

1. Einführung

1.1. Die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren

In den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Thüringen und Sachsen wird Trinkwasser vorrangig aus Oberflächenwasser gewonnen, da der Vorrat an Grundwasser in den kristallinen Mittelgebirgsregionen unzureichend ist (REBOHLE 1994). Das Oberflächenwasser stammt überwiegend aus Talsperren. Sachsen beispielsweise verfügt über 25 Trinkwassertalsperren, von denen jedoch ungefähr die Hälfte nicht die gewünschte Rohwasserqualität aufweist: fünf Talsperren gelten als eutroph bis hocheutroph, acht Talsperren sind versauert (PAUL et al. 1995). Wassergüteprobleme treten in erster Linie bei den Parametern pH-Wert, Phosphat, Nitrat, Ammonium, Mangan, Eisen und Aluminium auf (NUSCH 1993, PÜTZ 1995). An die Wasserqualität von Trinkwassertalsperren werden höchste Anforderungen gestellt, die in der Trinkwasserverordnung (TVO-BRD 1990) zusammengefaßt sind. Werden diese Anforderungen erfüllt, vermeidet man automatisch höhere Kosten für die Wasseraufbereitung, begrenzt die Emission von Schadstoffen und gewährleistet die ökologischen Gewässerfunktionen in Natur und Landschaft (PÜTZ 1995).

Eine Vielzahl physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse wirkt sich auf die Wasserbeschaffenheit stehender Gewässer aus. Wesentliche Einflußgrößen sind Temperatur, Strahlung, Wind, Niederschlag, Abflußregime, Verweilzeit, Morphometrie des Gewässers und Struktur des Einzugsgebiets (PÜTZ 1995). Talsperren zeichnen sich im Vergleich zu natürlichen dimiktischen Seen durch folgende Besonderheiten aus (LAWA 1990, NUSCH 1993):

- tiefste Stelle vor dem Absperrbauwerk,
- überwiegend Tiefenwasserabfluß (Absperrbauwerk mit Grundablaß),
- schnelleres Absinken der Thermokline während der Sommerstagnation und dadurch rascher abnehmende Volumenrelation von Hypolimnion zu Epilimnion,
- geringere Wasseraufenthaltszeit (stärkerer Austausch des gesamten Wasserkörpers),
- stärkere Wasserstandsschwankungen,
- geringere Ufervegetation (Litoral oftmals ohne Makrophytengürtel).

Der Stoffhaushalt von Standgewässern mit relativ geringer Wasseraufenthaltszeit wird stark beeinflusst von den Einträgen über die Zuflüsse. Diese Einträge spiegeln die geologische Struktur, die Besiedlungsdichte und die Bodennutzung im Einzugsgebiet wider (LAWA 1990). In den 70er und 80er Jahren gelangte verstärkt Phosphat aus Waschmitteln in die Gewässer. In Trinkwassertalsperren mit dichter Besiedlung im Einzugsgebiet kam es zu rascher Eutrophierung, verbunden mit Algenmassenentwicklungen und Beeinträchtigungen der Rohwasserqualität. Nicht nur Phosphor, sondern auch Stickstoff (insbesondere Nitrat) wurde bis Mitte der 80er Jahre zunehmend eingetragen. In erzgebirgischen Trinkwassertalsperren findet sich ein positiver Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Rohwasser und dem Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche an der Gesamteinzugsgebietsfläche (UHLMANN 1994).

Zusätzlich zu den externen Faktoren beeinflussen interne Prozesse den Stoffhaushalt stehender Gewässer. Neben den physikalisch-chemischen Mechanismen (Adsorption, Desorption, Präzipitation, Lösung) spielen biologische Vorgänge (z.B. Primärproduktion, Respiration und Dekomposition) eine bedeutende Rolle. Die Intensität dieser Prozesse hängt stark vom Nährstoff- bzw. Nahrungsangebot ab. Beim mikrobiellen Abbau des Detritus wird Sauerstoff verbraucht. Dadurch kann es in geschichteten Talsperren (besonders bei ungünstiger Relation von Epilimnion- zu Hypolimnionvolumen) rascher als in manchen natürlichen Seen zur Zehrung des Sauerstoffvorrats und somit zur Rücklösung unerwünschter Stoffe aus dem Sediment kommen (s. Kap. 1.2). Hierbei spielen Nährstoffe (Phosphat, Ammonium, evtl. Silizium) und Schwermetalle (z.B. Mangan, Eisen und viele Spurenmetalle) eine wesentliche Rolle (s. Kap. 1.3).

Auch Stauspiegelschwankungen beeinträchtigen die Wasserbeschaffenheit in Talsperren. Bei einer Stauspiegelabsenkung im Sommer gerät Sediment teilweise in Kontakt mit wärmerem Wasser. Dadurch können Abbau- und Rücklösungsprozesse intensiviert werden. Bei abgesenktem Stauspiegel wird Sediment freigelegt und im Bereich der Brandungszone resuspendiert. Durch Starkregen und durch die Zuflüsse kommt es zur Erosion und zur Umlagerung von Sediment. Über die Auswirkungen und die quantitative Bedeutung dieser Prozesse in Talsperren ist in der Praxis wie auch in der Literatur bisher nur wenig bekannt. Einzelne Auswirkungen von Stauspiegelschwankungen beschrieben FABRE (1988) und MARQUES & BOAVIDA (1993) in bezug auf den P-Kreislauf in Talsperren. Zur vollständigen Entleerung des Pareloup-Speichers in Frankreich liegen Untersuchungsergebnisse von MERLE et al. (1994) und DAGNAC (1994) vor, auf die in Kapitel 6.4 und 7.4 Bezug genommen wird. Bislang scheint es keine Untersuchung darüber zu geben, unter welchen Voraussetzungen und in welchem Ausmaß solche Ereignisse die Wasserbeschaffenheit beeinflussen.

1.2. Wasser-Sediment-Wechselwirkungen

Verwertbares organisches Material (abgestorbenes Plankton und Detritus) bildet bereits während seines Absinkens, spätestens aber nach Erreichen der Sedimentoberfläche ein Substrat für Mikroorganismen. Diese gewinnen Energie aus der Oxidation organischer Substanz. Die dabei freigesetzten Elektronen werden auf Elektronenakzeptoren übertragen, wobei molekularer Sauerstoff den höchsten Energiegewinn erlaubt (das höchste Redoxpotential besitzt). Erfolgt sein Verbrauch schneller als seine Nachlieferung, werden alternative Elektronenakzeptoren genutzt. Dadurch läßt sich ins Sediment hinein parallel mit einer Abnahme des Redoxpotentials eine Sequenz typischer biogeochemischer Reaktionen verfolgen (Tab. 1-1).

Die Grenze zwischen oxischem und anoxischem Milieu liegt im Sediment eines oligotrophen Sees gewöhnlich einige Millimeter tiefer als im Sediment eutropher Seen, wo sie stärkeren jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt. Sie wird bestimmt vom Nachschub der abbaubaren organischen Substanz und der Elektronenakzeptoren. Während der Vollzirkulation kann die oberste Sedimentschicht oxidiert sein. Durch die im

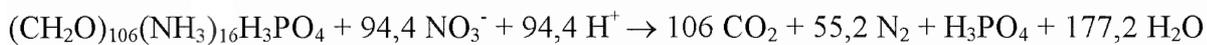
Frühjahr zunehmende Sedimentation von organischem Material erhöht sich die Intensität des aeroben Abbaus. Ist der gelöste und der nitratgebundene Sauerstoff verbraucht, kann die Grenze zu anoxischen Bedingungen auch über dem Sediment liegen und zur Anoxie des gesamten Hypolimnions führen (siehe PAUL et al. 1995).

Tab. 1-1: Reihenfolge des mikrobiell katalysierten Abbaus organischer Substanz im Sediment (FROELICH-Schema, aus WALLMANN 1990). Die Summenformel der organischen Substanz basiert auf der Stöchiometrie von REDFIELD (1958). ΔG = Änderung der freien Reaktionsenthalpie.

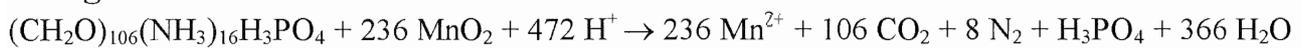
Aerober Abbau: $\Delta G = -3190$ KJ/mol



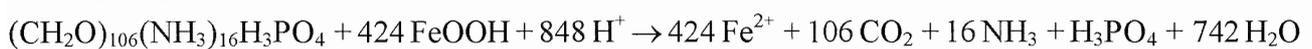
Denitrifikation: $\Delta G = -3030$ KJ/mol



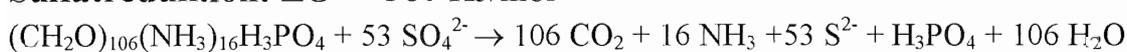
Manganreduktion: $\Delta G = -2920$ KJ/mol



Eisenreduktion: $\Delta G = -1330$ KJ/mol



Sulfatreduktion: $\Delta G = -380$ KJ/mol



Methanbildung (Fermentation): $\Delta G = -350$ KJ/mol



Stoffumwandlungen im Sediment gehen einher mit Änderungen von Bindungsformen hin zum Wechsel zwischen partikulärer und gelöster Phase. Ein Teil der organischen Substanz wird enzymatisch aufgelöst und mikrobiell veratmet durch die in Tabelle 1-1 genannten Redoxreaktionen. Übrig bleiben organische Metabolite, die zu wasserlöslichen Humin- und Fulvosäuren umgewandelt werden (WALLMANN 1990, ENGEL & MACKO 1993), sowie anorganische (Metall-) Ionen und verschiedene Gase (z.B. H_2 , CH_4 , H_2S , NH_3 , CO_2 , N_2 ; GORLENKO et al. 1983). Terminales Abbauprodukt organischer Substanz ist CO_2 .

Die im Porenwasser gelösten Ionen liegen entweder frei, d.h. nur mit Hydrathülle, oder anorganisch bzw. organisch komplexiert vor. In Abhängigkeit von der Molekülgröße der Komplexe bzw. Cluster gibt es „fließende“ Übergänge zwischen gelöster, kolloidaler und partikulärer Phase. Vor einer chemischen Analyse von Wasserinhaltsstoffen erfolgt jedoch meist eine rein operationelle Phasentrennung durch Verwendung entsprechender Filter. In der Praxis wird üblicherweise die Fraktion $<0,45 \mu\text{m}$ als gelöst bezeichnet, obwohl auch viele Kolloide in ihr enthalten sein können. Während die gelöste Phase mobil ist und relativ leicht aus dem Sediment in den Wasserkörper wechseln kann, entscheidet die Bindungsform der partikulären Phase über die Stoffretention im Sediment. Man unterscheidet folgende Bindungstypen (SCHUSTER 1994):