

Bachelorarbeit

im Rahmen des Studienganges Landschaftsökologie
mit dem Abschluss des Bachelor of Science

Chemisch-ökologische Untersuchung der Eutrophierung des Berkelquelltopfes in Billerbeck

vorgelegt von

Claudia Schirmer

Matrikelnr.: 342018

am Fachbereich Geowissenschaften
der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät
der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster

Erstgutachter: Frau Dr. Patricia Göbel

Zweitgutachter: Herr Dr. Andreas Vogel

August 2009

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit selbstständig verfasst habe. Es wurden keine anderen als die in der Arbeit angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt. Wörtlich oder sinngemäß übernommene Zitate habe ich als solche kenntlich gemacht.

Münster, den 16.08.2009

Zusammenfassung

Der Berkelquelltopf südöstlich von Billerbeck im Münsterland spiegelt die neuzeitliche Eutrophierungsproblematik der Gewässer wider. Der Anstieg des Nährstoffgehalts führt jährlich zu einer sommerlichen Algenblüte, die die Naherholungsfunktion des Berkelquellgebietes beeinträchtigt und zu Konflikten führt. In der vorliegenden Studie wurde daher die aktuelle ökologische Situation des Berkelquelltopfes mit dem Ziel untersucht, brauchbare Ergebnisse für die Entwicklung von Maßnahmen zur Verbesserung seines Zustandes zu erhalten. Dazu wurde zunächst die Verweilzeit des Sees sowie sein Umgebungsfaktor, also der Einfluss der Größe des Einzugsgebiets auf den Stoffeintrag bestimmt. Entsprechend des oberirdischen Einzugsgebietes wäre der Quelltopf demnach stark durch seine Umgebung beeinflusst. Jedoch kann das tatsächliche Einzugsgebiet durch die Klüftung der Baumberge nicht vollständig bestimmt werden. Die geringe Verweilzeit des Wassers bedeutet, dass bei Unterbindung des Stoffeintrags und nach Austausch des Seewassers relativ schnell eine Verbesserung der Wasserqualität eintreten würde. Weiterhin wurden im See, in der ihn speisenden Quelle und in einem Zufluss sowie in Gewässern in der direkten Umgebung vor Ort chemisch-physikalische Messungen durchgeführt und Proben für die Laboruntersuchung entnommen. Des Weiteren wurde ein Querprofil des Sees vermessen und beprobt. Es wurde festgestellt, dass der Stickstoffeintrag hauptsächlich über die Quelle erfolgt, während der Zufluss Phosphor in den See einbringt. Beides sind eutrophierungswirksame Elemente. Die Quelle hat ihr Einzugsgebiet in den Baumbergen und wird durch einen vollständig nitrifizierten Kluftgrundwasserleiter beliefert. Der Zufluss wird durch einen oberflächennahen Grundwasserleiter gespeist. Ein hoher Anteil an organischer Substanz wird hier bei Staunässe sauerstoffzehrend mineralisiert, wobei das Redoxpotential absinkt. Durch reduzierende Prozesse kommt es zur Freisetzung von Ammonium, Mangan, Eisen und Phosphat. Das Querprofil ergab, dass offenbar eine regelmäßige Durchmischung im See stattfindet. Im Sediment liegen allerdings reduzierende Bedingungen vor. Kommt es zur Stagnation, kann die Sedimentoberfläche leicht reduziert werden, was zu einer Rücklösung von Phosphat und damit zu einer Verstärkung der Eutrophierung führen kann. Die Trophieklassifikation des Berkelquelltopfes kennzeichnet ihn als eutrophes Gewässer. In einer Untersuchung der dominanten Phytoplankter wurden Indikatororganismen für übermäßig verschmutzte Gewässer gefunden. Ein Vergleich der aktuellen Messergebnisse mit historischen Analysen ergab, dass ein Anstieg des Nährstoffeintrags infolge des Grünlandumbruchs in den 1960er Jahren stattgefunden hat. Später stellte sich ein neues Gleichgewicht mit durchgehend erhöhtem

Eintrag ein. Der Phosphoreintrag über den Zufluss ist zuvor nicht festgestellt worden. Eine Betrachtung des Einzugsgebietes zeigte, dass hier eine landwirtschaftliche Intensivierung stattgefunden hat. Demnach kann davon ausgegangen werden, dass die Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, wie im gesamten Münsterland, den Anstieg des Nährstoffeintrags verursacht. Als Maßnahme zur Verbesserung des ökologischen Zustandes sollten, sobald die Ausmaße des Einzugsgebietes des Berkelquelltopfes vollständig bekannt sind, Kooperationen mit den betroffenen Landwirten und eine Rückführung der Flächen in eine extensive Nutzung erwirkt werden. Der oberflächennahe phosphoreintragende Grundwasserleiter sollte kanalisiert und am Quelltopf vorbeigeführt werden und das Sediment erneut aus dem See entfernt werden. Eine Fortführung der Forschungsarbeiten im Untersuchungsgebiet ist möglich.



Abb. 1: Berkelquelltopf am 02.06.2009 (SCHIRMER 2009).

Inhalt

1.	Einleitung	1
2.	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	2
2.1	Lage	2
2.2	Geologie	4
2.3	Klima	5
2.4	Hydrologie	5
2.5	Boden	6
2.6	Flächennutzung	7
2.7	Historische Entwicklung des Quellgebiets.....	7
2.8	Vegetation am Berkelquelltopf	8
3.	Limnologische Hintergründe zur Eutrophierung	9
3.1	Eutrophierung, Trophie, Saprobie	9
3.2	Folgen der Eutrophierung	10
3.3	Bedingungen und Prozesse in Seen allgemein.....	12
3.4	Bedingungen und Prozesse in Flachseen.....	12
4.	Methoden	14
4.1	Morphologie, Wasserhaushalt, Einfluss des Einzugsgebietes.....	14
4.2	Chemisch-physikalische Untersuchung des Gebietes.....	15
4.3	Trophiebestimmung nach LAWA (2001)	17
4.4	Vergleichende Analyse historischer Messergebnisse	18
4.5	Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet	19
5.	Ergebnisse und Diskussionen	19
5.1	Morphologie, Wasserhaushalt, Einfluss des Einzugsgebiets.....	19
5.1.1	Abfluss und Verweilzeit	19
5.1.2	Umgebungsfaktor (f_n)	20
5.2	Chemisch-physikalische Untersuchung des Gebietes.....	22
5.3	Chemisch-physikalische Untersuchung des Querprofils	38
5.4	Trophiebestimmung nach LAWA (2001)	41
5.5	Vergleichende Analyse historischer Daten.....	43
5.5.1	Messergebnisse des Wasserwerkes Billerbeck von 1975 bis 1992 (Hauling o.J.)	43
5.5.2	Vergleich der Ergebnisse aus Einzelmessungen im Quellgebiet (HAULING O.J., STADT BILLERBECK O.J.) (s. Anhang, Tab. 9)	44
5.5.3	Vergleich der Nitratsituation im Wasserwerk (Hauling o.J., Bezirksregierung Münster 2009), in der Touristenquelle und im Quellgebiet (Bezirksregierung Münster 2009, Hauling o.J., Stadt Billerbeck o.J.).....	45
5.5.4	Vergleich der Phosphatsituation und Gesamtposphorsituation im Wasserwerk (HAULING O.J., BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009), in der Touristenquelle	

	(BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, HAFOUZOV 2009 I.VORB.) und in der Quelle am Hof Schulze-Brock (HAFOUZOV 2009 I.VORB.) (s. Abb. 12-14).....	46
5.5.5	Fazit der historischen Analyse.....	49
5.6	Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet	50
6.	Fazit, Empfehlung und Ausblick.....	54
7.	Literatur	56

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Berkelquelltopf am 02.06.2009 (SCHIRMER 2009).....	4
Abb. 2:	Übersicht über das Quellgebiet der Berkel.	3
Abb. 3:	Messstellen im Untersuchungsgebiet	16
Abb. 4:	Größe des oberirdischen Einzugsgebietes und der Seeoberfläche des Berkelquelltopfes.	21
Abb. 5:	Nitratkonzentration im Untersuchungsgebiet.....	34
Abb. 6:	Nitritkonzentration im Untersuchungsgebiet.....	35
Abb. 7:	Ammoniumkonzentration im Untersuchungsgebiet.	36
Abb. 8:	Gesamtposphat-Phosphor-Konzentration im Untersuchungsgebiet.	37
Abb. 9:	Tiefenprofil der Temperatur des Berkelquelltopfes.....	39
Abb. 10:	Konzentrationen von Ammonium, Eisen und Mangan an der Seeoberfläche und am Grund.	39
Abb. 11:	Nitratkonzentrationen in Brunnen 1 und 3 des Wasserwerkes (WW) (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009), im Leitungswasser aus dem Wasserwerk Billerbeck (WW Mitterwert) (HAULING O.J.) und in der Touristenquelle (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, BILLERBECK O.J., HAULING O.J.).....	47
Abb. 12:	Gesamtposphat-Phosphor-Konzentrationen in Brunnen 1 des Wasserwerkes (WW) (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, und in der Touristenquelle (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, BILLERBECK O.J., HAULING O.J.).	47
Abb. 13:	Phosphatkonzentrationen im Leitungswasser des Wasserwerkes und in der Touristenquelle (HAULING O.J.).....	48
Abb. 14:	Phosphatkonzentrationen im in der Quelle am Hof Schulze-Brock und in der Touristenquelle (HAFOUZOV 2009 I.VORB.).....	48
Abb. 15:	Landnutzung im oberirdischen Einzugsgebiet des Berkelquelltopfes im Jahre 1961.	52
Abb. 16:	Landnutzung im oberirdischen Einzugsgebiet des Berkelquelltopfes im Jahre 2006.	53

1. Einleitung

Der Mensch nimmt durch seine Aktivitäten auf vielerlei Weise direkt und indirekt Einfluss auf seine Umwelt. Er erkennt das Potential ihrer Kompartimente und versucht diese naturräumlichen Ressourcen möglichst günstig für sich zu nutzen. Somit entwickeln sich Ansprüche, die der Mensch an Natur und Landschaft stellt. Die Verfügbarkeit von Wasser zu Trink- und Brauchwasserversorgung war für den Menschen seit jeher ein entscheidender Faktor der Siedlungsentwicklung (KLEE 1991). Die Zunahme der Bevölkerung, die Industrialisierung sowie die Intensivierung der Landwirtschaft haben jedoch dazu geführt, dass immer mehr Nährstoffe in Ökosysteme eingebracht wurden (NAUJOKAT 1997). In den vergangenen Jahrzehnten konnte ein unnatürlich starker Anstieg des Trophiegrades in vielen Binnengewässern beobachtet werden, was als eine der gravierendsten und großflächigsten anthropogenen Einflussnahmen auf aquatische Ökosysteme angesehen werden kann (LAMPERT & SOMMER 1999). Die zunehmende Eutrophierung zeichnete sich in den 1970ern durch das Umkippen vieler Seen ab. Sie führt zu einer vollständigen Umformung der Ökosysteme und geht mit einem allgemeinen Artenverlust (SCHMIDT 1996) und der Massenentwicklung einiger toleranter Arten einher (SCHÖNBORN 2003). Die 2000 durch die Wasserrahmenrichtlinie angeordnete Bestandsaufnahme der Situation in Oberflächengewässern und Grundwasser hat für das Münsterland ergeben, dass bei der gegenwärtigen Nährstoffbelastung eine Erreichung eines guten Zustandes bis 2015 fast überall gefährdet ist. Die Wässer des Münsterlands sind besonders vom Stickstoffüberschuss betroffen, wobei die Haupteintragspfade auf landwirtschaftliche Nutzung zurückgeführt werden können (STUA 2005a). Da die Trinkwasserversorgung in den Baumbergen noch häufig über private Brunnen erfolgt, kommt es zu einem Nutzungskonflikt zwischen Wasser- und Landwirtschaft. Das Wasserwerk in Billerbeck wurde 1992 geschlossen, da sich das Wasser immer stärker dem Nitratgrenzwert näherte (STADT BILLERBECK O.J.). Private Brunnen werden aufgegeben oder müssen vertieft werden.

In Billerbeck wird die Eutrophierung der Gewässer am Berkelquellsee deutlich. Jährlich kommt es zu starken sommerlichen Algenblüten, wobei ansonsten Artenarmut vorliegt. Der See trägt wegen seines fauligen Geruchs nicht zur Naherholungsfunktion der Besucher des nahen Wanderweges bei und führt häufig zu Konflikten. Obwohl der Berkelquelltopf sogar in einem Naturschutzgebiet liegt, scheint er doch stark anthropogen beeinträchtigt zu sein. In der vorliegenden Studie soll daher der aktuelle Zustand des Berkelquelltopfes durch morphologische, chemisch-physikalische und biologische Untersuchungen charakterisiert werden. Weiterhin soll betrachtet werden, inwieweit das

Einzugsgebiet den Nährstoffeintrag in den See bestimmt. Die Forschungsergebnisse sollen eine Grundlage für kommende Sanierungsmaßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation des Berkelquelltopfes schaffen.

Folgende Fragen stehen daher im Vordergrund:

- Wie ist die aktuelle ökologische Situation des Quelltopfes heute und welche Ursachen dafür gibt es?
- Wie hat sich der Berkelquelltopf und seine Wasserqualität entwickelt?
- Wo liegt das Einzugsgebiet des Quelltopfes und welchen Einfluss hat es auf die Wasserqualität?
- Welchen Einfluss hat und hatte die Landnutzung auf die Wasserqualität?
- Welche Möglichkeiten zur Verbesserung des ökologischen Potentials des Berkelquelltopfes gibt es?

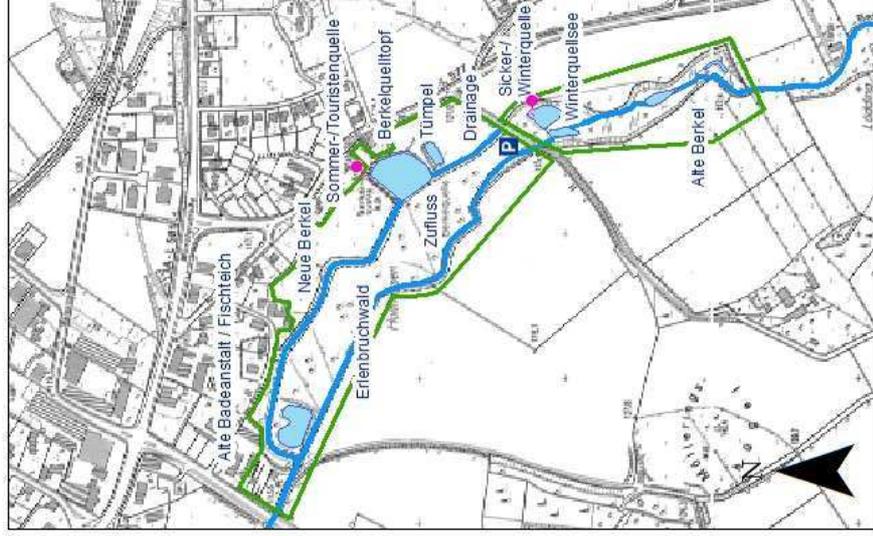
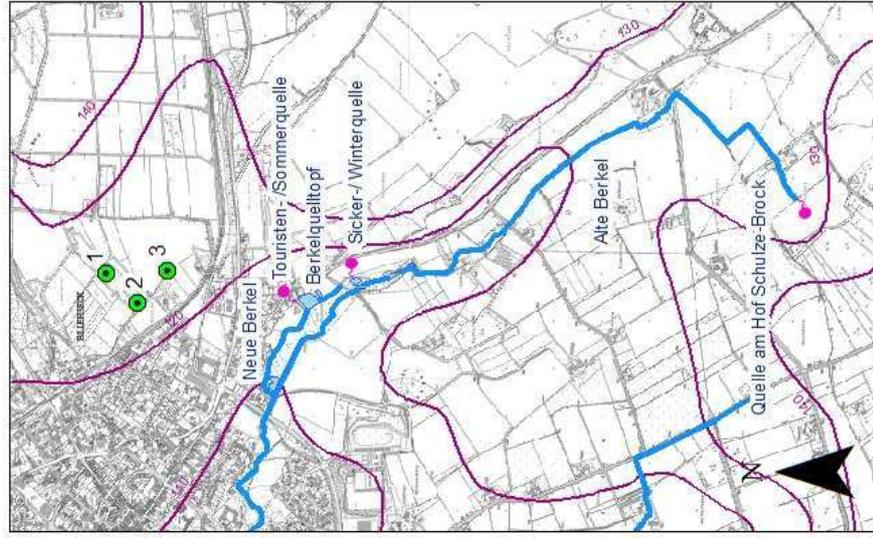
2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

2.1 Lage

Das Quellgebiet der Berkel (s. Abb. 2) befindet sich südöstlich der Stadt Billerbeck, ca. 20 km Luftlinie westlich von Münster. Die Berkel wird von verschiedenen Quellen entlang eines Talverlaufs gespeist. Nordöstlich davon erheben sich die Baumberge, deren Ausläufer der Billerbecker Berg und die Südberge darstellen und sich mit einer Höhe von bis zu +180 m NN etwa 60 m über die Berkel erheben (INSTITUT FÜR LANDESKUNDE 1961). Auf der Westseite liegen mehrere kleinere Erhebungen, z.B. der Mölleringshügel (+142 m NN).

Die am weitesten südlich gelegene Quelle entspringt auf einem Feld nahe des Hofes Schulze-Brock in der Bauernschaft Dörholt. Von hier aus fließt die Alte Berkel Richtung Billerbeck. Ca. 2000 m entfernt von diesem Quellpunkt im Stadtteil Holthausen befindet sich ein Besucherparkplatz. Südöstlich davon liegt ein Feuchtbiotop mit einigen Teichen, an dessen östlichem Rand mehrere kleine Quellaustritte gefunden werden können. Da die Quellen im Sommer trocken fallen, spricht man hier von der Winterquelle. Zwischen dem Berkelwanderweg und einer Wiese verläuft ein Drainagegraben vom Parkplatz bis zu seiner Mündung in den Berkelquelltopf. Dieser See hat die Größe von etwa 60 x 60 m²

Übersicht über das Quellgebiet der Berkel



- Zeichenerklärung**
- Zufluss Beschriftung
 - Naturschutzgebiet
 - Wasserfläche
 - Fließgewässer
 - Quelle
 - Brunnen 1-3 des Wasserwerkes Billerbeck
 - Grundwasser-gleichen
 - Deutsche Grundkarte 1:5000
 - Besucherparkplatz

Übersicht über das Quellgebiet der Berkel.

Abb. 2:

und wird weiterhin im Norden durch eine größere Quelle auf einem Privatgrundstück gespeist. Die Quelle ist in Kalksandstein eingefasst und für Touristen als die offizielle Berkelquelle ausgewiesen. Sie bildet häufig den Ausgangspunkt für Wanderungen entlang der Berkel (BERKELSPAZIERGANG E.V. o.J.). Entlang der Nordostseite des Sees, insbesondere im Bereich der Fassung sind sprudelnde Quellaustritte sichtbar. Es handelt sich hier um das Sommerquellgebiet, das normalerweise nicht trocken fällt und einen stärkeren Abfluss zeigt als die Winterquelle. Der See ist durch ein Wehr an der westlichen Ecke aufgestaut. Unterhalb des Wehrs beginnt der Flusslauf der Neuen Berkel, der sich nach etwa 500 m mit der Alten Berkel verbindet. Ein Teil des Seewassers wird über eine Verrohrung in einen Auenwald geleitet, der sich zwischen den beiden Flüssen befindet. Die Alte Berkel wird hier zur Bewirtschaftung eines Fischteiches, der Alten Badeanstalt des Ortes, verwendet. Anschließend verläuft die Berkel durch Billerbeck und Coesfeld bis in die Niederlande und mündet nach 114 Flusskilometern in die Issel (BERKELSPAZIERGANG E.V. o.J.). Im Norden des Quellgebietes, auf dem Billerbecker Berg befinden sich die Förderbrunnen des ehemaligen Wasserwerks Billerbeck, das bis 1992 durch die Gelsenwasser AG betrieben wurde. Es kam zur Schließung, da die Qualität des örtlichen Grundwassers abnahm und zudem der Verdacht auf eine Beeinträchtigung der Schüttung der Berkelquelle bestand (STADT BILLERBECK O.J.).

2.2 Geologie

Aus geologischer Sicht befindet sich das behandelte Gebiet im Münsterländer Kreidebecken. Hier stehen marine Ablagerungen aus der höheren Oberkreide (Campan) an, die überwiegend aus Schluffmergelsteinen mit leicht wechselndem Ton-, Schluff-, Feinsand- und Kalkgehalt bestehen (DÖLLING 2007). Dieses Festgestein wird von glazigenen und äolischen Lockergesteinen des Quartärs überlagert (DÜSPOHL ET AL. 2009). Die Baumberge stellen eine Besonderheit dar, da hier eine Reliefumkehr stattgefunden hat. Hier lagerten sich sandig-mergelige bis kalkig-sandige Schichten ab, die sich aufgrund ihrer größeren Verwitterungsbeständigkeit heute als Erhebung absetzen. Während der Eiszeiten wurden tertiäre Ablagerungen abgetragen und quartäres Sediment aufgelagert. Durch Erosion entstanden anschließend die Talniederungen entlang der Baumberge (DÜSPOHL ET AL. 2009), wie das Muldental der Berkelquelle. Es verläuft parallel zur Billerbecker Abschiebung in nordwestlicher Richtung. Entlang dieser Störungslinie ist die östliche Gebirgsscholle um ca. 100 m abgesunken (ARNOLD 1964). Nordöstlich der Verwerfung stehen die Baumberger Schichten an. Sie werden gebildet aus den unteren Baumberger Schichten, die in ihrer Basis aus

glaukonitischem Kalksandstein und sandigem Kalkstein und im oberen Bereich aus Mergelkalk- und Kalksandstein bestehen. Die Kuppe des Billerbecker Berges und auch die Spitze der unteren Südberge werden mit Kalkmergel- und Tonmergelstein der oberen Baumberger Schichten überlagert. Östlich und nördlich davon wird die Deckschicht aus sandig-steinigem Mergel und Schluff gebildet, bei dem es sich um Grundmoränenmaterial aus der Saale-Eiszeit handelt. Im Westen der Störung stehen die Oberen Osterwicker Schichten aus Kalkmergel- und Tonmergelstein an (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 1975a). Darauf lagern weiter südwestlich die Coesfelder Schichten, die im Norden aus mürbem Kalkmergelstein bestehen und Richtung Süden einen erhöhten Tonanteil enthalten (DÖLLING 2007). Das Billerbecker Stadtgebiet wurde überwiegend auf Schmelzwassersand der Saale-Kaltzeit, bestehend aus Fein- bis Mittelsand mit Grob- und Feinkies, errichtet. Nahe der Berkel liegen mit Fein- bis Mittelsand mit Schluff, stellenweise mit Feinkies, Niederterrassensedimente aus der Weichsel-Kaltzeit vor. Die Berkelaue wird aus holozänischen Bach- und Flussablagerungen aus z.T. tonigem, stellenweise humosen Sand und Schluff gebildet (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 1975a).

2.3 Klima

Das Quellgebiet befindet sich im Grenzbereich der gemäßigt-feuchten eu- und subatlantischen Klimazonen und unterliegt relativ geringen Schwankungen des Jahrestemperaturgangs und der Niederschläge (ÖKON 1989). Vorherrschende Südwestwinde treffen senkrecht auf die langgestreckte Formation der Baumberge (ÖKON 1989). Beim Aufstieg der Luftmassen findet eine Abkühlung statt, die für hohe Niederschläge auf der Südwestseite der Baumberge verantwortlich ist (DÜSPOHL ET AL. 2009). Der jährliche Durchschnitt im Raum Billerbeck liegt zwischen 800 und 900 mm (LANDESPLANUNGSBEHÖRDE 1956). Die Niederschlagsmenge, die den Boden erreicht, ist in den Baumbergen von der Geländehöhe und der Exposition abhängig (DÜSPOHL ET AL. 2009). Die Durchschnittstemperaturen liegen im Juli bei 15°C im Juli und 4°C im Januar (ZIEMER 2002).

2.4 Hydrologie

Die hohen Niederschläge haben in den stark kalkhaltigen Baumberger Schichten durch Lösungskorrosion zu einer starken Klüftung des Gesteins mit karstähnlichen Erscheinungen geführt (DÜSPOHL ET AL. 2009). So kann man für den Bereich der

Berkelquelle in den oberen Baumberger Schichten von einer guten bis mäßigen, in den unteren Baumberger Schichten von einer sehr guten bis guten Poren- und Trennfugendurchlässigkeit sprechen. Die Durchlässigkeit der Coesfelder Schichten erhöht sich von Süden nach Norden. Die Osterwicker Schichten sind reicher an Tonmergeln, was sie mit einer mäßigen bis sehr geringen Durchlässigkeit als Wasserstauer wirken lässt (GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW 1975b). Infolge dieser besonderen Zusammenwirkung von Relief und geologischem Aufbau können die Baumberge als Gebiet mit sehr ergiebigem Grundwasservorkommen charakterisiert werden (GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW 1973a). Rings um die Baumberge ergibt sich daraus ein Grundwasserhorizont auf der Höhe von +100 m bis +120 m NN, an dessen Basis es zu Quellaustritten kommt (DÜSPOHL ET AL. 2009). Die Winterquelle (+ 117 mm N) fällt saisonal trocken. Ein Versiegen der Touristenquelle, die mit etwa +113 m NN etwas niedriger liegt, kommt nur in manchen Jahren vor und wurde in der Vergangenheit mit Trockenjahren oder einer zu hohen Grundwasserförderung in Verbindung gebracht. In der Hydrogeologischen Karte von NRW ist die Touristenquelle als Quelle mit einer Schüttung von $>2\text{m}^3/\text{h}$ verzeichnet. Sommer- und Winterquelle liegen in einer staunassen Mulde, die nördlich des Hofes Lödding beginnt und sich bis zur Alten Badeanstalt erstreckt.

Innerhalb des Kluftsystems versickert Niederschlagswasser schnell und bewegt sich ebenfalls vergleichsweise schnell durch den Grundwasserleiter. Die zu oberst anstehenden Baumberger und der nördliche Bereich der Coesfelder Schichten östlich und südlich der Billerbecker Verwerfung haben eine geringe Filterwirkung. Verschmutzungen können hier schnell eindringen und sich ausbreiten, da die Selbstreinigung des Grundwassers gering ist. Die Osterwicker Schichten und der südliche Teil der Coesfelder Schichten westlich der Verwerfung zeigen eine weitgehend wirksame Abdichtung, die das Eindringen von Verschmutzungen behindert. Die Schmelzwassersande auf Billerbecker Stadtgebiet haben eine gute Filterwirkung (GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW 1973b). Das Grundwasser im Raum Billerbeck lässt sich als Erdalkali-Hydrogenkarbonat- bis Erdalkali-Hydrogenkarbonat-Sulfat-Typ charakterisieren mit einer Gesamtionenkonzentration zwischen 500 und 1000 mg/l (GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW 1975b).

2.5 Boden

Im Untersuchungsgebiet liegen hauptsächlich Braunerden aus sandig, schwach tonigem Lehm mit einer Mächtigkeit von 4-8 dm vor, die aus Kalkstein, Kalkmergelstein oder Kalksandstein entstanden sind. Auf den Kuppen der Erhebungen westlich des Tals, wie z.B. auf dem Mölleringshügel, sowie auf der nördlichen Kuppe der Südberge und dem

Südhang des Billerbecker Bergs ist die Bodenbildung noch nicht weit fortgeschritten. Hier stehen in 2 bis 5 dm Tiefe Braunerde-Rendzinen und Rendzina-Braunerden aus steinig, tonigem Lehm an. In der Berkelaue, sowie im Tal südlich des Billerbecker Bergs hat sich aus den sandigen, schwach lehmigen Flussablagerungen ein 5 bis 10 dm mächtiger Auengley entwickelt. Parallel westlich zur Berkel hat sich aus Terrassensand durch Staunässe und periodische Überflutung ein Streifen aus 7 bis 15 dm mächtiger Gley-Braunerde ausgebildet (ÖKON 1989). Unter der Stadt Billerbeck steht Podsol-Braunerde aus schwach lehmigem Sand mit einer Mächtigkeit von 10 bis über 20 dm an. Die Quelle bei Dörholt entspringt auf tonigem und lehmigem Substrat eines Pseudogley mit 6 bis 9 dm Mächtigkeit (GEOLOGISCHES LANDESAMT 1975c). Der Bereich zwischen Neuer und Alter Berkel wurde in den 1960er Jahren zu einem Pappelwald aufgeforstet. Hierfür wurde hier stark humoser Boden mit einer Mächtigkeit von 1m aufgeschüttet (ZIEMER 2002).

2.6 Flächennutzung

Die Umgebung der Berkelquellen wird, wie 2/3 des Münsterlandes (STUA 2005a), hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. In der Luftbildbetrachtung (s. Abb. 16) wird sichtbar, dass die Landschaft von Ackerflächen dominiert wird. Südöstlich der Siedlungsfläche Billerbecks liegen einige Baumreihen und kleinere Gehölzflächen. Südlich des Hofes Schulze-Brock Richtung Nottuln gibt es größere zusammenhängende Laubwaldbestände. Hier befinden sich einige Naturschutzgebiete und ein Wasserschutzgebiet. In den Baumbergen fand in den 1960er Jahren ein Umbruch von extensivem Grünland zur intensiven ackerbaulichen Nutzung statt (AGRARSOZIALE GESELLSCHAFT E.V. 1989).

2.7 Historische Entwicklung des Quellgebiets

Die kartographische Aufnahme der Berkel von LE COQ von 1805 ordnet das Quellgebiet etwa bei Dörholt ein (ÖKON 1989). Der Verlauf der Alten Berkel und der Austritt der Touristenquelle sind in der PREUßISCHEN LANDESAUFNAHME von 1842 angegeben (ZIEMER 2002). Die gerade Form weist auf einen künstlich angelegten Entwässerungskanal hin. Quellteich, Neue Berkel und Badeanstalt sind noch nicht vorhanden. Auf dem Gebiet des heutigen Pappelwaldes befand sich zu dieser Zeit der Holthausener Teich. Der Vergleich des PREUßISCHEN URKATASTERS 1859 bis 1868 (1906 ergänzt) mit der FLURKATASTERKARTE von 1929 zeigt, dass Quellteich und Neue Berkel Anfang des 20. Jahrhunderts angelegt worden sind. Vermutlich verlandete der Holthausener Teich mit der

Zeit und entwickelte sich zu einer Feuchtwiese (ZIEMER 2002). Anfang der 1960er Jahre wurde diese Fläche mit Bodenmaterial aufgeschüttet und eine Aufforstung mit Hybridpappeln vorgenommen (ÖKON 1989). Der Quelltopf wurde in den 1970er Jahren in Sandstein eingefasst. Das Wasser drückt durch die Sohle und tritt aus Tonröhren im Mauerwerk aus (ÖKON 1989). In den 1980ern entstanden östlich des Quelltopfes ein kleiner Tümpel sowie das Biotopgebiet an der Sickerquelle am Parkplatz als Amphibienbiotop. 1982 wurden die Ränder der Spazierwege und die direkte Umgebung der Touristenquelle mit einheimischen Gehölzen und Stauden bepflanzt (STADT BILLERBECK O.J.).

Im März 1994 wurde das Naturschutzgebiet „Berkelquelle“ ausgewiesen, welches eine Fläche von ca. 8 ha umfasst. Es beginnt etwa 170 m nördlich des Hofes mit der staunassen Mulde und erstreckt sich von hier aus bis zur Daruper Straße (STADT BILLERBECK O.J.). Hier schließt das Naturschutzgebiet „Berkelaue“ an.

Ehemals führten Spazierwege entlang des nördlichen und westlichen Ufers. Als 1995 die Pachtverträge für diese Grundstücke ausliefen, wurden sie auf das Ost- und Südufer verlegt (ZIEMER 2002). Im gleichen Jahr wurde das Mönchsbauwerk zur Regulierung des Wasserstandes sowie 3300 m³ Schlamm aus dem Teich entfernt (STADT BILLERBECK O.J.). Um den Empfehlungen eines ökologischen Gutachtens zu folgen und damit die Quellökologie zu fördern, wurde die gefasste Quelle durch einen Überlauf vom Teich abgetrennt. Aus dem Pappelwald wurden nach 1989 viele Pappeln entfernt, damit sich hier wieder ein Erlenbruchwald entwickeln kann (BILLERBECKER ANZEIGER 1989). Im Jahr 2002 wurde eine weitere Entschlammung des Quellteiches durchgeführt (ANWOHNER 2009 MNDL. MITT.).

2.8 Vegetation am Berkelquelltopf

Die Vegetation des Quellgebiets ist geprägt von den staunassen Verhältnissen des Auebodens. In der Gehölzschicht herrschen Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*), Eschen (*Fraxinus excelsior*), Weiden (*Salix spec.*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) vor. Im Erlenbruchwald (*Carici elongatae*-*Alnetum glutinosae* / *Urtico*-*Alnetum*) zwischen Alter und Neuer Berkel sind Hybridpappeln (*Populus x canadensis*) ehemals in einer Plantage angepflanzt worden. Die Krautschicht wird dort, wie bereits 1989, von Brennesseln (*Urtica dioica*) dominiert, die einen hohen Gehalt an Stickstoff im Boden anzeigen (ÖKON 1989). Das Ufer des Quellsees säumen ebenfalls die oben genannten dominanten Baumarten.

Am Spazierweg zwischen Tümpel und Quellsee befinden sich mehrere Exemplare des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*). Im Quelltopf selbst wachsen keine Makrophyten, sondern Algen, die alljährlich zur Blüte kommen. Ehemals gab es wie im Winterquellsee eine Röhrichtzone (ÖKON 1989), die durch das regelmäßige Auskoffern des algenbedingten Faulschlammes entfernt wurde. Unterhalb des Quellteichs in der Neuen Berkel dominiert parallel zu den Algen eine ausgedehnt anwachsende Brunnenkressegesellschaft (*Nasturtium officinalis*). Sie kommt in quellnahen Bachabschnitten vor, bevorzugt meso- bis eutrophe Bedingungen (POTT 1980, RUNGE 1980).

3. Limnologische Hintergründe zur Eutrophierung

3.1 Eutrophierung, Trophie, Saprobie

„Der Begriff Eutrophierung stammt aus dem Griechischen und bedeutet *gut ernährt*“ (UMWELTBUNDESAMT 2008). Nach RYDING & RAST (1989) bezeichnet Eutrophierung die Anreicherung von Nährstoffen in Wasserkörpern, die mit charakteristischen Folgewirkungen, wie einer erhöhten Produktion an Algen und Makrophyten und einer verminderten Wasserqualität einhergeht.

Der Einstufung eines Sees als „eutroph“ geht voraus, dass sich Gewässer ihrem Nährstoffzustand entsprechend klassifizieren lassen. Die Trophie bezeichnet die Intensität der Primärproduktion der photoautotrophen Organismen, bei der aus anorganischen Stoffen organische Stoffe gebildet werden, gemessen pro Zeiteinheit und Bezugsvolumen oder -fläche. Der Anstieg der Trophie ist nachweislich mit dem Gehalt des Wassers an Pflanzennährstoffen korreliert. Dagegen beschreibt die Saprobie die Intensität der Mineralisation organischer Stoffe (SCHÖNBORN 2003).

Das Algenwachstum ist abhängig von der ausreichenden Verfügbarkeit aller benötigten Nährstoffe. Diese müssen zur Biomasseproduktion in einem speziellen Verhältnis vorliegen (NAUJOKAT 1997). In der Elementarzusammensetzung des Phytoplanktons entspricht dies nach REDFIELD (1958) mit C:H:O:N:P einem Verhältnis von 106:263:110:16:1. Gemäß des Liebig'schen Minimumgesetzes reguliert das am wenigsten zur Verfügung stehende Element damit die Trophie eines Sees. In der gemäßigten Zone ist Phosphor meist das am wenigsten in Gewässern gelöste Element (VOLLENWEIDER ET AL. 1980), in Abhängigkeit dessen sich die Planktonbiomasse bewegt und damit der maßgebliche Mangelfaktor (NAUJOKAT 1997). An zweiter Stelle steht der Stickstoffanteil

des Gewässers (LAMPERT & SOMMER 1999), wobei seine Bedeutung infolge antropogenen Eintrags als wachstumslimitierendes Element geringer geworden ist (HECKY & KILHAM 1988).

Einige Algenarten vermögen bei einer verhältnismäßig hohen Phosphatkonzentration das bis zu 30-fache ihres Bedarfs aufzunehmen und zu speichern (KLEE 1991) und erreichen ein C:P -Verhältnis von unter 100. Unter P-Mangel können die Algen kein Phosphor einbauen, fixieren aber weiter Kohlenstoff. Infolge dessen kann das Verhältnis über 1000 ansteigen (LAMPERT & SOMMER 1999).

Auf natürliche Weise findet Eutrophierung statt, wenn Seen altern und im Verlauf der Sukzession verlanden (SCHÖNBORN 2003). Dieser Prozess erstreckt sich über geologische Zeitspannen (HENDERSON-SELLERS & MARKLAND 1987). Durch die andauernde Material- und Stofffracht aus dem Einzugsgebiet sowie Erosion vom Uferstrand wird das Seebecken allmählich mit anorganischem Sediment und nicht abgebautem organischen Material aufgefüllt, sodass für den See im Endstadium nährstoffreiches Wasser und eine hohe Primärproduktion eigentümlich sind (NAUJOKAT 1997, SCHÖNBORN 2003). Dem gegenüber steht die neuzeitliche Eutrophierung, die anthropogenen Ursprungs ist und im Gegensatz dazu innerhalb kürzester Zeit fortschreitet (NAUJOKAT 1997). Innerhalb der letzten Jahrzehnte nahm die Eutrophierung erheblich zu und stellte sich als einer der schwerwiegendsten menschlichen Eingriffe in aquatische Ökosysteme heraus (LAMPERT & SOMMER 1999). Allgemein zählen zu deren Ursachen das Bevölkerungswachstum im Einzugsgebiet mit einer Zunahme der Bodenversiegelung und der Abwassermengen, die Industrialisierung mit ihren Abwässern und Emissionen sowie die Intensivierung der Landwirtschaft mit hohem Einsatz von Düngemitteln und hohen Viehdichten (NAUJOKAT 1997).

3.2 Folgen der Eutrophierung

Der Anstieg des Nährstoffeintrags in ein Ökosystem hat zur Folge, dass bestehende Gleichgewichte verschoben und Nährstoffbilanzen gestört werden (UMWELTBUNDESAMT 2007). Am deutlichsten sichtbar verändert sich die Artenzusammensetzung der Gewässerbiozönose, indem Arten der nährstoffarmen (oligotrophen) Lebensräume von ubiquitären Arten (LAMPERT & SOMMER 1999) und Arten nährstoffreicher (eutropher) Lebensräume verdrängt werden. Eutrophierung geht daher meist mit einem Rückgang der Biodiversität einher (UMWELTBUNDESAMT 2008, SCHMIDT 1996). Begünstigte dieser Entwicklung sind in erster Linie Algen. Sie reagieren auf die Erhöhung des Nährstoffangebots mit einer Massenentwicklung, der Algenblüte, die sich in

Vegetationsfärbung und Geruchsentwicklung des Gewässers äußert (HÜTTER 1992). Es bilden sich wattige Aufwuchsrassen aus Fadenalgen (z.B. Spirogyra), die Makrophyten leicht überwachsen (LAMPERT & SOMMER 1999) und an sonnigen Tagen mit hoher photosynthetischer Aktivität durch ihre eigene Sauerstoffproduktion aufschwimmen und die Wasseroberfläche verschließen (SCHMIDT 1996). Bei besonders starker Eutrophierung kann die massive Entwicklung von Cyanobakterien beobachtet werden, die sich ebenfalls an der Oberfläche ansammeln. Ihre Gefahr besteht darin, dass einige Arten toxisch wirken und allergische Reaktionen auslösen können (LAMPERT & SOMMER 1999).

Die extreme Biomasseproduktion bedeutet auch eine Zunahme an organischem Material. Wenn es abstirbt und mineralisiert wird, stehen die daraus freigesetzten Nährstoffe den Pflanzen wieder zur Verfügung. An der Photosyntheseleistung wird deutlich, dass bei größerem Nährstoffangebot ein exponentiell höherer Stoffumsatz stattfindet. In eutrophen Seen beträgt sie durchschnittlich 7,202 mg CO² pro Liter, in mesotrophen 0,206 und in oligotrophen 0,065 mg CO² pro Liter. Bei einem ausgeglichenen Nährstoffhaushalt würde es nicht zu Algenblüte kommen, da das Zooplankton das Wachstum der Population des Phytoplanktons regulieren würde (HÜTTER 1992).

Infolge dieses Wachstums wird die Sauerstoffsättigung von der Oberfläche her verhindert und es dringt weniger Licht bis zu den submersen (untergetaucht lebenden) Makrophyten vor. Unterhalb des Algenteppichs wird daher auch weniger Sauerstoff produziert, was wiederum die aerobe Mineralisation der abgestorbenen organischen Substanz hemmt. Sie setzt sich als Schlamm am Grund des Gewässers ab, wo unter anaeroben Bedingungen reduzierende Fäulnisprozesse einsetzen (HÜTTER 1992). Es kommt zur Bildung von Schwefelwasserstoff (Desufurikation), Ammonium (Denitrifikation) und Methan (LAMPERT & SOMMER 1999), die in erhöhter Konzentration ebenfalls eine toxische auf Wasserlebewesen haben. Entsteht im gesamten Wasserkörper ein anoxisches Milieu, kippt das Gewässer um (NAUJOKAT 1997).

Der Sauerstoffhaushalt eutropher Seen ist ferner stark vom Tagesgang abhängig. Tagsüber kommt es an der Oberfläche durch Photosynthese zu einer Sauerstoffübersättigung, während nachts die Assimilation einen Sauerstoffmangel auslöst (HÜTTER 1992).

Die Resuspension von Nährstoffen aus dem Sediment nimmt unter Eutrophie ebenso eine wichtige Rolle für den Stoffhaushalt ein. Entstehen im Sediment reduzierende Bedingungen, kann bisher gebundenes Phosphat wieder in Lösung gehen, wodurch es zum sogenannten „internal loading“ kommt, was die Eutrophierung noch mehr beschleunigt (LAMPERT & SOMMER 1999).

Die Auswirkungen der Eutrophierung bringen auch eine Beeinträchtigung der Gewässernutzung mit sich. Sie mindern den Naherholungswert und beeinträchtigen die fischereiwirtschaftliche Nutzung (KLEE 1991).

3.3 Bedingungen und Prozesse in Seen allgemein

Aus der Sicht der Limnologie versteht man unter einem See ein stehendes Gewässer, das in eine belichtete Schicht (euphotische Zone) und eine lichtlose Schicht (aphotische Zone) unterteilt werden kann (SCHÖNBORN 2003). In der euphotischen Schicht herrschen Aufbauvorgänge autotropher Organismen vor. In diesem Bereich leben Makrophyten und Grünalgen, die Photosynthese betreiben und damit hauptsächlich für die Primärproduktion verantwortlich sind. Man spricht daher auch von der trophogenen Schicht. Abgestorbene Teile sinken in die tropholytische und aphotische Zone des Sees ab, wo sie durch heterotrophe Organismen abgebaut werden. Hier werden die zuvor in Biomasse festgelegten Nährstoffe wieder frei. Nicht vollständig abgebautes Material sedimentiert an der Gewässersohle und unterliegt ebenfalls Zersetzungsprozessen.

Innerhalb eines Sees kommt es im Sommer und im Winter aufgrund der Dichteanomalie des Wassers und der höheren Konzentration von Stoffen im tiefen Bereich des Sees zu Phasen, in denen eine Schichtung vorliegt (Stagnation). Im Frühjahr und Herbst ändern sich die Temperatur- und Dichteverhältnisse, was zur Zirkulation führt.

Das klassische Seenmodell der Limnologie ist somit dimiktisch. In den Phasen der Zirkulation werden auch Nährstoffe aus der tropholytischen Schicht und aus dem Sediment oxidiert, in die trophogene Schicht überführt und ermöglichen hier erneut die Produktion. Während der Stagnationsphase kann der Wind das Wasser nur innerhalb des Epilimnions durchmischen. Wenn das Sediment nicht mit Sauerstoff versorgt wird, entsteht durch sauerstoffzehrende Abbauprozesse organischer Substanz ein anaerobes Milieu, in dem Stoffe in reduzierter Form vorliegen (SCHÖNBORN 2003).

3.4 Bedingungen und Prozesse in Flachseen

Der Berkelquelltopf muss, da er durchschnittlich nicht tiefer als 3 m ist, zu den Flachseen gezählt werden. In Deutschland sind Flachseen erst wenig erforscht und nicht klar definiert, jedoch lassen sich charakteristische Eigenschaften nennen (ARBEITSKREIS FLACHSEEN 2007). Bedingt durch seine geringe Tiefe ist ein Flachsee bis zum Benthos lichtdurchflutet und somit nur eine euphotische Zone vorhanden. Auch in eutrophen Seen dringt Licht in der Regel bis in eine Tiefe von 8 m vor. Pflanzenwuchs ist damit auf dem

gesamten Gewässerboden möglich. Flachseen werden stärker von Änderungen der Lufttemperatur beeinflusst. Sie kühlen schnell ab und erwärmen sich, insbesondere bei geringer Beschattung, sehr schnell. Das Ausmaß der Temperaturschwankungen im Tag-Nacht-Wechsel entspricht in etwa den Jahresschwankungen in einem geschichteten See (SCHÖNBORN 2003).

Die geringe Tiefe hat ebenfalls zur Folge, dass sich keine Schichtung ausbilden kann, da die Durchmischungstiefe morphometrisch bedingt ist. Das Oberflächenwasser wird vom Wind sehr leicht abgekühlt und sinkt ab. Dadurch treten zahlreiche, unperiodische Zirkulationen ein. Eine Stagnation stellt sich nur nach einigen Tagen der Windstille ein.

Durch die Polymixis werden Nährstoffe gleichmäßig verteilt und den autotrophen Organismen wieder zur Verfügung gestellt. Durch die Wasserbewegung ist meist der gesamte Wasserkörper mit Sauerstoff angereichert und sorgt für die Oxidation vieler Stoffe (SCHÖNBORN 2003). Auch das Sediment wird leicht aufgewirbelt und Nährstoffe gehen daraus in Lösung. Windgeschwindigkeiten von über 3 m/s lösen bei einer Tiefe von 3 m bereits eine starke Resuspension aus, was zu einer starken internen Belastung des Sees führt. Wurzelnde Makrophyten können in diesem Fall den Grund nur unter erschwerten Bedingungen besiedeln und sind dem Algenwachstum unterlegen. Die Oberfläche des Sediments ist folglich meist oxidiert, während darunter aufgrund des Sauerstoffmangels reduzierende Bedingungen vorliegen. Erst nach länger andauernder Windstille wird auch die Sedimentoberfläche reduzierend. Zeitweise kann allerdings auch in einem Flachsee eine aphotische Zone entstehen, wenn die Durchmischung eine starke Trübung zur Folge hatte oder eine sommerliche Algenblüte stattfindet. Bei letzterer steigt tagsüber durch die übermäßig aktive Photosynthese die O^2 Konzentration, während die CO^2 -Konzentration sinkt. Da nun weniger CO^2 in Form von Kohlensäure gelöst ist, erhöht sich der pH-Wert. Nachts sinkt der O^2 -Gehalt wieder und der CO^2 -Gehalt steigt, woraufhin der pH-Wert wieder sinkt (SCHÖNBORN 2003).

Flachseen sind aufgrund ihrer Morphometrie anfälliger für eine Eutrophierung. In tiefen Seen mit einer mächtigen tropholytischen Zone werden abgestorbene Organismen, die das Profundal erreichen, mineralisiert und die Abbauprodukte stark verdünnt. In einem Flachsee fehlen derartige Tiefenregionen, sodass es am Gewässergrund zu einer Konzentration unvollständig abgebauter Reste kommt, deren Zersetzung Sauerstoff zehrt und reduzierende Verhältnisse hervorruft (SCHÖNBORN 2003). Durch die hohe Resuspension gelangen Stoffe immer wieder ins Wasser, weshalb Seen, deren Einzugsgebiet bewirtschaftet wird meist eutroph bis hypertroph einzustufen sind. Die rasante Eutrophierung (OHLE 1953) durch die Rücklösung von Phosphor ist typisch. Sie findet bereits ab einem Sauerstoffgehalt von unter 10 % statt und liegt im

Jahresdurchschnitt zwischen 0,7 und 18 g P /m². Bei Flachseen handelt es sich um sehr instabile Ökosysteme, in denen es innerhalb kurzer Zeit zu einer Veränderung der Lebensbedingungen kommen kann (SCHÖNBORN 2003).

4. Methoden

Die ökologische Situation des Berkelquelltopfes lässt sich mit Hilfe von morphologischen, physikalischen, chemischen und biologischen Kenngrößen beurteilen. Für eine möglichst genaue Bewertung des Ökosystems See sind Untersuchungen im Jahresverlauf notwendig, um Messwerte im Kontext der jahreszeitlichen Schwankungen, des Nährstoffkreislaufs und des Verhaltens der Biozönose beurteilen zu können. Im Rahmen dieser Arbeit soll allerdings eine Momentaufnahme der Sommersituation des Sees erfolgen. Um diese Zeit werden die Folgen der Eutrophierung jährlich in Form der Algenblüte und der Geruchsentwicklung besonders bemerkbar für den Besucher.

4.1 Morphologie, Wasserhaushalt, Einfluss des Einzugsgebietes

Ein wichtiges Mittel zur Charakterisierung des Stoffhaushaltes in einem See ist die Verweilzeit des Wassers (s. Anhang, Tab. 1 bis 3), da sie Rückschlüsse auf ablaufende Prozesse und eine erste Einschätzung zur Trophie ermöglicht. Die Verweilzeit ergibt sich aus dem Quotienten von Volumen und Abfluss (SCHÖNBORN 2003). Zur Volumenberechnung wird mit Hilfe von ArcGIS und aktuellen Luftbildern die Größe der Wasseroberfläche des Berkelquelltopfs bestimmt. Durch die Anlage eines Querprofils lässt sich anschließend die mittlere Tiefe berechnen, welche mit der Größe der Wasseroberfläche multipliziert wird. Die Abflussmessung erfolgt im Bereich des Wehrs zu verschiedenen Zeiten innerhalb der Messphase. Dazu werden alle Abflüsse an den Seiten des Wehrs mit Sandsäcken abgedichtet und der Abfluss direkt am Wehr ausgelitert. Währenddessen wird die Zeit gestoppt. Der Abfluss an der Verrohrung neben dem Wehr muss aufgrund der Geländebedingungen geschätzt werden.

Ebenfalls wurden in ArcGIS anhand der Topographie die möglichen Flächengrößen des oberirdischen Einzugsgebiets für die Touristenquelle und für den Zufluss bestimmt (s. Abb. 4). Die Flächengrößen ermöglichen zusammen mit der Seeoberfläche die Berechnung des Umgebungsfaktors (f_n) (s. Anhang, Tab. 4). Er zeigt an, wie stark ein See durch allochtonen Stoffeintrag durch sein Einzugsgebiet beeinflusst wird. Er ergibt sich

aus dem Verhältnis von Einzugsgebiet zu Seeoberfläche. Dabei gilt: Je größer f_n , desto größer ist die Abhängigkeit des Sees von seinem Einzugsgebiet (SCHÖNBORN 2003).

4.2 Chemisch-physikalische Untersuchung des Gebietes

Zur systematischen Vorgehensweise wird im Vorfeld ein Messprogramm für das Untersuchungsgebiet festgelegt. Es werden Gefäße für die Probennahme vorbereitet und für die Messung von Eisen, Mangan und Ammonium mit 1 ml 25 %iger Schwefelsäure angesäuert.

An den Messpunkten (s. Abb. 3) werden zuerst die Vor-Ort-Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und –sättigung und Redoxzustand bestimmt. Weiterhin werden die Lufttemperatur und die Fließgeschwindigkeit protokolliert. Die Wassertemperatur- und pH-Messung (DIN 38404-C4, DIN 38404-5-C5) erfolgt mithilfe des pH-Meters PH330i mit einer SenTix 41-Sonde. Sauerstoffsättigung und –konzentration werden nach DIN 38408-G22 und G23 mit der Sonde Oxi330i gemessen. Für die Messung der Leitfähigkeit wird die Cond 330i-Sonde (DIN EN 27888-C8) und für das Redoxpotential die SenTix ORP-Sonde verwendet (DIN 38404-C6).

Weiterhin wird ein Tiefenprofil für den Berkelquelltopf entlang einer Querlinie von Nordwesten nach Südosten angelegt. An sieben Messpunkten mit jeweils 10 m Abstand werden in einer Tiefe von 0,2 m, 0,5 m und 1 m sowie am Gewässergrund Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und –sättigung gemessen. Dazu wird die MPP 350 Outdoor-Multiparametersonde verwendet. Alle Sonden werden an einem WTW Prozessor angeschlossen. Für die Laboruntersuchung werden Oberflächenwasserproben als Schöpfproben nach DIN 38402-12 und DIN 38402-15 entnommen. An den Messpunkten des Querprofils werden Proben an der Wasseroberfläche und direkt über dem Gewässergrund ebenfalls als Schöpfproben entnommen. Für die Tiefenwasserbeschaffung wird ein Schöpflot verwendet. Alle Proben werden möglichst sauerstofffrei verschlossen und in einem möglichst kurzen Abstand zueinander genommen. Sie werden bis zur Messung gekühlt aufbewahrt.

Die Bestimmung der Kalium (K^+)- und Natriumkonzentration (Na^+) erfolgt nach DIN ISO 9964-3:1996-08 mithilfe des Flammenphotometers des Typs PFP 7 von Jenway.

Zur Bestimmung der Konzentrationen von Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Eisen (Fe^{2+}) und Mangan (Mn^{2+}) wird ein Flammen-Atomabsorptionsspektrometer des Modells Perkin Elmer 1100 (DIN 38406-32, DIN 38406-33, DIN EN ISO 7980) verwendet.

Messstellen im Untersuchungsgebiet

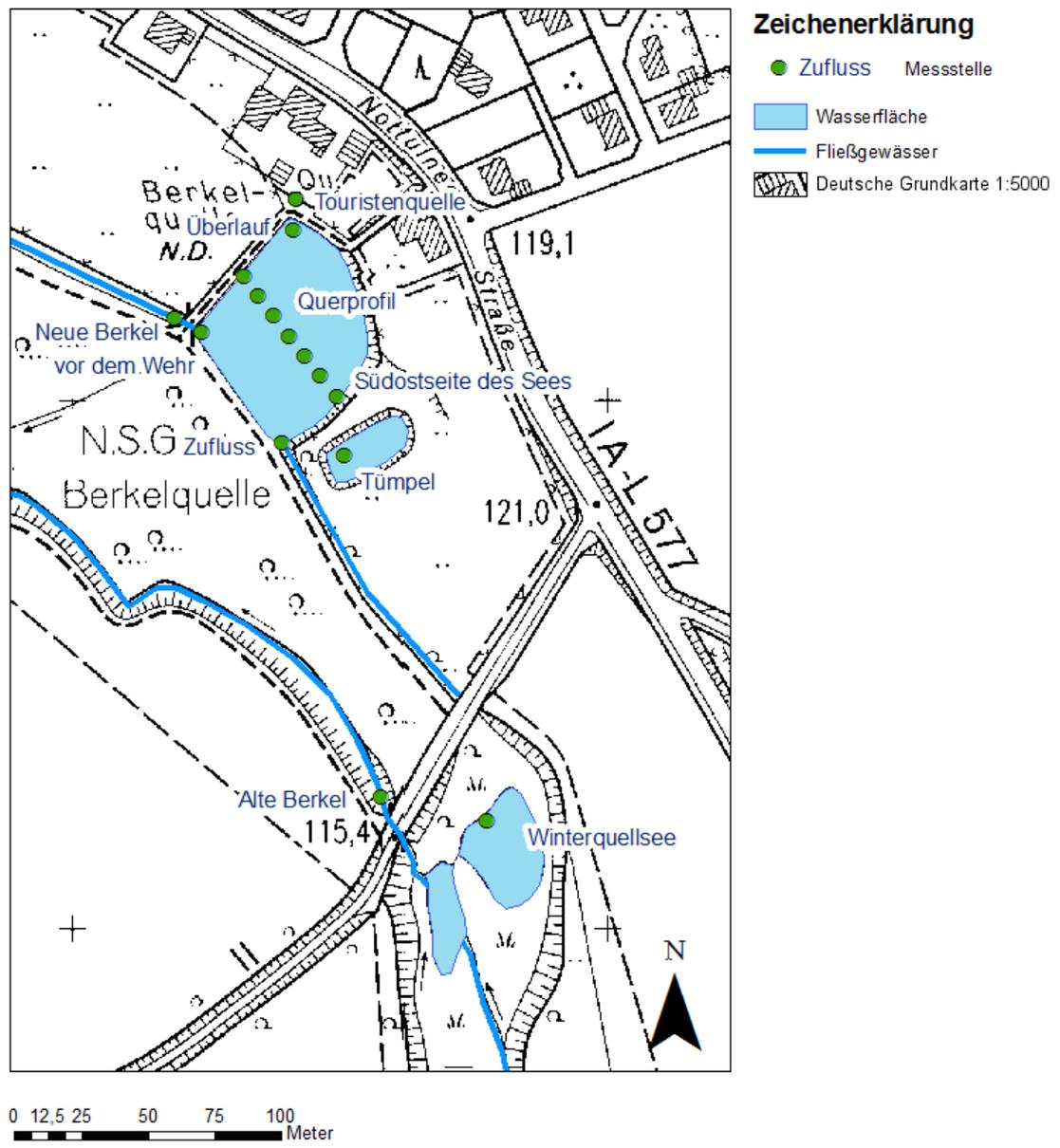


Abb. 3: Messstellen im Untersuchungsgebiet

Zur Ermittlung der HCO_3^- -Konzentration verwendet man ein Radiometer mit pHG201 Elektrode und SAC 80 Sample Changer (DIN 38409-7).

Die Ammoniumkonzentration wird durch das Verfahren der Fließinjektionsanalyse mit dem FIAS von FOSS ermittelt (DIN EN ISO 11732).

Mithilfe der Ionenchromatographie werden Chlorid (Cl^-), Phosphat (PO_4^{3-}) und Sulfat (SO_4^{2-}) gemessen. Dafür wird das Gerät ICS-90 der Firma Dionex mit dem automatischen Probengeber Dionex AS40 nach DIN EN ISO 10304-1 verwendet.

Mit dem Ionenchromatograph DX 320 der Firma Dionex mit dem Autosampler AS40 werden Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-), Ammonium (NH_4^+), Phosphat (PO_4^{3-}) und Gesamtphosphat (G- $\text{PO}_4\text{-P}$) gemessen (DIN EN ISO 10304-1, DIN 38406-5-E5, DIN 26777-D10, DIN EN ISO 6878).

Der Gehalt an Chlorophyll-a und an Phaeopigmenten wird mit Hilfe des Spektrophotometers 100-40 von HITACHI ermittelt (DIN 38412-16).

Für die Messung des Gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) werden die Geräte ASI-V und TOC-V CNS der Firma SHIMADZU nach DIN EN 1484-H3 verwendet.

Die Trübung wird mit einem Nephelometer von Dr. Lange nach BS EN ISO 7027-C2 in FNU (Formazine Nephelometric Units) bestimmt.

Der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK 254) wird bei einer Wellenlänge von 254 nm mit Hilfe des Photometers nach DIN 38404-3 gemessen.

Die Fließgeschwindigkeit wurde rein optisch geschätzt und als hoch, mittel und gering eingestuft.

Zur Überprüfung der Vollständigkeit und Fehlerhaftigkeit wird nach der ersten Messreihe am 11.05.2009 eine Ionenbilanz erstellt (s. Anhang, Tab. 7 und 8). Sie weist Fehler unter 5 % auf, was für Oberflächengewässer tolerabel ist (KÖLLE 2004), mit drei Ausreißern bis 10,3 %. Man kann davon ausgehen, dass alle wesentlichen Ionen erfasst werden und es zu keinen großen Messfehlern gekommen ist. Anschließend wird Magnesium nicht weiter untersucht, da es an biochemische Prozessen nicht weiter beteiligt ist. Mangan wird nicht weiter beprobt, da nur Spuren nachgewiesen werden können. Die Ergebnisse der Messungen werden mit den Programmen AquaChem als Schoeller-, Piper- und Streuungsdiagramm und mit ArcGis in Form von Karten visualisiert.

4.3 Trophiebestimmung nach LAWA (2001)

Zur Trophiebestimmung wird die „Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren“ des LAWA-Arbeitskreises „Gewässerbewertung - Stehende Gewässer“ (LAWA 2001) verwendet, die an das Vollenweider-Modell (VOLLENWEIDER ET AL. 1980)

angelehnt ist und die Einteilung nach Sichttiefe, Gesamtphosphor-Gehalt sowie dem Chlorophyll-a-Gehalt vornimmt. Die Voraussetzungen für diese Verfahren werden nicht ganz erfüllt, da der Berkelquelltopf eine sommerliche Verweilzeit von unter 10 Tagen aufweist. Des Weiteren wird das Verfahren unter Ausschluss der Messung der Sichttiefe durchgeführt, da der See bis zum Grund euphotisch ist und sie aufgrund der mangelnden Tiefe des Sees nicht bestimmt werden konnte. Anstelle eines Mittelwertes der gemessenen Werte für Gesamtphosphor im Frühjahr wird aus den Messergebnissen der Touristenquelle und der Quelle am Hof Schulze-Brock, die den Quelltopf speisen, aus dem hydrologischen Jahr 2008 (HAFOUZOV 2009 I. VORB.) der arithmetische Mittelwert der Phosphorkonzentrationen der Monate Dezember, Februar und März berechnet und eingesetzt (s. Anhang, Text 1). Zur Ergänzung der Messwerte werden die dominanten Phytoplankter aus Schöpf- und Sammelproben in einer Abundanzschätzung erfasst.

Die Phytoplanktonproben werden mit einem Planktonnetz genommen, das an der Probennahmestelle aufgehängt wird. Mithilfe eines 20 Liter Eimers werden 30 Schöpfproben hindurch gegossen. Das Filtrat wird in PE Flaschen abgefüllt und am selben Tag unter dem Mikroskop ausgewertet. Auch hier wurden mit zwei Probennahmen am 04.06.2009 und am 31.07.2009 nur Momentaufnahmen der Bedingungen zum Entnahmezeitpunkt dokumentiert. Planktonzönosen sind hochvariabel und können in kürzester Zeit große Verschiebungen in der Dominanz der Arten aufweisen (HOFMANN 1994). Im Rahmen dieser Arbeit werden die Abundanzen der vorgefundenen Arten geschätzt und die dominanten Arten als Indikatororganismen zur Trophieeinstufung verwendet (STREBLE UND KRAUTER 2002).

4.4 Vergleichende Analyse historischer Messergebnisse

Um die aktuellen Messungen besser in ihren chemischen und historischen Zusammenhang einordnen zu können, werden sie mit historischem Datenmaterial verglichen.

Es wird die Messung eines hydrologischen Jahres an der Touristenquelle und der Quelle am Hof Schulze-Brock betrachtet (HAFOUZOV 2009 I. VORB.).

Ebenfalls werden Daten eines 1989 über das Quellgebiet der Berkel erstellten Gutachtens herangezogen (ÖKON 1989). Weiterhin liegen von 1975 bis 1992 umfassende Messwerte des ehemaligen Wasserwerkes Billerbeck der Gelsenwasser AG (zur Verfügung gestellt durch Herrn Hauling).

Ferner existieren Messungen der Konzentrationen an Gesamtphosphat und Nitrat aus den einzelnen Brunnen des Wasserwerkes ($G-PO_4-P$: 1983-1990, NO_3^- 1983-1992) und

aus der Touristenquelle (G-PO₄-P: 1991-2005, NO₃⁻ 1984-2008) (zur Verfügung gestellt durch die Bezirksregierung Münster).

4.5 Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet

Der Stoffeintrag in einen See wird immer durch sein Einzugsgebiet beeinflusst. Daher werden zusätzlich zu den historischen Messwerten Luftbilder (zur Verfügung gestellt durch den Kreis Coesfeld) der Jahre 1961 und 2006 und die Landnutzung sowie ihre Veränderung betrachtet (s. Abb. 15 und 16). Weiterhin werden die geologischen und edaphischen Bedingungen im Einzugsgebiet und ihr Einfluss auf den Stoffeintrag kurz erläutert.

5. Ergebnisse und Diskussionen

5.1 Morphologie, Wasserhaushalt, Einfluss des Einzugsgebiets

5.1.1 Abfluss und Verweilzeit

Ergebnisse

Für den Abfluss des Berkelquelltopfes wurden vom 20.05.2009 bis zum 29.06.2009 Werte zwischen 8,775 und 21,867 l/s ermittelt. Dabei sinkt der Abfluss vom 20.05.2009 bis zum 04.06.2009 von 18,944 auf 17,164 l/s ab und steigt am 13.06.2009 auf 21,867 l/s an. Am geringsten ist der Abfluss am 29.06.2009 mit 8,775 l/s.

Die Verweilzeit verhält sich zu diesen Messungen entgegengesetzt und bewegt sich zwischen rund 40,6 und 101,3 Stunden. Bei einer geringen Abflussrate wird eine hohe Verweilzeit ermittelt (s. Anhang, Tab. 3).

Diskussion

Aus den Abflussmessungen wird ersichtlich, dass es sich hierbei um eine stark schwankende Größe handelt. Betrachtet man dazu die Tagesniederschläge der Wetterstationen Baumberge und Coesfeld KA (s. Anhang, Abb. 16), wird eine Korrelation erkennbar. Ist es im Vorfeld der Messung zu einem Niederschlagsaufkommen gekommen, wird dies in der Abflussrate sichtbar. Besonders deutlich fällt dies am 13.06.2009 mit dem höchsten gemessenen Wert auf. In der vorangegangenen Woche fielen ca. 40 bis 50 mm Niederschlag. Eine Woche vor dem 29.06.2009 kam es zu etwa 0,09 mm Niederschlag. Daraufhin wurde der geringste Abflusswert ermittelt. Die

Verweilzeit des Wassers ist für den Berkelquelltopf als sehr gering anzusehen. Andere größere Seen haben eine Verweilzeit von mehreren Jahren (SCHÖNBORN 2003). Die Ergebnisse legen nahe, dass es sich hier um einen Durchflussee handelt. Insgesamt ist somit die Schüttung und Auswaschung von Stoffen und der Eintrag in den See sehr stark vom Niederschlag abhängig. Da beobachtet werden kann, dass der Quelltopf in der Hauptsache und durchgehend durch die Touristenquelle gespeist wird, kann man davon ausgehen, dass im Einzugsgebiet tatsächlich geklüftetes Gestein vorliegt. Das Niederschlagswasser sickert innerhalb einiger Tage bis auf den Grundwasserhorizont durch und löst eine vermehrte Quellschüttung aus. Das hat zur Folge, dass je nach Wetterlage möglicherweise ein unregelmäßig starker Stoffeintrag in den See erfolgt. Da die Quelle nur in manchen Jahren versiegt (STADT BILLERBECK O.J.), werden also kontinuierlich Stoffe eingetragen, die von Algen verwertet werden können. Die geringe Verweilzeit bestätigt, dass auch ein rascher Abtransport stattfindet. Würde man also die Ursache des Eintrags eutrophierungswirksamer Stoffe, zum Beispiel die Stickstoffdüngung im Einzugsgebiet, einstellen, würde der See sich sehr schnell wieder regenerieren und sich eine gute Wasserqualität einstellen (SCHÖNBORN 2003).

5.1.2 Umgebungsfaktor (f_n)

Ergebnis

Für den Berkelquelltopf ergibt sich für sein gesamtes Einzugsgebiet ein Umgebungsfaktor von rund 1606 (s. Anhang, Tab. 4).

Diskussion

Verglichen mit den Kenndaten einiger anderer Seen (BUNDESUMWELTAMT 2006) handelt es sich hier um einen übermäßig hohen Wert, der belegt, dass der Quelltopf in einem hohen Maße von allochtonem Stoffeintrag beeinflusst wird (SCHÖNBORN 2003). Dementsprechend ist es wahrscheinlich, dass der See schon durch die Größe des Einzugsgebiets zur Eutrophierung neigt. Für die Touristenquelle, die offenbar die Kalkgesteinsschichten der Baumberge entwässert, muss man allerdings davon ausgehen, dass das oberirdische und das unterirdische Einzugsgebiet nicht übereinstimmen. Bei Kluffgrundwasserleitern ist es möglich, dass sie Verschmutzungen über viele Kilometer Entfernung aus einem Gebiet transportieren, das äußerlich nicht mit dem oberirdischen Einzugsgebiet übereinstimmt (HÜTTER 1992). Das heißt, dass für dieses Teilgebiet der Faktor unbekannt ist. Für Wasser, die dem See aus südlicher Richtung zufließen, liegt

Größe des oberirdischen Einzugsgebietes und der Seeoberfläche des Berkelquelltopfes

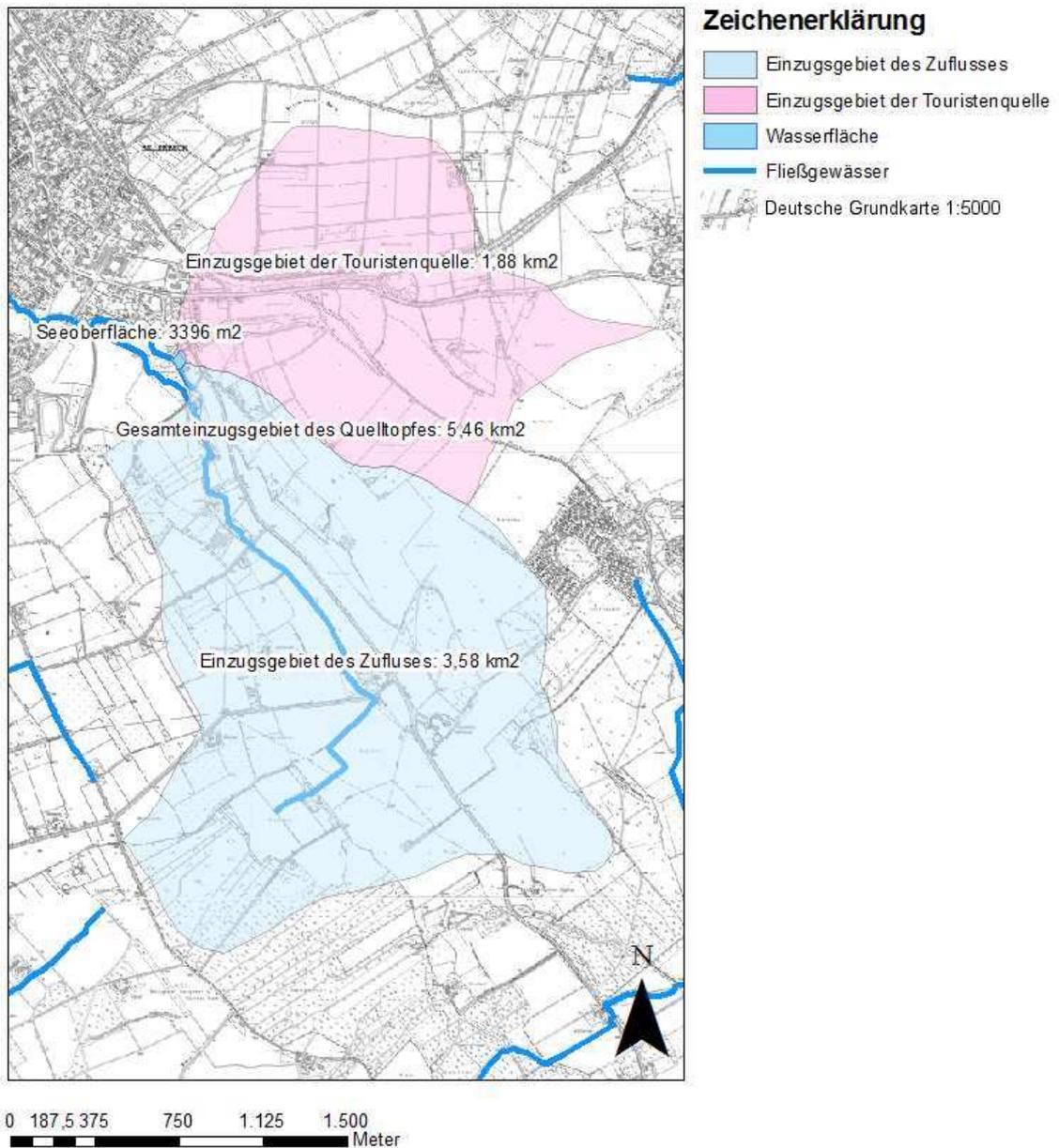


Abb. 4: Größe des oberirdischen Einzugsgebietes und der Seeoberfläche des Berkelquelltopfes.

mit den Osterwicker Schichten ein oberflächennaher Grundwasserstauer vor (GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW 1975b), sodass es wahrscheinlicher ist, dass das unterirdische Einzugsgebiet dem Oberirdischen ähnelt.

5.2 Chemisch-physikalische Untersuchung des Gebietes

Ergebnisse (s. Anhang, Tab. 5 und 6)

Fließgeschwindigkeit

Im untersuchten Zeitraum findet an fast allen Messstellen eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit statt. Ebenso nimmt die Schüttung der Sommerquelle ab. Im See, am Wehr und in der Neuen Berkel bleibt sie optisch aufgrund des Pegelstandes konstant. Messungen ergeben, wie im vorherigen Teil beschrieben, auch hier eine Abnahme. Gleich bleibt die Fließgeschwindigkeit im Winterquellsee und im Tümpel.

pH-Wert

Es werden pH-Werte zwischen 7 und 8,1 gemessen. Der Quellbereich weist den niedrigsten pH-Wert auf. Er erhöht sich im See und bleibt bis zum Abfluss in die Neue Berkel relativ konstant bei etwa 7,5. Zufluss, Winterquellsee und Alte Berkel weisen dagegen höhere Messwerte auf. Der Tümpel sticht mit 8,1 am weitesten heraus.

Temperatur

Deutlich sichtbar ist, dass die Temperaturunterschiede im Gewässer bei höherer Lufttemperatur stärker variieren. Der Quellbereich der Sommerquelle weist mit 9,8 bis 10°C die niedrigste Temperatur auf. Im See, am Wehr und in der Neuen Berkel können 12 bis 14,3°C gemessen werden. Der Tümpel und der Winterquellteich erwärmen sich mit 19,7° und 24,5 °C am stärksten. Zufluss und Alte Berkel kommen auf 16,6 und 14,2°C.

Sauerstoffgehalt und -sättigung (O²)

Im Untersuchungszeitraum werden am 04.06.2009 die geringsten und am 02.06.2009 die höchsten Werte gemessen. An allen Tagen sind die Sauerstoffverhältnisse zwischen den Messpunkten ähnlich. Die Sommerquelle und deren Überlauf sind mit bis zu 5,4 mg/l und 47,9 % am wenigsten sauerstoffgesättigt. Im See erfolgt ein Anstieg auf 13,1 mg/l und 125,2 % O², der sich zum Wehr hin mit 16,7 mg/l und 162,1 % fortsetzt und dahinter auf 14,9 mg/l und 146,8 % absinkt. Das Wasser im Zufluss ist dagegen sehr sauerstoffarm (5,9 mg/l und 53,9 %). Der Winterquellteich liegt mit bis zu 119,4 % und 12,8 mg/l

darüber, gefolgt vom Tümpel mit 125,1 % und 13,1 mg/l und der Alten Berkel mit bis zu 142,2 % und 14 mg/l.

Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit schwankt innerhalb der Messungen zwischen 663 und 807 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Am 02.06.2009 bewegt sie sich überwiegend im Bereich von 743 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Am 29.06. können fast an allen Messstellen geringere Werte bis etwa 670 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt werden, wobei die Erniedrigung in der Alten Berkel und in der Winterquelle weniger stark ist. Im Zufluss erhöht sich die Leitfähigkeit dagegen auf 807 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Redoxpotential

Die geringsten Werte mit etwa 450 mV können in der Quelle, im Zufluss und im Tümpel gemessen werden. Die Höchstwerte treten dagegen mit 480 mV im See auf. Allgemein ist ein Abfall vom 02.06.2009 zum 29.06.2009 sichtbar.

Natrium (Na^+)

Der Natriumgehalt schwankt zwischen 4,9 und 14 mg/l. Überwiegend ist ein Anstieg vom 11.05.2009 bis zum 29.06.2009 um ca. 2 mg/l erkennbar. Am stärksten betrifft dieser den Zufluss, der von 6,5 auf 9,5 mg/l steigt und damit zu beiden Messzeitpunkten erhöhte Werte liefert. Parallel dazu steigt der Natriumgehalt in Tümpel und in der Alten Berkel auf 8 mg/l. Der Winterquellteich erreicht 14 mg/l Natrium.

Magnesium (Mg^{2+})

Für Magnesium ergeben sich im Untersuchungsgebiet relativ ähnliche Werte. Am niedrigsten liegt die Alte Berkel mit 2,3 mg/l und am höchsten der Tümpel mit 3,1 mg/l.

Kalium (K^+)

Der Kaliumgehalt bewegt sich zwischen 1,1 und 5 mg/l. Im See ist er im Vergleich zur Touristenquelle verringert und in der Neuen Berkel erhöht. In Zufluss, Tümpel, Winterquellsee und Alter Berkel sind ebenfalls erhöhte Konzentrationen zu verzeichnen.

Calcium (Ca^{2+})

Der Calciumgehalt schwankt im Untersuchungsgebiet zwischen 143 und 171 mg/l. Die Werte bewegen sich relativ gleichmäßig um 150 mg/l. Etwas erhöht sind demgegenüber die Alte Berkel und der Zufluss mit 156 und 166 mg/l.

Ammonium (NH₄⁺) (s. Abb. 7)

Der NH₄⁺-Gehalt erhöht sich im Beprobungszeitraum an allen Messstellen. Am Überlauf wird mit 0,002 mg/l am wenigsten NH₄⁺ nachgewiesen. Darauf folgt die Touristenquelle mit 0,021 mg/l. Im See ist die Konzentration auf bis zu 0,66 mg/l erhöht, in der Neuen Berkel sind es 0,023 mg/l. Der Tümpel weist bereits am 11.05.2009 mit 0,035 mg/l einen erhöhten Wert auf. Deutlich darüber liegt der Zufluss mit 1,324 mg/l, wobei Winterquellsee und Alte Berkel mit etwa 9,5 mg/l Spitzenwerte erreichen.

Mangan (Mn²⁺)

Für Mangan können nur Spuren nachgewiesen werden. Die höchste Konzentration liegt bei 0,04 mg/l im Tümpel. Die Alte Berkel enthält 0,03 mg/l und der Zufluss 0,02 mg/l. An den übrigen Messstellen konnten 0,01 mg/l oder weniger nachgewiesen werden.

Eisen (Fe²⁺)

In der Probenreihe vom 11.05.2009 weist die Alte Berkel mit 0,27 mg/l den Höchstwert auf. Darunter folgen der Tümpel mit 0,12 mg/l, Zufluss und See mit jeweils 0,04 und die Touristenquelle mit 0,03 mg/l. Am 29.06.2009 gibt es nur drei Befunde. Der Eisengehalt des Zuflusses steigt auf 0,177 mg/l an, die Winterquelle enthält 0,145 mg/l und die Alte Berkel sinkt auf 0,152 mg/l.

Hydrogencarbonat (HCO³⁻)

Es ergeben sich Messwerte zwischen 340 und 519 mg/l. Quelle und Überlauf liegen bei ungefähr 350 mg/l. Im See und in der Neuen Berkel werden leicht höhere und am Wehr leicht niedrigere Werte gemessen. Für Zufluss, Winterquellsee und Alte Berkel ergeben sich Konzentrationen über 400 mg/l, im Tümpel sogar über 500 mg/l.

Chlorid (Cl⁻)

Der Chloridgehalt schwankt im Untersuchungsgebiet nur leicht zwischen 16,11 und 22,73 mg/l. Die höchsten Werte werden im Zufluss und im Tümpel gemessen.

Nitrat (NO₃⁻) (s. Abb. 5)

Die höchsten Werte mit über 50 mg/l können im Bereich der Sommerquelle nachgewiesen werden. Der Nitratgehalt im Sees, am Wehr und in der Neuen Berkel ist etwas niedriger zwischen 45 und 48 mg/l. Zufluss, Tümpel, Winterquellsee und Alte Berkel liegen mit stark schwankenden Werten zwischen 0,8 und 18 mg/l weit darunter.

Nitrit (NO_2^-) (s. Abb. 6)

Die Touristenquelle weist einen Nitritgehalt von 0,003 mg/l auf. Vom Überlauf zum See erhöht sich dieser Wert auf bis zu 0,168 mg/l und fällt über das Wehr bis zur Neuen Berkel wieder leicht ab. Am 29.06.2009 treten dabei durchgehend höhere Konzentrationen als am 02.06.2009 auf. Im Zufluss ist eine leichte Erniedrigung von 0,059 auf 0,046 mg/l erkennbar, während die Winterquelle und die Alte Berkel einen Gehalt von 0,03 mg/l aufweisen.

Sulfat (SO_4^{2-})

Zeitlich sind die Sulfatgehalte der Gewässer im Untersuchungsgebiet weitgehend stabil. Winterquelle, Überlauf, See, am Wehr und Neue Berkel weisen Werte zwischen 45 und 49 mg/l auf. Der Zufluss ist mit bis zu 56,6 mg/l erhöht. In Tümpel und Alter Berkel erniedrigen sich die Konzentrationen bis auf 35 mg/l. Im Winterquellsee werden nur 12 mg/l festgestellt.

Phosphat (PO_4^{3-})

Durch die Messung im Labor des Instituts für Landschaftsökologie kann am 11.05.2009 kein Phosphat nachgewiesen werden. Das Labor des Instituts für Hygiene liefert alle anschließenden Werte. In der Quelle können am 02.06.2009 und am 29.06.2009 jeweils 0,12 mg/l Phosphat gemessen werden. Vom Überlauf über den See und das Wehr bis zur Neuen Berkel verringert sich dieser Wert auf bis zu 0,01 mg/l, wobei jeweils am zweiten Messtag mehr gemessen wird. Die Konzentration im Zufluss erhöht sich deutlich von 1,174 auf 2,68 mg/l. Am selben Tag können im Winterquellsee sowie in der Alten Berkel etwa 7,5 mg/l gemessen werden.

Gesamtposphat-Phosphor (G- $\text{PO}_4\text{-P}$) (s. Abb. 8)

In der Quelle, im See, am Wehr und in der Neuen Berkel ist vom 02.06.2009 auf den 29.06.2009 ein Anstieg zu erkennen. Dabei werden in der Quelle 0,041 und 0,044 mg/l gemessen, im See 0,025 und 0,042 mg/l, am Wehr 0,009 und 0,045 mg/l und in der Neuen Berkel 0,028 und 0,109 mg/l. Im Überlauf verringert sich der Wert dagegen von 0,035 auf 0,028 mg/l. Bei der zweiten Probennahme kommen Winterquelle und Alte Berkel auf etwa 2,5 mg/l.

In der Touristenquelle, der Alten Berkel und der Winterquelle wird der Gesamtposphat-Phosphoranteil fast ganz vom Orthophosphat gebildet. In der Neuen Berkel ist der Anteil sehr gering. An den anderen Messpunkten ist eine Tendenz zur Zunahme des Orthophosphat-Phosphoranteils erkennbar.

Chlorophyll-a, Phaeopigmente

In Quelle, Überlauf, Winterquellsee und Alter Berkel kann weniger Chlorophyll-a als Phaeopigmente gemessen werden. Am Wehr sowie in der Neuen Berkel ist dagegen mehr Chlorophyll-a vorhanden. Im See auf Höhe des Querprofils und in der Neuen Berkel findet ein Umschwung von mehr Chlorophyll-a zu mehr Phaeopigmenten statt. Insgesamt ist außer am Zufluss und an der Südseite des Sees eine Verringerung der Gehalte erkennbar. Von der Touristenquelle über den See bis in die Neue Berkel steigen beide Konzentrationen zusammen genommen von ca. 4 auf 70 µg/l an. Der Zufluss liegt mit etwa 15 µg/l dazwischen, wobei überwiegend Chlorophyll vorliegt. Alte Berkel und Winterquellteich beinhalten kein Chlorophyll, dafür 52 und 66,6 µg/l Phaeopigmente.

Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

Überwiegend liegen die Messwerte zwischen 0,5 und 1,7 mg C/l. Zufluss, Winterquellsee und Alte Berkel sind dagegen mit 6,07, 9,18 und 9,25 mg C/l erhöht.

Trübung

Die Trübung bewegt sich zwischen 0,13 und 1,11 FNU. Darüber liegen der Zufluss (8,57 FNU), der Winterquellsee (4,06 FNU) und die Alte Berkel (23,7 FNU).

Spektraler Absorptionskoeffizient 254 nm (SAK 254)

Der SAK steigt im Verlauf von der Touristenquelle zur Neuen Berkel von 0,015 auf 0,022 leicht an. Im Zufluss werden 0,171 gemessen, in Winterquelle und Alter Berkel etwa 0,38.

Diskussion

Typisierung des Gewässers

Die Berkelquellen liefern ein $\text{Ca}^{2+}\text{-HCO}_3^-$ -Wasser mit einem Gesamtlösungsinhalt zwischen 600 und 700 mg/l.

Einordnung und Erläuterung der Kenngrößen

Die Wassertemperatur wird von jahreszeitlichen Schwankungen bestimmt. Im Bereich der Touristenquelle ist eine Milderung durch den kontinuierlichen Zustrom von gleichmäßig temperiertem Grundwasser zu erkennen. Seine Temperatur entspricht der Jahresdurchschnittstemperatur der Luft. In stehenden oder langsam fließenden, flachen Gewässern (Tümpel, Winterquellsee, Quelltopf) kommt es infolge der Sonneneinstrahlung leicht zur Erwärmung, was die Löslichkeit von Gasen im Wasser herabsetzt. Bis zu einem

gewissen Maße wird das Algenwachstum allerdings durch die Erwärmung begünstigt, da sie den Metabolismus der Organismen anregt (SCHÖNBORN 2003).

Anhand der Leitfähigkeit kann der Lösungsinhalt des Gewässers an Ionen nachgewiesen werden. Eine zeitliche Abnahme in Touristenquelle und See könnte, da sich parallel dazu auch die Niederschläge (s. Anhang, Tab. 16) verringern, auf eine verringerte Auswaschung und Gesteinslösung hindeuten. Dieser Zusammenhang ist anhand der Ionenanalyse nicht eindeutig zu erkennen, was auf Messungenauigkeiten hinweist.

Der gemessene pH-Wert ist allgemein typisch für Karstgrundwässer. Durch eine Vielzahl von Einflüssen natürlicher Prozesse kann dieser Wert sich verändern (LAMPERT & SOMMER 1999). Bei starker Photosyntheseaktivität steigt er an, was für den Quelltopf zutrifft. In der Umgebung des Winterquellsees wird ebenfalls ein hoher pH-Wert gemessen, wobei hier keine Assimilation des CO₂ durch photoautotrophe Organismen stattfindet. Hier sind reduzierende Reaktionen zu vermuten, die H⁺-Ionen verbrauchen und den pH-Wert heben können (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Sauerstoffarme Verhältnisse, wie sie in der Touristenquelle vorgefunden werden können, sind kennzeichnend für Grundwässer (HÜTTER 1992). In Oberflächengewässern gelöster Sauerstoff wird durch die Photosynthese gebildet. Eine Übersättigung kann dabei einmal durch sehr aktive Produktion der Pflanzen geschehen, was im Quelltopf zu vermuten ist, oder durch eine Erwärmung des Wassers, die die Löslichkeit des O₂ herabsetzt (SCHÖNBORN 2003). Dieser Effekt ist möglicherweise für den Bereich von Zufluss, Winterquelle und Alte Berkel kennzeichnend.

Das Redoxpotential weist für den Quelltopf oxidierendere Bedingungen als für Alte Berkel und Winterquellsee aus. Die Touristenquelle und der Zufluss erreichen einen noch geringeren Wert und bestätigen damit die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen.

Der Natriumgehalt ist im Untersuchungsgebiet mit maximal 14 mg/l weit unterhalb des Grenzwerts der TRINKWV von 2001 (200 mg/l) und unterhalb des Richtwerts Tafelwasserverordnung für „natriumarme Ernährung“ mit 20 mg/l. Man kann hier grundsätzlich von einer geogenen Herkunft ausgehen, wobei der zeitliche Anstieg der Werte wohl durch verringerte Niederschläge (LANUV 2009) weniger stark verdünnt wird. Das Verhältnis von Kalium zu Natrium überschreitet kaum den Normalwert von 0,1 und deutet nicht auf den Einsatz von Kalidüngern im Einzugsgebiet hin (KÖLLE 2003).

Auch die Anwesenheit von Kalium lässt sich durch Gesteinsverwitterung erklären. Es ist in geringerer Konzentration gelöst als Natrium, da die Löslichkeit von Kalifeldspäten geringer ist und Böden Kalium besser adsorbieren als Natrium. Mit 5 mg/l erreicht der Tümpel die Grenze von der an man die Auswaschung von Kalidüngern in Betracht ziehen soll

(HÜTTER 1992). Allerdings lässt sich der Anstieg auch durch erhöhte Temperaturen (DWD 2009) und Verdunstung bei verringerten Niederschlägen (LANUV 2009) erklären.

Chlorid wird aus dem Gestein ausgewaschen. Es kann durch Selbstreinigung und in Kläranlagen nicht aus dem Wasser entfernt werden und dient daher als Verschmutzungsindikator. Als geogen gelten für Kalkgestein Grenzwerte zwischen 9,0-70,0 mg/l, daher kann man auch hier keine Beeinflussung durch Landwirtschaft oder Abwässer erkennen (SCHLEYER UND KERNDORFF 1992). Das Verhältnis von Natrium und Calcium zu Chlorid liegt im gesamten Untersuchungsgebiet unter 1, was eine Eigenschaft fast aller Quellen in den Baumbergen ist (HAFOUZOV 2009 I. VORB.).

Der gemessene Calciumgehalt ergibt sich daraus, dass die Baumberger Schichten aus Kalksandstein und Kalkmergeln bestehen. In humosen Horizonten des Oberbodens ist durch Mineralisationsprozesse und Wurzelatmung CO_2 enthalten. Dieses löst sich abhängig von Druck und Temperatur im Wasser und bildet Kohlensäure. Das Calcium liegt im Gestein als Calciumcarbonat vor und geht durch die Kohlensäureverwitterung in Lösung. In landwirtschaftlich geprägten Regionen, wie im vorliegenden Einzugsgebiet (s. Abb. 16), wird bei der Nitrifikation stickstoffhaltiger Düngemittel Salpetersäure gebildet. Bei der Neutralisationsreaktion entsteht Calciumnitrat mit einer sehr hohen Löslichkeit (KÖLLE 2003). Die Landwirtschaft könnte an diesem Standort also zu einer vermehrten Kalklösung beitragen.

Die geringe Magnesiumkonzentration bestätigt, dass es sich hier nicht um dolomithaltige Gesteinsschichten handelt (KÖLLE 2003). Der gemessene Höchstwert von 3,1 mg/l liegt weit unter den üblichen Gehalten vieler Wässer mit 10-20 mg/l (HÜTTER 1992) und unter dem Grenzwert des geogenen Normalbereichs für Grundwässer in Kalkgestein (7-40 mg/L) (SCHLEYER & KERNDORFF 1992).

Die Carbonathärte KH beschreibt den Volumenanteil an Calcium- und Magnesium-Ionen, für den die äquivalente Konzentration an Hydrogencarbonat- und Carbonat-Ionen und den entstehenden Hydroxid-Ionen existiert. Calcium und Magnesium sind somit die härtebezeichnenden Ionen (HÜTTER 1992). Bedingt durch den Kalkgehalt des Ausgangsgesteins und möglicherweise durch die Verstärkung der Lösungsvorgänge durch die Landwirtschaft kommt es daher zu hohen HCO_3^- -Konzentrationen. Erstaunlicherweise zeigt aber das den Zufluss beeinflussende System mehr HCO_3^- , wobei hier eher Tonmergel vorliegen. Das deutet darauf hin, dass mehr CO_2 aus der Wurzelatmung in Lösung gegangen ist und sich das Wasser länger durch die Bodenzone bewegt hat.

Besonders interessant ist die Verteilung der Stickstoffverbindungen in den Proben. Offenbar findet der Haupteintrag von Nitrat über die Touristenquelle statt, während nur

wenig NH_4^+ und NO_2^- in der Quelle zu finden ist. Demgegenüber weist der Zufluss niedrige NO_3^- , dafür aber erhöhte NH_4^+ - und NO_2^- -Gehalte auf. Im See liegen die Werte für NH_4^+ und NO_3^- zwischen denen der beiden speisenden Zuströme. Der NO_2^- -Gehalt erhöht sich im See sogar (s. Abb. 5-7). NH_4^+ , NO_2^- und NO_3^- werden durch mikrobielle Tätigkeiten, die nur unter speziellen Bedingungen ablaufen, ineinander umgewandelt. Beim Abbau von stickstoffhaltiger organischer Substanz, auch Gülle, entsteht NH_4^+ durch Ammonifikation (LAMPERT & SOMMER 1999). In Anwesenheit von Sauerstoff kann dieses nun in einem ersten Schritt in das Zwischenprodukt NO_2^- umgewandelt und anschließend durch eine weitere mikrobielle Reaktion weiter zu NO_3^- oxidiert werden (Nitrifikation). Unter anaeroben Bedingungen findet die Denitrifikation statt, die bis zur Umwandlung in elementaren Stickstoff erfolgen kann. Folglich kann man davon ausgehen, dass das Wasser der Touristenquelle oxidiert ist, während das Wasser, das vom Zufluss her kommt, reduziert ist. Die Touristenquelle überschreitet dabei den Grenzwert der Nitratkonzentration von 50 mg/l (TRINKWV 2001). Der geringe Gehalt an Nitrat in Zufluss, Winterquellsee und Alter Berkel deutet zum einen auf Denitrifikationsvorgänge hin, zum anderen könnte auch eine vermehrte Aufnahme des Nitrats durch Pflanzen stattgefunden haben, wenn sich das Wasser länger in der Bodenzone aufgehalten hat. Auch kommen Verdünnungseffekte in Frage. In Zufluss, Winterquellsee und Alter Berkel wird der Grenzwert der TRINKWV (2001) für Ammonium von 0,5 mg/l und auch der AGA-NRW Grenzwert vom 1 mg/l (MURL 1991) deutlich überschritten, was reduzierende Verhältnisse bestätigt. Die Nitrit-Konzentration bleibt durchgehend unterhalb des Grenzwerts (0,5 mg/l, TRINKWV 2001). Dennoch deutet der Nitritbefund darauf hin, dass die Redoxreaktionen am Zufluss sowie im See noch im Gange sind (Denitrifizierung). Mit Blick auf die überwiegende Nutzung der Baumberge kann als Quelle der Stickstoffgehalte eindeutig die Landwirtschaft ausgemacht werden.

Die Anwesenheit von Nitrat schließt im Normalfall die Messung von Eisen- und Mangangehalten aus, da sie ebenfalls vom Redoxzustand des Gewässers abhängig sind und in sauerstoffgesättigten Wässern ausfallen. Da es sich allerdings um langsam ablaufende Redoxreaktionen handelt, kann das gleichzeitige Auftreten dennoch beobachtet werden. Liegt Eisensulfid vor, kann es durch Nitrat erst zu Fe(II) und schließlich zu unlöslichem Fe(III) oxidiert werden (KÖLLE 2004). In der Alten Berkel wird mit einem Gehalt von 0,27 mg/l der Grenzwert von Fe(II) überschritten (TRINKWV 2001). Die Anwesenheit von Nitrat und Eisen deutet darauf hin, dass die Redoxreaktion noch nicht abgeschlossen ist. Die Konzentrationen von Ammonium und Mangan können währenddessen stabil bleiben und es findet keine Oxidation dieser Stoffe statt. Die geringen Nitratkonzentrationen im Bereich des Zuflusses würden bestätigen, dass er

reduziert wird. Da die Winterquelle nicht mehr schüttet, kann nicht von einer Mischung von zwei unterschiedlichen Wässern ausgegangen werden.

Der geogene Eintrag von Sulfat kann im Untersuchungsgebiet weitgehend ausgeschlossen werden, da keine Gipsvorkommen vorliegen. Es kommen daher atmosphärischer Eintrag, Verwendung von Mineraldüngern im Einzugsgebiet oder Einleitung von Abwässern in Frage. Sulfat ist ebenfalls ein Produkt der Denitrifikation durch Eisensulfide (KÖLLE 2004). Die gemessenen Konzentrationen von 20 mg/l sind eher gering, sodass entweder nur ein geringer Eintrag stattfindet oder es sich um Verdünnungseffekte handelt. Am Zufluss wird die höchste Konzentration von Sulfat wahrscheinlich gemessen, da die Verrohrung unter dem Spazierweg hindurch aus Beton besteht. Auch einige Bakterienarten, die wie am Zufluss vermutet unter anaeroben Bedingungen vorkommen, produzieren Sulfat und könnten die Konzentration erhöhen (MADIGAN & MARTINKO 2006).

Der gemessene Gehalt an Phosphat liegt unter 10 mg/l und deutet damit nicht auf die Einleitung von Abwässern hin (HÜTTER 1992). Aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wird es durch Erosion nur oberflächlich verlagert, im Boden meist an Tonmineralen adsorbiert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). In reduzierten Wässern kann Phosphat dagegen auch in erheblichen Konzentrationen gelöst sein. Unter Sauerstoffeinfluss bildet es zusammen mit dreiwertigem Eisen eine schwerlösliche Verbindung (Vivanit). Wird das Eisen reduziert, geht das Phosphat schlagartig in Lösung. Man geht davon aus, dass das Eisen(III)-phosphat mit Sulfat und organischem Kohlenstoff reagiert und Kohlendioxid, Eisen(II)-sulfid und gelöstes Phosphat bildet (KÖLLE 2004). In eutrophen Gewässern tritt dieser Vorgang auf, wenn das Sediment von einem aeroben in einen anaeroben Zustand umschlägt. Man spricht von einer „rasanten Eutrophierung“ (OHLE 1953), da sie sich somit selbst verstärkt. Der AGA-Grenzwert für G-PO₄-P (MURL 1991) von 0,3 mg/l wird im Zufluss, in der Alten Berkel und im Winterquellsee deutlich überschritten (s. Abb. 8).

Chlorophyll-a ist in den photosynthetisch aktiven Organismen enthalten. Man kann durch eine Messung den Gehalt an aktivem Phytoplankton und Cyanobakterien quantifizieren. Zerfällt das Chlorophyll-a, entstehen Phaeopigmente. Ihr Gehalt zeigt Störungen an, die zum Absterben des Phytoplanktons und der Cyanobakterien geführt haben. Aus dem Verhältnis von Chlorophyll zu Phaeopigmenten kann man den Zustand der photosynthetisch aktiven Organismen ablesen (SURHOLT 2002). Anhand der gemessenen Konzentrationen kann man zunächst sagen, dass im Quellbereich der Touristenquelle nur eine geringe Aktivität festzustellen ist. Die etwas höhere Phaeopigmentkonzentration zeigt an, dass hier kein guter Zustand vorliegt, es aber auch nicht zu einem Absterben großer Massen gekommen ist. Die Messwerte des Zuflusses belegen einen guten Zustand. Hier

ist der Anteil der Abbauprodukte gering. Im See und in der Neuen Berkel ändert sich der Zustand von einem positiven in einen negativen, wobei vor dem Wehr an beiden Messterminen keine Phaeopigmente festgestellt werden können. Am Abfluss des Sees findet somit eine hohe Aktivität statt. Das Fehlen von Chlorophyll in Winterquellsee und Alter Berkel gleichzeitig mit einer hohen Konzentration an Abbaustoffen zeigt an, dass hier überhaupt keine photosynthetische Aktivität vorliegt und es zu einem großen Absterbeereignis gekommen ist.

Der organische Kohlenstoff zeigt Huminstoffe, Algen, algenbürtige Stoffe und Bakterien an (KÖLLE 2004). Durch erhöhte Werte zeichnen sich Zufluss, Winterquellsee und Alte Berkel aus. Es ist deutlich erkennbar, dass von dieser Seite her der Haupteintrag in den Quelltopf stattfindet. Da die Messung der Phaeopigmente und des Chlorophylls sich nicht parallel dazu verhalten, könnte ein Eintrag von Detritus oder Bakterien vorherrschend sein. Ein derartig hoher Gehalt an organischem Kohlenstoff ist ein Indiz dafür, dass die Mineralisation gehemmt abläuft. Mit über 9 mg/l wird der AGA-Grenzwert (MURL 1991) von 6,67 mg/l weit überschritten und zeugt von einer schlechten Wasserqualität (Die AGA (MURL 1991) gibt für CSB den Grenzwert von 20 mg/l an. Laut EG VERORDNUNG 166/2006 ist der TOC dem CSB/3 gleichwertig.)

Die Trübung bestätigt dies mit ebenfalls erhöhten Werten. Genauso verhalten sich die Ergebnisse der Messung der spektralen Absorption, welche die Belastung mit organischen Stoffen anzeigt (LANUV 2008).

Räumliche und zeitliche Einordnung der Messergebnisse

Bei der Betrachtung der Messergebnisse im Zusammenhang wird sichtbar, dass sich die Stoffkonzentrationen beider Wässer, die den Quelltopf speisen, der Touristenquelle und dem südlichen Zufluss, stark unterscheiden. Im Zufluss sind der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Ionen Na^+ , Ca^{2+} , NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , und PO_4^{3-} gegenüber der Touristenquelle leicht bis sehr stark erhöht. Ebenfalls wird eine stärkere Trübung gemessen, die spektrale Absorption und auch der Gehalt an Gesamtphosphat-Phosphor sowie gesamtem organischem Kohlenstoff fallen höher aus. In der Touristenquelle ist dagegen die höchste Nitratkonzentration des ganzen Untersuchungsgebietes messbar. Daraus wird ersichtlich, dass diese Wässer unterschiedlichen Bedingungen ausgesetzt sind, die ihren stofflichen Charakter beeinflussen.

Weiterhin sticht ins Auge, dass der Tümpel südlich des Quelltopfs dem Zufluss in einigen Messwerten ähnlich ist. Der Gehalt an Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} , HCO_3^- und Cl^- sind ebenfalls erhöht. Hinzu kommt hier eine höhere Mg^{2+} -Konzentration als im Zufluss. Im Areal südlich des Besucherparkplatzes ergeben sich ebenfalls erhöhte Werte (Na^+ , NH_4^+ ,

Fe^{2+} , HCO_3^- , Trübung, TOC, PO_4^{3-} und G- $\text{PO}_4\text{-P}$). Weiterhin weisen die Proben aus Sickerquelle und Alter Berkel erneut niedrige Nitratkonzentrationen auf. Für die Leitfähigkeit und den Chloridgehalt ergibt sich keine deutlich sichtbare Übereinstimmung mit dem Zufluss. Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass zwischen der Alten Berkel, dem Winterquellsee, dem Tümpel und dem Zufluss eine Verbindung besteht. Man kann davon ausgehen, dass der Winterquellsee zum Teil vom gleichen Wasser wie die Alte Berkel gespeist wird und im Winter ebenso von den Austritten der Sickerquellen direkt daneben am östlichen Rand des Naturschutzgebietes. Das Wasser, das im Drainagekanal entlang des Spazierweges austritt und über den Zufluss im Quelltopf mündet, scheint mit dem gleichen Wasser versorgt zu werden. Die Konzentration einiger Stoffe (PO_4^{3-} , NH_4^+) wird zwar geringer, aber dennoch ist ein Zusammenhang erkennbar. In einer Optimierungsmaßnahme (HEIN 2009) wurde 1993 versucht, das Wasser, das südlich des Parkplatzes im Winterquellsee austritt sowie die Alte Berkel um den Quelltopf herumzuleiten. Offenbar war dieser Eingriff nicht effektiv genug.

Der Tümpel steht insofern etwas abseits, da er die höchsten Mg^{2+} -, Ca^{2+} - und HCO_3^- -Konzentrationen aufweist. Es ist zu vermuten, dass auch hier eine Verbindung zu demselben Grundwassersystem besteht, durch Verdunstung aber eine Aufkonzentration stattfindet. Im Berkelquelltopf mischen sich beide Wässer und verlassen ihn am Wehr und über eine Verrohrung an der Westseite. Die Veränderungen der Messwerte ergeben sich durch seeinterne Prozesse sowie einfache Mischung.

Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass es sich hier um zwei Liefergebiete und zwei Grundwasserleiter handelt (s. Abb. 3), in denen unterschiedliche Bedingungen vorherrschen. Die Touristenquelle entwässert ein Einzugsgebiet, das auf den Baumbergen liegt. Das Niederschlagswasser passiert dabei eine bis 5 dm mächtige Bodenschicht aus Braunerde-Rendzina und Rendzina-Braunerde (ÖKON 1989) und bewegt sich anschließend innerhalb einer Woche zum Quellgebiet, wie die Abflussmessungen im Vergleich zu den Niederschlagsdaten (LANUV 2009) ergeben. Die Analyseergebnisse belegen, dass unter aeroben Bedingungen in der Bodenzone eine vollständige Nitrifizierung stattgefunden hat. Bis jetzt sind die Ausprägung und der Verlauf der Klüftung in den Baumbergen noch unerforscht. Daher kann man das oberirdische Einzugsgebiet nicht mit dem unterirdischen Einzugsgebiet gleichsetzen. An dieser Stelle sind z.B. Tracerversuche notwendig, um ausmachen zu können, von wo das Quellwasser stammt und welche Nutzung und Auswaschungsprozesse und was für Bodenbedingungen hier vorliegen.

Im oberirdischen Einzugsgebiet des Zuflusses liegt durch die Osterwicker Schichten ein oberflächennaher Grundwasserstauer vor (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-

WESTFALEN 1975b). So bewegt sich das Niederschlagswasser hier länger durch die Bodenzone, sodass Nitrat von Pflanzen wieder aufgenommen werden kann und möglicherweise mehr CO_2 aus der Wurzelatmung in Lösung geht. Hier liegen außerdem mit Pseudogley und Augley wechselfeuchte bis staunasse Bedingungen vor (GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 1975b) mit einer Anreicherung von organischer Substanz im Bereich der Biotope am Besucherparkplatzes. Bei der sauerstoffzehrenden Mineralisierung laufen reduzierende Redoxreaktionen ab, so dass erhöhte NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} , PO_4^{3-} und TOC-Konzentrationen gemessen werden können. Die Sickerquellen südlich des Parkplatzes schütten im Sommer nicht sichtbar, sodass ihr Einfluss vernachlässigt werden kann.

Plottet man die Messwerte mithilfe des Programms AquaChem wird ebenfalls sichtbar, welche Messstellen dem gleichen Grundwasserleiter angehören. Zufluss, Alte Berkel und Tümpel grenzen sich durch ihren niedrigen Nitratgehalt ab, wobei die Touristenquelle durch den höchsten Gehalt heraussticht (s. Abb. 18-21). Deutlich ist der Unterschied auch durch die hohen Ammonium-, Eisen- und Manganwerte des den Zufluss beeinflussenden Grundwasserleiters und durch geringe Messwerte in der Touristenquelle (s. Abb. 22 und 23).

Abgesehen von der Räumlichen ergibt sich auch eine zeitliche Variation der gemessenen Werte. Im Laufe der Messperiode ist zum Teil ein deutlicher Anstieg erkennbar. Davon betroffen sind Na^+ , K^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , PO_4^{3-} und G- $\text{PO}_4\text{-P}$, NH_4^+ , NO_2^- , Trübung und TOC. Im Vergleich zu den anderen Messpunkten scheint diese Veränderung besonders stark in dem Bereich zu passieren, der dem Zufluss vorgeschaltet ist. Gleichzeitig ist eine Abnahme der Wasserführung der Alten Berkel, der Quellschüttung und der Fließgeschwindigkeit erkennbar. Es ist anzunehmen, dass die Erhöhung der Konzentrationen einiger Stoffe durch eine Aufkonzentration entstanden ist. Die veränderten Umweltbedingungen beeinflussen allerdings auch interne Stoffgleichgewichte. Im Bereich des Zuflusses verringerte sich durch den Temperaturanstieg (s. Anhang, Abb. 17) die Lösungsfähigkeit des Sauerstoffs. Zusammen mit sauerstoffzehrenden Mineralisationsprozessen bildeten sich vermutlich anaerobe Bedingungen. Die Umsetzung und Freisetzung von NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} und PO_4^{3-} sowie die Produktion von Faulgasen wurde begünstigt. Da es hier zu dieser Störung kam,

Nitratkonzentration im Untersuchungsgebiet am 29.06.2009

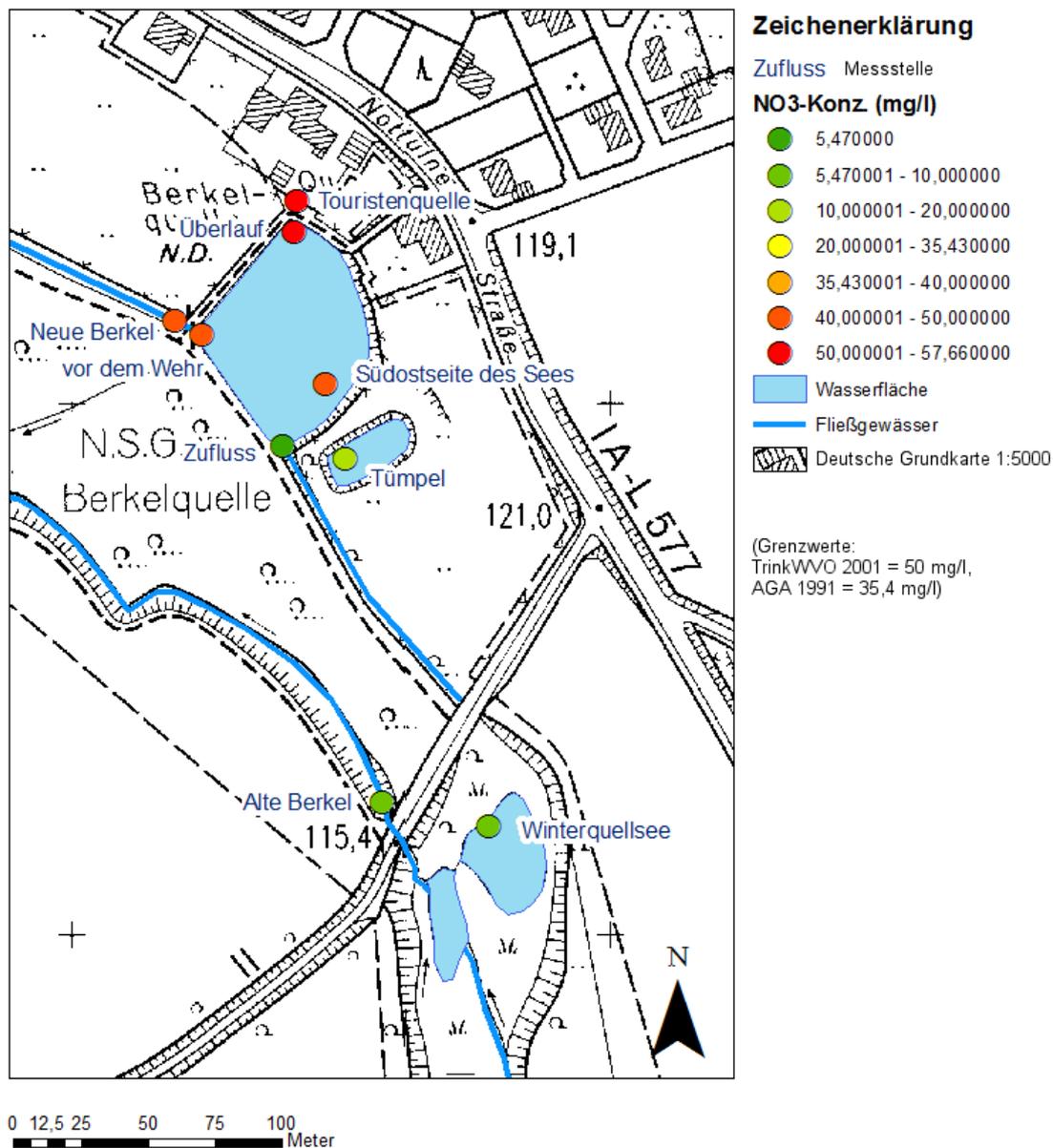


Abb. 5: Nitratkonzentration im Untersuchungsgebiet.

Nitritkonzentration im Untersuchungsgebiet am 29.06.2009

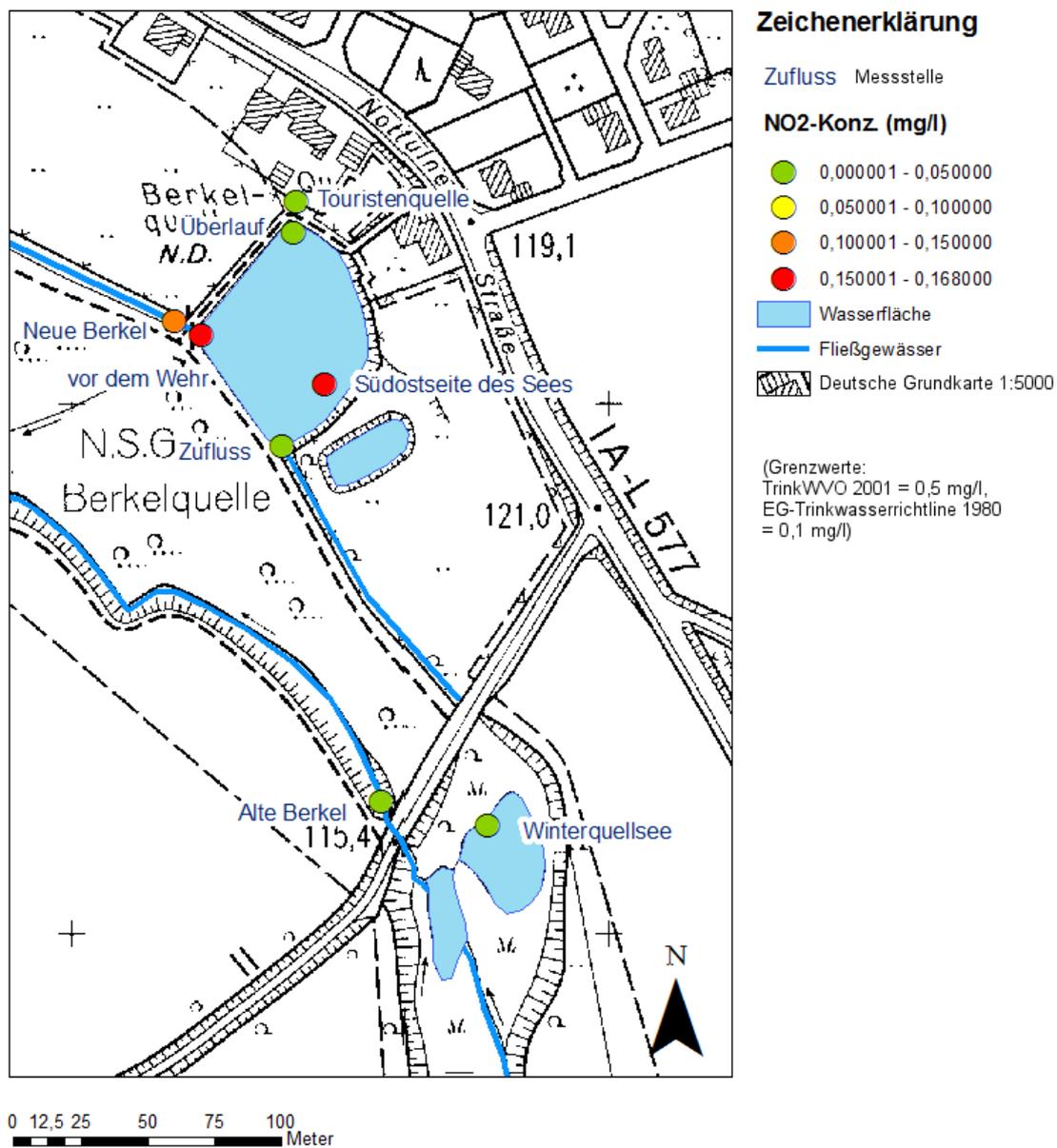


Abb. 6: Nitritkonzentration im Untersuchungsgebiet.

Ammoniumkonzentration im Untersuchungsgebiet am 29.06.2009

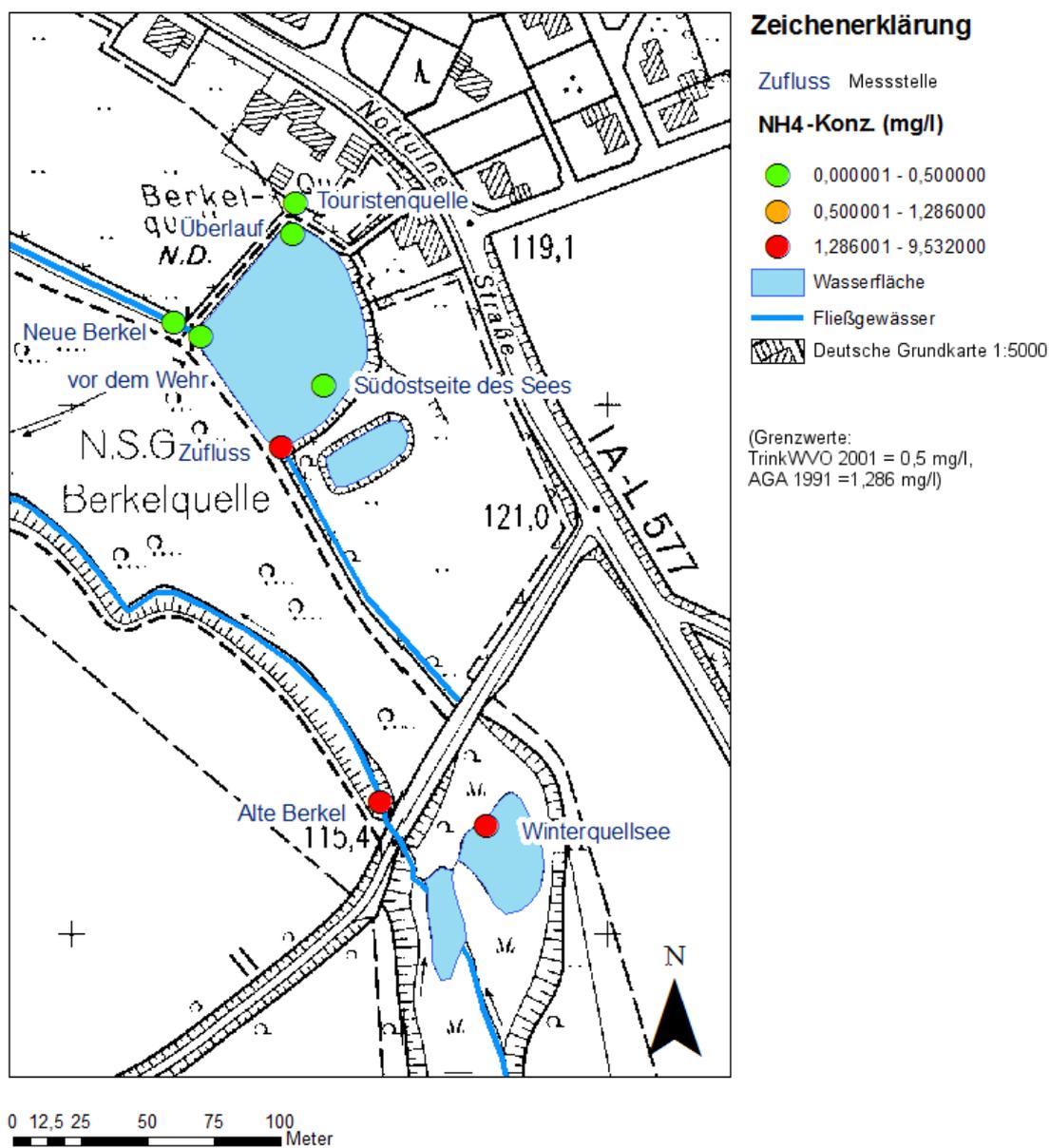


Abb. 7: Ammoniumkonzentration im Untersuchungsgebiet.

Gesamtphosphatkonzentration im Untersuchungsgebiet am 29.06.2009

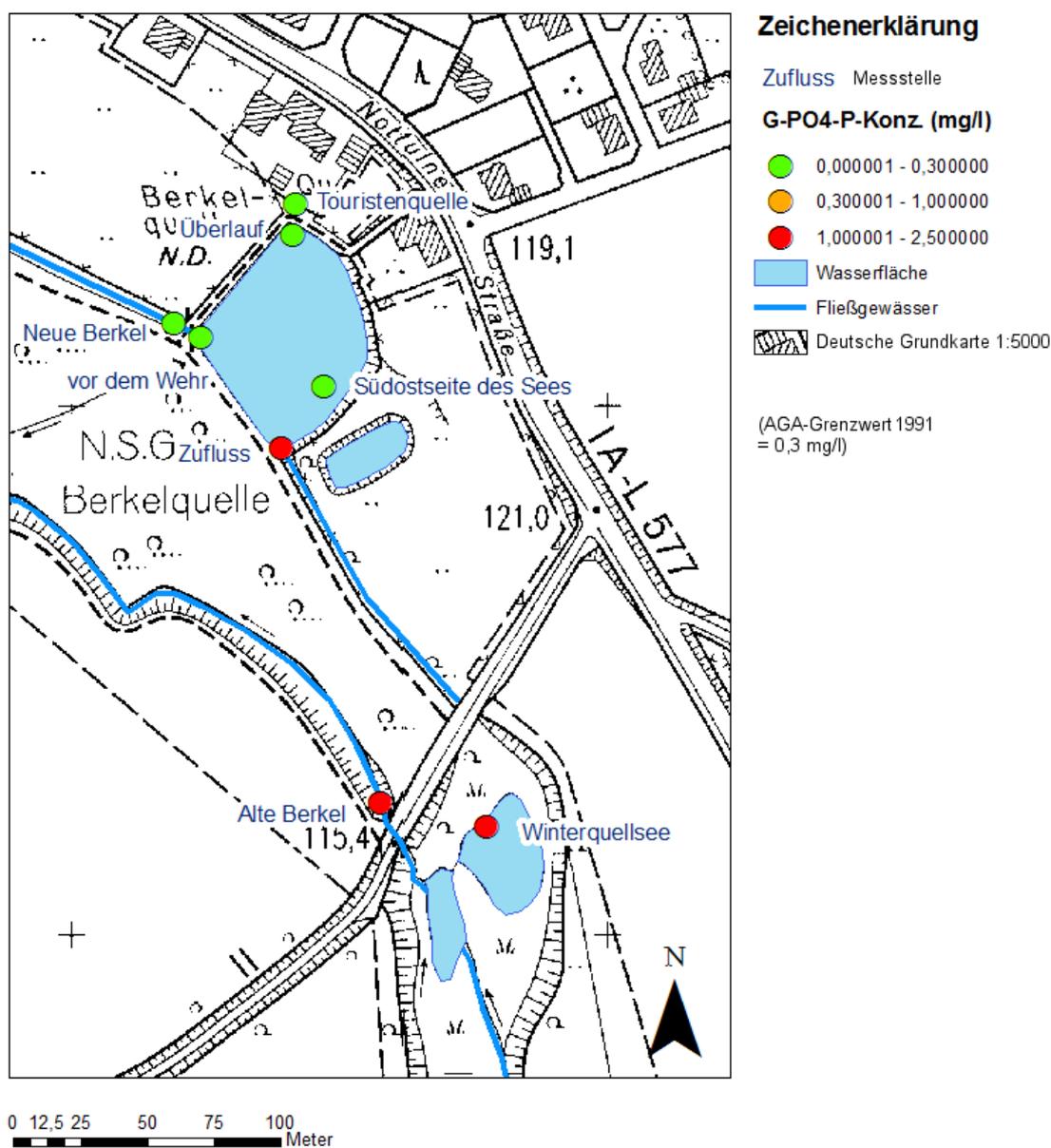


Abb. 8: Gesamtphosphat-Phosphor-Konzentration im Untersuchungsgebiet.

sind Phytoplankter abgestorben und wurden zersetzt. Verstärkte Abbauprozesse führten zu einem Anstieg der Trübung.

5.3 Chemisch-physikalische Untersuchung des Querprofils

Ergebnisse

Betrachtet man die Ergebnisse der tiefengestuftten in-situ Messungen, ergibt sich für die Temperatur ein spezielles Muster (s. Abb. 9). Bei 15°C Lufttemperatur erwärmt sich die Wasseroberfläche bis zu 13°C. Die größte Temperaturerhöhung findet in der Mitte des Sees statt, am Ufer werden geringere Werte gemessen. Zum Gewässergrund hin sinkt die Temperatur gleichmäßig auf 11°C. Für pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und -sättigung ergibt kein eindeutiges Muster (s. Anhang, Abb. 25-27). Es wird ein tiefenunabhängiger Anstieg und Abfall registriert. Die Leitfähigkeit zeigt zum Grund hin eine leichte Zunahme an.

Für die Ionen Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} konnte keine Konzentrationsänderung innerhalb des Sees festgestellt werden (s. Anhang, Tab. 7 und 8).

Der Gehalt an Ammonium sticht besonders bei Messstelle zwei und sieben durch eine hohe Konzentration heraus (0,22 und 1,51 mg/l) (s. Abb. 10). An Messstelle eins werden an der Oberfläche 0,06 mg/l festgestellt. Ansonsten können nur Spuren nachgewiesen werden.

Beim Eisen ist eine deutliche Erhöhung der Werte am Gewässergrund erkennbar. Hier erreichen ebenfalls Messstellen zwei und sieben Höchstwerte von bis zu 2,27 mg/l. An der Oberfläche ist ebenfalls Eisen gelöst. Messstelle eins erreicht erneut das Maximum mit 0,06 mg/l.

Die Mangankonzentration ist im gesamten See sehr gering. Es wird überwiegend am Grund nachgewiesen mit 0,06 mg/l an Messstelle zwei und 0,13 mg/l an Messstelle sechs.

Der Gehalt an Hydrogencarbonat nimmt ebenfalls mit der Tiefe zu. Der höchste Wert wird an Messstelle vier mit 390 mg/l gemessen. Zum Ufer hin wird er ebenfalls geringer und stimmt mit bis zu 353 mg/l in etwa mit den an der Oberfläche nachgewiesenen Konzentrationen überein.

Tiefenprofil der Temperatur des Berkelquelltopfes

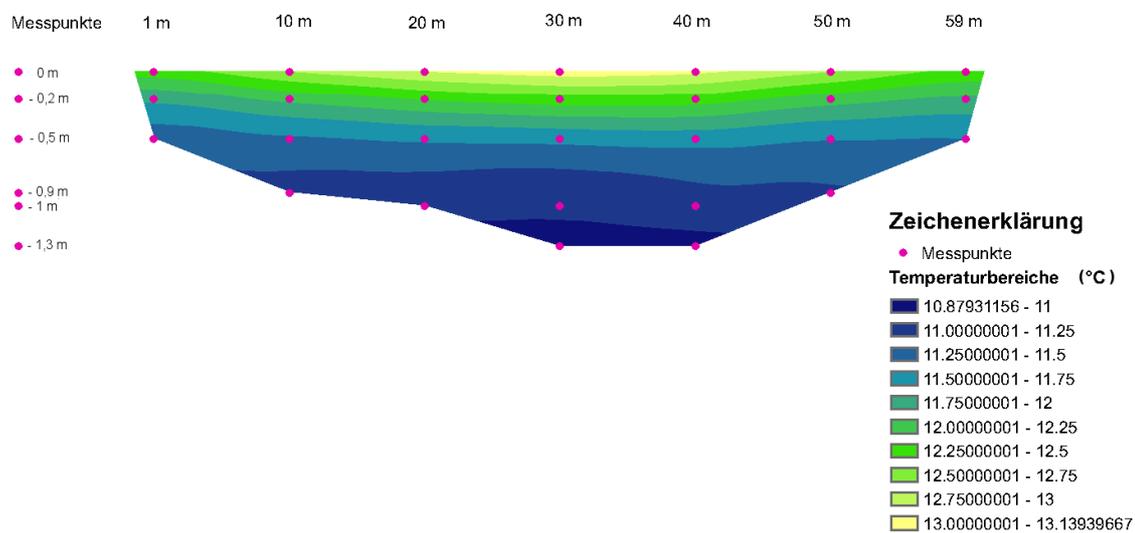


Abb. 9: Tiefenprofil der Temperatur des Berkelquelltopfes.

Konzentration von Ammonium, Eisen und Mangan an der Wasseroberfläche und am Grund

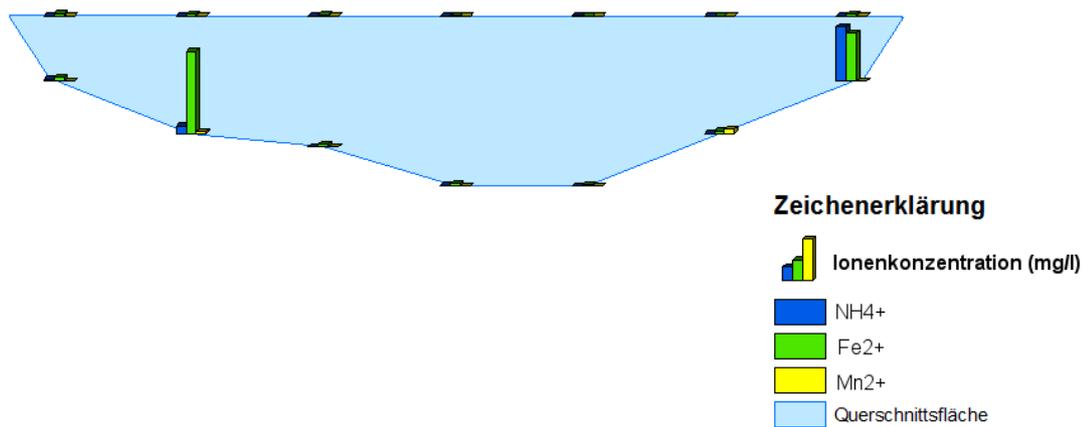


Abb. 10: Konzentrationen von Ammonium, Eisen und Mangan an der Seeoberfläche und am Grund.

Diskussion

Am Temperaturprofil wird sichtbar, dass die Erwärmung des Wassers im Uferbereich durch die Beschattung der Bäume verhindert wird. Die Temperatur des Tiefenwassers entspricht dabei beinahe der des Quellwassers. Es ist vorstellbar, dass es sich über dem Gewässergrund einschichtet, wobei es sauerstoffgesättigt wird. Der unregelmäßige Anstieg von Sauerstoffsättigung und pH-Wert könnte mit der Verteilung der Algen im See zusammenhängen. Am Untersuchungstag können nur in einigen sonnigen Uferbuchten die Ansammlung von Algenteppichen an der Oberfläche festgestellt werden. Im Freiwasser befinden sich dagegen vom Grund aufwachsende Algenbänder, schwebende Algen und an der Oberfläche schwimmende Algen, wobei immer noch viel Licht bis zum Grund durchdringt. Durch die Photosynthese der Algen und die dabei ablaufende CO_2 -Assimilation verringert sich der pH-Wert daher unregelmäßig und unabhängig von der Tiefe. Für die Werte der Leitfähigkeit mag die Zunahme der HCO_3^- -Konzentration verantwortlich sein, da die meisten anderen Ionen durch Diffusion gleichmäßig im See verteilt sind. Der Anstieg des HCO_3^- am Grund des Sees deutet darauf hin, dass im Sediment anaerobe Mineralisation stattfindet und CO_2 produziert wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABERL 2002).

Bei den Ionen NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} und NO_3^- ist bekannt, dass ihre Anwesenheit abhängig vom Redoxzustand ihrer Umgebung ist. NH_4^+ , Mn^{2+} und Fe^{2+} sind im Normalfall in sauerstoffgesättigten Gewässern nicht oder nur in Spuren zu finden, was den Bedingungen an der Oberfläche des Quelltopfes entspricht. Bei der vorliegenden Messung ist allerdings auffällig, dass auch das Wasser direkt über der Sohle mit Sauerstoff übersättigt ist. Die erhöhten Konzentrationen treten weiterhin nur an einzelnen Messpunkten auf. In der Darstellung durch AquaChem sondern sich Messstellen zwei und sieben durch ihre hohe Eisen-, Mangan- und Ammoniumkonzentration erkennbar ab (s. Anhang, Abb. 23).

In eutrophen Flachseen entsteht eine besonders große Menge an toter organischer Substanz, deren Mineralisation unter Sauerstoffzehrung abläuft. Daher stellen sich nach windstillen Tagen, wenn Bodengrund längere Zeit nicht umgelagert wurde und sich im See stagnierende Verhältnisse ausbilden konnten, im Sediment sehr schnell anaerobe Zustände ein. Der Abbau läuft verlangsamt weiter, während Eisen und Mangan reduziert werden. Ebenfalls findet unter Sauerstoffabschluss die mikrobielle Denitrifikation des Nitrats zu Ammonium statt (SCHÖNBORN 2003). Die Tiefenproben sondern sich im Gehalt an Nitrat leicht von den Oberflächenproben ab (s. Anhang, Tab. 7 und 8), was auf diesen Prozess hindeuten könnte. Aufgrund dieser Voraussetzungen ist vorstellbar, dass bei der

Probennahme an einigen Messstellen Sediment aufgewirbelt wurde und es zur Rücklösung des Fe, Mn und NH₄ gekommen ist. Der oberflächennahe Ammoniumanstieg an Messstelle eins könnte entstehen, da durch die Beschattung der Bäume Photosynthese und Sauerstoffproduktion verhindert wird.

In Flachseen kann der Redoxzustand des Sediments sich in kürzester Zeit ändern. Dies kann einen Einfluss auf die Nährstoffzufuhr in die Freiwasserzone haben. Bei oxidierenden Bedingungen geht Phosphat mit Fe(III) eine schwer lösliche Verbindung ein und fällt aus (Phosphatfalle). Kommt es nun im See zu stagnierenden Bedingungen und durch eine große Menge an abgestorbener Biomasse zu einer Reduzierung der Nährstoffe im Sediment, bildet sich Fe(II) und das Phosphat wird schlagartig gelöst (SCHÖNBORN 2003) und verursacht eine rasante Eutrophierung (OHLE 1953). In der vorgefundenen Situation des Quelltopfes scheint es sich um eine solche Phase mit reduziertem Sediment und oxidierter Sedimentoberfläche zu handeln, in der bei einer Aufwirbelung des Sediments eine interne Nährstoffanreicherung stattfindet. Geht man davon aus, dass die vorherrschenden Südwestwinde der Reliefform folgen und sich somit aus nordwestlicher Richtung auf den See zubewegen, sollte theoretisch eine regelmäßige Zirkulation im Quellsee stattfinden. Die windexponierte Seite ist hauptsächlich mit Sträuchern und niedrigen Bäumen bewachsen, so dass der See wenig abgeschirmt ist. Daher ist es vorstellbar, dass unter aeroben Bedingungen mit Zirkulation die Phosphatfalle greift. Da aber so viel Biomasse produziert wird und abstirbt, könnten die Mineralisationsprozesse in kürzester Zeit für anaerobe Verhältnisse an der Sedimentoberfläche sorgen und eine Rücklösung begünstigen. Sofern die Schwankungen der Messwerte am Gewässergrund durch diese Prozesse ausgelöst werden, kann kein Grundwasserzustrom durch die Gewässersohle festgestellt werden.

5.4 Trophiebestimmung nach LAWA (2001)

Ergebnis

Aus der Berechnung ergibt sich ein Trophieindex von 3,2 (s. Anhang, Text 1). Dieser kennzeichnet den Grad „eutroph 2“.

Die mikroskopische Bestimmung der dominanten Algenarten ergibt, dass es sich bei der Art, welche sich durch große Bahnen von Algenwatten an der Oberfläche bemerkbar macht, um die *Spirogyra spec.* handelt (s. Anhang, Abb. 7-9). Des Weiteren wird die Purpur-Schwefelbakterie *Thiopedia rosea* nachgewiesen, deren violette Bänder im Verband der *Spirogyra spec.* sichtbar an der Oberfläche treiben (s. Anhang, Abb. 10 und

11). Ein besonders hohes Vorkommen von *Thiopedia rosea* ist im Bereich des Zuflusses zu registrieren, während *Spirogyra spec.* sich besonders am Überlauf ansammelt. Beide Arten sind über den gesamten See verteilt in leicht geringerer Dichte anzutreffen. In der eingefassten Quelle ist die Art *Chaetophora pisiformis* in erbsenartigen Gallertverbänden auf Steinen am Grund zu finden (s. Anhang, Abb. 4). Bei *Thiopedia rosea* handelt es sich um eine Leitart, die stenök und relativ empfindlich ist. Sie wird dem polytrophen Gewässerzustand zugeordnet und spricht mit Stufe IV der Gewässergüte für „übermäßig verschmutzt(es)“ Wasser. Sie benötigt einen Mindestsauerstoffgehalt von unter 2 mg/l mit über längere Zeit anaeroben Verhältnissen zum Überleben. Eine Umgebung, die sehr stark mit biologisch abbaubaren Stoffen und deren Abbauprodukten angereichert ist. *Spirogyra spec.* und *Chaetophora pisiformis* bewegen sich im Bereich zwischen mesotroph und eutroph und kennzeichnen damit bevorzugt gering bis mäßig belastete Lebensräume. Sie benötigen mindestens 6 bis 8 mg/l gelösten Sauerstoff. Beide Arten sind nicht als Leitarten einstuftbar, da sie tolerant bis sehr tolerant gegenüber ihren Lebensbedingungen sind und damit keinen Zeigerwert haben (STREBLE & KRAUTER 2002).

Diskussion

Hiermit ist bestätigt, dass es sich um einen eutrophen See handelt.

Die Änderung der Formel durch Verwendung des Orthophosphat-Phosphor anstelle des gesamten Phosphors könnte bedeuten, dass ein zu hoher Wert eingesetzt wurde. Denn gelangt das Wasser in den Quelltopf, ist es möglich, dass das Phosphor zusammen mit Eisen ausfällt.

Tabelle 3 der Richtlinie ordnet den benötigten Wert für den Zustand „eutroph 2“ zwischen 47 und 77 µg/l ein, wobei hier 234,8 µg/l verwendet wurden. Demnach würde auch ein teilweises Ausfallen des Phosphats zum gleichen Ergebnis führen. Außerdem muss, da es sich nicht um Gesamtphosphat handelt, auch von einem höheren Wert ausgegangen werden. Das Ergebnis kann daher als annähernd realistisch angesehen werden.

In der Richtlinie wird ebenfalls darauf hingewiesen, dass es sich um eine „rechnerischen Genauigkeit handelt, die limnologisch-fachlich nicht begründbar ist“ (LAWA 2001).

Die Art *Thiopedia rosea* ist hauptsächlich im und auf dem Sediment zu finden, wo sie sich von Schwefelwasserstoff ernährt, der bei anaeroben Fäulnisprozessen zusammen mit Methan entsteht (DICKMANN 2004). Da diese stenöke Art vorwiegend am Zufluss zum Quelltopf festgestellt werden konnte, weist sie für diesen Bereich eindeutig reduzierte Bedingungen nach (STREBLE & KRAUTER 2002). Auch der erhöhte Sulfatgehalt könnte ein

Indiz dafür sein. Da sie im gesamten See zu finden war, scheint das Sediment allgemein anaerobe Bedingungen aufzuweisen, die auch zur Reduktion von Ammonium und Eisen und zur Rücklösung von Phosphat führen. Sie könnte an der Oberfläche anzutreffen sein, da sie bei Wind aus dem Sediment aufgewirbelt wurde oder zusammen mit *Spirogyra spec.* hochgestiegen ist. *Spirogyra spec.* ist eher kennzeichnend für besser sauerstoffversorgte Bereiche an der Oberfläche des Sees (STREBLE & KRAUTER 2002).

An dieser Stelle könnte eine Analyse der Phytoplanktonzönose und ihrer jahreszeitlichen Veränderung fortgeführt werden. Im Jahresgang wechseln sich verschiedene dominante Arten abhängig vom Lösungsinhalt des Gewässers ab, was kennzeichnend für dessen Güte sein kann (HOFMANN 1994).

5.5 Vergleichende Analyse historischer Daten

5.5.1 Messergebnisse des Wasserwerkes Billerbeck von 1975 bis 1992 (Hauling o.J.) (s. Anhang, Tab. 10)

Ergebnisse

Die Wassertemperatur bleibt zwischen 1975 und 1992 weitgehend konstant, ebenso der pH-Wert. Auffällig ist, dass die meisten Konzentrationen bis 1988 ungefähr jeweils einen Trend verfolgen und anschließend eine Änderung erfolgt (s. Anhang, Abb. 28-31). In den Jahren 1982 und 1983 zeigen sich bei fast allen Kenngrößen große Abweichungen von diesem Trend. Für die Leitfähigkeit und die Konzentrationen von Calcium, Hydrogencarbonat und Nitrat wird bis 1988 ein Anstieg und ab 1989 ein Abfall der Konzentrationen verzeichnet. Chlorid, Sulfat und Phosphat steigen ebenfalls bis 1988 an. Anschließend findet eine stärkere Erhöhung statt. Die Magnesiumkonzentration schwankt bis 1988 leicht und nimmt anschließend ebenfalls zu. Natrium und Kalium werden erst ab 1989 ermittelt. Für Eisen, Nitrit und Nitrat ergeben sich durchgehend niedrige Werte, die Spuren nachweisen.

Vergleicht man die Werte von 1988 mit den Ergebnissen der aktuellen Messung in der Touristenquelle, sind die Leitfähigkeit und der Gehalt an Calcium, Hydrogencarbonat und Nitrat niedriger als heute. Die Sulfatkonzentration ist ganz leicht abgefallen. Ähnliche Werte liefern pH-Wert sowie Magnesium- und Chloridgehalt.

Diskussion

Bei den Messwerten handelt es sich um das Leitungswasser, welches das Wasserwerk an den Verbraucher abgibt und damit um eine Mischung aus den drei Brunnen. Es ist

deutlich erkennbar, dass ab 1989 ein anderes Wasser auftaucht. Hier wurde das Wasser des Wasserwerkes Billerbeck mit Wasser aus dem Halterner Stausee verschnitten, da der Nitratgehalt sich dem Grenzwert von 50 mg/l näherte (HAULING o.J.). Infolge dessen ändert sich die gesamte Ionenzusammensetzung ab 1989. Ebenso muss 1982 und 1983 eine Störung stattgefunden haben, die einen Einfluss auf die Chemie des Wassers hatte. Der Anstieg von nahezu allen Ionen könnte mit einer Änderung der Landnutzung zusammen hängen (HÜTTER 1992). In den 1960er Jahren fand in den Baumbergen ein großflächiger Grünlandumbruch statt, der eine erhöhte Mineralisierung des Oberbodens und eine ansteigende Auswaschung zur Folge hatte (BURBERG et.al 1990). Da der Nitratgehalt stetig stieg, wurden viele private Brunnen über die Jahre immer tiefer verfiltert. Die veränderte Wasserentnahme könnte zu einer erhöhten Lösung des Gesteins mit Anstieg der Leitfähigkeit und des Gehalts an Ca^{2+} und HCO_3^- geführt haben.

5.5.2 Vergleich der Ergebnisse aus Einzelmessungen im Quellgebiet (HAULING o.J., STADT BILLERBECK o.J.) (s. Anhang, Tab. 9)

Ergebnisse

Im August 1988 wurde aufgrund eines Fischsterbens im Fischteich (Alte Badeanstalt) das Quellgebiet beprobt. Ammonium- und Nitrit-Gehalt waren höher als heute. Ansonsten stimmen die Ergebnisse mit den aktuellen überein.

Zur Vorbereitung der Optimierung des Quellgebietes durch ein Planungsbüro wurde am 01.06.1989 das Quellgebiet erneut beprobt. Die Messwerte waren den heutigen auch hier sehr ähnlich. Es wurde ein geringer chemischer Sauerstoffbedarf gemessen. Die Nitratkonzentration lag leicht unter dem heutigen Wert. Die Alte Berkel wies dagegen mehr Nitrat auf als heute.

Die Ergebnisse des im August 1989 erstellten Gutachtens der Firma ÖKON weichen überwiegend nicht von den heutigen Messungen ab. Auffallend ist die hohe Sauerstoffübersättigung des Quelltopfes. Ebenfalls wird hier eine ungewöhnlich hohe Nitratkonzentration von 151 mg/l in der Quelle gemessen. Am Wehr sind es 34 mg/l.

Am 12.03.1996 führte Herr Hauling, Lehrer des Städtischen Gymnasiums Nepomuceum Coesfeld, mit seinem Chemie-Leistungskurs eine Messreihe an der Berkel durch. Deutlich war hier die Grenzwertüberschreitung des NO_3 mit 55 mg/l und die hohe Konzentration des Phosphats mit 0,25 mg/l.

Diskussion

Von den 1980er bis in die 1990er Jahre ist der Anstieg des Nitratgehaltes über den Grenzwert von 50 mg/l deutlich zu erkennen. Der Messwert von 151 mg/l stellt eine

Ausnahmeerscheinung dar. Dass am Wehr nur noch 34 mg/l gemessen werden, spricht eher dafür, dass es sich hier um einen Messfehler handelt, als dass so viel NO_3^- auf der Fließstrecke in Biomasse festgelegt wurde. Ein derart hoher Wert ist angesichts der übrigen Messergebnisse nicht glaubhaft. Die Ammonium und Nitritgehalte weisen daraufhin, dass Redoxreaktionen noch nicht abgeschlossen sind. Wie in der aktuellen Messung erhöhen sie sich mit Abstand von der Quelle. Der geringere Nitratgehalt der Alten Berkel weist auf sauerstoffreichere Zustände oder eine geringere Verdünnung als heute hin.

Die Konzentration des Phosphats im Jahr 1996 mit 0,25 mg/l liegt etwas unter dem Ergebnis der Messung von 2009, dies bestätigt aber, dass bereits früher ein Eintrag, wenn auch in geringerem Maße, über die Touristenquelle stattgefunden hat. Die hohe Sauerstoffübersättigung im Quelltopf deutet zusammen mit der hohen Temperatur darauf hin, dass eine besonders hohe Primärproduktion vorlag. Möglicherweise handelt es sich aber auch um Messungenauigkeiten, da bereits in der Quelle ein höherer Sauerstoffgehalt als üblich gemessen wurde. Es ist eher unwahrscheinlich, dass sich die Sauerstoffsituation des Grundwassers geändert hat. Sauerstoffbedarf und TOC bestätigen, dass auch in der Alten Berkel eine geringe Belastung mit organischem Material vorlag. Da gleichzeitig wenig NH_4^+ und NO_2^- nachgewiesen wurde, ist die Alte Berkel zu diesem Zeitpunkt nicht reduzierend. Möglicherweise tritt dieses Phänomen nur zeitweise auf. Dass sich seit 1988 die Kenngrößen nur wenig geändert haben, macht deutlich, dass sich die Nährstoffsituation des Quelltopfes schon viele Jahre im kritischen Bereich befindet.

5.5.3 Vergleich der Nitratsituation im Wasserwerk (Hauling o.J., Bezirksregierung Münster 2009), in der Touristenquelle und im Quellgebiet (Bezirksregierung Münster 2009, Hauling o.J., Stadt Billerbeck o.J.)

Ergebnisse

In Abb. 11 ist ein Anstieg des NO_3^- -Gehaltes sichtbar. Die Werte des Wasserwerks Billerbeck sinken ab 1988 wieder ab, während die einzelnen Brunnen weiter ansteigen. Brunnen drei weist dabei einen höheren Wert als Brunnen eins auf. Die Ergebnisse der Einzelmessungen fügen sich in den Trend ein. Auch die Konzentration in der Touristenquelle nimmt zu. 1996 ist er über 50 mg/l angestiegen. Anschließend ist eine Schwankung um etwa 40 mg/l zu erkennen.

Diskussion

Eindeutig ist eine allgemeine Zunahme der NO_3^- -Konzentration in Wasserwerk und Touristenquelle sichtbar. Das an den Verbraucher gelieferte Wasser des Wasserwerkes Billerbeck wurde 1988 verschnitten (HAULING o.J.). An den beiden Brunnen ist die tatsächliche Belastung des Billerbecker Wassers sichtbar. Brunnen drei scheint in einer anderen Tiefe verfiltert zu sein als Brunnen eins, sodass ihn ein anderes Einzugsgebiet mit höherer NO_3^- -Auswaschung beliefert. Die Einzelmessungen bestätigen den Anstieg. Die Ursache könnte der Grünlandumbruch in den 1960er Jahren sein. Bis 2008 bleiben die Messwerte auf einem geringeren Niveau. Es hat sich ein Gleichgewicht zwischen Mineralisation, Düngung und Auswaschung in den Feldern eingestellt (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 2002).

5.5.4 Vergleich der Phosphatsituation und Gesamtphosphorsituation im Wasserwerk (HAULING o.J., BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009), in der Touristenquelle (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, HAFOUZOV 2009 I.VORB.) und in der Quelle am Hof Schulze-Brock (HAFOUZOV 2009 I.VORB.) (s. Abb. 12-14)

Ergebnisse

Die Phosphatkonzentration des Wasserwerkes liegt in den 1980ern und 1990ern weit unter denen der heutigen Quellen. Die der Quelle Schulze-Brock ist geringer als die der Touristenquelle.

Die Gesamtphosphorkonzentration in Brunnen eins in den 1980er Jahren liegt ebenfalls weit unter der der Touristenquelle in den 1990ern. Unabhängig von den Jahreszeiten wechseln sich sehr hohe und eher niedrige Messwerte ab. 1999 wird die Höchstkonzentration von 170 $\mu\text{g/l}$ gemessen. Seitdem scheint die Konzentration zu sinken.

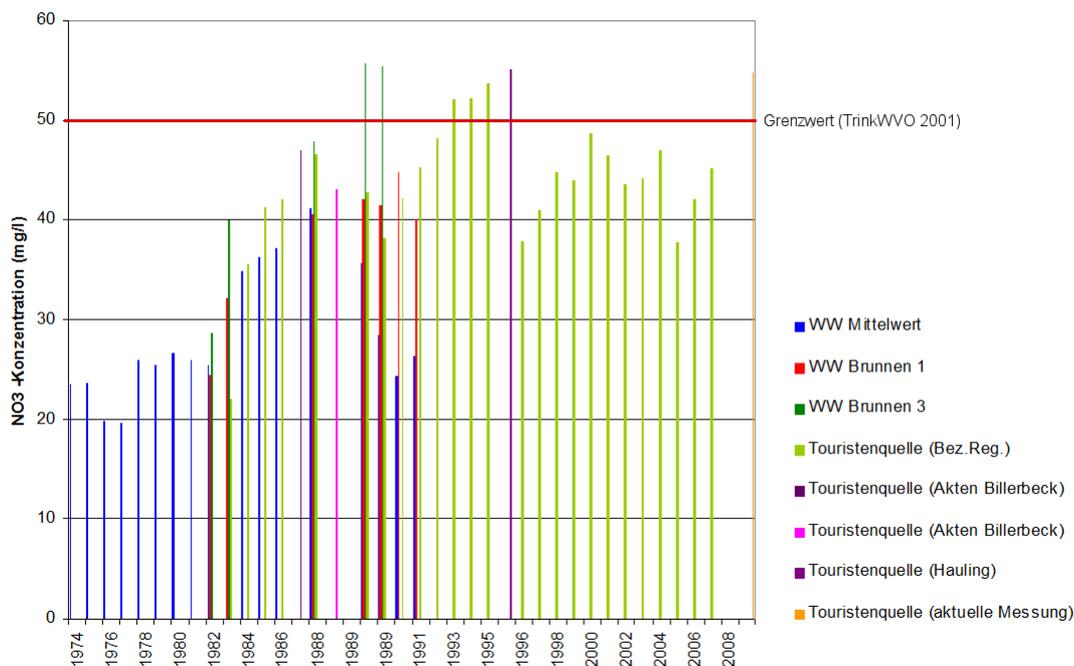


Abb. 11: Nitratkonzentrationen in Brunnen 1 und 3 des Wasserwerkes (WW) (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009), im Leitungswasser aus dem Wasserwerk Billerbeck (WW Mitterwert) (HAULING O.J.) und in der Touristenquelle (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, BILLERBECK O.J., HAULING O.J.).

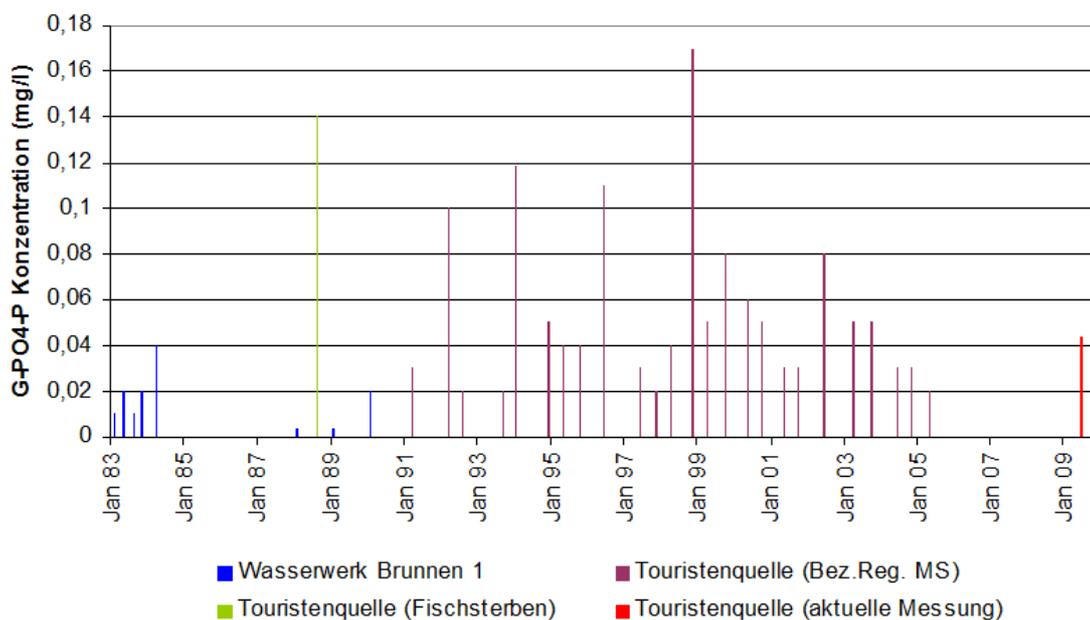


Abb. 12: Gesamtphosphat-Phosphor-Konzentrationen in Brunnen 1 des Wasserwerkes (WW) (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, und in der Touristenquelle (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2009, BILLERBECK O.J., HAULING O.J.).

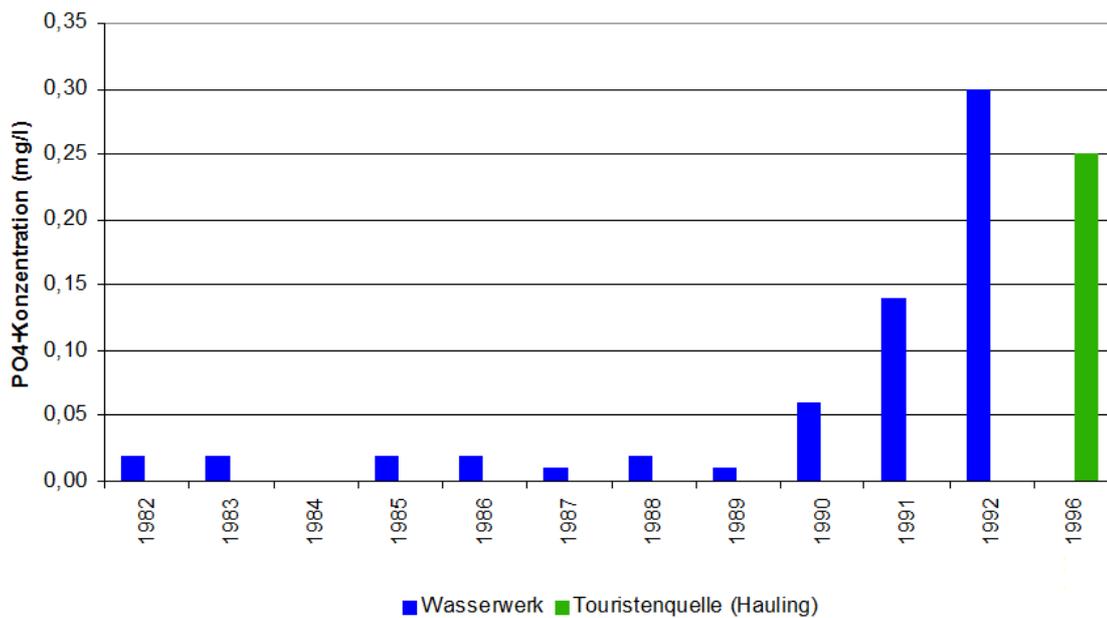


Abb. 13: Phosphatkonzentrationen im Leitungswasser des Wasserwerkes und in der Touristenquelle (HAULING o.J.).

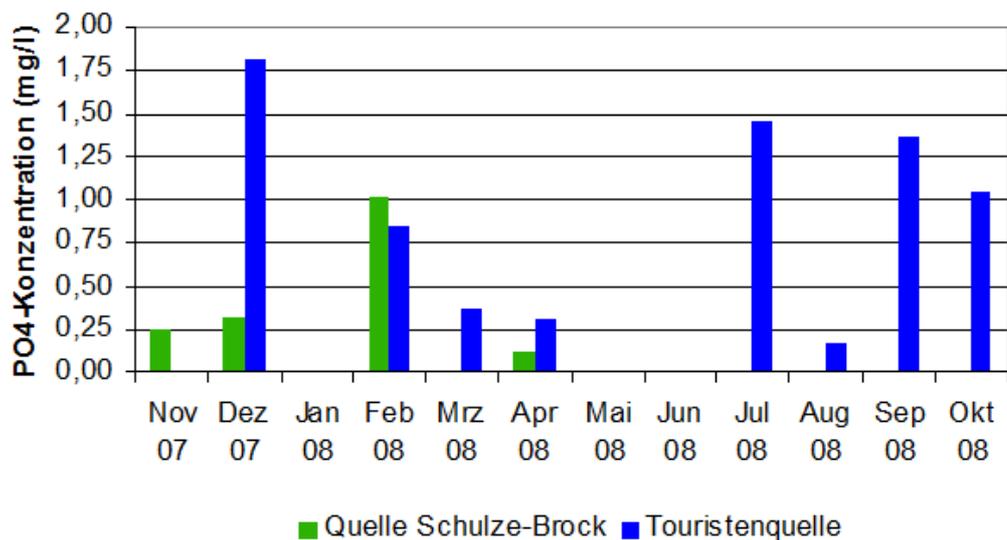


Abb. 14: Phosphatkonzentrationen in der Quelle am Hof Schulze-Brock und in der Touristenquelle (HAFUZOV 2009 I.VORB).

Diskussion

Phosphat wird hauptsächlich oberirdisch verlagert. Der Unterschied zwischen Wasserwerk und Touristenquelle könnte darauf hinweisen, dass das eingetragene Phosphat aus der unmittelbaren Umgebung der Touristenquelle stammt und möglicherweise durch Niederschläge und Erosion eingetragen wird. Das Gegenteil würde dafür sprechen, dass seit den 1980er Jahren ein starker Anstieg stattgefunden hat. Vergleicht man die Werte mit der Trophieklassifikation für polimiktische Flachseen (LAWA 2001) wird deutlich, dass die Grenze, ab der ein See als „polytroph“ gilt (87 µg/l im Frühjahr, 69 µg/l im Sommer), häufig überschritten wird. Fast alle Messwerte erreichen die Grenze der Gesamtposphorkonzentration für eutrophe Seen (25 µg/l im Frühjahr, 17 µg/l im Sommer). Man muss berücksichtigen, dass die Klassifikation für Seen gilt, in denen durch Primärproduktion bereits Phosphor in der Biomasse festgelegt wurde. Dennoch kann man aber angesichts dieser Messwerte erkennen, dass auch ein hoher Phosphateintrag über die Touristenquelle stattfindet.

5.5.5 Fazit der historischen Analyse

Betrachtet man die historischen Daten aus dem Quellgebiet wird deutlich, dass die Eutrophierung des Quelltopfes durch einen Anstieg des Nährstoffeintrages hervorgerufen wurde, der mit dem Grünlandumbruch in den 1960er Jahren in Verbindung gebracht werden kann. Auch die räumliche Trennung der Einzugsgebiete von Touristenquelle und der Alten Berkel kann bestätigt werden. Die Messungen aus dem Wasserwerk bezeugen durch ihre unterschiedliche Belastung möglicherweise, dass im Kalkgestein eine starke Klüftung vorliegt, die Wässer aus unterschiedlichen Einzugsgebieten liefert. Auch der unterschiedliche Nährstoffgehalt der Quellen an Hof Schulze-Brock und am Quelltopf kann historisch belegt werden und hängt möglicherweise mit den geologischen und edaphischen Bedingungen in den jeweiligen Einzugsgebieten zusammen. Zum Eintrag von unter anaeroben Bedingungen freigesetzten Stoffen über den Zufluss kommt es sehr wahrscheinlich erst seit der Anlage der Biotope südlich des Parkplatzes und der darauf folgenden Akkumulation von Biomasse. Bei einem hohen Gehalt an organischer Substanz kommt es bereits nach einigen Stunden unter Wassersättigung des Bodens zu einer Abnahme des Redoxpotentials (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

5.6 Stoffeintrag aus dem Einzugsgebiet

Betrachtet man die Luftbilder der Jahre 1961 und 2009 wird ersichtlich, dass damals wie heute das Einzugsgebiet des Berkelquelltopfes überwiegend landwirtschaftlich genutzt wurde und wird (s. Abb. 15 und 16). Bei geringem Maßstab ist erkennbar, dass hier eine Intensivierung stattgefunden hat und Grünland zu Ackerland umgewandelt wurde. Nicht kultivierte und extensiv bewirtschaftete Flächen weisen einen höheren Kohlenstoffgehalt auf als Ackerböden. Je häufiger er bearbeitet und durchlüftet wird, desto eher wird organische Substanz abgebaut (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002) und Nährstoffe ausgetragen (HÜTTER 1992). Besonders gering ist der Gehalt in Monokulturen von Mais, wie sie in den Baumbergen vorherrschen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Ebenfalls wird sichtbar, dass im Laufe der Jahre im Zuge der Technisierung die kleinen zu größeren Feldern zusammengelegt wurden. Das Verschwinden von Ackerrandstreifen als Schutz vor dem Austrag von Schadstoffen kann nur für das Phosphat geltend gemacht werden, da sein Haupteintragspfad die Erosion darstellt (KLAPPER 1992). Jedoch ist Phosphat wenig mobil. Es gelangt über das Sickerwasser in tiefere Bodenschichten, wo es durch Adsorption an Tonminerale festgelegt wird. Bei der Aussaat findet zumeist gleichzeitig eine Phosphor-Düngung statt. Wurde der Boden im Laufe der Jahre Phosphor-gesättigt, sind also alle Ionentauscher besetzt, kann es allerdings auch über das Sickerwasser zu einer stetigen Auswaschung kommen. Dieser Prozess ist für das Münsterland mit seiner überwiegend landwirtschaftlichen Flächennutzung (STUA 2005a) durchaus vorstellbar. Da die Berkel ehemals als Drainage angelegt worden zu sein scheint, begünstigt sie diesen Vorgang. Entwässerungssysteme sorgen für eine erhöhte Perkulationsgeschwindigkeit mit weniger Kontaktzeit zu den Sorbenten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Zu einer Freisetzung, wie über den Zufluss erfolgt, kommt es durch zeitweise anaerobe Verhältnisse im Auengley (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Der Einfluss des Eintrags über Erosion ist nicht sehr hoch, da das Einzugsgebiet eine geringe bis mittlere Erodierbarkeit des Bodens aufweist (GEOLOGISCHER DIENST NRW 1998).

Nitrat wird dagegen über das Grundwasser ausgewaschen und kann über weite Strecken transportiert werden. Bei starker Anwendung von Gülle, die im Einzugsgebiet bedingt durch die Schweinemast besonders anfällt, kann der Grenzwert der NO_3^- -Konzentration überschritten werden. Bei Düngung mit Stallmist, wie im Münsterland angewandt (StUA 2005b), kann die Stickstoff-Auswaschung doppelt so hoch sein wie unter Verwendung von Mineraldünger. Die Stickstoff-Auswaschung aus Ackerland ist 10-mal so hoch wie die aus Grünland. Da die Felder nicht ganzjährig mit Vegetation bedeckt sind, entfällt zeitweise die Aufnahme des mineralisierten NO_3^- über die Pflanzen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL

2002). Da das Einzugsgebiet der Touristenquelle aufgrund der Klüftung nicht bekannt ist, können mögliche Veränderungen in dieser Region nicht ausgemacht werden. Es ist jedoch bekannt, dass der Dienstbezirk des StUA Münster eine der am meisten stickstoffübersorgten Regionen darstellt. Über 58 % des verfügbaren Stickstoffs befinden sich nach der Ernte noch im Boden. Man geht davon aus, dass durchschnittlich etwa 140 kg des im Dünger enthaltenen Stickstoffs pro Jahr und Hektar Ackerfläche ungenutzt bleiben und im Dienstbezirk des StUA Münster jährlich mehr als 39 kt in die Gewässer gelangen. Die Ursache dessen liegt in den hohen Viehbesatzdichten im Münsterland und damit in den in großer Menge anfallenden tierischen Ausscheidungen, die als Wirtschaftsdünger auf die Felder gebracht werden. Es zeichnet sich eine deutliche Korrelation der Großviehdichten und der Stickstoffüberschüsse ab (StUA 2005a). Die landwirtschaftliche Nutzung als vorherrschende Quelle des Nährstoffeintrags ist aufgrund der dominanten Stellung im Münsterland und in den Baumbergen nicht von der Hand zu weisen.

Luftbildaufnahme des oberirdischen Einzugsgebietes aus dem Jahre 1961

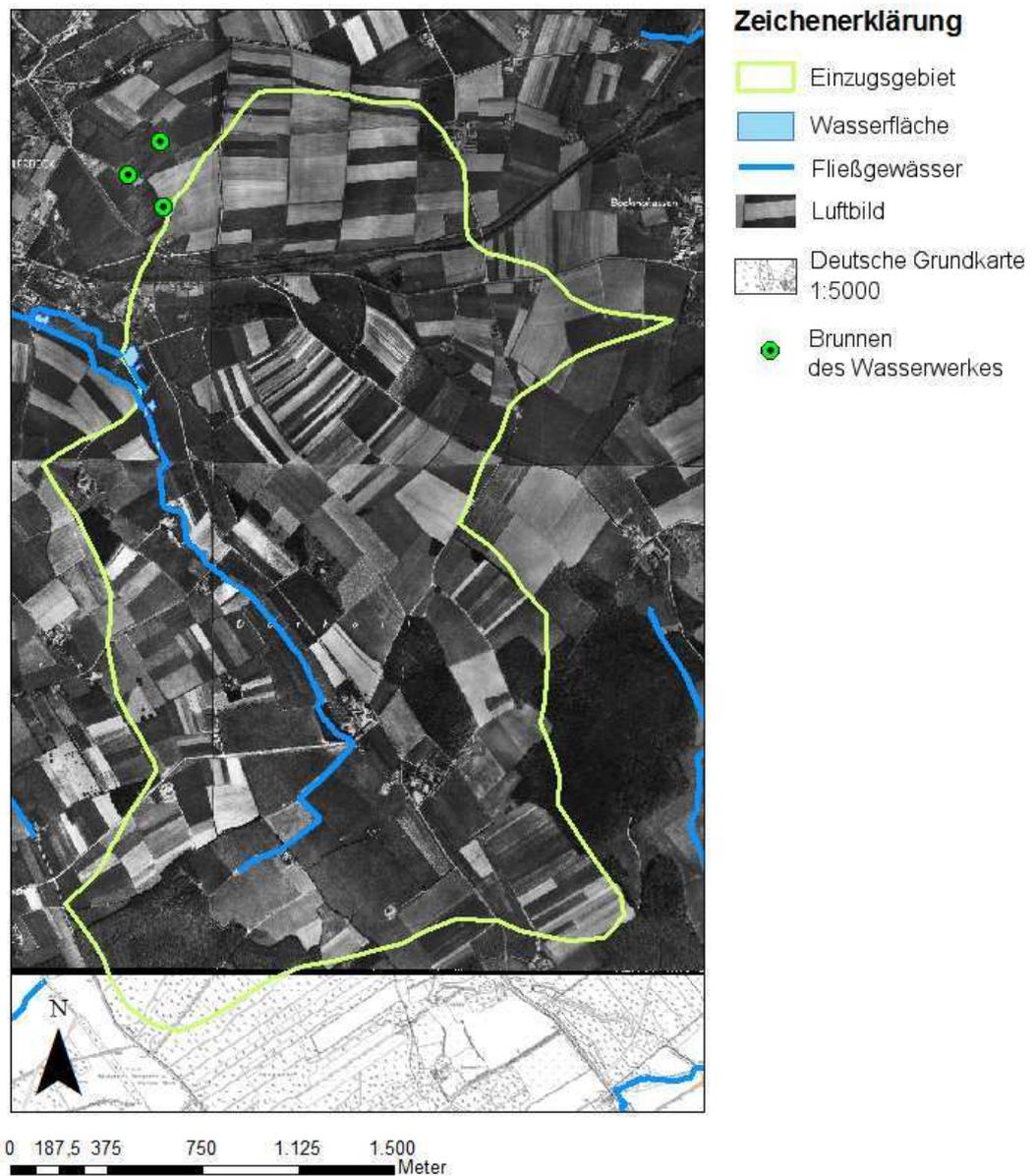


Abb. 15: Landnutzung im oberirdischen Einzugsgebiet des Berkelquelltopfes im Jahre 1961.

Luftbildaufnahme des oberirdischen Einzugsgebietes aus dem Jahre 2006

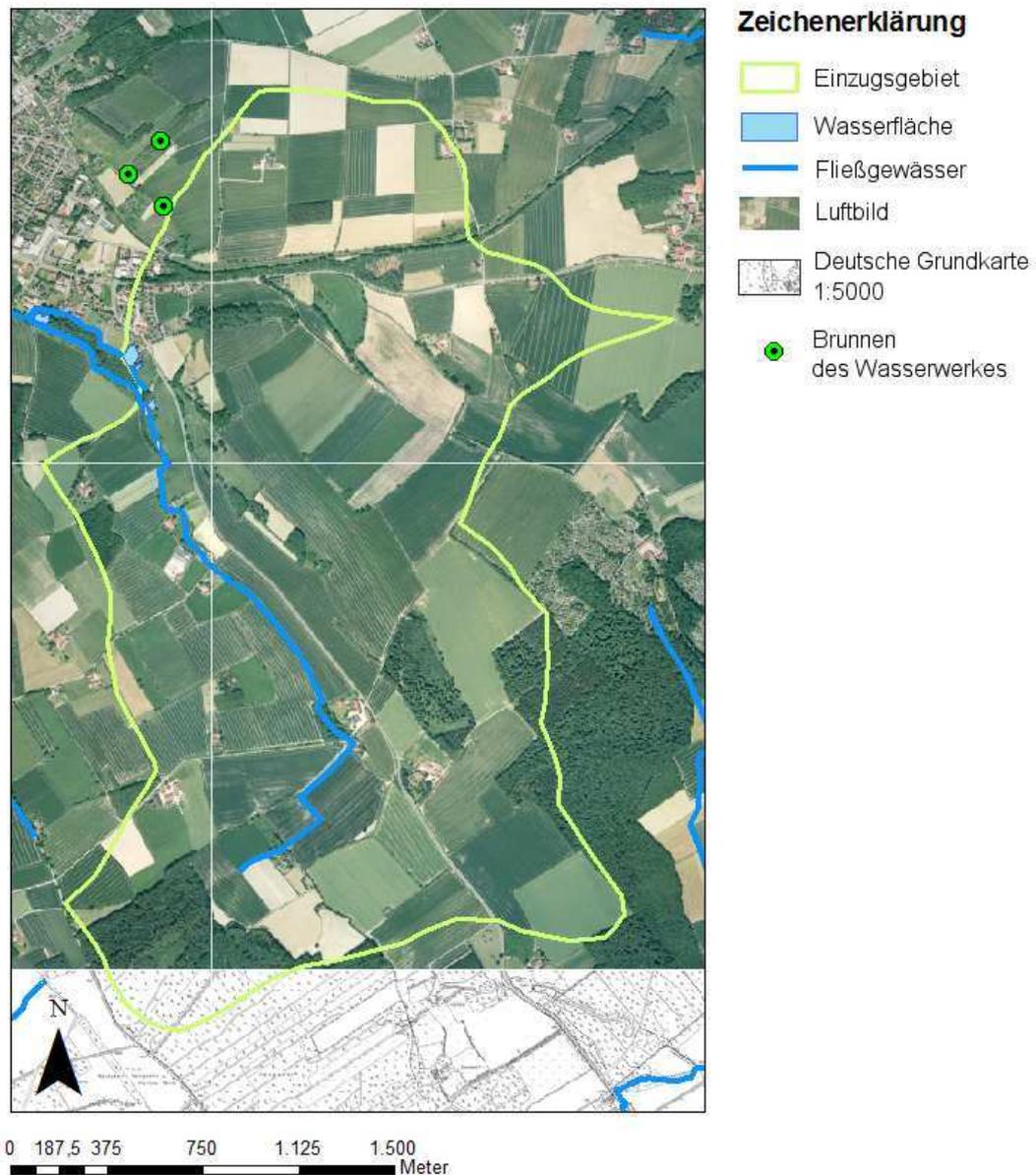


Abb. 16: Landnutzung im oberirdischen Einzugsgebiet des Berkelquelltopfes im Jahre 2006.

6. Fazit, Empfehlung und Ausblick

Zusammenfassend ergibt sich aus der vorliegenden Forschungsarbeit, dass der Berkelquelltopf aufgrund seiner Morphologie sehr sensibel auf Nährstoffeintrag reagiert. Gleichzeitig ist er seit vielen Jahren einer hohen Fracht ausgesetzt, die zur Eutrophierung und ihren Auswirkungen führt. Die aktuelle Messung ergab, dass der Haupteintrag von Stickstoff über die Touristenquelle stattfindet, während Phosphor über den Zufluss in den See gelangt. Beide Stoffe fördern die Eutrophierung, wobei besonders Phosphor, das in der Natur limitierende Element in hoher Konzentration eingetragen wird.

Für eine effektive Verminderung der Eutrophierung sollte daher der übermäßige Nährstoffeintrag gestoppt werden. Bis jetzt ist die Eingrenzung des Einzugsgebiets des Berkelquelltopfes allerdings noch nicht möglich. Die vorherrschende Klüftungsrichtung der Baumberge wird in Zukunft wahrscheinlich erforscht werden, sodass die Richtung des Einzugsgebiets insbesondere für die Touristenquelle bestimmt werden könnte. Mithilfe von Tracern könnte es genauer ausgemacht werden.

In einem bekannten Einzugsgebiet könnten Maßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung durchgeführt werden, z.B. Kooperationen zwischen Wasser- und Landwirtschaft. Die Einrichtung von Wasserschutzgebieten mit der Rückführung betroffener Flächen in die extensive Landnutzung hätte eine Verringerung der Auswaschung zur Folge, da die Stickstoffdüngung eingestellt würde und sich Mineralisationsprozesse im Boden durch fehlende Bearbeitung verlangsamen würden. Eine Umstellung auf neue Bewirtschaftungsweisen, auf Integrierten Pflanzenbau und Landbau würde ebenfalls wirksam sein (BURBERG ET AL. 1990).

Soweit eine externe Sanierung des Einzugsgebietes noch nicht möglich ist, erscheinen Maßnahmen in der direkten Umgebung des Quelltopfes sinnvoll. Der Phosphateintrag über den Zufluss ist dringend zu unterbinden. Möglicherweise ist dies durch das Legen einer Kanalisation möglich, sodass der oberflächennahe Grundwasserleiter am Quellsee vorbeigeführt wird (SCHÖNBORN 2003).

Als Renaturierungsmöglichkeit kommt das erneute Ausbaggern des Sees zur Verhinderung der Resuspension in Frage: Die Eliminierung von Phosphor und Stickstoff durch den Einsatz von Chemikalien hat vermutlich nur kurzzeitig Erfolg, da die Verweilzeit des Sees sehr gering ist. Die Algenmassen könnten natürlich auch mechanisch oder durch regelmäßige Zugabe von Algenvernichter bekämpft werden. Möglich ist weiterhin die Ansiedlung gegenüber den Algen konkurrenzstarker Makrophyten, die die speziellen Bedingungen des Flachsees tolerieren. Auch hier würde natürlich viel Biomasse anfallen, dennoch würde zumindest eine Verbesserung der Naherholungsfunktion eintreten. Man

muss allerdings bedenken, dass es sich dabei nur um Methoden zur Behandlung des Symptoms der Eutrophierung und nicht der Ursache handelt.

Unabhängig davon sind die Exemplare von *Heracleum mantegazzianum* am Spazierweg durch Ausgraben der Wurzel zu entfernen, da diese nach Hautkontakt und unter Sonneneinstrahlung starke Verbrennungen auslösen und besonders für Kinder eine Gefahr darstellen (BFN 2008).

In einer an diese Ergebnisse anknüpfende Studie könnten ganzjährig Untersuchungen durchgeführt werden, um den Stoffhaushalt des Sees besser einschätzen zu können. Parallel dazu könnte vertiefend auf die Phytoplanktonpopulationen eingegangen werden und das Vorkommen der für tiefe Seen typischen Art *Thiopedia rosae* im See sowie im Sediment untersucht werden. Eine Analyse des Quelltopfes auf seine räumlich und zeitlich variierenden Redoxbedingungen könnte hilfreich sein.

Sobald Ergebnisse zur Klüftungsrichtung der Baumberge vorliegen, ist die Ermittlung des tatsächlichen Einzugsgebietes z.B. mithilfe von Tracerversuchen sinnvoll, damit der Grundstein für Kooperationen zwischen Wasser- und Landwirtschaft gelegt werden kann.

7. Literatur

AGRARSOZIALE GESELLSCHAFT E.V. (1989): Die Landwirtschaft Europas im Umbruch. Göttingen

ARNOLD (1964): Der Untergrund des Coesfelder Raumes. Coesfeld (= Beiträge zur Landes- und Volkskunde des Kreises Coesfeld, Bd. 7)

BILLERBECKER ANZEIGER (1989): Berkelquelle und Teich trennen – Zuerst den Pappelwald ausdünnen / Quellteich muß entschlammt werden. In: Billerbecker Anzeiger vom 15.12.1989

BURBERG ET AL. (1990): Gewässerschutzprogramme für landwirtschaftliche Intensivgebiete, Maßnahmen, Verfahren, Durchführung. Münster (=Beiträge zum Siedlungs- und Wohnungswesen und zur Raumplanung, Bd. 131)

DÖLLING (2007): Geologische Karte v. Nordrhein-Westfalen 1:25 000 – Erläuterungen Blatt 4010 Nottuln. Krefeld (Geologischer Dienst NRW)

DÜSPOHL ET AL. (2009): Wo die Schüssel überläuft – eine Interdisziplinäre Untersuchung der Quellen in den Baumbergen (Münsterland, NRW). Münster

GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1973a): Karte der Grundwasserlandschaften in Nordrhein-Westfalen 1:500.000. Krefeld

GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1973b): Karte der Verschmutzungsgefährdung der Grundwasservorkommen in Nordrhein-Westfalen, 1:500.000. Krefeld

GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1975a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1: 100.000, Blatt C 4306 Recklinghausen. Krefeld

GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1975b): Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100.000, Blatt C 4306 Recklinghausen. Krefeld

GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1975c): Bodenkarte von NRW 1:100.000, Blatt C 4306 Recklinghausen. Krefeld

GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1998): Digitale Karten. Schutzwürdige Böden. Oberflächennahe Rohstoffe. Krefeld

HAFUZOV (2009 I. VORB.): Hydrogeologie der Grund- und Quellwässer der Baumberge (Münsterland, NRW) im Rahmen des Projektes „Quellen in den Baumbergen – Erhaltung, Erforschung und Entwicklung der Quellen im Natur- und Erlebnisraum der Baumberge“. Münster (in Vorbereitung)

HAULING (o.J.): Private Datensammlung. (Stand: Mai 2009)

HECKY & KILHAM (1988): Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments : A review of recent evidence on the effects of enrichment. In: Limnology and Oceanography 33, S. 796-822

HENDERSON-SELLERS & MARKLAND (1987): Decaying lakes: Origins and control of eutrophication. New York

HOFMANN (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Stuttgart (=BIBLIOTHECA DIATOMOLOGICA, Bd 30)

INSTITUT FÜR LANDESKUNDE (1961): Geographische Landesaufnahme 1: 200 000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 83/84 Osnabrück/Bentheim. Bad Godesberg

KLAPPER (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. Jena

KLEE (1991): Angewandte Hydrobiologie. Trinkwasser – Abwasser – Gewässerschutz. Stuttgart. New York

KÖLLE (2004): Wasseranalysen - richtig beurteilt. Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Richtlinie. Weinheim

LAMPERT & SOMMER (1999): Limnoökologie. Stuttgart, New York

LANDESPLANUNGSBEHÖRDE (1956): Die Niederschläge in Nordrhein-Westfalen. Bad Kissingen

LAWA (2001): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Schwerin

MADIGAN & MARTINKO (2006): Brock Mikrobiologie. München

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NW (MURL) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA), RdErl. d. MURL v. 14.05.91 - IV B 7-1571/11-30707, geänd. d. RdErl. d. MURL v. 12.11.91 - IV B7-1571/11-30707. o.O.

NAUJOKAT (1997): Nährstoffbelastung und Eutrophierung stehender Gewässer. Möglichkeiten und Grenzen ökosystemarer Entlastungsstrategien am Beispiel der Bornhöveder Seenkette. Kiel (= Ökologische Reihe; Bd.2)

OHLE (1953): Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. In: Vom Wasser 20, S. 11-23

ÖKON (1989): Das Quellgebiet der Berkel. Bestandsaufnahme und Bewertung des aktuellen Zustands mit Hinweisen zur ökologischen Optimierung. o.O.

POTT (1980): Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer der Westfälischen Bucht. Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. Münster

REDFIELD (1958): The biological control of chemical factors in the environment. In: American Scientist 46, S. 205-221

RUNGE (1980): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Münster

RYDING & RAST (1989): The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Paris (= Man and the Biosphere Series, Bd. 1)

SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg

SCHLEYER & KERNDORFF (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. - VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim

SCHMIDT (1996): Ökosystem See. Der Uferbereich des Sees. Wiesbaden

SCHÖNBORN (2003): Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart

STADT BILLERBECK (O.J.): Ordner: Optimierung des Quellgebietes der Berkel. (erhältlich bei der Stadt Billerbeck) (Stand: Mai 2009)

STREBLE & KRAUTER (2002): Das Leben im Wassertropfen. Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Ein Bestimmungsbuch. Stuttgart

STUA (2005a): UMSETZUNG DER WRRL. Gewässerbelastung durch Stickstoffeinträge im Münsterland. Münster

STUA (2005b): Stickstofftag im StUA Münster. Tagungsniederschrift zum 24.05.2005. Münster

VOLLENWEIDER ET AL. (1980): The phosphorus loadingconcept and Great Lakes eutrophication. In: Loehr, Martin & Rast (1980): Phosphorus management strategies for lakes. Ann Arbor, Michigan, S.207-234

Weitere Quellen:

ANWOHNER (2009 MNDL.): mündliche Mitteilung eines Anwohners. (29.06.2009)

ARBEITSKREIS FLACHSEEN (2007): Flachseenforschung in Deutschland. Einleitung. Online unter: <http://www-f.igb-berlin.de/einleitung.html> (abgerufen am 02.08.2009)

BERKELSPAZIERGANG E.V. (o.J.): Zielgedanke. Online unter: <http://www.berkelspaziergang.de/index.php/berkelspaziergang/zielgedanke/> (abgerufen am: 15.07.2009)

BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER (2009): Messwerte aus Touristenquelle und Wasserwerk zu Phosphat-, Gesamtphosphor- und Nitrat-konzentration.

BFN (2008): *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae), Riesen-Bärenklau. Online unter:

<http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch/heracleummantegazzianum.html> (abgerufen am: 04.06.2009)

BS EN ISO 7027 (2000): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Trübung

BUNDESUMWELTAMT (2006): Kenndaten ausgewählter Seen. Online unter:

http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/Kenndaten_Seen.pdf (abgerufen am: 11.07.2009)

DICKMANN (2004): *Thiopedia rosea*. Online unter:

http://web.mst.edu/~microbio/BIO221_2004/T_rosea.htm (abgerufen am: 30.07.2009)

DIN 38402-12 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Allgemeine Angaben (Gruppe A); Probenahme aus stehenden Gewässern (A 12)

DIN 38402-25 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Allgemeine Angaben (Gruppe A); Probenahme aus Fließgewässern (A 15)

DIN 38404-3 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) - Teil 3: Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung, Spektraler Absorptionskoeffizient (C 3)

DIN 38404-4 (1976): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Temperatur (C 4)

DIN 38404-5-C5 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) - Teil 5: Bestimmung des pH-Werts (C 5)

DIN 38404-C6 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Redox-Spannung (C 6)

DIN 38406-32 (2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 32: Bestimmung von Eisen mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E 32)

DIN 38406-33 (2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Kationen (Gruppe E) - Teil 33: Bestimmung von Mangan mittels Atomabsorptionsspektrometrie (E 33)

DIN 38406-5 (1983): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5)

DIN 38408- G23 (1987):Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Gasförmige Bestandteile (Gruppe G); Bestimmung des Sauerstoffsättigungsindex (G 23)

DIN 38408-G22 (1987):Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Gasförmige Bestandteile (Gruppe G); Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs (G 22)

DIN 38409-7 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7)

DIN 38412-16 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16)

DIN EN 1484 (1997): Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC); Deutsche Fassung EN 1484-1997

DIN EN 27888-C8 (1993): Wasserbeschaffenheit; Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (ISO 7888:1985); Deutsche Fassung EN 27888:1993

DIN EN ISO 10304-1 (2009): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009

DIN EN ISO 11732 (2005): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Ammoniumstickstoff - Verfahren mittels Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (ISO 11732:2005); Deutsche Fassung EN ISO 11732:2005

DIN EN ISO 6878 (2004): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004

DIN EN ISO 7980 (2000): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Calcium und Magnesium - Verfahren mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ISO 7980:1986); Deutsche Fassung EN ISO 7980:2000

DIN ISO 9964-3 (1996): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Natrium und Kalium - Teil 3: Bestimmung von Natrium und Kalium mittels Flammenphotometrie (ISO 9964-3:1993)

DWD (2009): Tageswerte der Wetterstation 10315 Münster-Osnabrück. Online unter: <http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop/?> (abgerufen am 15.07.2009)

HEIN (2009): Schriftliche Mitteilung. (Email vom 24.07.2009)

LANUV (2008): Spektraler Absorptionskoeffizient. Online unter: http://luadb.lids.nrw.de/LUA/gues/phptauft1.php?stoff_nr=1028&aktl_jahr=&aktl_monat=&

messstellen_nr=805180&datum=2008-06-28&letztestprobe=2008-06-28&yAchse=Standard&hoehe=&breite=&letztestprobe=2008-06-28 (abgerufen am: 28.07.2009)

LANUV (2009): Niederschlagsdaten der Stationen Baumberg und Coesfeld KA. Online unter: http://luadb.lids.nrw.de/LUA/wiski/pegel.php?karte=nrw_n (abgerufen am 15.07.2009)

SCHIRMER (2009): Eigene Fotos aufgenommen im Quellgebiet der Berkel im Untersuchungszeitraum.

SURHOLT (2002): Überwachungsmonitoring am Münsterschen Aasee. Zeitraum April bis Oktober 2002. Online unter: http://www.muenster.de/stadt/umwelt/pdf/Gutachten_Monitoring_Surholt_2002.pdf (abgerufen am: 28.07.2009)

TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung), erlassen durch das Bundesministerium für Gesundheit, dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Online unter: http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf. (abgerufen am: 13.07.2009) UMWELTBUNDESAMT (2007): Umweltbeobachtung in Deutschland. Bestimmung und Kartierung von Critical Loads für Waldstandorte und naturnahe waldfreie Ökosysteme in Deutschland. Online unter: <http://www.umweltbundesamt.de/umweltbeobachtung/uid/mapping/ergebnisse.htm> (abgerufen am 02.08.2009)

UMWELTBUNDESAMT (2008): Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz. Schutz der Meere. Eutrophierung: Was bedeutet das? Online unter: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/eutrophierung.htm> (abgerufen am: 02.08.2009)

VERORDNUNG (EG) NR. 166/2006 (2006): VERORDNUNG (EG) Nr. 166/2006 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und

zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates. Online unter:
http://www.home.prtr.de/download/E-PRTR-VO_dt.pdf (abgerufen am: 23.07.2009)

Anhang

Text 1: Ermittlung der Trophieklasse nach (LAWA 2001).

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Berechnung der mittleren Tiefe.
Tab. 2:	Berechnung des Seevolumens.
Tab. 3:	Berechnung der Verweilzeit.
Tab. 4:	Berechnung des Umgebungsfaktors (f_n).
Tab. 5:	Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen im Quellgebiet der Berkel.
Tab. 6:	Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen im Quellgebiet der Berkel (Fortsetzung der Tab. 5).
Tab. 7:	Ionenbilanz (Probennahme am 11.05.2009).
Tab. 8:	Ionenbilanz (Probennahme am 11.05.2009) (Fortsetzung der Tab. 7).
Tab. 9:	Gegenüberstellung der Ergebnisse aus Einzelmessungen (STADT BILLERBECK O.J., ÖKON 1989, HAULING O.J.).
Tab. 10:	Wasseranalyse Wasserwerk Billerbeck, Geometrische Mittelwerte (HAULING O.J.).

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 und 2:	Der Berkelquelltopf im Mai 1992 (links) (HAULING O.J.) und im Juni 2009 (rechts)(SCHIRMER 2009).
Abb. 3:	Sandsteinfassung der Quelle mit einem Teil des ehemaligen Spazierweges (SCHIRMER 2009).
Abb. 4:	Die Erbsenförmige Borsten-Grünalge (<i>Chaetophora pisiformis</i>) konnte in der Quellfassung nachgewiesen werden (SCHIRMER 2009).
Abb. 5:	Quellüberlauf am 02.06.2009 (SCHIRMER 2009).
Abb. 6:	Quellüberlauf am 31.07.2009 (SCHIRMER 2009).
Abb. 7 und 8:	An der Oberfläche schwimmende Watten aus Faden-Jochalgen, (<i>Spirogyra spec.</i>). (SCHIRMER 2009).
Abb. 9:	<i>Spirogyra spec.</i> unter dem Mikroskop (SCHIRMER 2009).
Abb. 10 und 11:	Rotes Tafel-Schwefelbakterium (<i>Thiopedia rosea</i>) an der Seeoberfläche schwimmend (links) und unter dem Mikroskop (rechts) (SCHIRMER 2009).
Abb. 12 und 13:	Zufluss zum Quelltopf (links) und Alte Berkel (rechts) (SCHIRMER 2009).
Abb. 14:	Winterquellsee (SCHIRMER 2009).
Abb. 15:	Erlen-Bruchwald (SCHIRMER 2009).
Abb. 16:	Tagesniederschlag im Untersuchungszeitraum (LANUV 2009).
Abb. 17:	Tagestemperaturen im Untersuchungszeitraum (DWD 2009).
Abb. 18 - 21:	SCHOELLER-Diagramme der Touristenquelle (links) und Zufluss, Alter Berkel und Tümpel (rechts) mit Kationen (oben) und Anionen (unten).
Abb. 22 und 23:	PIPER-Diagramm (links) und Streudiagramm (rechts) aus den Messergebnissen vom 11.05.2009.
Abb. 24:	Tiefenprofil des pH-Wertes des Berkelquelltopfes.
Abb. 25:	Tiefenprofil des Sauerstoffgehaltes des Berkelquelltopfes.
Abb. 26:	Tiefenprofil der Sauerstoffsättigung des Berkelquelltopfes.
Abb. 27:	Tiefenprofil der Leitfähigkeit des Berkelquelltopfes.

- Abb. 28: Entwicklung der Konzentrationen von Calcium (Ca^{2+}) und Hydrogencarbonat (HCO_3^-) von 1975 bis 1992 (HAULING o.J.).
- Abb. 29: Entwicklung der Konzentration von Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und der Leitfähigkeit von 1975 bis 1992 (HAULING o.J.).
- Abb. 30: Entwicklung der Konzentrationen von Chlorid (Cl^-), Nitrat (NO_3^-) und Sulfat (SO_4^{2-}) von 1975 bis 1992 (HAULING o.J.).
- Abb. 31: Entwicklung der Konzentrationen von Magnesium (Mg^{2+}), Natrium (Na^+) und Kalium (K^+) von 1975 bis 1992 (HAULING o.J.).

Text 1: Ermittlung der Trophieklasse nach (LAWA 2001).

Trophieindex für Chlorophyll:

Formel:

$$\text{Index Chl-a} = 0,560 + 0,856 * \ln \text{Chl-a} \quad \text{mit Chl-a in } [\mu\text{g/l}]$$

Berechnung:

Berechnung des arithmetischen Mittelwertes der Chlorophyll-a-Konzentrationen im See auf Höhe des Querprofils und vor dem Wehr am 02.06.2009 und 29.06.2009:

$$\text{Chl-a} = (5,92 + 0 + 29,6 + 14,8)/4 * \mu\text{g/l} = 12,58 \mu\text{g/l}$$

$$\text{Index Chl-a} = 0,560 \mu\text{g/l} + 0,856 \mu\text{g/l} * \ln 12,58 = \mathbf{2,7 \mu\text{g/l}}$$

Trophieindex für Gesamtphosphor im Frühjahr:

Formel:

$$\text{Index } P_F = 0,014 + 0,803 * \ln P_F \quad \text{mit } P_F \text{ in } [\mu\text{g/l}]$$

Berechnung:

Berechnung des arithmetischen Mittelwertes der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration (anstelle der $\text{G-PO}_4\text{-P}$ -Konzentration) der Monate Dezember, Februar und März in der Quelle am Hof Schulze-Brock und der Touristenquelle (Hafouzov 2009 i.Vorb.):

Mittelwert der Messwerte der Quelle am Hof Schulze-Brock und der Touristenquelle der Monate Dezember, Februar und März des hydrologischen Jahres 2008: 0,724

PO_4 [mg /l] in $\text{PO}_4\text{-P}$ [$\mu\text{g/l}$]:

$$0,724 \text{ mg } \text{PO}_4/\text{l} \text{ entspricht } 0,2348 \text{ mg } \text{PO}_4\text{-P} / \text{l}$$

$$0,2348 \text{ mg } \text{PO}_4\text{-P} / \text{l} = 234,8 \mu\text{g/l} = P_F$$

$$\text{Index } P_F = 0,014 \mu\text{g/l} + 0,803 \mu\text{g/l} * \ln 234,8 = \mathbf{4,4 \mu\text{g/l}}$$

Trophieindex für Gesamtphosphor im Sommer:

Formel:

$$\text{Index } P_S = 0,548 + 0,722 * \ln P_S \quad \text{mit } P_S \text{ in } [\mu\text{g/l}]$$

Berechnung:

Berechnung des arithmetischen Mittelwertes der $\text{G-PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im See auf Höhe des Querprofils und vor dem Wehr am 02.06.2009 und 29.06.2009:

$$P_S = (0,025 + 0,042 + 0,009 + 0,045)/4 * \text{mg/l} = 0,03025 \text{ mg/l} = 30,25 \mu\text{g/l}$$

$$\text{Index } P_S = 0,548 \mu\text{g/l} + 0,722 \mu\text{g/l} * \ln 30,25 = \mathbf{3,0 \mu\text{g/l}}$$

Berechnung des Gesamt-Index:

Formel:

$$\text{Gesamt-Index} = (\text{Index Chl-a} * 10 + \text{Index P}_F * 5 + \text{Index P}_S * 7) / 22$$

Berechnung:

$$\text{Gesamt-Index} = (2,7*10 + 4,4 * 5+ 3,0 *7) / 22 = \mathbf{3,2}$$

Tab. 1: Berechnung der mittleren Tiefe.

Messstelle	1	2	3	4	5	6	7
Tiefe (m)	0,5	0,9	1	1,3	1,3	0,9	0,7
Mittlere Tiefe (m)	0,9429						

Tab. 2: Berechnung des Seevolumens.

Seeoberfläche (m²)	Mittlere Tiefe (m)	Mittlere Tiefe * Seeoberfläche = Seevolumen (m³)	Seevolumen (l)
3396,1489	0,9429	3199,172264	3199172,264

Tab. 3: Berechnung der Verweilzeit.

Datum	Abfluss (Wehr und Verrohrung) (l/s)	Seevolumen (l)	Verweilzeit (s)	Verweilzeit (min)	Verweilzeit (h)
20.05.2009	18,944	3199172,264	168875,23	2814,59	46,9
02.06.2009	17,295	3199172,264	184976,71	3082,95	51,4
04.06.2009	17,164	3199172,264	186388,50	3106,48	51,8
13.06.2009	21,867	3199173,264	146301,43	2438,36	40,6
29.06.2009	8,775	3199172,264	364578,04	6076,30	101,3

Tab. 4: Berechnung des Umgebungsfaktors (f_n).

Seeoberfläche (m²)		3396
Einzugsgebiet (km²)	Touristenquelle	1,88
	Zufluss	3,58
	Gesamt	5,46
f_n = Einzugsgebiet / Seeoberfläche		1606

Tab. 5: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen im Quellgebiet der Berkel.

Kenngröße	Einheit	Quelle		Quellüberlauf		Zufluss		See (Höhe Querprofil)		See (vor d. Wehr)					
		11.5.	2.6.	29.6.	11.5.	2.6.	29.6.	11.5.	2.6.	29.6.	11.5.	2.6.	29.6.		
Fließgeschw.	hoch/mittel/ gering	hoch	mittel	gering	mittel	gering	kein	mittel	gering	gering	gering	hoch	hoch	hoch	
Lufttemp.	°C	14.6	21.5	22.3	14.6	21.5	22.3	14.6	19.6	21.8	14.6	19.6	21.8	21.8	23.5
pH		7.1	7.1	7	7.12	7.21	7.04	7.4	7.72	7.5	7.43	7.56	7.38	7.44	7.37
Wassertemp.	°C	9.8	9.8	10	9.8	9.8	10	10.4	10.6	16.6	13.6	14	14.8	13.3	14.1
O ₂	mg/l		5.44	4.9		5.18	5.35		5.91	5.4		13.1	12.2		15.9
O ₂	%		47.7	44		44.6	47.9		53.9	47.8		125.2	113.4		151.4
Leitf.	µS/cm		745	664		735	663		746	807		746	672		674
Redoxpot.	mV		456	453		474	469		462	451		480	474		479
Na ⁺	mg/l	5.4		7.25			5.5	6.5		9.5	4.9		7		6.25
Mg ²⁺	mg/l	2.75						2.65			2.475				
K ⁺	mg/l	1.5		1.6		1.3		1.3		2.9	1.2		1.1		1.35
Ca ²⁺	mg/l	148		144		144		158		166	158		143		147.5
NH ₄ ⁺	mg/l	0.000	0.017	0.021		0.000	0.002	0.064	0.028	1.324	0.000	0.017	0.066		0.039
Mn ²⁺	mg/l	0.010						0.020			0.010				
Fe ²⁺	mg/l	0.030	0.000	0.000		0.000	0.000	0.040	0.000	0.177	0.040	0.000	0.000		0.000
HCO ₃ ⁻	mg/l	357	346	354		351	345	400	388	485	354	355	363		340
Cl ⁻	mg/l	21.43	20.12	18.93		19.14	18.12	22.61	22.73	22.49	20.46	16.79	16.11		18.45
NO ₃ ⁻	mg/l	51.11	47.66	54.83		55.53	57.66	10.27	9.53	5.47	45.61	46.38	45.53		47.85
NO ₂ ⁻	mg/l		0.003	0.003		0.013	0.007		0.059	0.046		0.125	0.168		0.158
SO ₄ ²⁻	mg/l	45.66	49.17	46.64		49.25	47.23	54.29	54.95	56.63	47.05	48.97	48.48		49.13
PO ₄ ³⁻	mg/l	0.000	0.120	0.120		0.080	0.086	0.000	1.174	2.680	0.000	0.031	0.046		0.012
PO ₄ -P	mg P/l	0.000	0.039	0.039		0.026	0.028	0.000	0.383	0.874	0.000	0.010	0.015		0.004
G-PO ₄ -P	mg P/l		0.041	0.044		0.035	0.028		0.685	1.040		0.025	0.042		0.009
Chloroph.a	µg/l		1.48	0.99		1.48	1.02		5.92	11.84		5.92	0.00		29.60
Phaeopigm.	µg/l		3.72	2.57		2.68	2.98		0.00	3.76		0.00	9.36		0.00
TOC	mg C/l		1.177	0.667		0.616	0.578		2.993	6.069		1.162	1.379		1.277
Trübung	FNU		0.360	0.190		0.130	0.130		4.870	8.570		0.360	0.530		0.460
SAK 254			0.019	0.015		0.018	0.015		0.111	0.171		0.022	0.021		0.021

Tab. 6: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen im Quellgebiet der Berkel (Fortsetzung der Tab. 5).

Kenngröße	Einheit	Neue Berkel		Tümpel		Winterquellsee		Alte Berkel		
		11.5.	2.6.	29.6.	11.5.	2.6.	29.6.	11.5.	2.6.	29.6.
Fließgeschw.	hoch/mittel/ gering	hoch	hoch	hoch	kein	kein	kein	hoch	mittel	gering
Lufttemp.	°C	14.6	21.3	22.9	14.6	20.1	22.9	14.6	21.5	23
pH		7.43	7.55	7.38	7.54	8.12	7.88	7.57	7.58	7.69
Wassertemp.	°C	13	13.4	14.27	14.1	15.3	19.7	12.9	12.9	14.2
O ₂	mg/l		14.88	14.2		13.1	10.7		14	13.25
O ₂	%		146.8	136.1		125.1	104.5		142.2	122.9
Leitf.	µS/cm		744	672		748	706		735	708
Redoxpot.	mV		475	471		469	453		478	468
Na ⁺	mg/l			5.8	6.75		8	5.8		8
Mg ²⁺	mg/l				3.1			2.3		
K ⁺	mg/l			1.4	3		5	1.4		3
Ca ²⁺	mg/l			152	171		165	152		156
NH ₄ ⁺	mg/l		0.023	0.023	0.035			0.072		9.475
Mn ²⁺	mg/l				0.040			0.030		
Fe ²⁺	mg/l		0.000	0.000	0.120		0.000	0.270		0.152
HCO ₃ ⁻	mg/l		369	375	465		519	375		450
Cl ⁻	mg/l		21.45	20.93	22.63		19.70	20.93		19.70
NO ₃ ⁻	mg/l		48.26	46.85	0.84		10.63	18.22		7.54
NO ₂ ⁻	mg/l		0.122	0.148				0.030		0.033
SO ₄ ²⁻	mg/l		49.28	47.91	38.04		35.23	46.38		35.23
PO ₄ ³⁻	mg/l		0.012	0.034	0.000		0.000	0.000		7.519
PO ₄ -P	mg P/l		0.004	0.011				0.000		2.452
G-PO ₄ -P	mg P/l		0.028	0.109				2.426		2.468
Chloroph.a	µg/l		53.28	1.48				0.00		0.00
Phaeopigm.	µg/l		19.52	15.16				52.00		66.56
TOC	mg C/l		1.136	1.657				9.189		9.248
Trübung	FNU		0.440	1.110				4.060		23.700
SAK 254			0.020	0.022				0.376		0.380

Tab. 7: Ionenbilanz (Probennahme am 11.05.2009).

Messstelle	Touristen- quelle	Messstellen 1 bis 7 von Westen nach Osten								
		1		2		3		4		
		Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund	
Kationen (mg/l)	Na+	4,8	4,8	4,9	4,8	4,8	4,9	4,8	4,8	
	Mg2+	2,5	2,6	2,5	2,4	2,4	2,5	2,4	2,4	
	K+	1,2	1,2	1,2	1,1	1,2	1,2	1,2	1,1	
	Ca2+	163	142	143	146	151	156	156	157	
	NH4+	0,06	0,00	0,001	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
	Mn	0,01	0,01	0	0,06	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01
	Fe2+	0,03	0,06	0,05	2,27	0,04	0,07	0,07	0,05	0,08
Anionen (mg/l)	HCO3-	369	375	357	372	360	380	363	390	
	Cl-	21,4	20,6	20,6	21,3	20,5	21	20,4	20,5	
	NO3-	51,1	39,9	45,5	39,3	44,5	40,7	44,1	44,6	
	S042-	45,7	47,4	45,9	47,9	46,5	47,7	46,2	46,8	
Kationen (mmol/l)	Na+	0,209	0,209	0,213	0,209	0,209	0,213	0,209	0,209	
	Mg2+	0,208	0,210	0,201	0,195	0,197	0,206	0,197	0,197	
	K+	0,038	0,031	0,031	0,028	0,031	0,031	0,031	0,028	
	Ca2+	7,39	7,09	7,14	7,29	7,54	7,79	7,78	7,83	
	NH4+	0,000	0,000	0,000	0,012	0,000	0,000	0,000	0,001	
	Mn	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	
	Fe	0,001	0,004	0,002	0,082	0,001	0,003	0,002	0,003	
Anionen (mmol/l)	HCO3-	5,85	6,15	5,85	6,10	5,90	6,23	5,95	6,40	
	Cl-	0,604	0,580	0,582	0,600	0,578	0,591	0,576	0,578	
	NO3-	0,824	0,643	0,733	0,634	0,717	0,656	0,711	0,719	
	S042-	0,951	0,986	0,955	0,998	0,968	0,993	0,962	0,974	
Kationen (mmol/l)	7,9	7,54	7,58	7,81	7,97	8,24	8,22	8,22	8,27	
Anionen (mmol/l)	8,31	8,36	8,12	8,33	8,16	8,47	8,2	8,2	8,67	
Fehler	4,283	2,633	6,84	6,416	2,357	2,742	0,295	4,701		

Tab. 8: Ionenbilanz (Probennahme am 11.05.2009) (Fortsetzung der Tab. 7).

Messstelle	Messstellen 1 bis 7 von Westen nach Osten										Zufluss	Tümpel	Alte Berkel
	5		6		6		7		7				
	Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund	Oberfläche	Grund			
Kationen (mg/l)	Na+	4,8	4,8	5	4,8	4,9	5,2	6,8	6,5	5,8			
	Mg2+	2,4	2,4	2,6	2,5	2,5	2,6	3,1	2,7	2,3			
	K+	1,2	1,1	1,4	1,1	1,2	1,4	3,0	1,3	1,4			
	Ca2+	161	154	160	158	158	153	171	158	152			
	NH4+	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	1,51	0,04	0,06	0,07			
	Mn	0,01	0,01	0,01	0,13	0,01	0,00	0,04	0,04	0,02	0,03		
	Fe2+	0,00	0,05	0,00	0,07	0,04	1,32	0,12	0,04	0,04	0,27		
Anionen (mg/l)	HCO3-	357	366	363	354	354	360	465	400	375			
	Cl-	20,5	20,9	20,5	20,9	20,5	20,5	22,6	22,6	20,9			
	NO3-	44,8	44,3	45,0	46,0	45,6	35,8	0,8	10,3	18,2			
	S042-	46,4	46,4	45,4	46,2	47,1	46,4	38,0	54,3	46,4			
Kationen (mmol/l)	Na+	0,209	0,209	0,217	0,209	0,213	0,226	0,294	0,283	0,252			
	Mg2+	0,195	0,197	0,210	0,204	0,204	0,212	0,255	0,218	0,189			
	K+	0,031	0,028	0,036	0,028	0,031	0,036	0,077	0,033	0,036			
	Ca2+	8,03	7,69	7,99	7,88	7,88	7,64	8,53	7,88	7,59			
	NH4+	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,084	0,002	0,004	0,004			
	Mn	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001			
	Fe	0,000	0,002	0,000	0,003	0,001	0,047	0,004	0,001	0,010			
Anionen (mmol/l)	HCO3-	5,85	6,00	5,95	5,80	5,80	5,90	7,63	6,55	6,15			
	Cl-	0,577	0,590	0,577	0,590	0,577	0,579	0,638	0,638	0,590			
	NO3-	0,722	0,714	0,726	0,742	0,736	0,578	0,014	0,166	0,294			
	S042-	0,967	0,966	0,944	0,963	0,980	0,965	0,792	1,130	0,966			
Kationen (mmol/l)	8,47	8,12	8,45	8,33	8,33	8,24	9,17	8,43	8,08				
Anionen (mmol/l)	8,12	8,27	8,2	8,1	8,09	8,02	9,07	8,51	8,00				
Fehler	4,256	1,813	3,016	2,878	2,906	2,682	1,067	0,957	0,934				

Tab. 9: Gegenüberstellung der Ergebnisse aus Einzelmessungen (STADT BILLERBECK O.J., ÖKON 1989, HAULING O.J.).

Datum	Aug. 1988	Aug. 1988	Jul. 1989	Jul. 1989	Aug. 1989	Aug. 1989	Aug. 1989	Aug. 1989	Mär. 1996
Datenquelle	Billerbeck	Billerbeck	Billerbeck	Billerbeck	ÖKON	ÖKON	ÖKON	ÖKON	Hr. Hauling
Messstelle	Touristen- quelle	Ablauf (Wehr)	Touristen- quelle	Alte Berkel (Höhe Parkplatz)	Touristen- quelle	Quelltopf	Ablauf (Wehr)	Verrohrung zum Bruchwald	Touristen- quelle
Wassertemp.			9,7		10,8	20,3	16,5	18,0	8
pH-Wert	7	7	7	7	7,1	8,2	7,7	7,9	6,7
Leitfähigkeit	750	730	6,0		759	660	718	639	680
O ₂ -Gehalt			53		7,9	28,5	24,2	21,5	8
O ₂ -Sättigung					70	320	242	230	67
NH ₄ ⁺	0.012	0.049	<0,03	0,06	0,03		0,07		0,2
NO ₂ ⁻	<0.033	0.033	<0,01	0,09	0,02		0,24		0
NO ₃ ⁻	46.94	37.2	43	29	151		34		55
PO ₄ ³⁻									
T-PO ₄ -P	0,14				<0,1		<0,1		0,25
TOC	0,5	0,6							
CSB			<15	<15	<15		<15		
BSB ₅					<1		2		
Absetzbare Stoffe					<0,1		<0,1		

Tab. 10: Wasseranalyse Wasserwerk Billerbeck, Geometrische Mittelwerte (HAULING O.J.).

Kenngröße	Einheit	Jahr																
		1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Temp.	°C	10,1	10,2	10,2	10,1	10,1	10,2	10,2	10,4	9,8	10,3	10,2	10,1	11	10,7	10,8	11,3	10,9
Leitfähigkeit	(µS/cm)	515	520	520	530	540	560	570	641	611	661	676	680	692	661	619	596	611
pH		7,34	7,45	7,36	7,41	7,39	7,39	7,34	7,32	7,36	7,34	7,25	7,22	7,22	7,2	7,21	7,24	7,34
O ²	(mg/l)	7,1	8,4	7,5	6,7	7,6	7	7,1	7,4	7,7	6,8	6,2	7,2	6,8	6,8	6,4	6,5	6,2
Ca ²⁺	(mg/l)	120	118	120	120	127	125	133	128	126	136	132	131	136	127	111	109	109
Mg ²⁺	(mg/l)	2	3	3	3	2	3	3	3	3	3	2,8	2,8	2,8	3	3,5	3,7	3,9
Na ⁺	(mg/l)													6	9	11	13	
K ⁺	(mg/l)													1,1	2,5	3,1	3,8	
Fe ²⁺	(mg/l)	0,2	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02		0,01	0,01
NH ₄ ⁺	(mg/l)	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
HCO ₃ ⁻	(mg/l)	286,7	286,7	286,7	279,38	276,94	270,84	278,16	280,6	268,4	289,75	284,87	283,04	289,14	270,23	230,58	215,33	217,77
Cl ⁻	(mg/l)	17	16	21	17	22	21	23	23	30	25	23	23	23	26	29	35	36
NO ₃ ⁻	(mg/l)	23,5	23,6	19,8	19,6	26	25,4	26,6	25,9	25,4	34,8	36,2	37,2	41,1	35,6	28,5	24,2	26,4
NO ₂ ⁻	(mg/l)	0							0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01			0,01
SO ₄ ²⁻	(mg/l)	51	50	51	52	52	51	52	44	38	52	50	56	56	57	58	58	61
PO ₄ ³⁻	(mg/l)								0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,06	0,14	0,3	
F ⁻	(mg/l)										0,1	0,1	0,11	0,11	0,15	0,11	0,11	0,11
DOC	(mg/l)								2,1	1,6	1,5	0,5	0,9	0,6				
SAK 254												1,4	0,9	1,3				
SAK 436															0,07	0,08	0,06	0,08



Abb. 1 und 2: Der Berkelquelltopf im Mai 1992 (links) (HAULING o.J.) und im Juni 2009 (rechts)(SCHIRMER 2009).



Abb. 3: Sandsteinfassung der Quelle mit einem Teil des ehemaligen Spazierweges (SCHIRMER 2009).



Abb. 4: Die Erbsenförmige Borsten-Grünalge (*Chaetophora pisiformis*) konnte in der Quellfassung nachgewiesen werden (SCHIRMER 2009).



Abb. 5: Quellüberlauf am 02.06.2009 (SCHIRMER 2009).



Abb. 6: Quellüberlauf am 31.07.2009 (SCHIRMER 2009).



Abb. 7 und 8: An der Oberfläche schwimmende Watten aus Faden-Jochalgen (*Spirogyra spec.*). (SCHIRMER 2009).

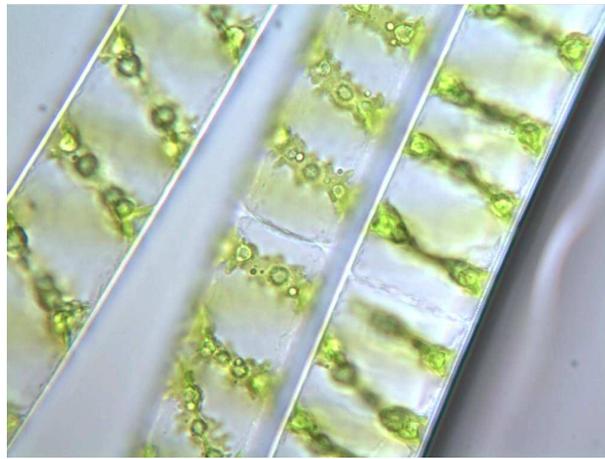


Abb. 9: *Spirogyra spec.* unter dem Mikroskop (SCHIRMER 2009).



Abb. 10 und 11: Rotes Tafel-Schwefelbakterium (*Thiopedia rosea*) an der Seeoberfläche schwimmend (links) und unter dem Mikroskop (rechts) (SCHIRMER 2009).



Abb. 12 und 13: Zufluss zum Quelltopf (links) und Alte Berkel (rechts) (SCHIRMER 2009).



Abb. 14: Winterquellsee (SCHIRMER 2009).



Abb. 15: Erlen-Bruchwald (SCHIRMER 2009).

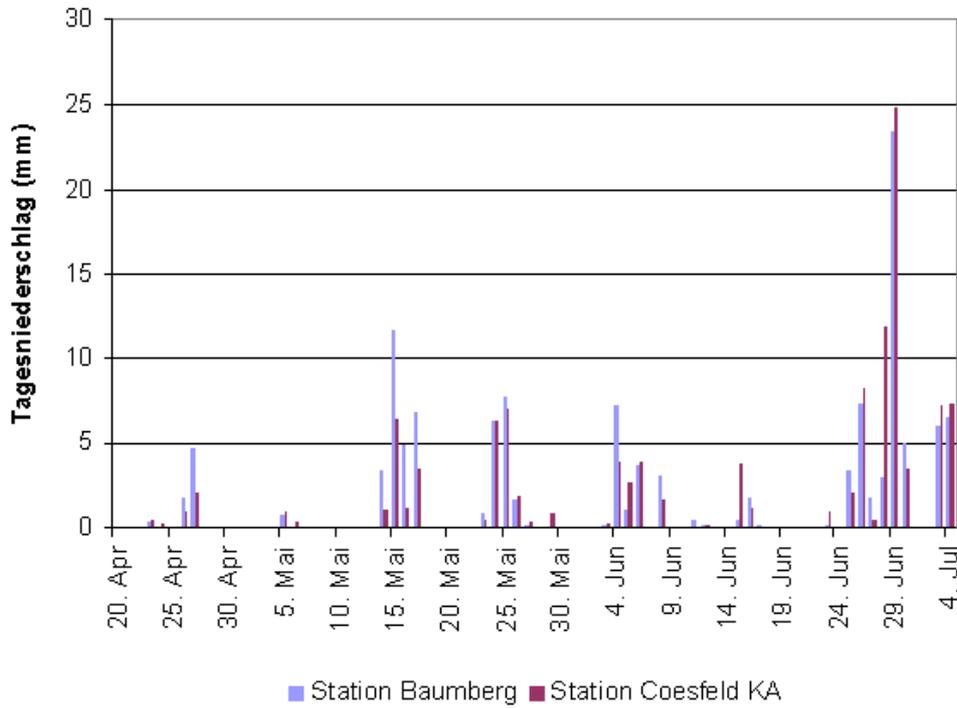


Abb. 16: Tagesniederschlag im Untersuchungszeitraum (LANUV 2009).

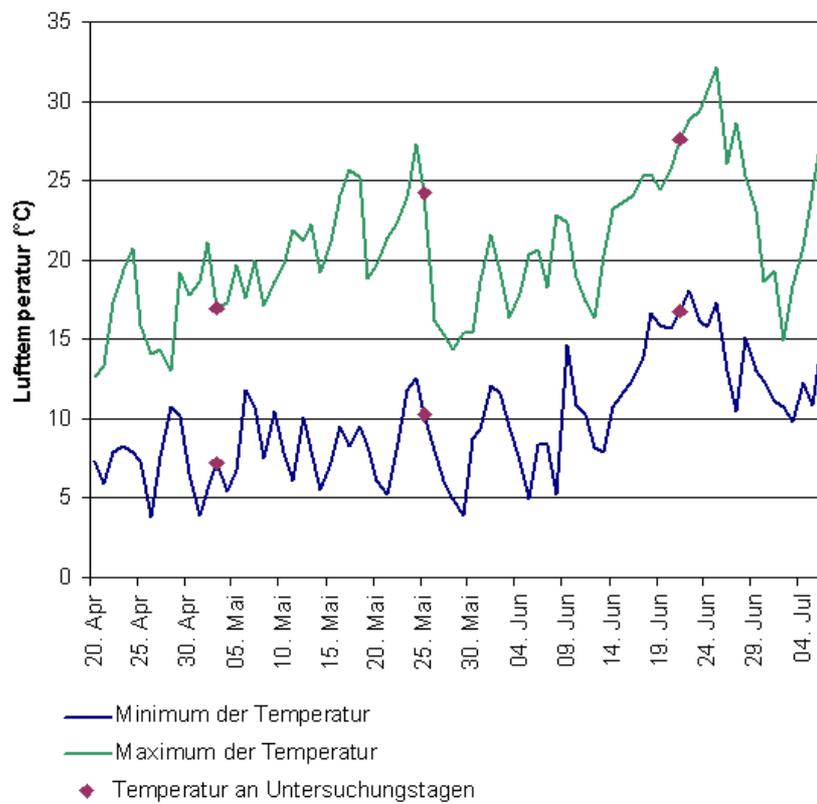


Abb. 17: Tagestemperaturen im Untersuchungszeitraum (DWD 2009).

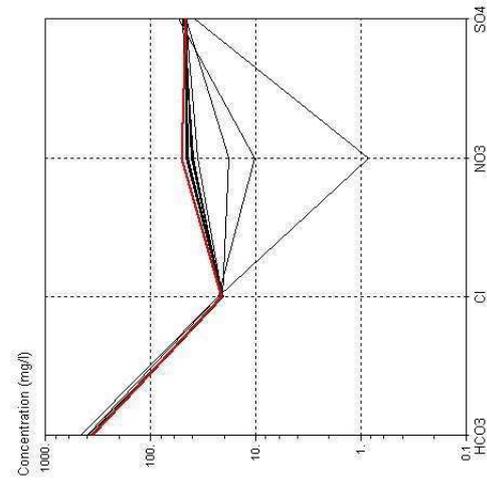
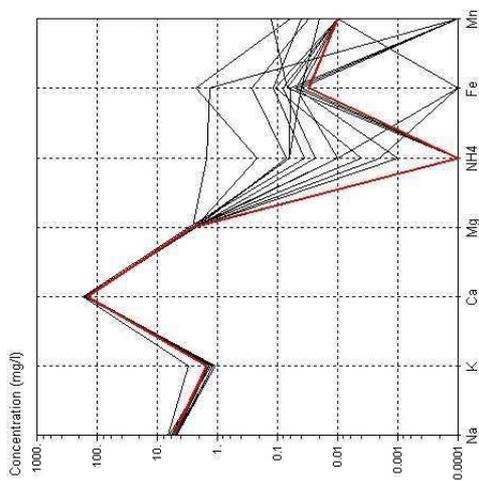
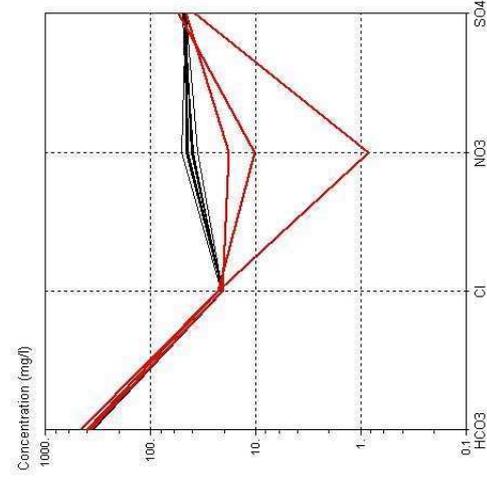
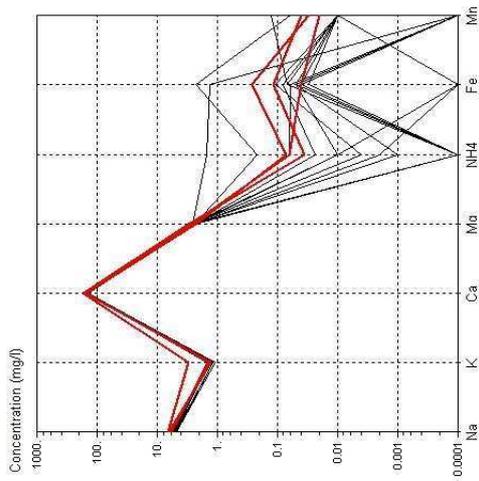


Abb. 18-21: SCHOELLER-Diagramme der Touristenquelle (links) und des Zuflusses, der Alten Berkel und des Tümpels (rechts) mit Kationen (oben) und Anionen (unten) aus den Messergebnissen vom 11.05.2009.

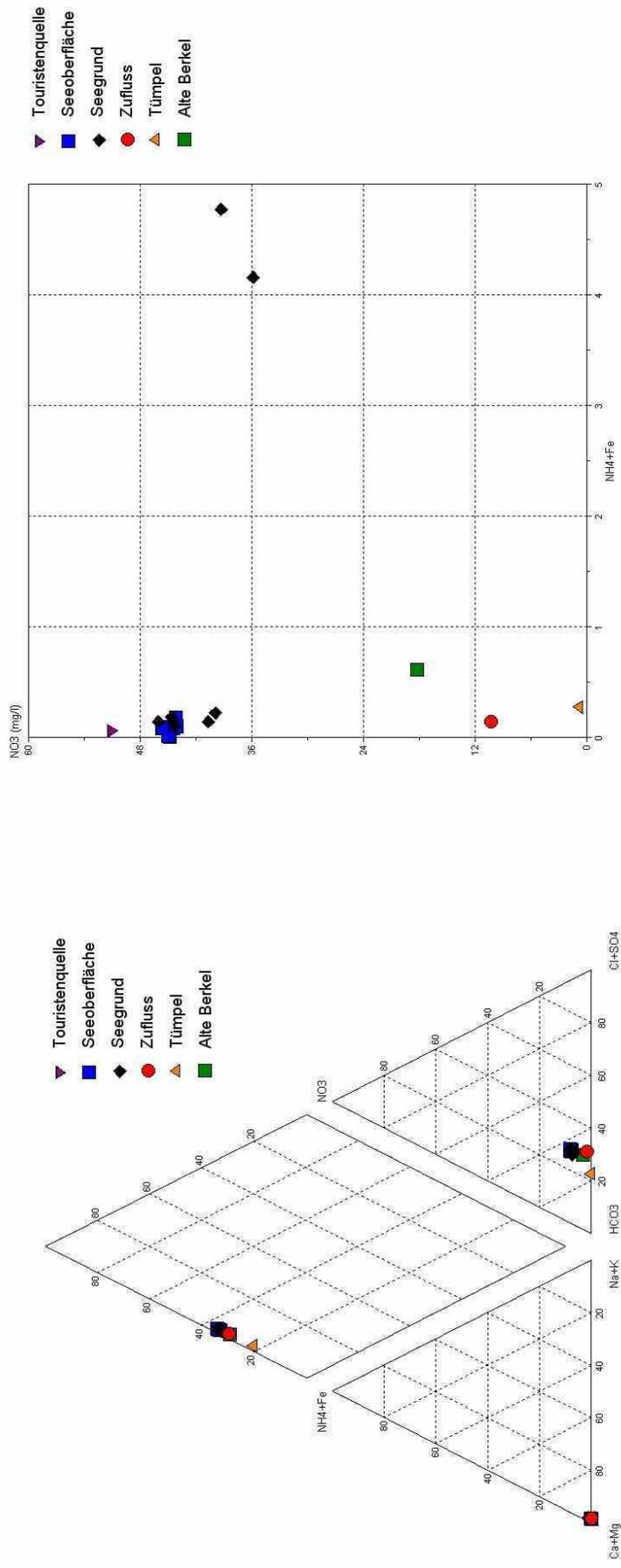


Abb. 22 und 23: PIPER-Diagramm (links) und Streudiagramm (rechts) aus den Messergebnissen vom 11.05.2009.

Tiefenprofil des pH-Wertes des Berkelquelltopfes

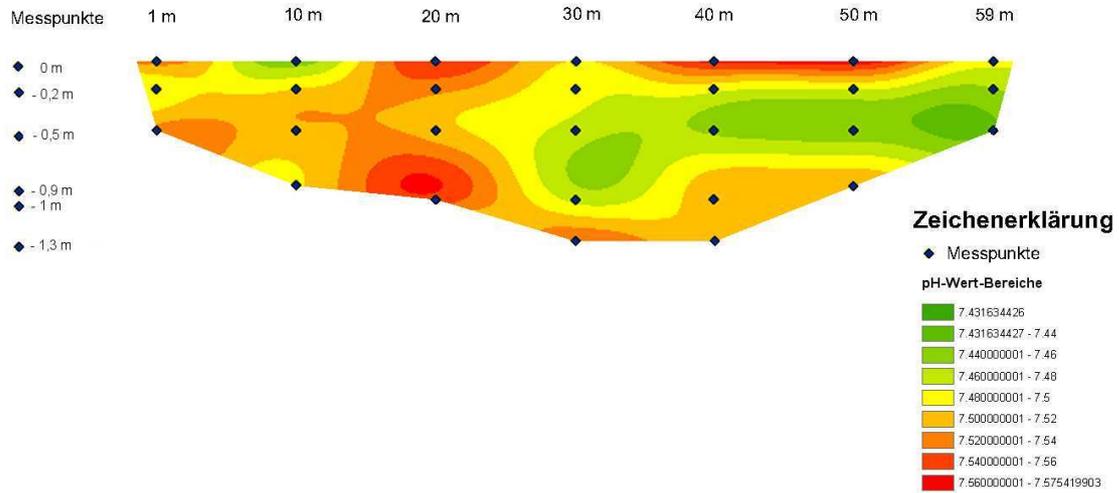


Abb. 24: Tiefenprofil des pH-Wertes des Berkelquelltopfes.

Tiefenprofil des Sauerstoffgehaltes des Berkelquelltopfes

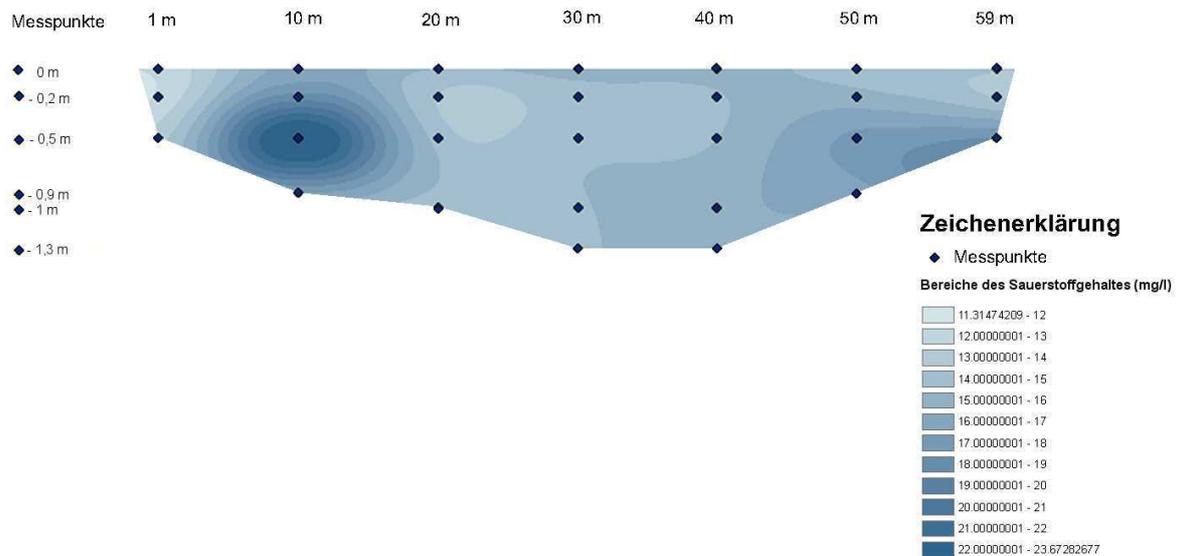


Abb. 25: Tiefenprofil des Sauerstoffgehaltes des Berkelquelltopfes.

Tiefenprofil der Sauerstoffsättigung des Berkelquelltopfes

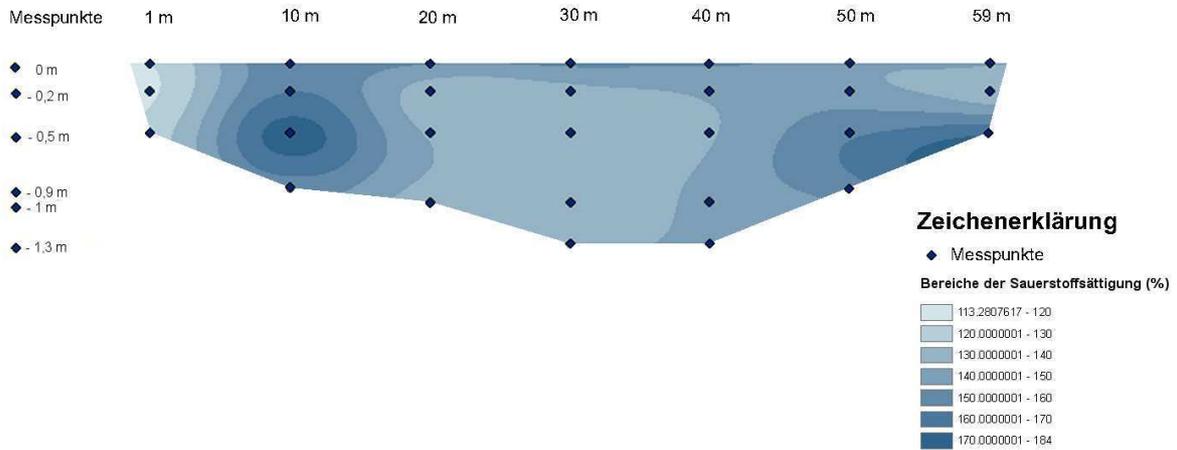


Abb. 26: Tiefenprofil der Sauerstoffsättigung des Berkelquelltopfes.

Tiefenprofil der Leitfähigkeit des Berkelquelltopfes

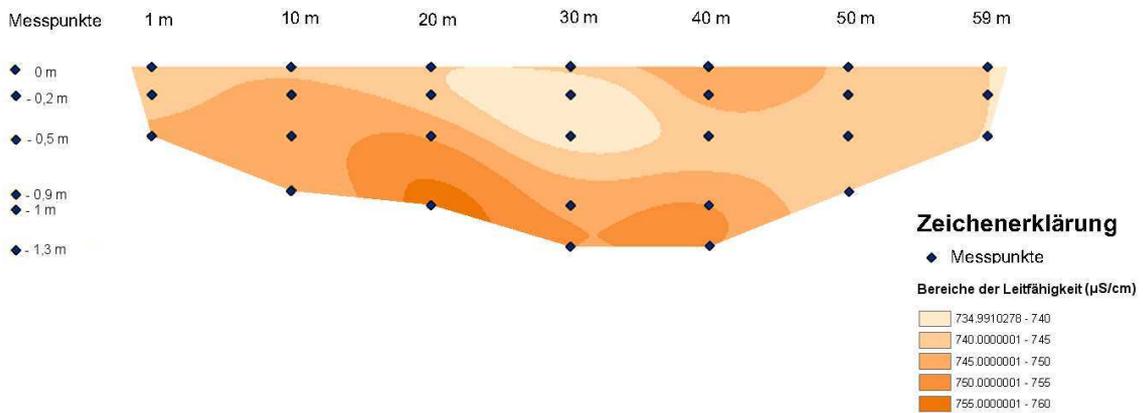


Abb. 27: Tiefenprofil der Leitfähigkeit des Berkelquelltopfes.

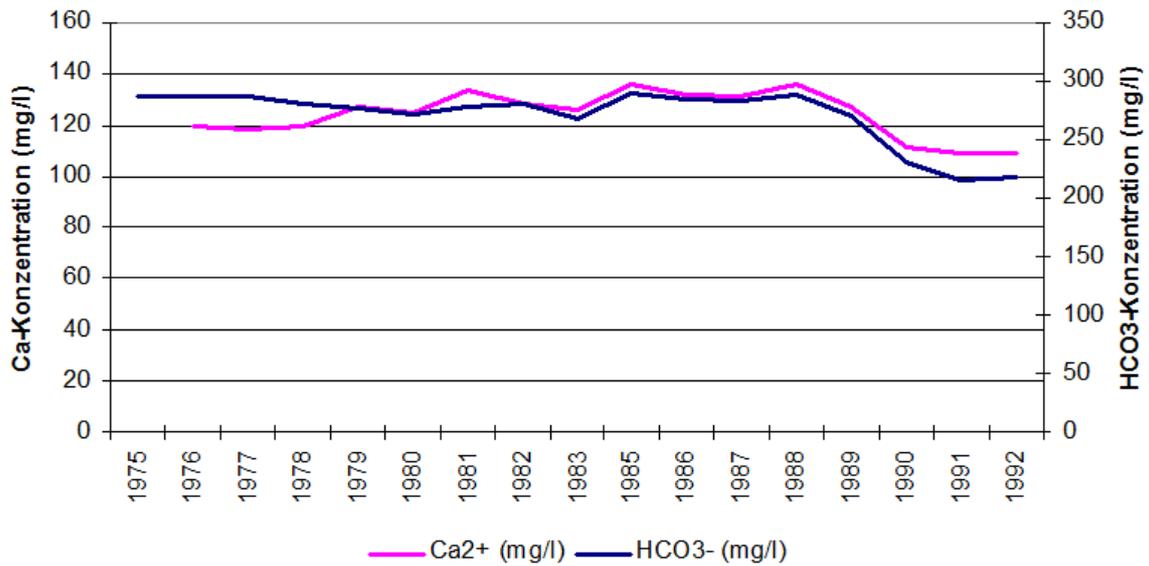


Abb. 28: Entwicklung der Konzentrationen von Calcium (Ca²⁺) und Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) (von 1975 bis 1992 (HAULING O.J.).

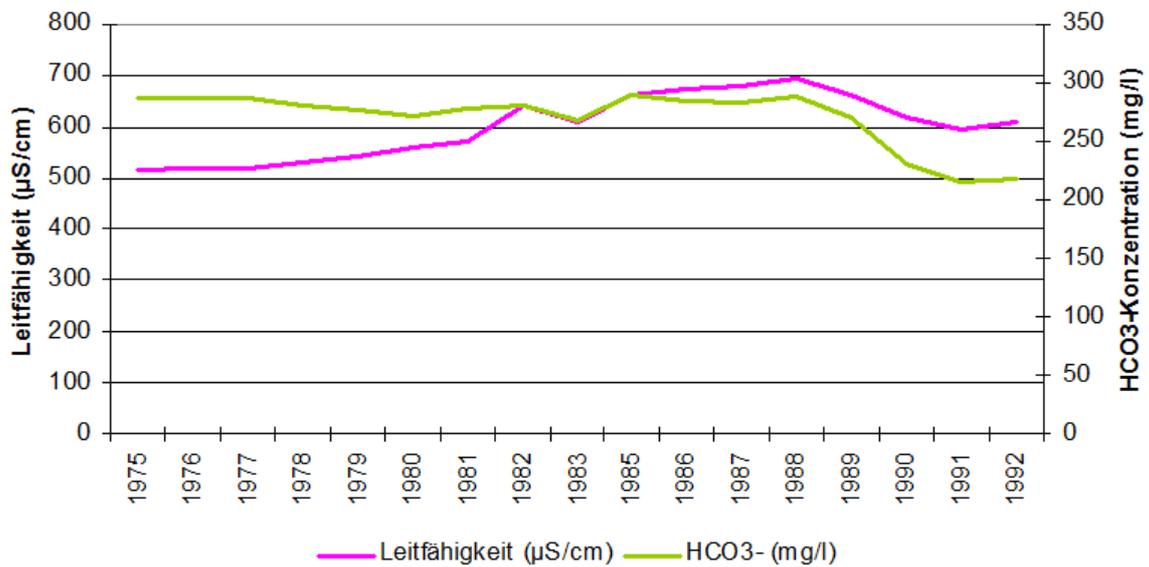


Abb. 29: Entwicklung der Konzentration von Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) und der Leitfähigkeit von 1975 bis 1992 (HAULING O.J.).

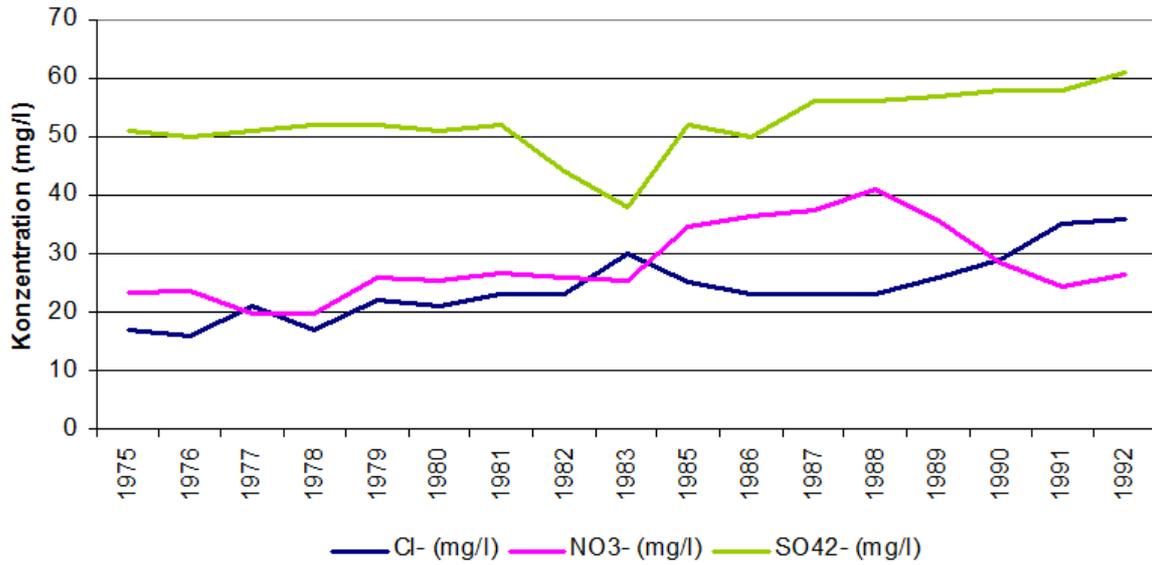


Abb. 30: Entwicklung der Konzentrationen von Chlorid (Cl⁻), Nitrat (NO₃⁻) und Sulfat (SO₄²⁻) von 1975 bis 1992 (HAULING o.J.).

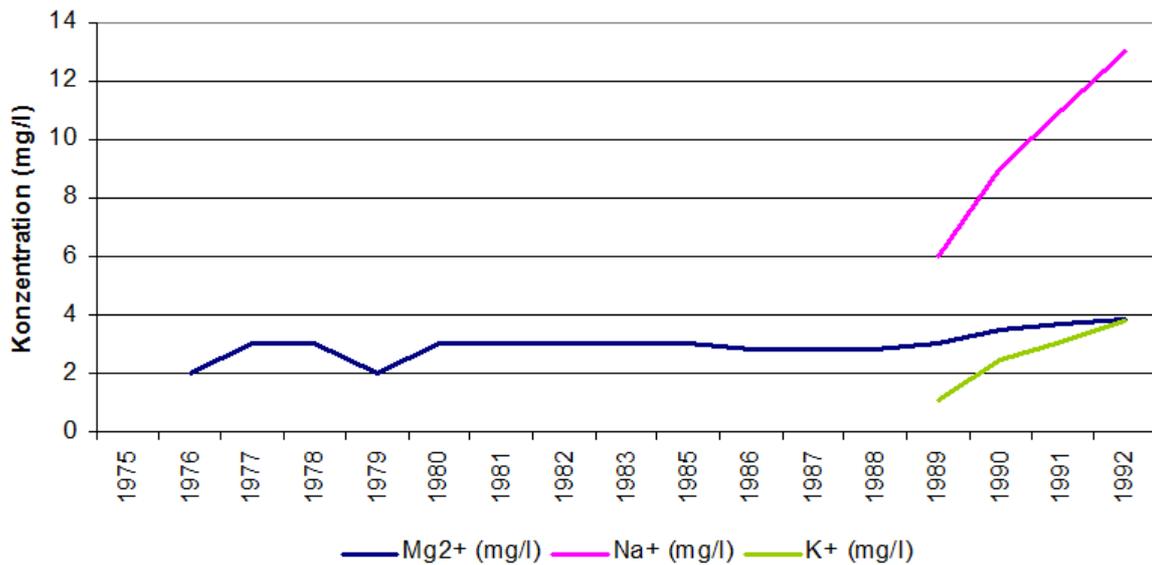


Abb. 31: Entwicklung der Konzentrationen von Magnesium (Mg²⁺), Natrium (Na⁺) und Kalium (K⁺) von 1975 bis 1992 (HAULING o.J.).