlamm. Bildet den Boden nährstoffreicher Gewässer.

**stöchiometrisch** Bezeichnet das Verhältnis der Mengen an Ausgangs- und Endstoffen bei einer chemischen Reaktion

**Totarm** Ein ehemaliges Altwasser, das bereits vollständig verlandet ist

Artenvielfalt einher. Durch Altwassersanierung kann dieser Lebensraum erhalten bleiben. Die „ökologische Begründung“ (2) zielt darauf ab, die Altwässer als Teil der Aue zu erhalten. Hierfür ist besonders das Vorhandensein aller Phasen, also der Initial-, der Optimal- und der Terminalphase, erforderlich. Wichtiger Aspekt dieser Sanierungsmaßnahme sind permanenter Nährstoffezug und Entschlammung bei Altwässern der Terminalphase. Die „landschaftsästhetische Begründung“ (3) besagt, dass viele Altwässer und Auen die historische Bildung der Landschaft widerspiegeln und daher für das Verständnis von Landschaftsgenese sinnvoll sind. Zuletzt wird eine wirtschaftliche Begründung (4) aufgeführt, die verlandete Altwässer wieder als Lebensraum für Fische unter Abstimmung mit Naturschutzanforderungen vorsieht. Der letztgenannte Aspekt würde eine wesentliche Rolle für das Untersuchungsgebiet darstellen, da hier aufgrund der niedrigen Wassertiefe und des geringen Sauerstoffgehalts keine Fische mehr vorhanden sind.

Allerdings setzen Lüderitz et al. (2009) auch eine Abwägung voraus, ob einer endgültigen Verlandung oder einer

Entlandung Vorzug gegeben werden sollte. Dies hat auch finanzielle Hintergründe, da insbesondere Entschlammungsmaßnahmen wie sie beim Untersuchungsgebiet notwendig wären, kostspielig sind und nachhaltig durchgeführt werden müssten.

Da der untersuchte Totarm zum einen unmittelbar vor dem Einzug in die Postterminalphase, also der endgültigen Verlandung steht und zum anderen von landwirtschaftlich genutzten Flächen umgeben ist, ist eine Rückführung in ein früheres Stadium wohl nicht sinnvoll. Permanenter Nährstoffeintrag würde dieses Ökosystem schnell wieder in den jetzigen Zustand zurückführen. Hinzu käme die extrem aufwändige Entschlammung, die hierfür notwendig und sehr teuer wäre. Aus diesem Grund und anhand der Tatsache, dass das Untersuchungsgebiet für mindestens drei verschiedene Vogelarten (*Anas platyrhynchos*, *Ardea cinerea* und *Anser anser*) einen Brutplatz bietet, sollte es allerdings aus Naturschutzsicht erhalten bleiben. Somit kann es auch in Zukunft als Beispiel für einen beschleunigten Verlandungsprozess eines Altwassers und für Hypertrophierung durch anthropogenen Einfluss dienen.

## Literaturverzeichnis

- Baur, Werner H.; Rapp, Jörg (2003): Gesunde Fische. – 2. Auflage: 317 S.; Stuttgart
- Harris, Daniel C. (2014): Lehrbuch der Quantitativen Analyse. – 8. Auflage: 955 S.; Berlin Heidelberg.
- Jäger, Eckehart J. (Hrsg.) (2011): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland – Gefäßpflanzen: Grundband. – 20. Auflage, 930 S.; Heidelberg.
- Jäger, Eckehart J.; Ritz, Christiane M.; Müller, Frank; Welk, Erik; Wesche, Karsten (Hrsg.) (2013): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland – Gefäßpflanzen: Atlasband, 12. Auflage: 822 S.; Heidelberg.
- Lüderitz, Volker; Langheinrich, Uta; Kunz, Christian (Hrsg.) (2009): Flussaltwässer – Ökologie und Sanierung: 232 S.; Wiesbaden.
- Pikos, Tim (2016): Ökologische Differenzierung limnischer und fluviatiler Lebensräume an der Leine in der Region Hannover: 56 S.; unveröffentlichte Bachelorarbeit am Institut für Geobotanik, Leibniz Universität Hannover.
- Pott, Richard (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, 2. Auflage: 622 S.; Stuttgart Hohenheim.

- Pott, Richard (2005): Allgemeine Geobotanik: 652 S.; Heidelberg.
- Pott, Richard; Remy, Dominique (2000): Gewässer des Binnenlandes: 255 S.; Stuttgart Hohenheim.
- Schaefer, Matthias (2010): Brohmer – Fauna von Deutschland, 23. Auflage: 809 S.; Wiebelsheim.
- Schweda, Eberhard (2012): Jander / Blasius – Anorganische Chemie II. – 16. Auflage, 392 S.; Stuttgart.
- Schwoerbel, Jürgen (1994): Methoden der Hydrobiologie, 4. Auflage: 368 S.; Stuttgart-Jena.
- Strahler, Alan H.; Strahler, Arthur N. (1999): Physische Geographie: 680 S.; Stuttgart (Hohenheim).
- Wasserchemische Gesellschaft in der GDCh, DIN (Hrsg.) (2015): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: 8834 S.; Weinheim.

Arbeit eingereicht: 31.07.2019  
Arbeit angenommen: 20.02.2020

Anschrift des Verfassers:

Tim Lukas Pikos

Institut für Geobotanik

Leibniz-Universität Hannover

Nienburger Straße 17

30167 Hannover

E-Mail:

pikos@geobotanik.uni-hannover.de

WWW.NATURHISTORICA.DE



Hannovers große Attraktion einmal anders

Der Große Garten Herrenhausen

Ein nicht sehr langer Weg nach Herrenhausen und sieben kurze Wege im Großen Garten  
von Prof. Dr. Joachim Knoll

In diesem Jubiläumsband 150 widmet sich der Autor einem der schönsten europäischen Barockgärten auf spezielle Weise. Sieben Spaziergänge führen zu bekannten und weniger bekannten Stellen, immer unterhaltsam, immer fundiert und gewürzt mit Liebe zum historischen Detail, vermischt mit ein wenig Ironie.

Naturhistorica 150, 152 S., 12 €

WWW.NATURHISTORICA.DE



**Naturhistorica**  
BERICHTE DER NATURHISTORISCHEN GESELLSCHAFT HANNOVER

**Subrosionssenkungen**  
zwischen Harz und Leine-Bergland

- Abgetaucht: Ur-Nordsee im Oligozän
- Schwierig: Moschusochsenschädelvergleiche
- Selten: Plesiosaurierfunde in Hildesheim
- Verflogen: Huhn mit Migrationshintergrund

**NGH** Naturhistorische Gesellschaft Hannover  
Gesellschaft zur Pflege der Naturwissenschaften

160 · 2018

**Naturhistorica 160**

- Subrosionssenkungen zwischen Harz und Leine-Bergland (Känozoikum, Niedersachsen)
- Die Oligozän-Sammlung Harms des Landesmuseums Hannover. Ein Tauchgang durch die Ur-Nordsee.
- Moschusochsenschädel aus dem Landesmuseum Hannover und dem Dinopark Münchehagen
- Plesiosaurier-Funde aus dem Mittleren Jura von Hildesheim
- Schottisches Flugwild in Ostfriesland. Ein Beitrag zur frühen Geschichte des Knyphauser Waldes
- Aufstellung des Schweden-Findlings am Deisterkamm am 6. Mai 2018

165 S.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Naturhistorica - Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover](#)

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: [162](#)

Autor(en)/Author(s): Pikos Tim Lukas

Artikel/Article: [Ökologische Differenzierung limnischer und fluviatiler Lebensräume an der Leine bei Garbsen in der Region Hannover 105-132](#)