

Walchensee

Lage: R 44 51 11, H 52 75 70
Topographische Karte: L 8332 Murnau
Entstehung/Seetyp: wahrscheinlich tektonischen Ursprungs, glazial überformt
Mischungsverhalten: mono- bis dimiktisch, selten aber voll durchmischend
Höhe: 800,81 m ü NN (bei Vollstau),
Oberfläche: 16,267 km² (—"")
Volumen: 1 323,663 · 10⁶ m³ (—"")
Tiefe max.: 189,5 m (—""), mittl.: 80,8 m (—"")
Ursprüngl. Einzugsgebiet: 59,3 km²
Umgebungsfaktor: 47
Erneuerungszeit: 1,62 (ursprünglich 18,5) Jahre
Ufer: Länge 27,0 km, Entwicklung 1,84

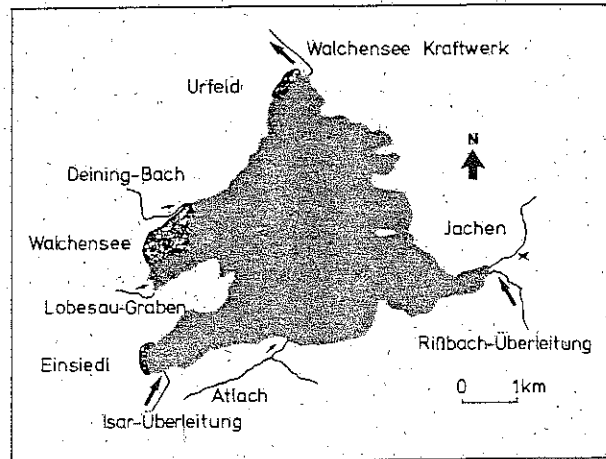
Einzugsgebiet

Der Walchensee ist allseits von bewaldeten Bergen aus Plattendolomit und Hauptdolomit umrahmt, im Norden von den bis zu 1 800 m hohen Gipfeln der Benediktenwand- und der Herzogstand-Heimgarten-Gruppe und im Süden von den niedrigeren Bergen des Isarwinkels (Alt-lach-Berge). Nach Osten hin schließt sich das Längstal der Jachenau an, des ehemals natürlichen Seeabflusses, ursprünglich ebenso verkehrsfeindlich wie die Ufer des Walchensees selbst. Diese rauhe Gegend wurde erst ab dem 12. Jahrhundert vom Kloster Benediktbeuern erschlossen. Nur auf den alluvialen Schwemmkegeln des Deiningbaches, der vom Heimgarten herabstürzt, und dem der Oberrach, des größten natürlichen See-Zuflusses, gibt es Platz für die kleineren Orte Walchensee und Einsiedel.

Zwischen dem Walchensee und dem nördlich gelegenen, durch den Kesselberg getrennten Kochelsee besteht eine Höhendifferenz von rund 200 m. Die Idee, diese Höhendifferenz zur Gewinnung von elektrischer Energie zu nutzen, wurde schon 1897 geäußert. Nach dem Ende des 1. Weltkrieges wurde im Rahmen von Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen mit den Bauarbeiten begonnen. Seit 1924 ist das Walchensee-Werk als das größte Hochdruckspeicher-Kraftwerk Bayerns in Betrieb.

Das ursprüngliche Einzugsgebiet umfaßte nur 59,3 km² und lieferte zu geringe Zuflußmengen, um das Walchensee-Kraftwerk effektiv betreiben zu können. 1924 wurde deshalb die obere Isar bei Krün aus dem ursprünglichen Flußbett ab- und in die südwestliche Bucht des Sees (Oberracher Winkel) eingeleitet. Knapp 20 Jahre später wurde der Finzbach mit in die Isar-Überleitung aufgenommen. Das Walchensee-Einzugsgebiet wurde um insgesamt 510 km² vergrößert. 1950 wurde die Ribbach-Überleitung fertiggestellt, die weitere 210 km² zum jetzigen Einzugsgebiet beisteuerte (alle Flächenangaben ohne Seefläche).

Neben den genannten kleinen Ortschaften am Seeufer spielen im vergrößerten Einzugsgebiet der Markt Mittenwald und der Ort Seefeld in Tirol eine sehr wichtige Rolle.



Landwirtschaft wird in Form von Weidewirtschaft nur in den Flußtäälern betrieben.

Ufer

Nur an wenigen Stellen, so auf der südwestlichen Halbinsel Zwergern, und im Bereich einiger Bachschwemmkegel wird das Steilufer durch flächere Partien unterbrochen. Die Röhricht-Uferflora, namentlich schütterere Schilfrohr- und Teichbinsen-Bestände, beschränken sich auf diese Bereiche. Durch die Nutzung zu Wasserkraftzwecken darf der Wasserspiegel des Walchensees um 6,6 m schwanken. Damit diese Schwankungen nicht zu erhöhter Ufererosion führen, wurden die Steilufer mit Steinblöcken ausgepflastert, eine Maßnahme, die sich zusätzlich besiedlungsfeindlich für höhere Wasserpflanzen auswirkt.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Wie nach den geologischen Verhältnissen des Einzugsgebietes zu erwarten ist, gehört auch der Walchensee zu den kalkreichen Klarwasserseen. Der Hydrogencarbonatgehalt beträgt während der Durchmischungsphasen 2,7 mmol/l. Die Leitfähigkeit liegt zu dieser Zeit bei 200 µ S/cm und der pH-Wert zwischen 8,1 und 8,2. Durch die Produktion nimmt der Hydrogencarbonatgehalt nur auf 2,45 mmol/l ab. Als maximaler pH-Wert wurde 8,65 in den oberflächennahen Schichten, und als minimaler Wert 7,95 über Grund gemessen. Der Sauerstoff-Gehalt über Grund sinkt nicht tiefer als 7,0 mg/l. Es hat den Anschein, als ob der Sauerstoff-Vorrat in den tiefsten Schichten vornehmlich durch Diffusion und weniger durch unmittelbare Mischungsvorgänge aufgefüllt wird.

Der mittlere Gesamt-Phosphat-P-Gehalt in der Zone von 0–10 m lag 1976 noch bei 18 µg/l, stieg bis 1978 auf 21 und ging dann bis 1980/81 wieder auf 16 µg/l zurück. Der mittlere Gehalt an mineralischen Stickstoff-Komponenten schwankt zwischen 450 und 500 µg/l N, der der gelösten Kieselsäure liegt bei 500 µg/l SiO₂ und fällt in der Produktionszone über längere Zeiten sogar auf Werte unter 150 µg/l SiO₂. Der langjährige, mittlere Chlorophyll-a-Gehalt bewegt sich zwischen 4 und 5 µg/l, Maximal-

werte traten mit 18 µg/l während einer Blüte der Kieselalge *Melosira islandica* subsp. *helvetica* im Mai 1979 auf. Die Minimalwerte während der Winter- und der Klarwasserstadien lagen unter 1 µg/l. Die mittlere Sichttiefe betrug in den Jahren 1976–80 6,95 m. Das Maximum lag im Januar 1979 bei 13,8 m, das Minimum bei 1,75 m während der erwähnten *Melosira*-Blüte. Die spezifische Phosphat-Belastung schwankte zwischen 1,8 und 2,1 g Ges.-P pro m² und Jahr.

Der Walchensee wird dem mesotrophen Status zugeordnet. Das trophische Maximum war im Walchensee Ende der 70er Jahre erreicht; die Entwicklung geht inzwischen in Richtung Oligotrophie.

Flora und Fauna

In früheren Untersuchungen (1921–23) bestand das qualitativ gering entfaltete Phytoplankton überwiegend aus Kieselalgen, die ihren Phosphatansprüchen nach zum oligotrophen Aspekt zuzurechnen waren. Bereits 20 Jahre später wurden nährstoffliebendere Arten, wie die Kieselalge *Tabellaria fenestrata* sowie die Feueralge *Ceratium hirundinella* im Netzplankton beobachtet. Die Planktonanalysen seit 1975 bestätigen die wachsenden Nährstoffzufuhren in den See und ihre Auswirkungen auf die planktonischen Primärproduzenten, angezeigt durch Massenverkommen der Kieselalgen *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis* und vor allem *Melosira islandica* ssp. *helvetica* und durch die vorübergehende Invasion der fädigen Blaualge, *Oscillatoria rubescens*. Auch das Phytoplankton zeigt inzwischen eine Entwicklung zum oligotrophen hin; die Blaualgen sind wieder verschwunden, der Anteil der Kieselalgen mit geringerem Phosphat-Bedarf, wie *Asterionella formosa*, ist gestiegen.

Die Unterwasser-Vegetation beschränkt sich auf wenige edaphisch günstige Flecken, vor allem in der flachen Walchensee-Bucht und um die Halbinsel Zwergern. In der bisher einzigen Bestandsaufnahme von 1959 wurden verschiedene großblättrige Laichkraut- (*Potamogeton*-) Arten und Armlaucharten gefunden. Letztere traten in großflächigen Beständen als die Blütenpflanzen auf und zeigten sich durch die winterlichen Seespiegel-Absenken nicht beeinträchtigt.

Bei der tierischen Besiedlung des Seeufers fällt bei Strudelwürmern, Eintagsfliegen und Köcherfliegen eine gewisse Artenarmut auf. Die Besiedlungsdichte ähnelt aber der in solchen Seen, in denen keine Seespiegelschwankungen auftreten. Die Absenkung führt zu einer Zusammenballung der Tiere auf den verkleinerten Biotopflächen. Die Uferfauna wurde 1958 in der einzigen umfangreicheren Untersuchung noch als oligotroph eingeordnet. Eine stichprobenartige Untersuchung Ende der 70er Jahre auf Zuckmücken im Tiefenbereich des Sees durch die Zool. Staatssammlung, München, erbrachte durch Auffinden von *Sergentia* mesotrophe Verhältnisse.

Der Walchensee ist reich an seltenen und edlen Fischen, wie *Coregonus wartmanni* (Blaufelchen) und *Coregonus fera* (Seesaibling), Renke, Rutte, Hecht und der raschwüchsigen, bis zu 20 kg schweren Seeforelle.

Den Vogelkundler erfreut, daß Rothalstaucher am Walchensee überwintern und Gänsesäger brüten.

Sediment

Das Sediment des Walchensees ist mineralisch. In den Korngrößen überwiegt klar die Silt-Fraktion. Von allen durch das Institut für Meeresgeologie der Technischen Universität München untersuchten Seen weist der Walchensee die Carbonat-reichsten Sedimente auf: 80% der untersuchten Oberflächensedimente haben einen über 60% liegenden Carbonatanteil. Der Dolomitgehalt ist sehr hoch. Während fast alle Proben mit ihrem Calcit-Gehalt 40% unterschreiten, weisen rd. 60% der Proben höhere Dolomit-Gehalte als 40% aus. Dies wird durch die Beileitung der Isar verständlich, in deren Einzugsgebiet der Hauptdolomit als Mineral überwiegt, während die unmittelbar an den See grenzenden Berge vornehmlich aus Plattenkalk bestehen.

Die Beileitung der Flüsse in den Walchensee führte zu einer Erhöhung der Sedimentationsrate von Schwebstoffen, Nährstoffen und sonstigen Substanzen, wie Metallen. Vor 1924 sedimentierten im Obernacher Winkel, der später die Isar-Überleitung aufnimmt, nur zwischen 80 und 180 mg/m² · a Phosphor-Bestandteile. Die Isar-Überleitung erhöhte diesen Parameter auf rd. 5000 mg/m² · a P, wobei allerdings nur ein Bruchteil des Phosphats in pflanzenverfügbarer Form vorliegt.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

In dem hauptsächlich durch Berufsfischerei und weniger durch Angler genutzten Fischbestand des Walchensees dominiert nutzungsmäßig die Renke über Seesaibling und Seeforelle.

Der Walchensee gehörte zu den großen oligotrophen Voralpenseen, der lange Zeit nur durch Wasserspiegelschwankungen beeinflusst war. Trotz seiner morphometrischen Eignung für Oligotrophie, nämlich ein übermächtiges Hypolimnion, verkräftete er die anfallenden Nährstoffe aus dem Einzugsgebiet vor allem aus der überleiteten Isar nicht mehr und entwickelte sich zu einem mesotrophen See.

Der Walchensee steht samt seinen Ufern und der Halbinsel Zwergern unter Landschaftsschutz. Bis auf geringe Flächen im Ortsbereich Walchensee ist der freie Zugang zum Wasser überall gewährleistet.

Trotz der verhältnismäßig großen Entfernung vom Ballungsraum München wird der Walchensee an Wochenenden im Sommer und Herbst oft von vielen tausenden Erholungssuchenden aufgesucht. In den vergangenen Jahren hat sich der See wegen seiner regelmäßigen Winde zu einem wahren Windsurfer-Paradies entwickelt, das auch Wassersportler von jenseits des Münchner Raums anlockt. Der touristischen Entwicklung wurde durch den Ausbau des Südufers Rechnung getragen, ohne daß damit der Charakter des Alpensees stark nachteilig verändert wurde.

Um die trophische Entwicklung im Walchensee weitgehend rückgängig zu machen und um einen oligotrophen Zustand langfristig zu sichern, wurde in der Kläranlage Mittenwald eine Phosphatfällungs-Anlage eingerichtet. Als weitere abwassertechnische Saniierungsmaßnahme wird die Abwasserableitung von Seefeld in Tirol zum Inn verfolgt.

Wörthsee

Lage: R 44 38 00, H 53 25 30
Topographische Karte: L 7932 Fürstenfeldbruck
Entstehung/Seetyp: Moränensee des Ammersee-Gletschers
Mischungsverhalten: dimiktisch
Höhe: 560,44 m ü NN, Oberfläche: 4,339 km²
Volumen: 63,627 · 10⁶ m³
Tiefe max.: 34,0 m, mittl.: 14,66 m
Einzugsgebiet: 26,35 km²
Umgebungsfaktor: 5,07
Erneuerungszeit: 7,5 Jahre
Ufer: Länge 9,85 km, Entwicklung 1,33

Einzugsgebiet

Ein breiter, bis zu 50 m hoher Moränengürtel, der in großen Bereichen mit Buchenmischwald bestanden ist, umgrenzt den Wörthsee und schafft gegen den Ammersee hin einen eigenen Landschaftsraum. Die Wiesen und Weiden der im Seebereich liegenden landwirtschaftlichen Anwesen reichen häufig bis an das Ufer heran. Die nordöstliche Bucht ist nahezu vollständig verbaut. Lange Uferstrecken sind lückenlos mit Wochenendhausparzellen, Bade- und Bootshütten belegt.

Ufer

Der See besitzt im Bereich der Insel Wörth und am gegenüberliegenden Ufer ausgedehnte Verlandungszonen, die für die Fischwelt und Vogelwelt von großer Bedeutung sind.

Wasserchemismus und Trophiegrad

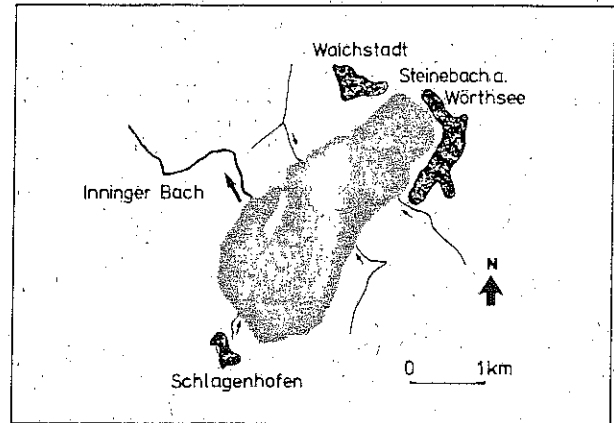
Auch der Wörthsee gehört zu den kalkreichen, nicht oder nur kaum durch Humus-Stoffe gefärbten Alpenvollandseen. Der Hydrogencarbonat-Gehalt liegt um 3 mmol/l. Die Konzentration aller Phosphat-Verbindungen bewegen sich um 20 µg/l P während der Durchmischungsphasen und zeigen im Sommer typische, produktionsbedingte Verarmungen an der Oberfläche und Rücklösungen über dem Sediment. Gegen Ende der Sommerstagnation verarmt die Grenzzone Sediment/Wasser regelmäßig, und Schwefelwasserstoff tritt gelegentlich auf. Der Gehalt an mineralischem Stickstoff bewegt sich zwischen 250 und 300 µg/l N und der der gelösten Kieselsäure um 1,0 mg/l SiO₂ während der Zirkulationen. Die nur sporadisch ermittelten Chlorophyll-Konzentrationen liegen zwischen 6 und 10 µg/l.

Im umwäzenden See liegt der pH-Wert um 8,3, im geschichteten nimmt er von pH 8,6 an der Oberfläche bis auf 7,0 über Grund ab.

Seinem chemischen Charakter nach wird der Wörthsee als mesotroph an der Grenze zur Eutrophie eingestuft.

Flora und Fauna

Die dominierenden Phytoplanktonarten waren in den Jahren 1983 und 1984 die Kieselalgen *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus*, *Stephanodiscus* spp., *Asterionella for-*



mosa mit häufig großen Individuendichten. Im Frühjahr 1984 wurde eine starke Entwicklung von *Dinobryon divergens* beobachtet. Ende August 1984 kam es zu einer kleinen Blüte von *Ceratium hirundinella*, einer Feueralge. Daneben entwickelten sich *Microcystis flos-aquae* und *Oscillatoria rubescens* stärker.

Im Zooplankton herrschten die Rädertiere vor, und zwar die Allerweltsformen *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* spp. und *Kellicottia longispina*.

Sediment

Die Sedimente wurden durch das geografische Institut der Universität München näher untersucht. Ein 573 cm langes Profil von der tiefsten Stelle wurde auf 11 Metalle untersucht. Auffällige Zunahmen der Schwermetallgehalte traten, anthropogen bedingt, in den obersten Schichten auf. Aus dem Pollendiagramm läßt sich die Sedimentabfolge bis in das Ältere Atlantikum, ca. 5000 v. Chr., ablesen. Auf älteste Siedlungen im Wörthseegebiet, etwa vier Jahrtausende vor Chr., deuten kulturbegleitende Pollen hin. Als durchschnittliche Sedimentationsrate wurden 0,46 mm pro Jahr errechnet.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Zum Nahverkehrsbereich von München gehörend, wird der Wörthsee intensiv von Wassersportlern beansprucht, die jedoch nur wenige allgemeine Zugänge vorfinden, da zum einen die Bebauung verschiedener Gemeinden bis zum See vorgedrungen ist und weil, wie bereits erwähnt, Wochenendhausparzellen den Zugang verwehren. Zudem machen schützenswerte Nieder- oder Übergangsmoore und Schilfstreifen den Zutritt streckenweise unmöglich. Darum wird von den vielen Besuchern das Erholungsgebiet Oberndorf gern benutzt. Es liegt oberhalb des Westufers und wurde vom Landkreis gut ausgestaltet. Auch Badeanstalten und Campingplätze sind um den See verteilt, der als einer der sommerlich wärmsten Badeseen gilt.

Der Fischbestand wird durch Angelfischerei bewirtschaftet. Im Fischbestand wurde in einer bisher nicht veröffentlichten Studie der Verbüttung des Renkenbestandes durch die Bayer. Landesanstalt f. Fischerei nachgegangen. In Zusammenarbeit mit einem vom Verein angestellten Berufsfischer wurde eine Sanierung des Renkenbestandes durchgeführt. Durch intensive Befischung wurde der Bestand aus dem Zustand der Verbüttung in den hohen Produktivität überführt.

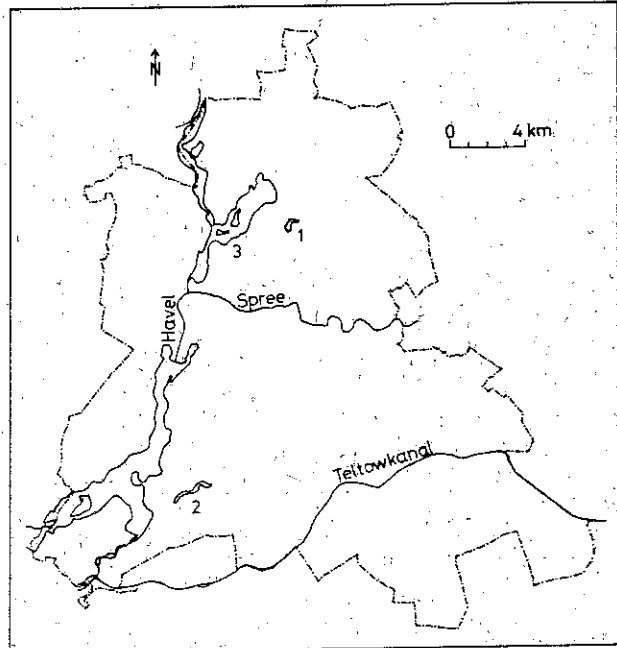
Genutzt werden neben der Renke auch Karpfen, Weißfische (einschließlich Brachsen), Aal, Hecht und Barsch – angeordnet nach fallender wirtschaftlicher Bedeutung. Für 1982 wird ein Ertrag von 6900 kg angegeben.

Das Abwasser der Seeanlieger-Gemeinden wird über die Dreiseen-Ringkanalisation (Ammersee-Wörthsee-Pilensee) in die Kläranlage bei Eching am Ammersee abgeleitet.

5.3 Berlin (West)

Die Stadt Berlin (West) umfaßt rund 480 km². Davon werden ca. 30 km² oder 6 % von Wasserflächen eingenommen. Den Hauptanteil stellen die Havelseen im Westen der Stadt. Daneben spielen die Grunewaldseen eine bedeutende Rolle im Naturhaushalt, für die Trinkwassergewinnung und für die Naherholung. Berlin besitzt außerdem noch über 100 kleinere stehende Gewässer, die zum Teil Baggerseen, oder bereits in der Nacheiszeit als Rinnenseen oder als Grundmoränengewässer entstanden sind und im gesamten Stadtgebiet verstreut liegen.

Die Berliner Seen sind eingebettet in die norddeutsche Moränen- und Urstromlandschaft. Es sind meist flache Gewässer von 2–9 Meter Tiefe. Nur im Tegeler See werden 16 Meter erreicht, während der künstlich geschaffene Flughafensee doppelt so tief ist. Bereits in historischer Zeit waren einige kleine Seen verlandet und wurden nach 1890 durch Ausbaggern wiederhergestellt. Daraus läßt sich der hohe Stellenwert erkennen, den die Seen besitzen, und die Erholung an und auf dem Wasser ist nach wie vor ein wichtiger Bestandteil der Freizeitaktivitäten für die Berliner Bevölkerung. Der vielfältige Anspruch an die Berliner Gewässer machte es notwendig, für alle Gewässerbereiche geeignete Sanierungskonzeptionen zu erarbeiten und zu verwirklichen. Umfangreiche Sanierungsmaßnahmen für den Tegeler See, die Havelseekette, die Grunewaldseen und die meisten der übrigen kleinen Landseen sind zum Teil bereits durchgeführt oder in Angriff genommen worden, damit die Berliner Gewässer auch weiterhin den an sie gestellten Anforderungen



genügen können. Dazu ist auch ihre regelmäßige Überwachung erforderlich.

Literatur

KLOOS R., 1985: Berlin – Landseen, Teiche, Parkgewässer, Broschüre des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz.

Flughafensee, Foto: Gartenbauamt Reinickendorf



Flughafensee

Lage: R 45 85, H 58 26
 Gewässertyp: Baggersee
 Mischungsverhalten: dimiktisch
 Höhe: 29,50 m ü NN
 Oberfläche: 30 ha
 Inhalt: 3,7 Mill. m³
 Tiefe max.: 40 m
 mittlere im Westteil 24,5 m
 mittlere im Ostteil 15 m
 Einzugsgebiet: 610 ha
 Umgebungsfaktor: 20,3
 Erneuerungszeit: rd. 1,4 Jahre
 Ufer: Länge 3,5 km, Entwicklung 5,7

Einzugsgebiet

Der Flughafensee ist der drittgrößte in Berlin (West) und von Natur aus ein Grundwassersee, der in den Jahren von 1953 bis 1978 durch die Gewinnung von Sanden und Kiesen für den Wiederaufbau der Stadt entstand. Er liegt in der Talsandlandschaft des Berliner Urstromtales.

Die Grundwasserfließrichtung ist nach Westen zum Tegeler See hin gerichtet. Fließrichtung und Grundwasser-gefälle werden von den Brunnengalerien des Wasserwerkes Tegel, die sich westlich des Sees befinden, und von einigen Eigenwasserversorgungsanlagen des Gewerbes und der Industrie in der Umgebung beeinflusst.

Ufer

Das Ufer ist überwiegend steil und nur im Westteil flacher. Ein Röhricht hat sich noch nicht entwickelt.

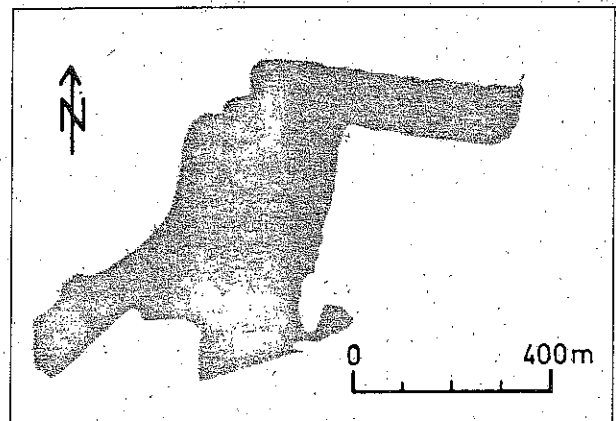
Wasserchemismus

Der Chemismus des jungen Gewässers ist in der folgenden Tabelle dargestellt.

	Jahres- reihe 1979-1983	Sommer- halbjahr 1984
Sauerstoff-Gehalt (mg/l)	11,1	10,4
Sauerstoff-Zehrung (mg/l)	1,0	0,7
Sauerstoff-Sättigung (%)	110,5	113,2
Ammonium-Stickstoff	mg/l 0,2	0,2
Nitrit-Stickstoff	mg/l 0,02	nn
Nitrat-Stickstoff	mg/l 1,7	0,9
Orthophosphat-Phosphor	mg/l 0,03	0,02
Chlorid-Gehalt	mg/l 76	65

Flora und Fauna

Die Makrophytenvegetation ist sehr spärlich entwickelt und besteht nur aus Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) am östlichen Steilufer. 1981 wurde auch Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*) beobachtet. Das Bild des Phytoplanktons wird von Diatomeen und coccalen Grünalgen beherrscht. Das Zooplankton besteht vorwiegend aus Rädertieren und Kleinkrebsen (*Bosmina*), die sich von Planktonalgen ernähren; daneben kommen auch größere Zooplanktonformen (Cicadocera und Copepoda) vor, die von kleinem Zooplankton leben.



Die Fischfauna ist durch 17 Arten vertreten:

Güster, Plötze, Rotfeder, Gründling, Schiampeitzger, Spiegelkarpfen, Silberkarpfen, Moderlieschen, Weis, Dreistachliger Stichling, Hecht, Kaulbarsch, Aal, Blei, Schleie, Zander und Barsch.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der Flughafensee spielt wegen seiner günstigen Lage im Stadtgebiet als Bade- und Erholungsgewässer und der Nähe des größten Berliner Wasserwerkes eine wichtige Rolle.

1964 wurde der Schwarze-Graben-Kanal an den See angeschlossen. Zweck dieser Maßnahme war, die in dem See wechselnden Grundwasserstände auszugleichen und so eine Grundwasseranreicherung durch Einleitung von Niederschlags-, aber auch Kühlwasser in unmittelbarer Nähe des Wasserwerks zu erzielen. Diese wassermengenwirtschaftlich notwendige Maßnahme wurde begleitet durch die Errichtung einer vorgeschalteten Absetzanlage, in der die mitgeführten Schwebstoffe zurückgehalten werden. Um auch wassergefährdende Stoffe zurückhalten zu können, wurde mit der Inbetriebnahme der Einleitung eine ortsfeste Ölsperre errichtet.

In den letzten Jahren hat sich gezeigt, daß diese Maßnahmen allein nicht mehr ausreichen, um das bisherige hohe Qualitätsniveau zu halten, da sich die Güte des Einleitungswassers nachteilig verändert hat. Es ist daher vorgesehen, das Wasser des Schwarzen-Graben-Kanals vor Einleitung in den Flughafensee einer Vorreinigung über Absetzanlagen zu unterziehen, die für einen Niederschlagswasserzufluß von 12 l/s ha und eine fast einstündige Absetzzeit ausgelegt werden. Ferner wird im Seeteil unterhalb der Mündung des Grabens eine „biologische Aktivzone“ eingerichtet, die vom übrigen See weitgehend abgeschlossen sein wird. Zur Stabilisierung der Abbauvorgänge wird in diesem Bereich auch ein Tiefenwasserbelüftungsgerät eingesetzt werden.

Literatur

KLOOS, R. (1982): Der Flughafensee – Wassermengen – und wassergütemessende Betrachtungen, Berliner Naturschutzblätter, 26. Jahrgang, Heft 2.

Schlachtensee (Grunewaldseenkette)

Lage: R 45 83, H 58 12
 Gewässertyp: Rinnensee
 Mischungsverhalten: dimiktisch
 Höhe: 31,70 m ü NN
 Oberfläche: 43 ha
 Tiefe max.: 9,5 m, mittl.: 4,5 m
 Einzugsgebiet: –
 Erneuerungszeit: rd. 7 Monate

Einzugsgebiet, Hydrologische Besonderheiten

Der Schlachtensee ist der größte See der Grunewaldseenkette, die, geologisch betrachtet, eine Nebenrinne zur eiszeitlichen Havelseenrinne bildet.

Die Grunewaldseenkette wird – wenn man die Reihenfolge der Einzelseen verfolgt – gebildet von Schlachtensee, Krummer Lanke mit (angeschlossenem) Waldsee, Grunewaldsee, Hundekehlesee, Dianasee, Königssee, Herthasee, Hubertussee und Halensee; auch der Wilmersdorfer Fennsee ist mit einer Leitung angeschlossen. Diese Seen sind alle natürliche Grundwasserseen, d. h. ihr Wasserstand ist – von Regenwassereinleitungen abgesehen – im wesentlichen von den Grundwasserverhältnissen abhängig.

Als Rinnensee ist der Schlachtensee bei einer Gesamtlänge von ca. 2,5 km nur 100–300 m breit. Etwa die Hälfte der Umgebung ist Wald, im Süden grenzt der Stadtteil Schlachtensee an, teilweise liegt noch ein Park zwischen Bebauung und Gewässer. Durch Wanderwege ist das Ufer voll erschlossen und vom dichten Baumbestand beschattet.

Wasserchemismus

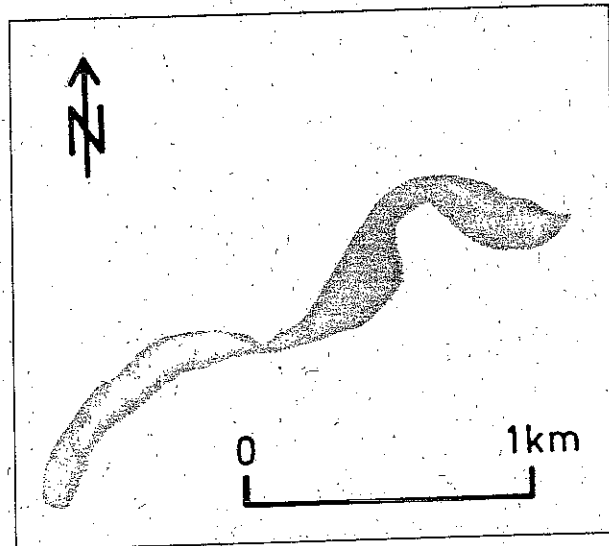
Der Wasserchemismus des Schlachtensees wird durch folgende Angaben charakterisiert:

	Jahresreihe 1979–1983	Sommerhalbjahr 1984
Sauerstoff-Gehalt (mg/l)	12,8	12,0
Sauerstoff-Zehrung (mg/l)	1,8	1,6
Sauerstoff-Sättigung (%)	132,3	127,9
Ammonium-Stickstoff mg/l	0,4	0,2
Nitrit-Stickstoff mg/l	0,02	0,01
Nitrat-Stickstoff mg/l	0,3	0,2
Orthophosphat-Phosphor mg/l	0,2	0,02
Chlorid-Gehalt mg/l	61	67

Nach Inbetriebnahme der Phosphat-Eliminationsanlage (1981) wurde die Phosphatbelastung bis auf 0,03 mg/l PO₄ verringert.

Ufer, Flora und Fauna

Das Ufer besitzt nur noch Restbestände des ehemals ausgedehnten Röhrichs. Im Phytoplankton waren früher sommerliche Maxima verschiedener Blaualgen (*Oscilla-*



toria aghardii und *Microcystis aeruginosa*) vorherrschend. Seit 1983 tritt ganzjährig die Blaualge *Oscillatoria redekei* dominant in Erscheinung. Im Zooplankton herrschen Kleinkrebse vor, insbesondere *Bosmina longirostris*. Daneben sind noch Rädertiere (Rotatoria) und Urtiere (Ciliaten) häufig.

Die Besiedelung des Benthon im Uferbereich wird von Zackmückenlarven (Chironomidae) beherrscht, der Gewässergrund ist frei von makroskopische sichtbaren Tieren.

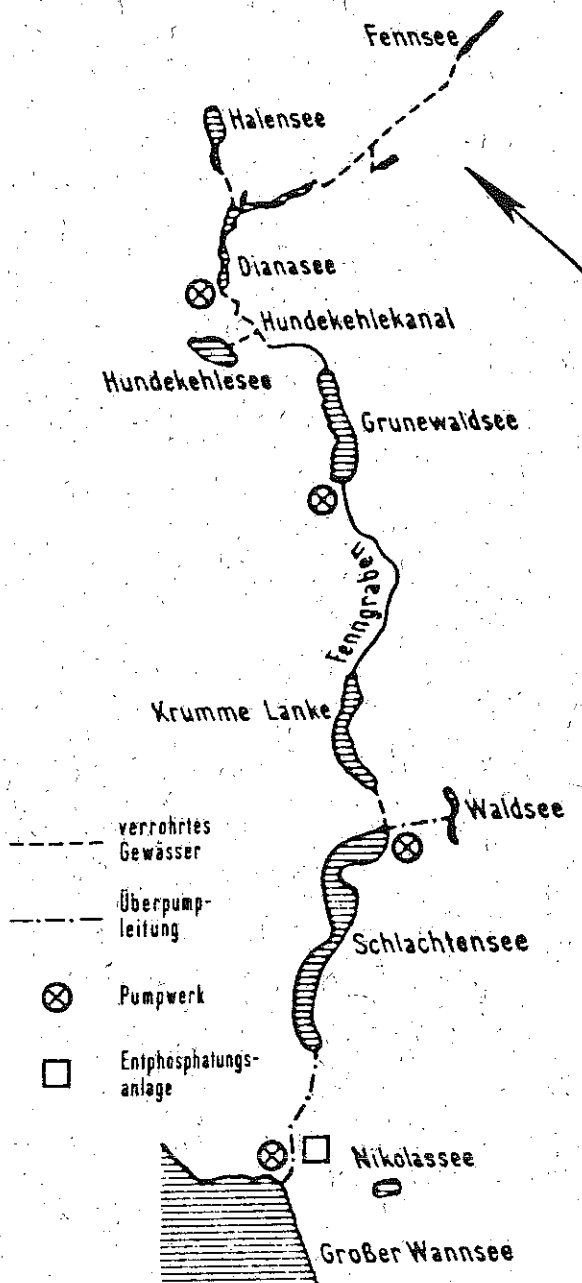
Die Fischfauna geht auf künstlichen Besatz zurück und besteht vor allem aus verschiedenen Farben von Weißfischen sowie Aal und Zander. 1983 nach Inbetriebnahme der Phosphat-Eliminierungsanlage trat ein Massensterben von Brassern (auch Blei genannt), auf.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der Schlachtensee ist ein beliebtes Ziel für Wanderer und Badende. Außerdem dient er der Freizeitfischerei.

Durch die Inbetriebnahme des Wasserwerks Beelitzhof zum Anfang dieses Jahrhunderts, das südwestlich dieser Seenkette liegt und das zweitgrößte Berliner Werk ist, begann der Wasserstand in den ersten Seen der Seenkette langsam zu fallen, so daß man schon lange Zeit Wannseewasser in den Schlachtensee überpumpen mußte. Aber auch in den übrigen Seen fiel der Wasserstand in den 60er Jahren durch Grundwasserabsenkungen in der weiteren Umgebung: 1971 wurden zwei weitere Pumpwerke (am Süden des Grunewaldsees und des Dianasees) errichtet, so daß seit dieser Zeit die erforderlichen Wasserstände gehalten werden können und Verlandungserscheinungen verhindert werden. Zwar wurde dadurch das Wassermengenproblem gelöst, jedoch mußte auch die Frage der Anreicherung von Nährsalzen aus dem Wannseewasser und der natürlichen Verlandung der kleineren Seen (Alterung) geklärt werden.

Berlin Grunewald-Seenkette



Durch Entschlammungsvorhaben wurden zu geringe Wassertiefen beseitigt und das Fassungsvermögen vergrößert. Da mit dem Schlamm auch erhebliche Mengen sauerstoffverbrauchender Stoffe entfernt werden, verbesserten sich auch die Sauerstoffverhältnisse im See. Das Entschlammungsprogramm für die Grunewaldseenkette sieht die Entschlammung von Dianasee, Königssee, Herthasee, Hubertussee, Halensee, Hundekehlesee und Grunewaldsee vor. Bis auf den Grunewaldsee und den Hundekehlesee sind alle Grunewaldseen in den Jahren 1972 bis 1978 mit erheblichem Kostenaufwand entschlammt worden.

Da die laufend durchgeführten Untersuchungen die befürchtete Nährsalzanreicherung bestätigten, wurde ein Entphosphatungsanlage entwickelt, die in der Lage ist, den Phosphatgehalt des Havelwassers bis auf einen unbedenklichen Restgehalt von 0,03 mg/l PO_4 zu senken. Mit dem Bau der Anlage wurde Ende 1978 im Bereich des Wasserwerks Beelitzhof begonnen. Sie konnte 1981 in Betrieb genommen werden. Mit dieser Maßnahme wird erreicht, daß der Schlachtensee und die übrigen Grunewaldseen aus der eutrophen Phase in die oligotrophe Phase zurückgeführt werden.

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, daß die obere Seenkette erhebliche Mengen Zuschußwasser aus der Regenwasserkanalisation erhält. Dadurch kann vor allem der Sauerstoffhaushalt der Seen vorübergehend stark belastet werden.

Es war daher notwendig, um Fischsterben durch Sauerstoffmangel bei Starkregen zu verhindern, die Sauerstoffverhältnisse zu stabilisieren. Zu diesem Zweck wurde an dem am stärksten betroffenen Hubertussee eine Sauerstoffanreicherungsanlage gebaut, die 1982 in Betrieb genommen werden konnte und sich ebenfalls voll bewährt hat.

Um langfristig die Gewässerbelastung durch Niederschlagswasser aus der Regenwasserkanalisation zu verringern, ist der Bau von weiteren Regenwasservorreinigungsanlagen im Einzugsbereich dieser Seen vorgesehen.

Literatur

KLOOS, R.: Maßnahmen zur Reinhaltung der Berliner Seen, Broschüre des Senators für Stadtentwicklung und Umweltschutz, 2. Auflage, 1981.

KLEIN, G.: Sanierung der unteren Grunewaldseen durch Phosphateliminiierung, Z. Umwelt 6/83, 421/423.

KLEIN, G. und R. KÜHN: Bewertung des Erfolges von Nährstoffeliminierungsmaßnahmen an stark belasteten Gewässern, Z. Wasser- und Abwasserforschung 15 (1982) Nr. 3, S. 136/142.

Tegeler See

Lage: R 45 85, H 58 28
Gewässertyp: Rinnensee
Mischungsverhalten: dimiktisch
Höhe: 31,42 m ü NN
Oberfläche: 4 km²
Inhalt: 32 Mill. m³
Tiefe max.: 17 m, mittl.: 7,9 m
Einzugsgebiet: Hauptvorfluter Tegeler Fließ 124 km²
Hauptvorfluter: Nordgraben 27 km²
Umgebungsfaktor: 81
Erneuerungszeit: z. Z. rd. 2 Jahre

Einzugsgebiet und Ufer

Der Tegeler See kann als seenartige Ausbuchtung der Oberhavel beschrieben werden; geologisch gesehen, ist er ein eiszeitlicher Rinnensee.

Die Ufer sind vom Wald und dem Stadtteil Tegel umgeben. Ausgedehnte Freizeitanlagen und Häfen haben zu erheblichem Uferabbau geführt. Dies gilt z. T. auch für die Inseln im Tegeler See.

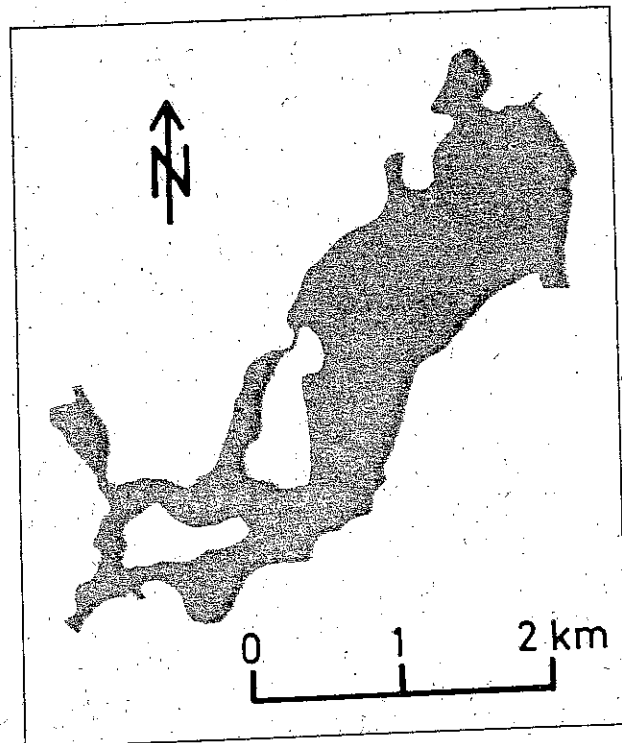
Wasserchemismus, Trophiegrad, Sanierungsmaßnahmen

Die wichtigsten Zuflüsse erfolgen durch die Oberhavel selbst und insbesondere durch den Nordgraben und das Tegeler Fließ.

Da das nach Berlin (West) gelangende Wasser der Oberhavel aus Gebieten kommt, die nicht intensiv besiedelt sind und auch nur relativ geringe Industrieansiedlung aufweisen, liegt die Wasserbeschaffenheit über der aller anderen nach Berlin einfließenden Gewässer. Der Sauerstoffhaushalt ist zufriedenstellend und auch die Belastung mit Nährsalzen hält sich in engen Grenzen, so daß von dieser Einspeisung keine Schwierigkeiten ausgehen.

Dagegen hat die Nährsalzbelastung des Tegeler Sees durch die Zuflüsse von Nordgraben und Tegeler Fließ in den letzten Jahren eine Größenordnung erreicht, bei der unbedingt Abhilfemaßnahmen eingeleitet werden mußten.

Beide Gewässer führen nämlich zum großen Teil Wasser, das von den nördlichen Rieselfeldern zurückfließt und sich durch einen besonders hohen Gehalt an Nährsalzen auszeichnet (Stickstoff- und vor allem Phosphorverbindungen). Diese Salze reichern sich im Laufe der Zeit im See an und führten zu einer Massenproduktion von Algen. Dadurch geht der Sauerstoffgehalt stark zurück und Faulprozesse mit ihren unangenehmen Erscheinungen (Fäulschlamm- und Fischsterben) entstehen. Um eine Verschlechterung der Wasserqualität in diesem Bereich zu verhindern und den hoch eutrophen Zustand dieses großen, für die Trinkwasserversorgung und die Erholung der Bevölkerung wichtigen Gewässers zu verbessern, sind umfangreiche Maßnahmen mit erheblichem finanziellen Aufwand erforderlich geworden, die nachfolgend kurz erläutert werden.



Tegeler See, Foto: Landesbildstelle Berlin

In diesem Zusammenhang muß auf die Erweiterung des Klärwerks Ruhleben eingegangen werden, da der Erweiterungsteil die Aufgabe hat, alle im Bereich von Berlin (West) etwa nördlich der Spree anfallenden Abwässer zu reinigen. Bis zur Inbetriebnahme des Erweiterungsteiles gelangt dieses Abwasser noch immer auf die im Nordosten oder außerhalb der Stadt gelegenen Rieselfelder Schönerlinde, Blankenfelde, Buch und Hobrechtsfelde. Das Rücklaufwasser (Dränwasser) fließt über die Panke und von dort über den Nordgraben und über das Tegeler Fließ in den Tegeler See. Mit der Inbetriebnahme des Erweiterungsteiles – Probebetriebaufnahme noch 1985 – wird die Nährsalzbelastung des Nordgrabens und des Tegeler Fließes etwa auf die Hälfte gesenkt. Der verbleibende Anteil geht auf den Abwasseranfall aus Ostberlin zurück.

Die DDR beabsichtigt, den Rieselfeldbetrieb einzustellen und die Reinigung der Abwässer aus dem aus diesem Anlaß neu zu errichtenden Großklärwerk Nord zu übertragen. Dies Klärwerk soll noch im Jahre 1985 seinen Probebetrieb aufnehmen. Das Ablaufwasser des Klärwerks Nord wird neben der mechanisch-biologischen Reinigung auch eine Reduzierung der Phosphate nach dem Simultanfällungsverfahren erfahren. Das Ablaufwasser der ersten Ausbaustufe wird dem Nordgraben zugeführt und gelangt von dort in den Tegeler See. Vor der Einleitung wird dann die notwendige weitere Phosphatelimination durchgeführt.

Bis zur Fertigstellung der Entphosphatungsanlage – Probetrieb ebenfalls noch im Jahre 1985 – wären zur Sanierung des Tegeler Sees Zwischenschritte erforderlich:

Der Bau eines Pumpwerkes am Tegeler Hafen und einer Druckrohrleitung zum Teltowkanal. Seit Juni 1973 werden etwa 60% der Jahresabflußmenge des Nordgrabenwassers zum Teltowkanal gefördert, was eine erhebliche Entlastung des Tegeler Sees bedeutet.

Die Errichtung und Inbetriebnahme einer Tiefenwasserbelüftungsanlage im Jahre 1980.

Um einen Sanierungserfolg im Tegeler See möglichst bald zu erreichen, muß auch der interne Nährstoffkreislauf, der durch Reduktionsprozesse im Schlamm am Seegrund bei Sauerstoffleere hervorgerufen wird, unterbunden werden. Die Tiefenwasserbelüftung hat die Aufgabe, die temperaturabhängig geschichteten sauerstoffarmen oder sauerstoffleeren Tiefenwasserbereiche über einen Lufteintrag im erforderlichen Maße mit Sauerstoff anzureichern, ohne daß bei diesem Vorgang die Wasserschichtung zerstört wird.

Während der Stagnationsperiode des Tiefenwassers im Sommer und im Winter wird ein zusätzlicher Sauerstoffbedarf von etwa 4 bis 6 t je Tag erforderlich. Diesen Eintrag übernimmt das vorgesehene Belüftungssystem. Es besteht aus 15 Belüftungsgeräten, einer Kompressorstation auf dem Gelände des Wasserwerkes Tegel und rund 9 km Zuluftleitungen von der Kompressorstation zu den einzelnen Belüftungsgeräten. Mit dieser Anlage können etwa 4,5 t Sauerstoff je Tag in das Tiefenwasser des Tegeler Sees eingetragen werden.

Diese Hilfsmaßnahme hat sich zwischenzeitlich sehr gut bewährt und stabilisierte die Sauerstoffverhältnisse gerade in den Monaten mit geschlossener Eisedecke.

Begleitet werden diese Sanierungsmaßnahmen durch das Verbot von neuen Einleitungen nährstoffhaltigen (auch biologisch geklärten) Wassers in die Oberhavel und den Tegeler See durch die Wasserbehörde seit Ende 1973 und durch die Kanalisierung der Ortsteile Tegelort, Konradshöhe und Heiligensee. Auch dadurch werden die Oberhavel und der Tegeler See erheblich entlastet.

Mit der Inbetriebnahme des Erweiterungsteiles des Klärwerkes Ruhleben sinkt zwar die Phosphatbelastung des Nordgrabens und des Tegeler Fließes bis auf etwa die Hälfte ab, das reicht jedoch zur Sanierung des Tegeler Sees nicht aus, so daß der Bau einer Entphosphatungsanlage erforderlich ist, deren Fertigstellung für 1985 erwartet wird. Die Entphosphatungsanlage wird zweistufig arbeiten. In der ersten Stufe werden große Phosphatanteile mit Flockungsmitteln gebunden. Die Restentphosphatung bei gleichzeitiger Reinigung übernehmen dann Filteranlagen. Der dabei anfallende, noch aktive Schlamm wird über ein im wesentlichen vorhandenes Leitungssystem zum Erweiterungsteil des Klärwerkes Ruhleben gefördert und dort noch zu einer Reduzierung des Phosphatgehalts im Rühlebener Abwasser beitragen.

Die Leistungsfähigkeit der Anlage wird für einen Durchfluß von maximal 6 m³/s Wasser ausgelegt; das Ablaufwasser soll einen Restgehalt von 0,03 mg/l PO₄ enthalten. Die Baukosten werden voraussichtlich rund 180 Mio. DM betragen.

Durch die eingeleiteten und z. T. kurz vor dem Abschluß stehenden Sanierungsmaßnahmen wird der Tegeler See, der ein beliebtes Naherholungsgebiet für das nördliche Berlin darstellt, von der Nährstoffüberlastung weitestgehend befreit. Die vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten (Erholung, Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung über Versickerungsbecken für die Trinkwasserversorgung, Schifffahrtsweg sowie Berufs- und Sportfischerei) werden nachhaltig verbessert.

Über den Chemismus des Wassers im Tegeler See gibt die folgende Tabelle Auskunft:

	Jahres- reihe 1979–1983	Sommer- halbjahr 1984
Sauerstoff-Gehalt (mg/l)	8,6	9,9
Sauerstoff-Zehrung (mg/l)	1,8	2,5
Sauerstoff-Sättigung (%)	82,8	98,3
Ammonium-Stickstoff mg/l	2,3	0,8
Nitrit-Stickstoff mg/l	0,1	0,06
Nitrat-Stickstoff mg/l	1,4	1,0
Orthophosphat-Phosphor mg/l	1,0	0,6
Chlorid-Gehalt mg/l	68	58

Flora und Fauna

Seit 1950 sind die ehemals sehr ausgedehnten Röhrichtbestände, wie in den anderen Berliner Havelseen auch, bis auf Reste verschwunden. Gleiches gilt für die Unterwasserpflanzen. Statt dessen haben sich als Folge der enormen Entrophierung die Planktonalgen sehr stark vermehrt, die Blaualge *Microcystis* verursacht regelmäßig Wasserblüten. Dabei werden bis zu 200 µg/l Chlorophyll a erreicht. Die Fischfauna besteht vorwiegend aus Weißfischen, Aal und Zander werden eingesetzt.

Bedeutung

Der Tegeler See hat für Berlin erhebliche Bedeutung, denn er wird vielfältig genutzt, z. B. als Schifffahrtsweg für Frachtschiffe von und nach Tegel, für Ausflugsschiffe und für eine große Zahl von Sportbooten. Neben der Freizeitfischerei hat auch die Berufsfischerei am Tegeler See ihren Platz. Darüber hinaus dient das Gewässer zum Baden und wird für die Trinkwassergewinnung als Uferfiltrat in Anspruch genommen.

Die hohen Nutzungsansprüche machen auch in Zukunft noch weitere Anstrengung zur Sicherung und Verbesserung der Wasserbeschaffenheit des Tegeler Sees erforderlich.

5.4 Freie und Hansestadt Hamburg

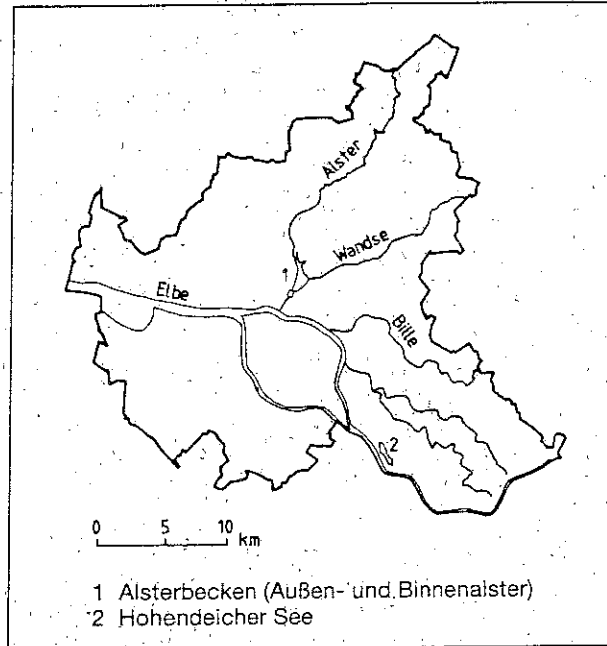
In Hamburg gibt es keine Seen aufgrund natürlicher Entstehung. In den Hamburger Elbmarschen liegen zahlreiche Bracks, d. h. kleinere, z. T. recht tiefe, stehende Gewässer, die bei Deichbrüchen durch Auskolkung des Bodens entstanden, und kleinere Baggerseen, die zur Kiesgewinnung ausgehoben wurden. Die bedeutendsten und größten „seenartigen“ Gewässer sind das Alsterbecken mit Außen- und Binnenaister und der Hohendeicher See. Sie wurden daher für die Darstellung der Seen in der Bundesrepublik Deutschland ausgewählt.

Beide Seen werden im Rahmen des hamburgischen Gewässeruntersuchungsprogramms (insgesamt rd. 250 Meßstellen) regelmäßig untersucht, wobei wegen der großstädtischen Lage die Untersuchung anthropogener Einflüsse im Vordergrund steht.

Während für die Alster umfassende Ergebnisse intensiver Untersuchungen durch die Umweltbehörde und die Universität Hamburg vorliegen, beschränken sich bis jetzt die limnologischen Untersuchungen am Hohendeicher See auf das Epilimnion und das Litoral.

Als zusammenfassendes Werk über die Alster ist auf die unter Mitwirkung von Autoren der Fachrichtungen Geologie, Limnologie und Wasserwirtschaft erstellte Monografie hinzuweisen:

„Die Hamburger Alster – Geologische, hydrobiologische und wasserwirtschaftliche Entwicklung eines Stadtgewässers“, herausgegeben von H. CASPERS,



E. T. DEGENS u. K. VOLLBRECHT, Mitteilungen aus dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Hamburg, Heft 46; Hamburg 1976.



Alsterbecken mit Außen- und Binnenaister (Vordergrund)
Luftaufnahme hergestellt im Auftrage des Vermessungsamtes Hamburg durch die Firma Kirchner und Wolf.
Freigabe: Luftamt Hamburg Nr. 848/1983

Alsterbecken

Lage: Außenalster

R 3 56 68, H 5 93 74

Binnenalster

R 3 56 60, H 5 93 64

Karte: Topographische Karten L 2526 Hamburg-

Wandsbek, L 2524 Hamburg-Harburg

Seetyp: Das Alsterbecken besteht aus Außen- und Binnenalster. Es ist ein durch Aufstau des Alsterflusses gebildeter Flachsee mit permanenter Durchmischung.

Höhe: 3,00 m ü NN (mittlerer gestauter Wasserpegel)

Oberfläche: 1,80 km²

Außenalster: 1,61 km²

Binnenalster: 0,19 km²

Volumen: $3,9 \times 10^6$ m³

Außenalster: $3,5 \times 10^6$ m³

Binnenalster: $0,37 \times 10^6$ m³

Tiefe max.: 3,0 m, mittl.: 2,17 m

Einzugsgebiet: 581 km²

Umgebungsfaktor: 320

Erneuerungszeit: stark schwankend, im Mittel etwa 9 Tage, d.h. 40 mal pro Jahr

Außenalster: rd. 8 Tage

Binnenalster: rd. 20 Std.

Ufer: Länge 9,1 km, Entwicklung 1,9

Außenalster: 7,5 km, Entwicklung 1,65

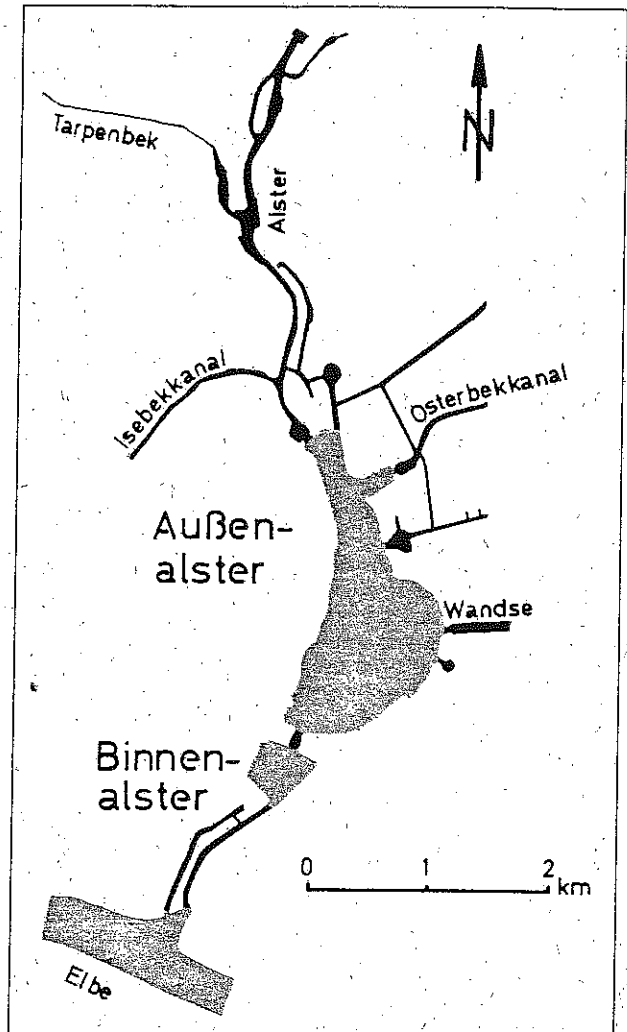
Binnenalster: 1,6 km, Entwicklung 1,04

Hydrologische Besonderheiten

Die Entwicklung des heutigen Alsterbeckens begann gegen Ende des 12. Jahrhunderts, als an der Stelle der Alsterfurt ein Damm aufgeschüttet wurde, der die beiderseitigen Geestrücken verband, die tiefliegende Bucht gegen die bisher frei eindringenden Fluten der Elbe schützte und zugleich einen Mühlenantrieb ermöglichte. In der Mitte des 13. Jahrhunderts folgte ein zweiter Aufstau, als man im Zuge des heutigen Jungfernstiegs den Oberdamm (Reesendamm) aufschüttete. Dieser Stau verwandelte den vorher schmalen Fluß von meist geringer Tiefe in einen Mühlenteich, der bis in die heutigen Stadtteile Eppendorf und Winterhude reichte.

Einzugsgebiet:

Die „Alster“ ist überwiegend ein Fließgewässer mit einer Länge von 56 km von der Quelle bis zur Mündung in die Elbe. Das Alsterbecken, bestehend aus Außenalster und Binnenalster, erreicht mit rd. 3,5 km nur etwa 6% der Gesamtlänge der Alster. Besonders die Außenalster mit dem angrenzenden Alsterpark stellt einen wesentlichen Erholungsraum mit hohem Freizeitwert inmitten der Milligenstadt Hamburg dar. Das von der Wasserscheide zu den Flußgebieten Pinnau, Stör, Trave und Bille begrenzte Entwässerungsgebiet der Alster umfaßt rd. 581 km², von



dem 54% auf schleswig-holsteinischem Gebiet und 46% auf Hamburger Gebiet liegen. Bei der Vielfalt des Gewässers Alster muß klar unterschieden werden zwischen Oberlauf, Alsterbecken, den angrenzenden Alsterkanälen und der Mittelhaltung (Kanäle zwischen Alsterbecken und Elbe).

Die Hauptzuflüsse in das Alsterbecken sind der Oberlauf der Alster selbst und die kanalisierte Alster mit ihren Nebengewässern (Entwässerungsgebiet rd. 455 km²) Wandse (rd. 88 km²) und Osterbek (rd. 24 km²).

Es fließen im Mittel 5 m³/sec aus dem Alsterbecken ab. Bei Hochwasser kann die Menge rd. das Zehnfache betragen, bei Niedrigwasser kann sie bis auf ein Fünftel der mittleren Menge zurückgehen. 5 m³/sec entsprechen einem Abfluß von 430 000 m³/d. Die Verweildauer des Wassers im Becken beträgt bei mittlerem Abfluß 9 Tage, bei maximalem Hochwasser 0,7 Tage und bei niedrigstem Wasser 32 Tage.

Im Bereich der inneren Stadt und damit insbesondere in den Gebieten entlang der Alster erfolgt die Abwasserentsorgung nach dem Mischverfahren. (Die Siele führen gleichzeitig die häuslichen Abwässer und das Regenwasser ab). Dies hat zur Folge, daß über „Mischwasserüberläufe“ Abwässer mit Regenwasser vermischt in das Alstersystem gelangt.

Ufer

Das Seeufer ist durch Wanderwege weitestgehend der Öffentlichkeit zugänglich. In den Uferbereichen der Außenalster befinden sich Bootsvermietungen, Liegeplätze für Segel- und Ruderboote, Anlagen von Wasser-

sportvereinen, Gaststätten und Anlegestellen für Motor-schiffe der Alstertouristik.

Durch die Uferbefestigungen ist die litorale Flora des Alsterbeckens und der angrenzenden Kanäle weitgehend beseitigt worden. Das ursprüngliche feuchte Wiesenge-lände an den Randzonen der Außenalster wurde aufge-höhrt, in Gärten und Anlagen umgewandelt oder bebaut. Es fehlen heute alle offenen Flächuferpartien, in denen die einstmals auf weiten Strecken vorhandenen Assözia-tionen ungestört hätten erhalten bleiben können. An der Außenalster wird z. Z. die künstliche Regeneration des äquatischen Uferpflanzenbestandes betrieben. Erste Erfolge haben gezeigt, daß mit dieser ökotechnischen Maßnahme eine dem natürlichen Vegetationsbild entspre-chende Regenerierung der Ufervegetation möglich ist.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Die zu Beginn der Vegetationsperiode einsetzende Phytoplanktonentwicklung führt häufig zu sehr hohen Sauerstoffgehalten (über 200 % des Sättigungswertes) und einer großen Schwankungsbreite der Werte im Tag-Nacht-Rhythmus. Bei Rückgang der Sonneneinstrahlung kann die Sauerstoffkonzentration in dem flachen Gewäs-ser auf Werte unter 4 mg O₂/l zurückgehen. Kennzeich-nend für die hohe Biomasseproduktion ist die parallel zum Sauerstoffgehalt verlaufende Ganglinie des pH-Wer-tes (Schwankungsbreite pH 7,4–9,0).

Mit 2,5–3,0 mmol/l HCO₃ und 42–107 mg Ca/l in den Wintermonaten ist die Alster als kalkreich zu bezeichnen.

Über die Zuflüsse (Alster und Nebengewässer, Wände, innerstädtische Kanäle) werden große Nährstoff-frachten eingetragen. Die nachfolgende Tabelle liefert einen Überblick über die hydrochemischen Untersu-

Ergebnisse hydrochemischer Messungen in der Außen-alster (Mitte), Messungen an 14 Tagen, 1983/84

Parameter	Durch-schnitts-Wert	Minimum	Maximum
pH	7,8	7,5	8,5
el. Leitfähigkeit (µS · cm ⁻¹)	525	462	589
Sauerstoffgehalt (mg/l)	9,2	6,4	12,8
Sauerstoffsättigung (%)	82	66	96
Ungelöste Stoffe (mg/l)	14	6,0	19
Glühverlust (%)	49	29	63
Oxidierbarkeit (CSB) (mgO ₂ /l)	29	18	47
BSB ₂ (mgO ₂ /l)	1,3	0,6	9,0
BSB ₅ (mgO ₂ /l)	4,0	2,0	12,1
Ges.org. C (TOC) (mg/l)	10,4	6,5	15,0
Gel.org. C (DOC) (mg/l)	9,5	7,0	11,0
Anorg. C (mg/l)	23	18	31
Chlorid (mg/l)	48	40	62
Reaktives Phosphat-P (µg/l)	110	50	160
Gesamt-P (µg/l)	250	100	450
Ammonium-N (µg/l)	500	150	930
Nitrat-N (µg/l)	3 000	1 200	7 000
Gesamtstickstoff (µg/l)	4 600	2 800	8 500

chungsergebnisse aus dem Zentrum der Außenalster. Der „Flußsee“ muß als eutroph bis polytroph klassifiziert werden.

In den Wintermonaten treten wegen der geringen Abbauraten die höchsten Ammoniumwerte auf. Im Som-mer vollzieht sich in dem flachen ständig durchmischten Gewässer ein intensiver Abbau der eingebrachten biolo-gisch abbaubaren Verbindungen.

Die geringe Sichttiefe (0,4–1,5 m) ist neben der zeit-weilig hohen Planktondichte auf die braune Eigenfärbung des Wassers als Folge des hohen Gehalts an Huminstof-fen (Huminsäuren 3,2–8,4 mg/l) zurückzuführen.

Flora und Fauna:

In dem arten- und individuenreichen *Phytoplankton* dominieren im Winterhalbjahr die Diatomeen (Kieselalgen) *Stephanodiscus hantzschii*, *Asterionella formosa*, *Nitzschia*, *Synedra*. Regelmäßig bilden die Cyanophyceen (Blaualgen) im Alsterbecken und den angrenzenden Teilen der einmündenden Gewässer Wasserblüten, bei denen die Art *Oscillatoria agardhii* den Hauptanteil der Bio-masse (rd. 98%) darstellt. Alternativ tritt zeitweise *Microcystis aeruginosa* massenhaft auf. Daneben entwickeln sich allserdings in geringerer Menge auch andere Blaual-genarten. Während des Sommerhalbjahres sind ständig die Grünalgen *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Dictyosphaerium*, *Coelastrum* u. a. nachzuweisen.

Im *Zooplankton* dominieren im Frühjahr die Rotatorien (Rädertierchen) im Sommer die Crustaceen (Krebse, vor allem Blättfußkrebs *Bosmina longirostris*).

Ein typischer Benthos-Bewohner der Außen- und Bin-nenalster ist die im vorigen Jahrhundert eingeschleppte Dreikantmuschel (Wandermuschel) *Dreissena polymorpha*, die stellenweise sehr große Bestände bildet.

Seit über 20 Jahren ist die Berufsfischerei im Alster-becken eingestellt. Der durchschnittliche Jahresertrag betrug in den Jahren 1948 bis 1960 etwa 2800 kg, wobei die Erträge der Sportfischer unberücksichtigt blieben. Die Menge der angelandeten Fische setzte sich zum größten Teil aus Brassen, Plötzen und Güstern zusammen (etwa 90% der Fänge). Nur etwa 10% betrug der Anteil wert-vollere Fische wie Hecht, Zander und Barsch. Da die „fischereiliche Nutzung“ z. Z. nur noch durch Sportfischer erfolgt, ist eine genaue Explorierung des Gesamtfischbe-standes nicht mehr möglich. Mehrere Alsterbefischungen in den Jahren 1983/84 wiesen folgenden qualitativen Fischbestand nach:

Brassen, Ukelei, Aal, Rotfeder, Schleie, Rotaugen, Räpfen, Karpfen, Karausche, Zope, Güster, Giebel, Bitter-ling, Kaulbarsch, Barsch, Zander, Aal, Hecht und Flunder.

Sedimente

Die Oberflächensedimente der Alster weisen ein typi-sches Profil auf, das sich aus vier stratigraphischen Haupt-horizonten aufbaut:

I	schwarzer Schlack-Mudde	(max. 80 cm)
II	Dreissena-Schichten	(max. 15 cm)

III	Torf	(> 1 m)
IV	heller Mittelsand	(> 1 m).

Der oberste Teil des schwarzen Schlickes besteht aus einer dünnflüssigen Suspension einzelner Koagulate mit einem Verhältnis Wasser zu Trockensediment von etwa 5 : 1. Diese Suspension ist bei der relativ geringen Wassertiefe und Schiffsverkehr stellenweise mit für die Trübung des Wassers verantwortlich. Der schwarze Schlick enthält (bezogen auf anorganische Substanz, getrocknet bei 600°C) etwa 0,4% Phosphor, 5,7% Eisen und 1,5% Mangan.

In diesen Sedimenten treten aufgrund der urbanen Lage des Gewässers und der damit verbundenen anthropogenen Einflüsse relativ hohe Gehalte an einigen umwelt-relevanten Schwermetallen auf (untersuchte Fraktion <63 µm, Durchschnittswerte in mg/kg Trockensubstanz): Blei 390, Cadmium 5,5, Chrom 64, Kupfer 270, Nickel 38, Quecksilber 2,2, Zink 1180, Arsen 16.

Nutzung und Maßnahmen

Für den innerstädtischen Bereich ist das Alsterbecken von hohem Wert für die Freizeit und Erholung. Neben Segeln, Rudern und Paddeln als Freizeitbeschäftigung und Wassersport mit Wettkämpfen (Regatten) finden Touristikfahrten (und Linienverkehr) statt. Motorboote sind nur mit Ausnahme zugelassen (z. B. Wasserfahrzeugen der Polizei, Feuerwehr, Gewässeraufsicht, Rettungsdienste, Regattaleitung, Alstertouristik). Die fischereiliche Nutzung beschränkt sich auf die Aktivitäten der „Freizeitfischer“. Baden ist nicht erlaubt.

Angesichts der starken Belastung durch die einmündenden Gewässer, die in ihren Oberläufen z. T. – insbesondere außerhalb Hamburgs – als Vorfluter für Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen dienen, und durch den diskontinuierlichen Zufluß von Mischwasser aus den Mischwasserüberläufen im innerstädtischen Bereich sind in den letzten Jahren vielfältige Sanierungs- und Schutzmaßnahmen durchgeführt worden. Davon seien insbesondere genannt:

- Die Schließung der Klärwerke Farmsen und Volksdorf. Dadurch wurde eine Entlastung der Berner Au und Wandse sowie der Saselbek und damit auch der Oberalster und eine Reduzierung des Eintrages von Nährstoffen in die Außenalster erreicht.
- Die Inbetriebnahme des Sammlers Ost, südlicher Teil und des Sammlers Wilhelmsburg, womit seit Anfang 1983 das Schmutzwasser aus den äußeren Stadtbereichen um das innerstädtische Mischwassersielnetz herumgeleitet wird, so daß es zu wesentlich weniger Mischwasserüberlaufereignissen kommt.
- Der kontinuierliche Anschluß bereits bebauter Gebiete an das städtische Sielnetz hat besonders zur Verbesserung der kleineren Alsterzuflüsse geführt.
- Die Verbesserung der Gewässergüte durch die Einrichtung von Röhrlichtzonen an der Außenalster und Ansid-

lung von Wasserpflanzen entlang der Ufer, um seltenen und vom Aussterben bedrohten Tierarten Lebensraum zu geben und den Erlebniswert dieser Gewässer weiter zu heben. Außerdem ist durch behutsame Entschlammung und Wasseraustausch der Gütezustand labiler Gewässer stabilisiert worden (z. B. Isebekkanal).

– Die Versickerung von möglichst viel Niederschlagswasser, so daß bei Maßnahmen der Erstbesiedelung und der Erschließung in den vergangenen Jahren nur noch in geringem Umfang Regenwassersiele gebaut werden mußten (bei Erstbesiedelung nur in rd. 10% aller Fälle). Damit wird einer zusätzlichen Belastung des Alstersystems entgegengewirkt.

Ein Alstersanierungsprogramm des Senats sieht weitere Sanierungs- und Schutzmaßnahmen vor:

– Einen ersten wichtigen Schritt zur weiteren Entlastung der Alster stellt der Nebensammler Kuhmühle dar (Fertigstellung ca. 1985/86). Dadurch kann der Eintrag von Mischwasser in die Alster um ca. ein Drittel reduziert werden.

– Das Konzept zur Entlastung der Alster und Nebengewässer von Überläufen aus dem Mischwassersielnetz sieht folgende Maßnahmen vor:

Den Bau von 20 km Transportsielen;
die Anlage von 15 unterirdischen Rückhaltebecken;
die Erneuerung von ca. 27 km Stammsielen
und die Beseitigung verschiedener örtlicher Entwässerungseingänge.

Mit der Realisierung der ersten Stufe dieses Konzepts wird 1986 begonnen. Sie ist Voraussetzung für die durchgreifende Entlastung insbesondere des Oberlaufs der Alster und des Isebekkanals sowie für die ersten, dringenden Sielerneuerungen im alten Stammsielnetz. Daneben ist die Grundentschlammung des innerstädtischen Sielnetzes vorgesehen.

– Eine Grundentschlammung von Nebengewässern der Alster (ca. 1988 bis 1995).

– Zur bestmöglichen Nutzung der Abfluß- und Speicherkapazitäten von Sielnetz und Sammlern sollen die Abflußvorgänge in Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen gesteuert werden. Die erste Stufe einer solchen Mischwasserspeicherung und -steuerung wird von 1984 bis 1987 durchgeführt.

– Zur Zeit wird ein Pilotprojekt durchgeführt, um Mischwasser an den Überläufen mittels eines flexiblen Mischwasser-Speicherschlauches abzufangen und es nach Regenereignissen der dann entlasteten Kanalisation wieder zuzuführen – „Moby Dick“ –.

– Ein Begrünungsprogramm (Röhrlicht) der Alster soll von 1985 bis 1990 vorgenommen werden.

– Mit Hilfe von Reinhaltetechniken soll der Eintrag sauerstoffzehrender, eutrophierender und seuchenhygienisch bedenklicher Stoffe in die Alsterkanäle auf die geringstmögliche Menge eingeschränkt werden.

Hohendeicher See

Lage: R 3 57 36, H 5 92 36

Karte: Topographische Karte L 2526 Hamburg-Wandsbek

Seetyp: Baggersee

Entstehung: 1963–1970

Höhe: etwa 1,0 m über NN (je nach Wasserstand)

Oberfläche: 0,62 km² bei 0,98 m über NN

Volumen: 6,2 × 10⁶ m³

Tiefe max.: 19 m, mittl.: 10,0 m

Einzugsgebiet: 1,5 km²

Umgebungsfaktor: 1,5

Erneuerungszeit: Wegen der noch ungenügend untersuchten hydrologischen Verhältnisse (Zufluß, Grundwasser, Kommunikation des oberflächennahen Grundwassers mit der Elbe) können keine Angaben über die Erneuerungszeit gemacht werden.

Ufer: Länge 5,4 km, Entwicklung 1,94

Hydrologische Besonderheiten

Nach der Sturmflut 1962 wurde der Hohendeicher See ausgebagert und der dort gewonnene Aushub zum Deichbau verwendet.

Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet wird von dem neuen (nach 1962 gebauten) und dem alten (weiter landeinwärts gelegenen) Elbdeich begrenzt und teilweise noch landwirtschaftlich genutzt (Weide, Gemüse- und Blumenanbau). Der Hauptanteil des kleinen Einzugsgebiets dient jedoch als Liegefläche für den Bade- und Windsurfingbetrieb sowie als Platz für eine Wochenend- und Campingwagensiedlung.

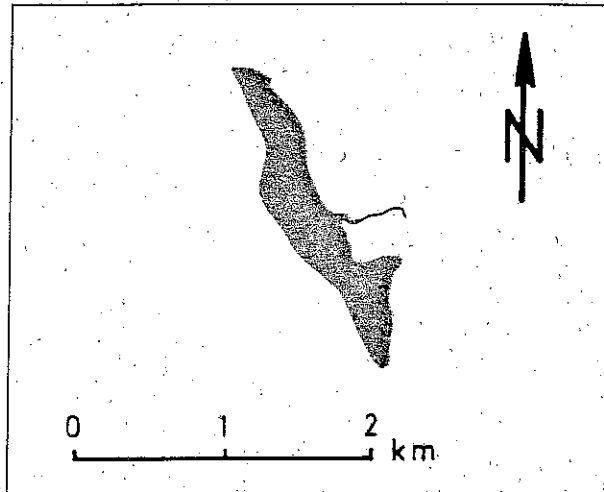
Ufer

Etwa 60% des Ufers ist frei für Badende und Surfer zugänglich. In diesem Bereich ist eine starke Ufererosion eingetreten. Der übrige Teil ist weitgehend mit einem Schilfgürtel bestanden, der den direkten Zutritt zur freien Wasserfläche verwehrt. Der Pflanzengürtel wird jedoch durch zahlreiche kleinere Anlegestellen durchschnitten.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Während der Vegetationsperiode treten relativ hohe pH-Werte und eine deutliche Sauerstoffübersättigung auf. Dies wird durch die starke Entwicklung submerser Wasserpflanzen in den Buchten der nördlichen und südöstlichen Abschnitte des Sees und durch die Aktivität des Phytoplanktons hervorgerufen.

In der untersuchten oberen Wasserschicht blieb der Sauerstoffhaushalt bisher immer stabil. Weiche Bedingungen in tieferen Bereichen des Sees vorherrschen, und ob sich saisonale Schichtungen bzw. Zirkulation einstellen, sollen künftige Untersuchungen in verschiedenen Wassertiefen klären. Da der See sich jedoch in seiner vollen Länge in nordwestlicher Richtung erstreckt, dürften zumindest die flachen Bereiche des Sees durch Windeinwirkungen häufig durchmischt werden. In der Tabelle sind die Ergebnisse der regelmäßig vorgenommenen hydrochemischen Untersuchungen des Epilimnions



zusammengefaßt. Der Hydrogencarbonatgehalt liegt in den Wintermonaten bei 1,9 mmol/l HCO₃

Ergebnisse hydrochemischer Messungen im Hohendeicher See (Epilimnion), Messungen an 17 Tagen, 4 Meßstellen, 1980/84

Parameter	Mittelwert	Minimum	Maximum
pH	8,3	7,5	8,8
el. Leitfähigkeit (µS ₂₀ /cm)	802	756	928
Sauerstoffgehalt (mg/l)	11,6	3,9	14,7
Sauerstoffsättigung (%)	115	42	160
Oxidierbarkeit (CSB) (mgO ₂ /l)	18,3	12,5	30
BSB ₂ (mg/l O ₂)	1,9	0,1	4,8
BSB ₅ (mg/l O ₂)	3,6	1,5	9,8
Ges.org. C (TOC) (mg/l)		5,0	15*
Chlorid (mg/l)	138	128	152
Reaktives Phosphat-P (µg/l)		< 30	200
Gesamt-P (µg/l)		< 30	470
Ammonium-N (µg/l)	110	100	250
Nitrat-N (µg/l)	260	100	850
Gesamtstickstoff (µg/l)	1 100	420	2 700

* = nur 5 Messungen

Flora und Fauna

Die bisherigen Erhebungen zeigen, daß in dem See typische Sukzessionen der Planktonalgen auftreten. Im Frühling dominieren die Diatomeen (Kieselalgen) mit den Hauptvertretern *Asterionella formosa* und *Synedra ulna*, wobei in einigen Jahren eine regelrechte „Kieselalgenblüte“ auftrat. Im Hochsommer setzt eine Massenproduktion verschiedener Blaualgen der Gattung *Anabaena* (*A. spiroides*, *A. scheremetievi*) und *Aphanizomenon* ein. Regelmäßig war im Spätsommer die Feuertalge *Ceratium hirundinella* in größerer Zahl anzutreffen. In den nördlichen und südöstlichen flacheren Abschnitten hat sich in den letzten zehn Jahren eine üppige Unterwasserflora entwickelt. Verschiedene groß- und kleinblättrige Laichkräutern (*Potamogeton*), Tausendblatt (*Myriophyllum*) und Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*) bilden stellenweise flächendeckende Bestände. Der teilweise vorhandene Schilfgürtel besteht vorwiegend aus Schilfrohr (*Phragmites australis*) mit vereinzeltem Vorkommen von Schmalblättrigem Rohrkolben (*Typha angustifolia*).

Über den Fischbestand liegen noch keine Kenntnisse vor.

Nutzungen

Durch die intensive Nutzung für Freizeit und Erholung (Bade-, Segel- und Surfvier mit starkem Wochenend- und Campingbetrieb) ist das künstliche Gewässer starken anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Diese haben in den letzten Jahren zu einem Anstieg des Nährstoffgehalts geführt.

5.5 Hessen

In Hessen gibt es derzeit 20 Speicheranlagen – Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken – mit einer Gesamtfläche von 1 900 ha. Die größte Talsperre Hessens; die Edertalsperre, hat allein eine Stauffläche von 1 170 ha. Neben diesen Speicheranlagen gibt es etwa 700 weitere Seen, die zum überwiegenden Teil durch Erdaufschlüsse entstanden sind (Baggerseen). Diese Seeflächen sind alle kleiner als 100 ha; sie bedecken eine Gesamtfläche von ungefähr 2 000 ha.

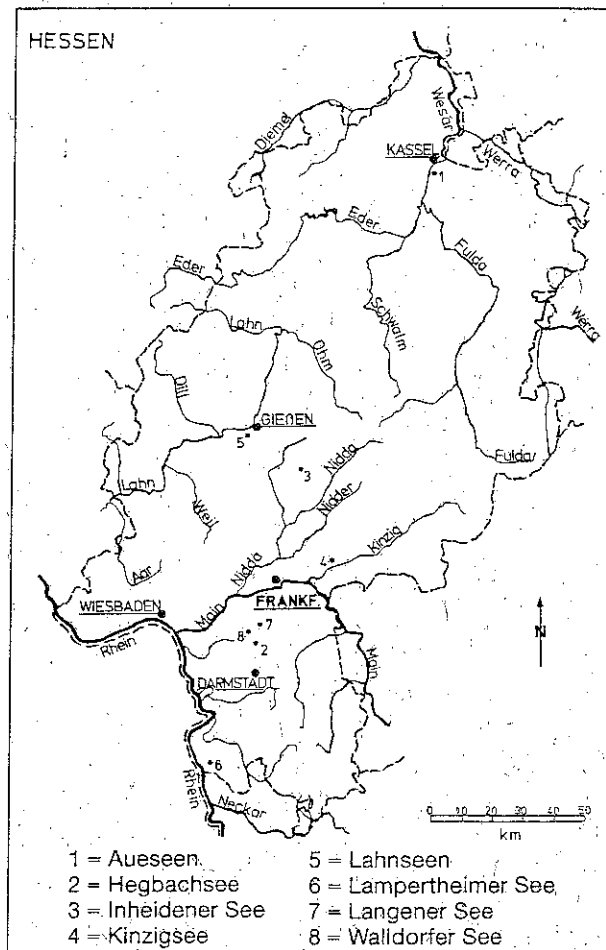
Künstliche Wasserflächen bieten die Möglichkeit der verschiedensten Folgenutzungen. Die Palette reicht vom stillen Landschaftssee als Refugium für die vom Aussterben bedrohten Tiere und Pflanzen bis hin zum belebten Freizeit- und Wassersportsee, der gerade für den industriellen Ballungsraum Rhein-Main unersetzlich ist.

Seit 1975 gibt es in Hessen ein Untersuchungsprogramm für Seen. Derzeit werden 40 größere Seen, Talsperren und freigelegte Grundwasserflächen (Baggerseen), auf ihre organische Belastung, den Nährstoffhaushalt und die Schichtungsverhältnisse – möglichst zu verschiedenen Jahreszeiten – durch die Hessische Landesanstalt für Umwelt untersucht, um den Gütezustand und Trophiegrad dieser Gewässer zu erfassen. Durch frühzeitiges Erkennen von wesentlichen Veränderungen im Gewässerzustand der Seen können schädliche Beeinträchtigungen für den See und das mit ihm in Verbindung stehende Grundwasser abgewendet werden.

Alle in den letzten Jahren untersuchten hessischen Seen lassen sich aufgrund der Sauerstoffverhältnisse im Sommer größtenteils dem meso- bis eutrophen Seentyp zuordnen. Es handelt sich zumeist um durchweg kalkreiche Gewässer mit gutem Pufferungsvermögen.

Entsprechend den abgestimmten Vorgaben der LAWA (Kapitel 4, Seite 16) wurden von den vorgenannten hessischen Seen insgesamt 8 Seen für diese Publikation ausgesucht. Alle 8 Seen sind künstlich angelegt. Es handelt sich um 7 Baggerseen; der Inheidener See entstand als Restsee beim Braunkohle-Tagebau.

Die Lage der Seen ergibt sich aus der obigen Übersichtskarte. Die wesentlichen Gütedaten der Jahre 1980–1984 sind in der Tabelle auf Seite 97 zusammengefaßt.



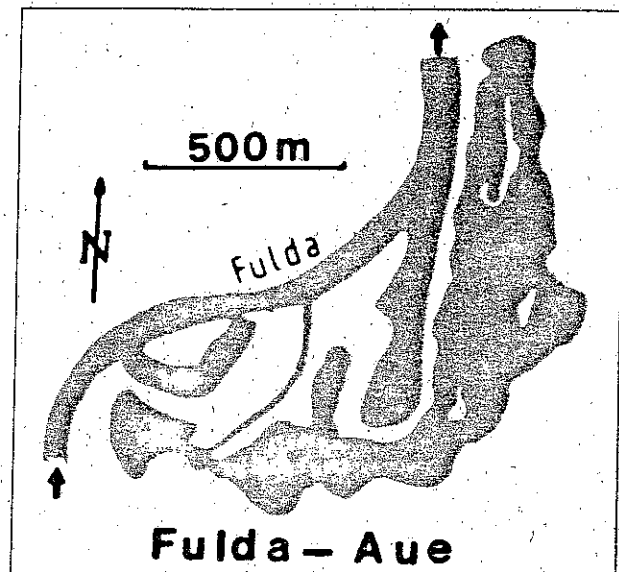
Wie bereits an anderer Stelle angedeutet, sollen die künstlich geschaffenen Speicheranlagen demnächst gesondert beschrieben werden.

Aueseen in Kassel

Lage: R 35 35 20, H 56 84 65
Topographische Karte: L 4722 Kassel
Entstehung/Seetyp: Baggerseen, die durch Auskiesung im Rahmen der Bundesgartenschau 1981 in der Fuldaaue von Kassel entstanden
Mischungsverhalten: polymiktisch
Höhe: 139 m ü NN
Oberfläche: 0,46 km²
Volumen: 1,15 · 10⁶ m³
Tiefe max.: 6 m, mittl.: 2,5 m
Ufer: Länge 6,3 km, Entwicklung 2,63

Einzugsgebiet und Ufer

Die im südlichen Bereich der Stadt Kassel befindlichen Aueseen liegen in den jungen alluvialen Hochflutablagerungen der Fulda und ihrer Zuflüsse. Sie entstanden ab dem Frühjahr 1978 durch die verstärkte Materialentnahme (Kies) für den Bau der Stadtrandautobahn (Süd-



Aueseen in Kassel

Freigegeben durch den Magistrat der Stadt Kassel,
Luftbild Nr. 100 326, Lizenznummer 9/65 040, Reg.-Präs. Stuttgart



tangente) und im Zuge der Bundesgartenschau 1981 als ca. 46 ha große Seenplatte östlich der Fulda bzw. nördlich der Südtangente in den Waldauer Wiesen.

Der größte Teil der Aueseen – vor allem seine Südhälfte – läßt als stadtnahes Erholungsgebiet mannigfaltige Freizeitaktivitäten zu; lediglich der schmale nördliche Bereich ist durch vielfältige Biotopgestaltung – wie Schaffung von Flachwasserzonen oder einer Vogelinsel u. a. – gezielt zum Naturschutzgebiet ausgebaut worden.

Die flachen Buchten des Ost- und Südufers sind überwiegend als Badezonen angelegt. Außerdem findet sich im Südosten eine Seglergaststätte, von der über eine Brücke die im Zentrum befindliche Regattastrecke zu erreichen ist. Am südwestlichen See finden die FKK-Anhänger ihr Domizil.

Am Haupteingang Süd des Erholungsgebietes steht ein Restaurant. Von dort sind über zwei Brücken die verschiedenen Freizeiteinrichtungen, die mit Bäumen bepflanzten Halbinsel im mittleren Aueseenbereich, wie Spiellandschaft, Bade- und Angelzone sowie Regattastrecke und Bootsanleger, zu erreichen.

Die Westseite der Aueseen wird durch die Fulda begrenzt, an deren westlichem Ufer der größere Teil des Bundesgartenschaugeländes liegt.

Im Laufe des Jahres 1980 wurden die Aueseen wegen dieser Schau, um die Füllzeit zu verkürzen, vornehmlich mit Fuldawasser geflutet. Auch in den folgenden Jahren beeinträchtigte der Zufluß von nährstoffreichem Flußwasser über den Fuldaarm des öfteren die Wasserqualität der Seen. Dies war bei hohem Wasserstand der Fulda wegen unzulänglicher Abschottung des Altarms möglich.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Die im Jahr 1980 vornehmlich mit Fuldawasser gefluteten Aueseen sind mäßig organisch belastet, säuerstoffreich und relativ nährstoffarm. Vertikale Schichtungen bleiben aufgrund ihrer geringen Tiefen aus. Im Jahr 1980 ergaben sich Konzentrationen von 0,04–0,08 mg/l Ortho-Phosphat ($\cong 13\text{--}27 \mu\text{g P/l}$) und von 0,04–0,06 mg/l Ammonium ($\cong 31\text{--}47 \mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$); auffällig war auch das fast völlige Fehlen von Nitrat (0–0,3 mg/l) bzw. Nitrat-Stickstoff (0–69 $\mu\text{g/l}$) – vgl. Tabelle Seite 98.

In den folgenden Jahren, in denen die Wasserqualität der Aueseen in den einzelnen Bereichen durch den Zufluß von nährstoffreichem Fuldawasser über den Fuldaarm beeinträchtigt wurde, kam es neben örtlicher Trübung zu geringen Belastungsanstiegen. So erhöhten sich u. a. der BSB₅ in den Sommermonaten auf rd. 4 mg/l und der Ammonium-Stickstoffgehalt auf 0,2 mg/l.

Die Aueseen sind dem oligo- bis mesotrophen Typus zugehörig.

Flora und Fauna

Der Zufluß von Fuldawasser bewirkte eine Zunahme des ansonsten mäßig entwickelten Phytoplanktons, das vor allem von Kieselalgen gebildet wird. In einigen flachen Buchten – besonders im Naturschutzgebiet – waren in geringer Flächenausdehnung auch Massenvermehrungen von Fadenalgen (*Cladophora* u. a.) zu beobachten. Zooplankton und auch sessile Konsumenten fehlten in den Jahren 1980 und 81 noch weitgehend; lediglich Schnecken lebten zahlreich auf dem Seeschotter. Die örtlich begrenzte Algenmassenentwicklung im Naturschutzgebiet wirkt sich kaum auf den Badebereich aus, zumal die Durchströmung des Sees von Süd nach Nord erfolgt und das Naturschutzgebiet im Norden liegt.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Die durch Auskiesung auf der östlichen Fuldaseite entstandenen Aueseen haben in erster Linie die Funktion eines stadtnahen Freizeit- und Erholungsgebietes.

Im Zuge der Bundesgartenschau 1981, deren größere Fläche sich auf der westlichen Fuldaseite befand, wurde der nördliche Teil der Aueseen in den Waldauer Wiesen gezielt als naturnahes Seerealm in der Flußauenlandschaft ausgebaut und diese „Natur nach Plan“ im Jahr 1979 bzw. 1984 zum Naturschutzgebiet „Fuldaaue“ (rd. 10 ha) erklärt.

Das Grundkonzept – „Renaturierung Auesee“ – lieferte der Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, in dessen Gutachten die Struktur der „Vegetationselemente Auesee“ festgelegt war. So wurden im Jahr 1979 zunächst die problemlosen Arten, ein Jahr später die empfindlicheren eingebracht; insgesamt sind rd. 28 500 Pflanzen gepflanzt worden (Bundesgartenschau 1981).

Dieses Naturschutzgebiet „Fuldaaue“, das 6 ha Wasserfläche, 1,3 ha Vogelinsel und 2,2 ha Landfläche umfaßt, stellt einen vielfältig gestalteten Biotop in der Flußlandschaft dar. Zweck der Unterschutzstellung ist es, das durch Gestaltungsmaßnahmen entstandene Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiet für zahlreiche, zum Teil bestandsgefährdete Wasservogelarten einschließlich der notwendigen Nahrungsquellen und Brutgelegenheiten nachhaltig zu sichern und Störungen von ihm fernzuhalten.

Im südlichen, größeren Bereich der Aueseen sind die vielfältigsten Freizeitaktivitäten, wie Segeln, Surfen, Baden, Angeln u. a., zugelassen; sie bleiben jedoch auf bestimmte Gewässerabschnitte eingeschränkt.

Hegbachsee

Lage: R 34 62 35, H 55 34 85
Topographische Karte: L 6116
Darmstadt West
Entstehung/Seetyp: Baggersee, der im Zuge der Materialentnahme für den Autobahnbau entstand
Mischungsverhalten: dimiktisch
Höhe: 85,9 m ü NN
Oberfläche: 0,10 km²
Volumen: 0,8 · 10⁶ m³
Tiefe max.: 21 m, mittl.: 8 m
Einzugsgebiet: 93 km²
Umgebungsfaktor: 930
Erneuerungszeit: 22–90 Tage
Ufer: Länge 1,2 km, Entwicklung 1,07

Einzugsgebiet und Ufer

Der nördlich der Stadt Groß-Gerau befindliche Hegbachsee (= Niederwaldsee), der beim Bau des Autobahnstückes Mönchhof-Darmstadt entstand, liegt in den jüngeren mittelpleistozänen Flußschottern, die aus dem Odenwald stammen.

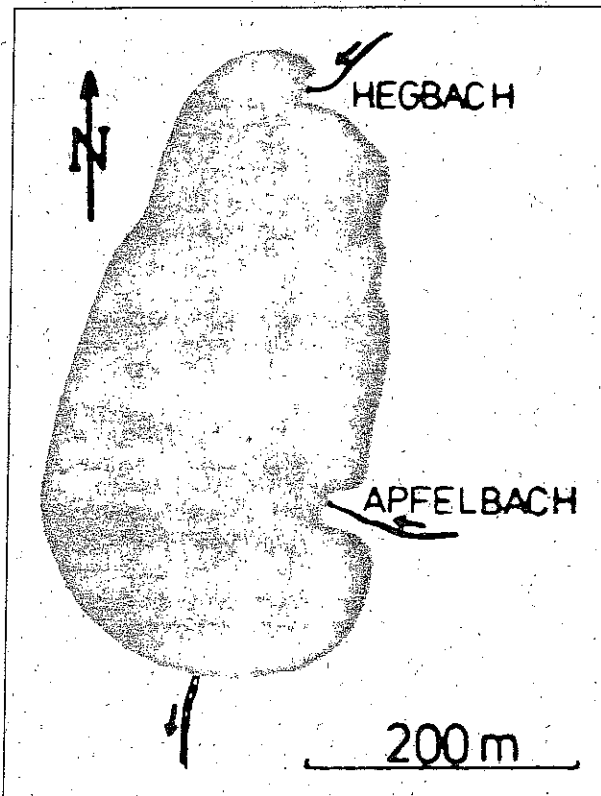
Sein Einzugsgebiet von 93 km², das vornehmlich intensiver landwirtschaftlicher und forstwirtschaftlicher Nutzung unterliegt, ist im Verhältnis zur Wasserfläche des Sees (0,1 km²) relativ groß. Hieraus resultiert der hohe Umgebungsfaktor von 930, womit eine Eutrophierung natürlicherweise vorprogrammiert ist.

Den Hauptzufluß zum Hegbachsee als auch seinen Ablauf bildet der stark mit Abwasser belastete Hegbach, der mehr als 60 % des Einzugsgebietes entwässert. Der ebenfalls zufließende Apfelbach fällt in den Sommermonaten im Unterlauf trocken, d. h. er versickert bereits weit oberhalb der unmittelbar östlich am See vorbeiführenden Bundesautobahn (A 67) im sog. Niederwald, der dem See auch seinen zweiten Namen gab (Niederwaldsee).

Am Oberlauf beider Bäche liegen mechanisch-biologische Abwasserbehandlungsanlagen, welche die in den Einleitungsbedingungen festgelegten Höchstwerte durchweg einhalten. Da jedoch die natürliche Wasserführung der betroffenen Gewässer gering ist, werden den Bächen selbst bei optimaler Reinigungsleistung der Klärwerke noch erhebliche Restbelastungen zugemutet, die erst nach einer längeren Fließstrecke, unter Umständen erst im Hegbachsee abgebaut werden, so daß der See im Grunde genommen die Funktion einer Nachreinigung übernimmt.

Der Ablauf des Sees entwässert als Hegbach zunächst in den Schwarzbach und danach über den Ginsheimer Altrhein in den Rhein.

Am gesamten westlichen und südlichen Seeufer, das überall frei zugänglich ist, haben die Anliegergemeinden Nauheim und Groß-Gerau im angrenzenden Wiesengebiet größere Freizeitanlagen mit Campingplätzen und Wochenendhäusern geschaffen. Das flache nördliche und



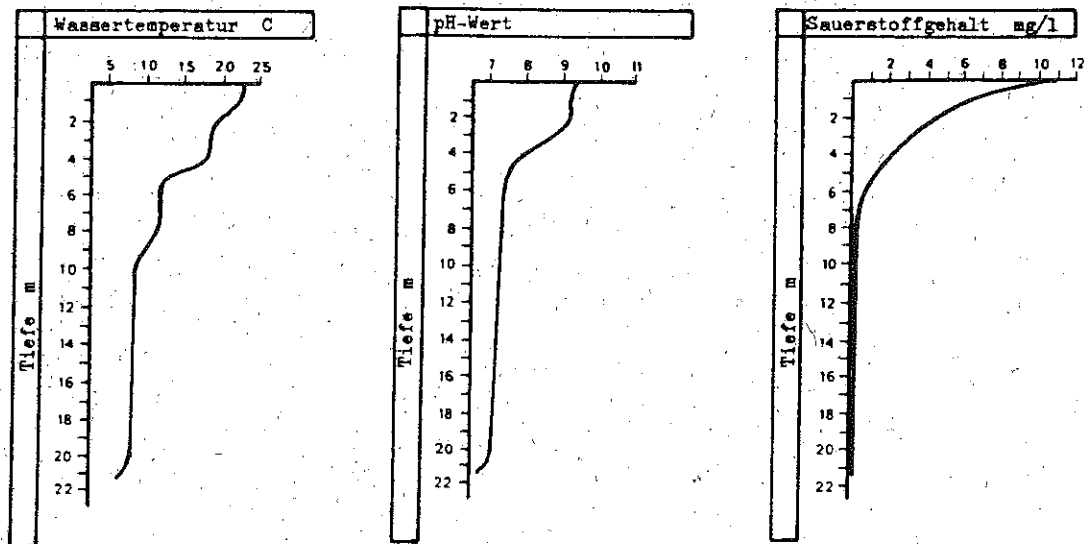
östliche Ufer, an dem in unmittelbarer Nähe die Autobahn (A 67) vorbeiführt, wird von einem schmalen Wiesensaum mit daran anschließendem Laub-Mischwald, dem sog. Niederwald, begrenzt. Dieser erneuert sich immer wieder von selbst durch Stockausschläge aus abgeschlagenen Bäumen. Diese älteste Form einer geregelten Waldnutzung diente früher in erster Linie zur Brennholzgewinnung. Da heute weniger als 2 % der Waldflächen der Bundesrepublik Deutschland als Niederwald bewirtschaftet werden, soll hier ein Teil östlich der Autobahn evtl. als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Im Hegbachsee bilden sich typische sommerliche Schichtungen aus (vgl. Abb. Seite 81), und zwar ein 2–4 m mächtiges, meist sauerstoffreiches Epilimnion, das nach unten von einer ca. 16–18 m mächtigen sauerstofffreien Zone (Hypolimnion) unterschichtet wird.

Der pH-Wert liegt im Epilimnion des Sees zumeist zwischen 7,5 und 9,9 und kann in den ufernahen Flachzonen aufgrund von Algenmassenentwicklungen („Wasserblüten“) sogar auf über 10 ansteigen.

Die organische Belastung des Hegbachsees wird in erster Linie durch die fortlaufende Schmutzfrachtzufuhr seiner beiden Zuläufe Apfel- und Hegbach bestimmt. Besonders nach Starkniederschlägen kommt es kurzzeitig zu erhöhtem Schmutzstoffeintrag.



Hegbachsee (Groß-Gerau): Untersuchung vom 31. 8. 1982

In solchen Situationen kann an der Hegbach-Mündung z. B. der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅) von etwa 4–15 mg/l auf weit über 50 mg/l ansteigen.

Die Frachten an organischen Schmutzstoffen, die über den Hegbach und den Apfelbach dem See zugeleitet werden, sind mengenmäßig sehr verschieden. Während der Apfelbach nur temporär Schmutzstoffe zuführt, die im wesentlichen aus der Abschwemmung von Straßen und landwirtschaftlichen Flächen stammen, sind die Schmutzstofffrachten des Hegbaches permanent und werden im wesentlichen durch die Restbelastungen aus den Kläranlagen verursacht.

Der Vergleich der Jahresmittel der Jahre 1980–84 verdeutlicht eine allgemeine Verminderung der organischen Belastung sowohl im See als auch in seinen Zuläufen (höhere Wasserführung). So sank im Hegbachsee der mittlere BSB₅ auf 4 mg/l, der CSB auf 20 mg/l und der KMnO₄-Verbrauch auf 25 mg/l ab. Die an der Hegbach-Mündung festgestellten Jahresmittelwerte 1984 lagen in ähnlicher Größenordnung.

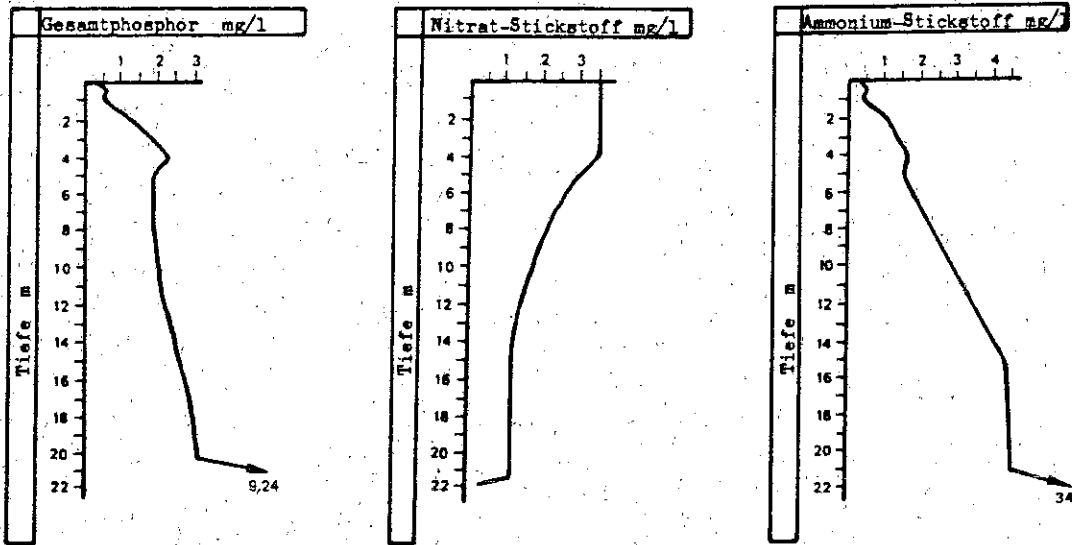
Auch die Konzentrationen an produktionsbegrenzenden Nährstoffen, wie Phosphor und Stickstoff, sind im Hegbachsee bedingt durch die fehlende 3. Reinigungsstufe der im Einzugsgebiet vorhandenen Kläranlagen relativ hoch (vgl. Tabelle Seite 98). So schwanken die Gesamtphosphorgehalte in der oberen Wasserschicht zwischen 0,03 und 2,4 mg/l Gesamt-P, wobei die höchsten Werte in den Wintermonaten und die niedrigsten in Zeiten sehr starker Phytoplanktonentwicklung nachweisbar sind. Die sommerlichen Vertikalmessungen erbrachten 1982 im Tiefenwasser einen Anstieg auf 3 mg/l Gesamt-P am Seegrund bzw. 9,24 mg/l Gesamt-P in der Wasser-Schlamm-Kontaktzone („Remobilisierung“). – vgl. Abb. Seite 82.

Demgegenüber schwankte der Nitrat-Stickstoffgehalt in der oberflächennahen Wasserschicht meist zwischen 1–7,8 mg/l NO₃-N; im Durchschnitt beträgt er dort im Sommer 3,5 mg/l NO₃-N und fällt bis zum Seeboden auf rd. 1 mg/l bzw. <0,4 mg/l NO₃-N in der Wasser-Schlamm-Kontaktzone als Folge von Reduktionsvorgängen ab. Dagegen steigt der Ammonium-Stickstoffgehalt von der Oberfläche zur Tiefe von 0,5 auf 4,5 mg/l an. Dicht über dem Grund steigt er sogar sprunghaft auf 34 mg/l NH₄-N an (vgl. Abb. Seite 82).

Diese NH₄-N-Anreicherung rührt nicht nur von der Reduktion des Nitrates her, es kann auch Ammonium durch Diffusion und Methankonvektion sowie durch Desaminierungsvorgänge aus dem organisch gebundenen Stickstoff an den Wasserkörper abgegeben werden.

Wesentlich höhere Schwankungen des Ammonium-Stickstoffgehaltes finden sich in dem mit Abwasser belasteten Hegbach (2–25 mg/l NH₄-N), während sie im Apfelbach ohne Bedeutung bleiben (<0,15 mg/l NH₄-N). Der maximale Nitrat-Stickstoffgehalt dieser beiden Vorfluter beträgt ≤ 8 mg/l NO₃-N – je nach Abfluß bzw. Verdünnungsverhältnis. Dagegen beträgt die Zufuhr an Gesamtphosphor durch den Apfelbach ≤ 1 mg/l und durch den Hegbach bis über 5 mg/l, wodurch zwangsläufig Algenmassenentwicklungen (Eutrophierung) begünstigt werden.

Die in diesem an Faulschlamm reichen See festgestellten Chlorid- und Sulfatgehalte betragen ≤ 85 bzw. ≤ 110 mg/l und entsprechen etwa denen des Hegbaches bzw. denen des Grundwassers, während sie im Apfelbach zeitweise höher liegen (Streusalzeinfluß der nahen Autobahn).



Hegbachsee (Groß-Gerau): Untersuchung vom 31. 8. 1982

Flora und Fauna

Die Phytoplanktongesellschaft des durch Abwasser belasteten Hegbaches setzt sich aus einem großen Artenspektrum zusammen, wobei sich drei Biomassenschwerpunkte abzeichnen. Das Frühjahrsmaximum in den Monaten März/April wird vor allem von den Kieselalgen *Navicula pupula*, *N. cryptocephala*, *Nitzschia palea* und *Melosira varians* bestimmt. Außerdem treten die Flagellaten – u. a. einige *Chilomonas*-Arten – im April stark in Erscheinung. Im Mai gehen die Kieselalgen an Artenzahl und Individuendichte zurück. An ihrer Stelle kommen die Grünalgen (Chlorophyceen) und Jochalgen (Conjugaten) zu stärkerer Entfaltung. – Das Sommerplankton wird besonders durch die Massenentwicklung der Grünalgen *Scenedesmus quadricauda* und *Pediastrum boryanum* sowie der Jochalge *Closterium acerosum* geprägt. Daneben sind eine Vielzahl weiterer Chlorophyceen anzutreffen. Auffällig ist jedoch das Entwicklungsmaximum von *Scenedesmus quadricauda*, die in den Monaten Juni bis September im Hegbachsee zur „Wasserblüte“ gelangt und somit den Charakter der Biozönose eindeutig, je nach Lichtverhältnissen, bis in 2–3 m Tiefe bestimmt. Auch die Flagellaten, wie *Chilomonas paramecium* und *Cryptomonas erosa* treten in den Monaten April–September zumeist massenhaft in Erscheinung. Im flachen Uferbereich gesellen sich noch fädige und kolonienbildende Blaualgen (Cyanophyceen) hinzu, wie die oft Wasserblüten-bildenden Gattungen *Microcystis*, *Oscillatoria* und *Anabaena*. Durch diese sommerlichen Algenmassenentwicklungen sinkt die Sichttiefe unter 1,50 m ab.

Das Phytoplankton im Herbst stellt einen Übergang dar. Während die Entwicklung von *Scenedesmus quadri-*

cauda bis in den Monat November langsam zurückgeht, kommen mehrere Diatomeen-Arten, darunter *Navicula cryptocephala*, *N. hungarica*, *N. dicephala*, *Nitzschia-palea*, *N. acicularis* zu sehr starken Entfaltung, ohne daß eine Art das Bild beherrscht.

Insgesamt charakterisiert das Phytoplankton das Produktionsniveau des Hegbachsees als eutroph:

Die Mikrofauna ist in diesem Gewässer von untergeordneter Bedeutung; sie zeichnet sich durch eine geringe Arten- und Individuendichte aus. Unter den räuberischen Wimpertierchen (Ciliaten) sind lediglich die Gattungen *Euplotes*, *Stylonychia*, *Aspidisca* und *Coleps* häufig zu finden, während die niederen Krabbe – wie die Gattungen *Daphnia*, *Cyclops*, *Chydorus* – nur in den Monaten Juni bis Oktober alljährlich stärker in Erscheinung treten.

Die Benthonfauna dieses faulschlammreichen Sees besteht in erster Linie aus Zuckmücken (Chironomus-Arten) und Schlammröhrenwürmern (Tubifiziden).

Auch seine Unterwasserflora ist nur spärlich entwickelt; nur einige Laichkräuter – wie Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*) – sind stellenweise anzutreffen.

Mit dem Absterben der Biomasse und der Vollzirkulation des Wasserkörpers in den Wintermonaten findet eine allmähliche Erholung des dem eutrophen Typus zugehörigen Hegbachsees statt. Mit dem Frühjahrsmaximum der Algen setzt wiederum eine Verschlechterung in der Wasserbeschaffenheit ein, die dann in der Badesaison regelmäßig zum Höhepunkt kommt.



Hegbachsee

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der ursprünglich als Regenausgleichsbecken geschaffene, landschaftlich reizvoll gelegene Hegbachsee (= Niederwaldsee) kann aufgrund seines derzeitigen Gewässerzustandes die heute an ihn gestellten weitergehenden Freizeitanforderungen – hauptsächlich bedingt durch den Zulauf des mit Abwasser belasteten Hegbaches – nicht erfüllen. In erster Linie dient der See als Erholungs- und Freizeiteinrichtung für die Freunde des Campings sowie des Angel- und Wassersports (Segeln, Surfen). Eine von den Anliegern gewünschte Funktion als Badegewässer scheidet aus hygienischen Gründen (Salmonellengefahr u. a.) weitestgehend aus, wobei sich auch der relativ hohe Entenbesatz vor allem in der Uferzone ungünstig auswirkt.

Weitreichende Besserungen im Güte- und Trophiezu-stand des Hegbachsees lassen sich nur dann erreichen, wenn der Hegbach nicht mehr den Hauptzufluß zum See

bildet, sondern in einem Ringkanal umgeleitet wird. Auch der Zulauf des in den Sommermonaten im Unterlauf meist trockenfallenden Apfelbaches müßte unterbunden werden, da er besonders bei starken Regenfällen beträchtliche anorganische und organische Belastungen bzw. Nährstofffrachten dem See zuführt.

Weiterhin wäre eine Vollentschlammung des Seebodens für die Wasserqualität günstig. Ein Trockenfallen des Hegbachsees aufgrund fehlender oberirdischer Zuflüsse bzw. infolge von Verdunstung ist wegen seiner großen Tiefe (21 m) bzw. des hohen Grundwasserstandes nicht zu befürchten, da der See mit dem Grundwasser korrespondiert.

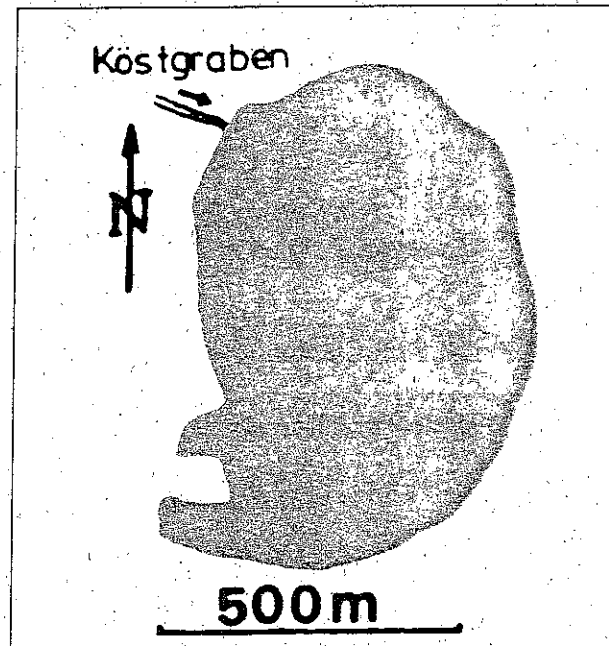
Der ursprünglich als Regenausgleichsbecken konzipierte Hegbachsee wird den heute an ihn gestellten weitergehenden Freizeitangeboten erst dann gerecht, wenn die vorgenannten Sanierungsmaßnahmen abgeschlossen sind.

Inheidener See

Lage: R 34 93 32, H 55 90 72
Topographische Karte: L 5518 Gießen
Entstehung/Seetyp: Der Inheidener See entstand durch den Braunkohle-Tagebau (Restsee).
Mischungsverhalten: dimiktisch, holomiktisch
Höhe: 127,7 m ü NN
Oberfläche: 0,34 km²
Volumen: 3,4 · 10⁶ m³
Tiefe max.: 30 m, mittl.: 10 m
Einzugsgebiet: 6,23 km² (Köstgraben, größtenteils trockengefallen)
Umgebungsfaktor: 18,3
Ufer: Länge 2,5 km, Entwicklung 1,21

Einzugsgebiet und Ufer

Der Inheidener See liegt im südlichen Teil der Hessischen Senke, der Wetterau, die zu den fruchtbarsten (Löß) und klimatisch begünstigsten Teillandschaften des Hessischen Berglandes zählt. Er entstand nahe der Kernstadt Hungen durch den Abbau der Braunkohle im Tagebau, deren Auskohlung dort ab dem Jahr 1950 beendet war, als Restsee.



Inheidener See



Das Braunkohlenvorkommen der Wetterau – mit Schwerpunkt Wölfersheim – hat sich im Übergang vom Pliozän zum Pleistozän im Horloffgraben gebildet, der ein Teilstück des rheinischen Grabenbruchsystems darstellt.

Der See trägt seinen Namen nach der am Nordwest- und Südufer gelegenen früher selbständigen Gemeinde, die heute zur Stadt Hungen gehört. Sein westliches, wenig mit Schilf bewachsenes Ufer, von dem zahlreiche Boots- und Angelstege ins Wasser ragen, wurde fast gänzlich mit Wochenendhäusern bebaut und blieb dadurch nicht frei zugänglich. Außerdem liegt dort die Einmündung des Köstgrabens, durch den früher Abwasser von Inheiden dem See zugeführt wurde.

Im Südwesten überragt eine zum Berg aufgeschüttete rekultivierte Schutt- und Abraumhalde das Gebiet.

Am Nordufer des Sees entstand ein Segelsportzentrum. Außerdem befinden sich dort die sanitären Einrichtungen sowohl für den am Ostufer befindlichen Badestrand als auch für die dort unter Bäumen (Pappeln u. a.) stehenden zahlreichen mobilen und festen Ferien- und Wochenenddomizile.

An dieses östliche Freizeitgebiet schließen sich unmittelbar der Riedgraben, der keine direkte Verbindung zum See hat, sowie zwei Feuchtgebiete mit Flachwasserzonen an, die im Jahr 1984 zum Naturschutzgebiet erklärt wurden (NSG „Mairied von Rödheim“ und „Gänsweid von Steinheim“).

Diese Feuchtgebiete sind auch ein Teil des Heilquellenschutzgebietes des Staatsbades Bad Nauheim (Zone I) und des geplanten Trinkwasserschutzgebietes für die Brunnen des Wasserwerkes Inheiden (Zone III A).

Wasserchemismus und Trophiegrad

Dieses stark frequentierte, an einer Stelle mehr als 30 m, meist aber nur 15–18 m tiefe Freizeitgewässer, das als Folge des Braunkohlentagebaues entstand, zeigt die nachstehenden typischen Schichtungsverhältnisse:

Bei Wassertemperaturen von 20–22 °C steigt der Sauerstoffgehalt im Spätsommer in der obersten Wasserschicht des Sees infolge von Algenmassenentwicklungen auf 12–15 mg/l, d. h. es herrscht des öfteren Sauerstoffübersättigung. Gleichzeitig erhöht sich der pH-Wert in der obersten Wasserschicht auf etwa 9. In 8 m Tiefe wird ein Sauerstoffgehalt von rd. 4 mg/l gemessen; bei 10 m sinkt er auf 2 mg/l ab. Gleichzeitig vermindert sich der pH-Wert bis zum Grund auf 7,3.

Der Inheidener See wies im Jahr 1984 nur mäßige Nährstoff- und Schmutzgehalte auf, wobei teilweise die Werte des Vorjahres unterschritten wurden. Der mittlere BSB₅ und CSB betragen 3 bzw. 17 mg/l und waren somit in der gleichen Höhe wie in den Jahren 1979–83. Die hohen BSB₅-Werte von ≤ 14 mg/l sind auf Algenmassenentwicklungen in den Flachwasserzonen während der Sommermonate 1982 zurückzuführen.

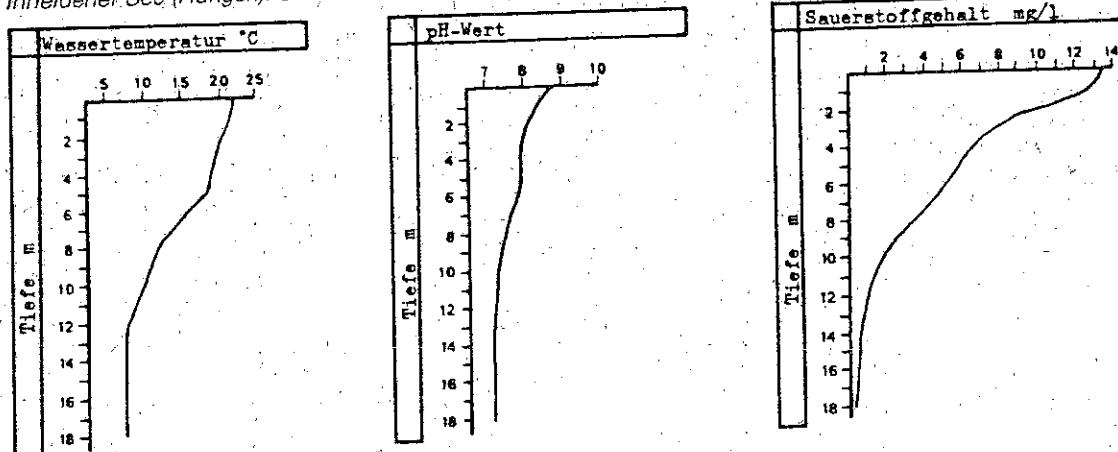
Der Gesamt-Phosphor- sowie der Ammonium-Stickstoffgehalt verminderten sich im Jahresmittel 1984 auf 0,09 bzw. 0,08 mg/l, während dagegen der entsprechende Nitrat-Stickstoffgehalt auf 0,50 mg/l stieg. Des weiteren reduzierte sich der mittlere Chloridgehalt auf rd. 20 mg/l.

Insgesamt gesehen ist der Inheidener See dennoch als mesotroph – mit starker Eutrophierungstendenz – einzustufen.

Flora und Fauna

Hydrobiologisch war im Jahr 1984 gegenüber den Vorjahren ein Rückgang der Phytoplanktonproduktion zu verzeichnen. Neben den fädigen Joch- und Zieralgen *Spirogyra* und *Mougeotia* sowie den Grünalgen *Cladophora crispata* und *Ulothrix zonata*, die hauptsächlich in der Uferzone größere Algenwatten bildeten, traten die Diatomeen am häufigsten in Erscheinung. Unter ihnen erfuhr die Arten *Navicula cryptocephala*, *Fragilaria crotonensis*, *F. capucina*, *Nitzschia palea* und *N. acicularis* besonders in den Monaten August/September teilweise fast massenhafte Vermehrung, woraus zeitweise eine Sauerstoffübersättigung in der obersten Wasserschicht resultierte.

Inheidener See (Hungen): Untersuchung vom 17. 8. 1982



Das Zooplankton setzt sich aus verschiedenen niederen Krebsen (Blattfuß-, Ruderfuß- sowie Muschélkrebse) und Rädertier-Arten (Rotatorien) zusammen, die jedoch nicht regelmäßig auftreten.

Die Unterwasserflora des Inheidener Sees beschränkt sich hauptsächlich auf wenige Laichkraut- (*Potamogeton*) und Hahnenfuß (*Ranunculus*)-Arten, die vorwiegend im westlichen Bereich anzutreffen sind.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Durch den Anschluß des Stadtteiles Inheiden an das Gruppenklärwerk des Abwasserverbandes Hungen (Auslegung: 50.000 E+EG), an das derzeit ca. 36.000 E+EG angeschlossen sind, konnten die dem See über den heute trockengefallenen Köstgraben zugeführten organi-

schen Belastungen und auch der Nährstoffeintrag aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen entscheidend vermindert werden. – Durch diese Reinhaltemaßnahme hat sich der Gewässerzustand merklich gebessert. So gingen die früher stärker auftretenden Eutrophierungserscheinungen erheblich zurück.

Heute dient der zu- und abflußlose Inheidener See in erster Linie zu Freizeit- und Erholungszwecken für die Bewohner Mittelhessens und des Ballungsraumes Rhein/Main. Außerdem erlangte er überregionale Bedeutung als Wassersportzentrum (Segeln/Surfen).

Trotz dieser Freizeitaktivitäten erfüllt der See im Herbst und Winter eine gewisse Funktion als „Trittstein“ für wassergebundene Zugvögel.

Kinzigsee

Lage: R 35 02 40, H 55 58 70

Topographische Karte: L 5920 Aizenau

Entstehung/Seentyp: Der Kinzigsee entstand durch Grundwasserfreilegung als Baggersee im Zuge des Autobahneubaues (A45) in den Jahren 1971–79

Mischungsverhalten: dimiktisch, holomiktisch

Höhe: 114 m ü NN

Oberfläche: 0,24 km²

Volumen: 1,92 · 10⁶ m³

Tiefe max.: 13 m, mittl.: 8 m

Ufer: Länge 2,15 km, Entwicklung 1,24

Einzugsgebiet und Ufer

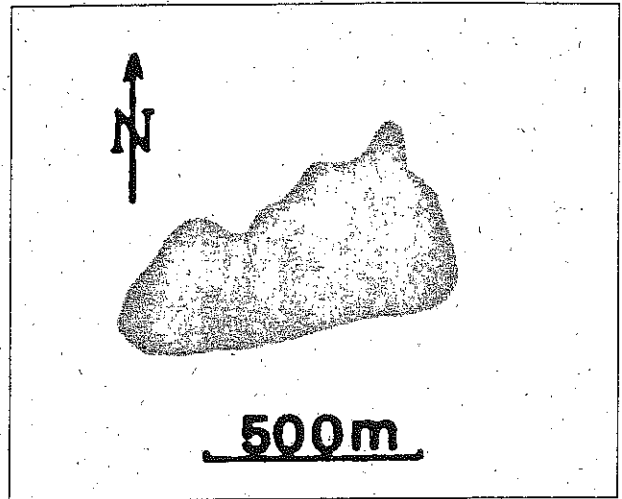
Der Kinzigsee (= 24 ha) liegt in jungen alluvialen Hochflutablagerungen des Holozäns. Er entstand neben dem benachbarten Ruhlsee (= 17 ha) ab Mitte der siebziger Jahre im Zuge der Materialentnahme für den Autobahneubau der A45 südlich der Gemeinde Langenselbold. Beide Seen liegen in einer typischen Aue Landschaft, die aufgrund ornithologisch, floristisch und pflanzensoziologisch wertvoller Auwaldbereiche teilweise als Naturschutzgebiet „Kinzigau von Langenselbold“ ausgewiesen wurde.

Das Gebiet wird nach Süden hin von den Mäandern der Kinzig, einem rechtsseitigen Nebenfluß des Mains, und im Nordosten von einem Eichen-Hainbuchen-Auewald begrenzt. Im Südwesten bildet ein fast ausschließlich aus jüngeren Stieleichen bestehender Auwald sowie der Mündungsbereich der Gründau (= Kinzig-Zulauf), dem das mechanisch-biologisch behandelte Abwasser von Langenselbold zugeführt wird, die Grenze des Naturschutzgebietes. – Die nördlichen Flächen sowie insbesondere die unmittelbare Umgebung des Kinzigsees bestehen aus Grünland, vor allem aus den sog. Ruhiwiesen.

Des Weiteren befindet sich am flachen Nordufer ein Freizeit- und Erholungszentrum mit Campingplatz, Liege- und Spielwiesen sowie baumfreiem Badestrand.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Der relativ junge Kinzigsee wurde erst im Jahr 1982 ins Hessische Gewässergütemeßprogramm aufgenommen. Er zeichnet sich durch ein geringes Nährstoffangebot aus. Die ermittelten Jahresmittelwerte 1984 des Ammonium-Stickstoff- und des Gesamtphosphorgehaltes entsprachen mit 0,3 bzw. 0,8 mg/l etwa denen der Vorjahre; beim mittleren Nitrat-Stickstoffgehalt war dagegen ein Anstieg auf rd. 1,8 (vorher rd. 0,3) mg/l eingetreten. Die organischen Belastungen blieben trotz des zunehmenden Badebetriebes annähernd gleich. Die Jahresmittelwerte 1984 von BSB₅ = 3 mg/l, CSB = 17 mg/l und KMnO₄ = 25 mg/l entsprechen etwa denen der Vorjahre. – Die relativ hohen BSB₅-Werte von ≤ 14 mg/l wurden in der Badesaison des Jahres 1982 gemessen, in Zeiten



sehr starker Kieselalgenentwicklung, die besonders in den flachen Uferzonen in Erscheinung traten.

Insgesamt gesehen und unter Berücksichtigung der biozoenotischen Veränderungen ist der Kinzigsee dem mesotrophen Typus – mit zunehmender Tendenz zum eutrophen Typ zugehörig.

Flora und Fauna

Hydrobiologisch war der See im Jahr 1984 durch das Ausbleiben der Algenblüten ausgezeichnet. Zur massenhaften Entfaltung gelangten kurzzeitig nur wenige Diatomeen-Arten, wie *Melosira varians*, *Diatoma vulgare* und *Nitzschia acicularis*. Die übrige Mikroflora und auch die Mikrofauna waren durch relativ geringe Artenzahlen und individuendichten gekennzeichnet. Die Entwicklung höherer Wasserpflanzen beschränkte sich auf wenige Laichkraut (*Potamogeton*)-Arten im südlichen Seebereich.

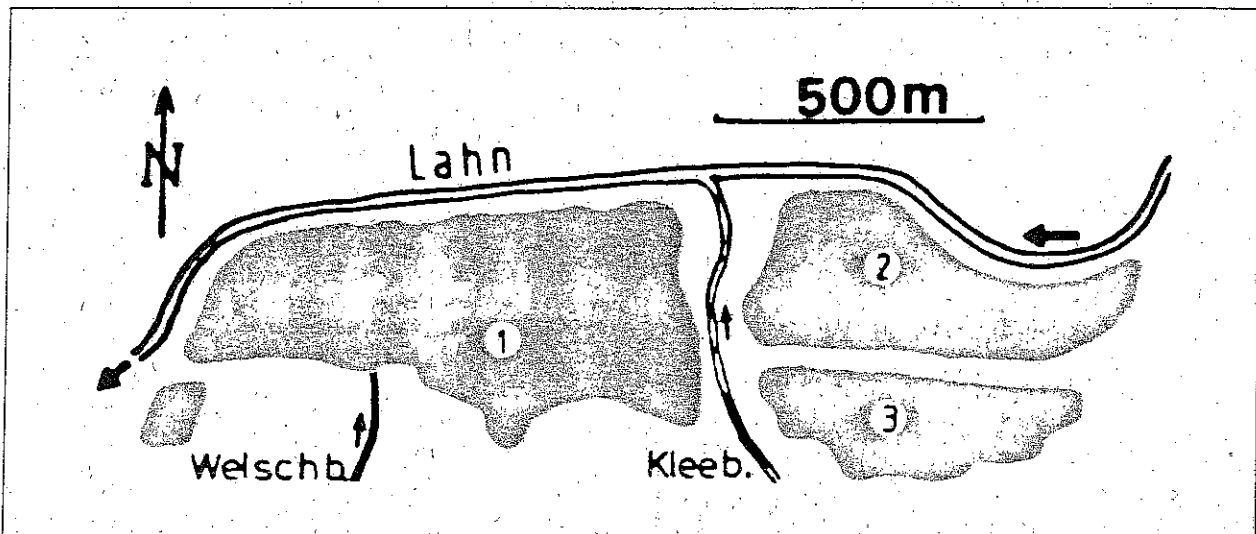
Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Die südliche Hälfte des Kinzigsees gehört zum Naturschutzgebiet „Kinzigau von Langenselbold“, während sein nördlicher Teil ausschließlich für Freizeit- und Erholungszwecke der Bevölkerung im östlichen Ballungsraum Rhein/Main und des Kinzigtales dient. Hierdurch wird zwangsläufig der Wert dieses Sees für den Vogelzug als „Trittstein“ in der Zugstraße „Fuldaal – Kinzigal – Maintal“ gemindert; stattdessen nimmt der benachbarte Ruhlsee uneingeschränkt diese Funktion wahr.

Dieses Naturschutzgebiet zählt mit rd. 135 ha (davon ca. 65 ha Grünland und 35 ha Stieleichen-Hainbuchen-Wald) zu den nicht nur flächenmäßig bedeutenden Feuchtgebieten in Hessen. Es dient als Rast-, Brut- und Nahrungsareal für wassergebundene Vogelarten. So brüten hier z. B. die in ihrem Bestand gefährdeten „Rote-Liste-Arten“ Flußregenpfeifer, Schafsteiße, Mittel- und Kleinspecht, Neuntöter, Braunkehlchen und Grauwammer. Als Durchzügler und Wintergäste, deren Rastplätze eines besonderen Schutzes bedürfen, erscheinen im Naturschutzgebiet und auf dem Kinzigsee u. a. Haubentaucher, Spießente, Rohrweihe, Kampfläufer, Flußuferläufer, Großer Brachvogel und Alpenstrandläufer.

Auch für bestandsgefährdete Pflanzenarten feuchter Böden ist dieser Teil der Kinzigau von Bedeutung. Dort gedeihen z. B. Sumpf-Gänsedistel (*Sonchus paluster*), Schlamm-Segge (*Carex limosa*), Fuchssegge (*Carex vulpina*), Sumpf-Weidenröschen (*Epilobium palustre*), Spitzblättriges Laichkraut (*Potamogeton acutifolius*) und die Weiße Seerose (*Nymphaea alba*).

Lahnseen



Lage: R 34 73 00, H 55 03 50
 Topographische Karte: L 5516 Gießen
 Entstehung/Seetyp: Baggerseen, die durch Grundwasserfreilegung infolge Kiesentnahme in der Nachkriegszeit im mittleren Lahntal (Bereich der Gemeinde Heuchelheim) entstanden sind.
 Mischungsverhalten: dimiktisch, holomiktisch
 Höhe: 155 m ü NN
 Oberfläche: See 1 0,29 km², See 2 0,14 km², See 3 0,087 km²
 Volumen: See 1 1,595 · 10⁶ m³, See 2 0,77 · 10⁶ m³, See 3 0,435 · 10⁶ m³
 Tiefe max.: See 1 9 m, See 2 9 m, See 3 9 m
 Tiefe mittl.: See 1 5,5 m, See 2 5,5 m, See 3 5,0 m
 Einzugsgebiet: See 1 12,35 km² (Welschbach)
 Umgebungsfaktor: See 1 42,59
 Ufer: Länge See 1 2,4 km, See 2 1,7 km, See 3 1,35 km
 Entwicklung: See 1 1,26, See 2 1,29, See 3 1,31

Einzugsgebiet und Ufer

Die zwischen den Städten Gießen und Wetzlar befindlichen Lahnseen liegen in den Kies- und Sandsedimenten der pleistozänen Mittel- und Hochterrassen der Lahn. Diese Baggerseen entstanden durch Grundwasserfreilegung im Zuge der Kiesentnahme in den fünfziger und sechziger Jahren. Sie sind Teile eines größeren, in der Erweiterung befindlichen Gewässerkomplexes, der zwischen der alten Lahnschleife und dem Autobahnzubringer West beiderseits des neuen Lahndurchstiches (wegen der Begradigung bzw. Hochwasserabflußregelung der Lahn) zahlreiche, voneinander getrennte Wasserflächen entstehen läßt. Mehrere dieser Baggerseen, von denen über

drei nähere Ausführungen erfolgen, wurden durch anschließende Rekultivierungsmaßnahmen in den heutigen Zustand als Freizeiteinrichtung gebracht – siehe Farbtafel.

Die Nordseiten dieser drei Seen besitzen aufgrund der vorgenommenen Dammschüttungen (mit Fußweg auf der Dammkrone) steile, mit Gras und einigen Büschen bewachsene Böschungen, während die übrigen Bereiche wesentlich flacher sind. Dies gilt besonders für die Südufer der Seen 1 und 3. Auffällig ist auch die große Flachwasserzone an der Westspitze des Sees 1 (= Dutenhofener See). Des Weiteren sind an den jeweiligen Westseiten der Seen und an den steilen Dammfanken entlang des unteren Kleebaches, der zwischen den Seen 1 und 2 bzw. 3 in die Lahn mündet, Bepflanzungen mit niederen Sträuchern und Bäumen der Auwaldzone zu finden. Außerdem hat sich in diesem Vorfluterbereich eine Hochstaudengesellschaft mit natürlicher Sukzession wie an dem angrenzenden Lahnufer entwickelt.

Im allgemeinen korrespondieren die drei Seenspiegel mit dem Wasserstand der Lahn.

In extremen Hochwasserperioden, insbesondere im Frühjahr, werden die Seen durch die nahe vorbeifließende Lahn eingestaut. Dies gilt in erster Linie für den Dutenhofener See, dem über seine östliche Flutmulde sowohl Lahnwasser als auch u. U. das Hochwasser des Kleebaches zugeführt werden. Ferner mündet in ihn am Südufer der relativ kleine, mäßig verunreinigte Welschbach, dessen Einzugsgebiet vornehmlich landwirtschaftlicher und z. T. auch forstwirtschaftlicher Nutzung unterliegt.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Die Wasserqualität dieser drei größeren Bagger- bzw. Freizeitseen hat sich gegenüber den Vorjahren nur geringfügig verändert. So erhöhte sich u. a. der Jahresmittel-

wert des BSB₅ auf 3–4 mg/l, dagegen blieben die jeweiligen CBS-Werte mit 17–20 mg/l fast gleich. Die größte Verunreinigung besaß der am nächsten der abwasserbelasteten Lahn gelegene Baggersee 2.

Bei den Nährstoffgehalten war dagegen in allen drei Gewässern ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. So sanken die mittleren Ammonium-Stickstoffgehalte auf 0,12–0,14 mg/l. Auch der Nitrat-Stickstoff ging im Jahresmittel in den Baggerseen 1 (= Dutenhofener See) und 3 auf rd. 0,7 bzw. 0,9 mg/l sowie der Gesamt-Phosphor auf 0,07 bzw. 0,08 mg/l zurück. Demgegenüber stieg im Baggersee 2 der mittlere Gesamt-Phosphorgehalt auf 0,3 mg/l an, während der Nitrat-Stickstoff mit rd. 1,2 mg/l dort annähernd gleich blieb.

Insgesamt gesehen, sind die Baggerseen 1 und 3 als mesotroph (mit gewissen Tendenzen nach eutroph – besonders bei letzterem) einzustufen. Der See 2 ist ausschließlich dem eutrophen Typus zugehörig.

Flora und Fauna

Hydrobiologisch sind in allen drei Gewässern rückläufige Eutrophierungserscheinungen festzustellen. Dies gilt insbesondere für die Seen 1 und 3, die vorwiegend mesotrophen Charakter besitzen.

Der Frühjahrs- und Herbstaspekt der Biozönosen in den drei Gewässern wurde vor allem durch die Diatomeen *Nitzschia acicularis*, *N. palea*, *Fragilaria capucina*, *Synedra ulna*, *Gomphonema olivaceum*, *Cymbella ventricosa* und *C. lanceolata* geprägt. Den Sommeraspekt bestimmten hauptsächlich fädige Grünalgen – u. a. *Cladophora crispata* – sowie die Blaualgenarten *Anabaena flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* und *M. flos-aquae*, die neben den Jochalgenarten *Cosmarium botrytis* und *Closterium acerolum* bis in den Herbst zu sehr starker Verbreitung gelangen. Außerdem sind unter den pflanzlichen Flagellaten (Geißelträgern) die Gattungen *Chlamydomonas*, *Cryptomonas* und *Chilomonas* häufig vertreten. Stärkere Massenentwicklungen stellten sich jedoch nur im eutrophen See 2 ein.

Unter der Mikrofauna finden sich nur die Ciliaten der Gattungen *Urostyla*, *Euplotes* und *Collops* regelmäßig. Des weiteren erweisen sich alle drei Baggerseen reich an Fischnährtieren. Besonders die Niederen Krebse der Gattungen *Cyclops*, *Daphnia* und *Chydorus* treten in den Sommermonaten sehr häufig bzw. mit sehr hoher Individuendichte vor allem im Uferbereich auf.

Die Unterwasserflora dieser Seen ist nur spärlich ausgebildet. Sie beschränkt sich auf wenige Stellen, wo

Laichkraut (*Potamogeton*), Hornblatt (*Ceratophyllum*), Hahnenfuß (*Ranunculus*) und Tausendblatt (*Myriophyllum*) anzutreffen sind.

Ein Schilf- oder Röhrichtgürtel hat sich bei keinem dieser rekultivierten Baggerseen entwickelt, was vor allem auf fehlende Flächufer und starke Wasserstandsschwankungen zurückzuführen ist.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Die durch Auskiesung entstandenen, vorbildlich rekultivierten Baggerseen, die nicht nur das Landschaftsbild des Gießener Beckens und der Lahnaue bereichern, sondern auch dem Hochwasserschutz bzw. der Abflußregulierung der Lahn dienen, stellen heute sehr stark frequentierte Freizeit- und Erholungseinrichtungen für die Bevölkerung der Region Mittelhessens dar und sollen letztlich zur Entstehung eines überregionalen „Wassersport- und Freizeitzentrum mittleres Lahntal“ beitragen.

Derzeit bestehen für die drei aufgeführten Seen, die Teile eines größeren, im Endausbau etwa 200 ha umfassenden Gewässerkomplexes sind, gewisse Nutzungseinschränkungen an bestimmten Uferzonen – u. a. für Surfen, Baden, Angeln.

So steht z. B. der See 3, der am nächsten der abwasserbelasteten Lahn liegt, ausschließlich der am Westufer ansässigen Surf-Schule zur Verfügung, während der südlichere See 2 überwiegend zum Baden und für bestimmte Bereiche zum Tretbootfahren zugelassen ist. Der westlich gelegene, wesentlich größere See 1, auch Dutenhofener See genannt, wird in erster Linie von den Segelsportfreunden genutzt. Er besitzt an seinem Ostufer eine Segelbootschule. Am Südufer befindet sich im östlichen Teil ein Campingplatz und ein Restaurant mit Parkplätzen, dem die flache Badezone mit Strand vorgelagert ist. Der daran anschließende Bereich ist den Angelsportfreunden vorbehalten.

Die „Westspitze des Dutenhofener Sees“ mit einer Größe von ca. 8,12 ha wurde im Jahr 1979 als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Es bildet innerhalb eines größeren Gewässerkomplexes eine Ruhezone für die Pflanzen- und Tierwelt; insbesondere dient es als Brut-, Rast- und Überwinterungsbereich für bestandsbedrohte Sumpf- und Wasservogelarten. Dieses Naturschutzgebiet bildet im Rahmen seiner bescheidenen Größe ein gewisses Bindeglied zwischen den Schutzgebieten im Vogelsberg und denen des Westerwaldes.

Lampertheimer See

Lage: R 34 60 45, H 54 95 40
 Topographische Karte: L 65 10 Mannheim
 Entstehung/Seetyp: Baggersee (Grundwasserfreilegung durch Materialentnahme)
 Mischungsverhalten: Dimiktisch, die flache Badezone in der Südhälfte polymiktisch
 Höhe: 94 m ü NN
 Oberfläche: 0,04 km²
 Volumen: 0,16 · 10⁶ m³
 Tiefe max.: 11 m, mittl.: 4 m
 Ufer: Länge 0,73 km, Entwicklung 1,02

Einzugsgebiet und Ufer

Der im westlichen Gebiet der Stadt Lampertheim (Kreis Bergstraße) befindliche Badensee grenzt unmittelbar an das im Jahr 1976 ausgewiesene Naturschutzgebiet „Lampertheimer Altrhein“ (525 ha) an und liegt hauptsächlich im Bereich der Niederterrasse des Rheins.

Dieser relativ kleine See, der durch Kiesentnahme entstand, trocknet selbst bei extremen Niedrigwasserständen nicht aus.

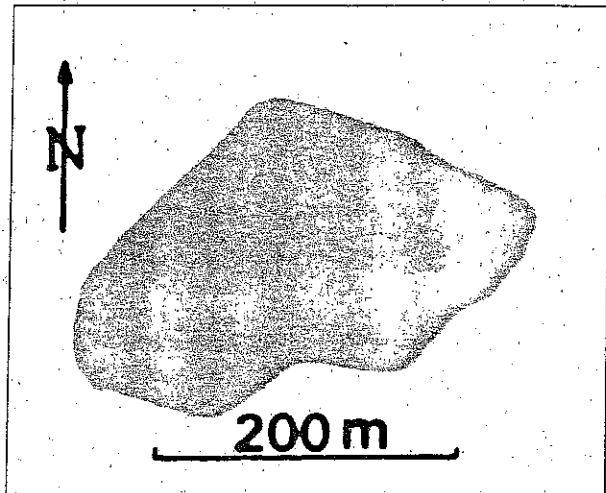
An seinem Nordostufer befindet sich das städtische Hallenbad, während sich am Nordwestrand der dortige Angelverein niedergelassen hat. Die restlichen Ufer- und Stranzonen dienen dem Freibad.

Das westlich gelegene Naturschutzgebiet „Lampertheimer Altrhein“ weist alle für die Strömaue des Rheins charakteristischen Formationen auf.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Der Badensee Lampertheim wurde erst im Jahr 1983 in das „Hessische Gütemeßprogramm für oberirdische Gewässer“ aufgenommen, da die eigentliche Überwachung der Badegewässer in Hessen den Staatl. Medizinal-Untersuchungsämtern obliegt.

Dieser in den Sommermonaten stark frequentierte Badensee hat sich in den Jahren 1983–84 in seiner Wasserbeschaffenheit nicht wesentlich verändert. Aufgrund seiner Tiefenverhältnisse ergeben sich für die Parameter Wassertemperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt die nachstehenden Vertikalprofile.



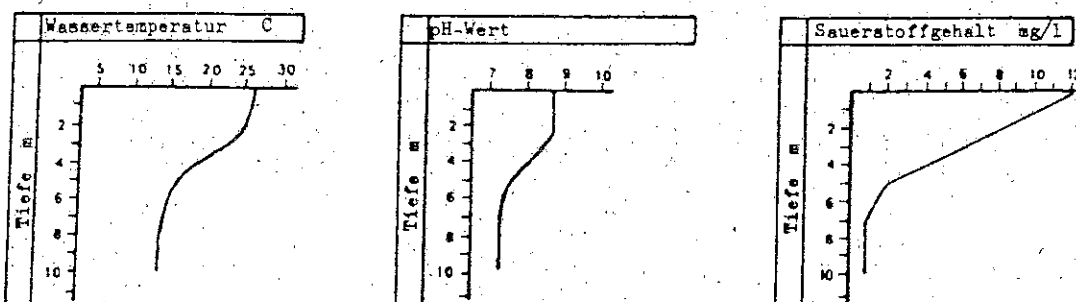
So sinkt die Wassertemperatur im See von rd. 26° C an der Oberfläche auf 12° C am Grund ab, während der pH-Wert von 8,7 auf 7,3 zurückgeht. Beim Sauerstoffgehalt kann bis 4 m Tiefe noch 4 mg O₂/l, bei 5 m nur 2 mg/l gemessen werden; nach 7 m sinkt er unter 1 mg/l ab.

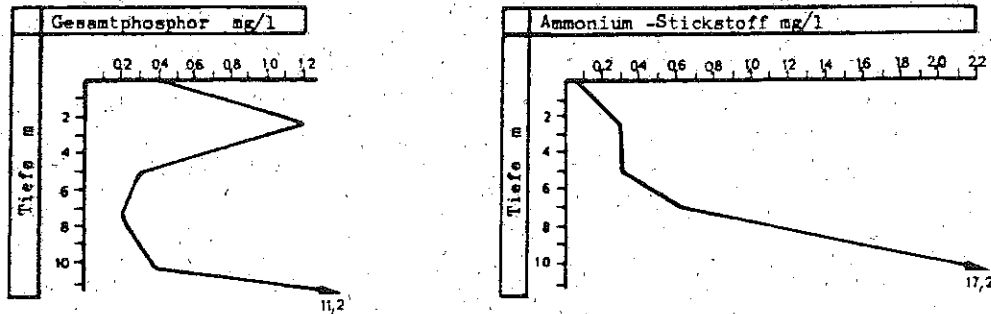
Die organische Verunreinigung dieses Sees, in erster Linie durch den Badebetrieb und das Absterben der Biomasse (= Sekundärbelastung) hervorgerufen, erweist sich als relativ hoch. So beträgt der BSB₅ ≤ 6 mg/l; der CSB ≤ 40 mg/l und der DOC ≤ 10 mg/l. Auch die Nährstoffgehalte sind im See hoch.

So steigt z. B. der Gesamt-Phosphorgehalt von 0,4 mg/l in der obersten Wasserschicht auf 11,2 mg/l in der Wasser-Schlamm-Kontaktzone am Seegrund durch Remobilisierung an; während sich der Ammonium-Stickstoffgehalt von < 0,1 mg/l bis in die Tiefe auf 17,2 mg/l erhöht. Der Nitrat-Stickstoffgehalt bleibt bis in fast 10 m Tiefe annähernd gleich (< 0,1 mg/l) und steigt am Seeboden auf 0,8 mg/l an. Die Chloridgehalte des Sees betragen ≤ 90 mg/l.

Insgesamt gesehen ist der Lampertheimer Badensee unter Berücksichtigung der hydrobiologischen Verhält-

Lampertheimer See (Lampertheim): Untersuchung vom 20. 7. 1983





Lampertheimer See (Lampertheim): Untersuchung vom 20. 7. 1983

nisse noch dem mesotrophien (mit starker Tendenz zum eutrophen) Typus zugehörig.

Flora und Fauna

Den Frühjahrsaspekt der Biozönose prägen die Blaualge *Oscillatoria limosa* sowie die Kieselalgen-Arten *Diatoma vulgare*, *Nitzschia acicularis*, *Fragilaria capucina* u. a. In den Sommermonaten verbreiten sich vor allem im nördlichen Bereich des Sees die fädige Grünalge *Cladophora crispata* und die Jochalge *Spirogyra fluviatilis* während der Herbstaspekt durch starke Diatomeen-Entwicklung von *Melosira varians*, *Nitzschia palea*, *Navicula cryptocephala* und *Synedra ulna* geprägt ist.

Unter der Mikrofauna erreichen die Blattfuß- (*Daphnia*) und Ruderfußkrebse (*Cyclops*) in den Sommermonaten

besonders im Uferbereich ihre höchste Individuendichte. Ansonsten finden sich nur noch Wimpertierchen wie die Gattungen *Euplotes*, *Urostyla*, *Coleps* und *Stylonychia* regelmäßig in geringer Individuendichte.

Eine charakteristische Unterwasserflora ist, bedingt u. a. durch teilweise starke Faulschlammablagerungen, nur spärlich ausgebildet.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der nordwestliche Teil des Sees wird vom ansässigen Angelverein genutzt, während die restliche Seehälfte ausschließlich für Badezwecke zur Verfügung steht. Außerdem entnimmt die Stadt Lampertheim am Nordufer zeitweise Wasser für ihr Hallenbad.

Langener See

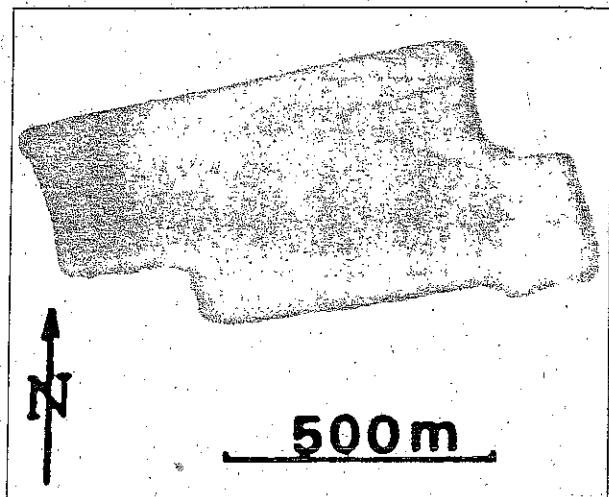
Lage: R 34 72 65, H 55 42 25
Topographische Karte: L 5916 Frankfurt/M.-West
Entstehung/Seetyp: Baggersee
Mischungsverhalten: Dimiktisch; holomiktisch
Höhe: 97,3 m ü NN
Oberfläche: 0,4 km²
Volumen: 1,6 · 10⁹ m³
Tiefe max.: 13 m, mittl.: 4 m
Ufer: Länge 2,8 km, Entwicklung 1,25

Einzugsgebiet und Ufer

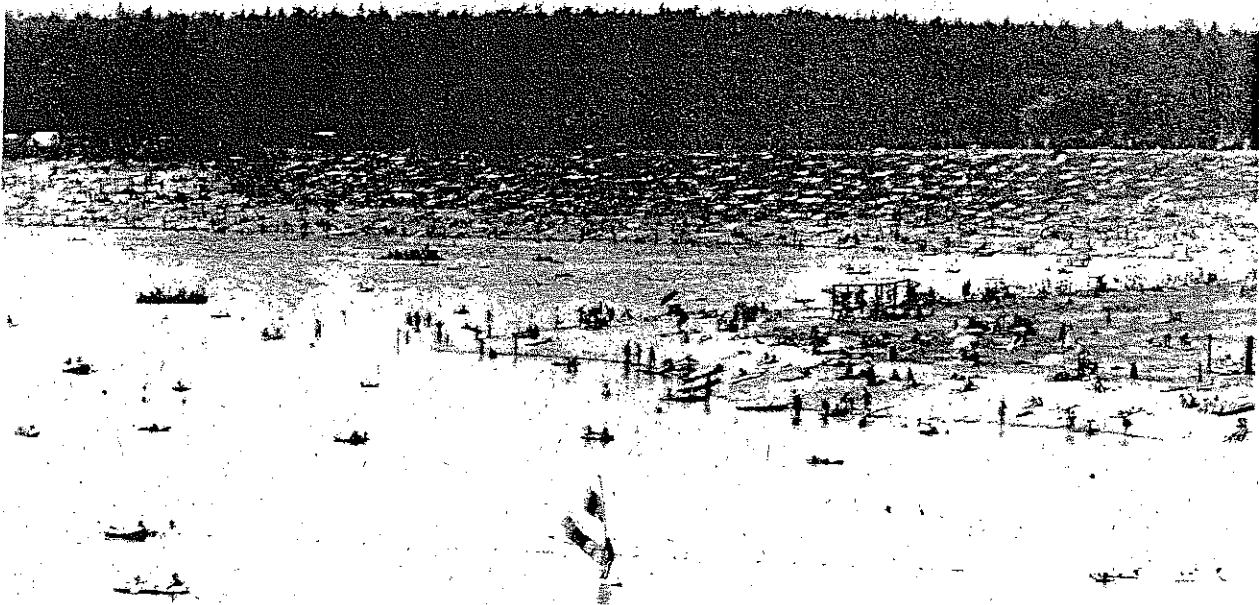
Der Langener See, der östlich der Bundesautobahn A5 durch Materialentnahme im Langener Stadtwald in den sechziger Jahren entstand, liegt im südlichen Bälungsraum Rhein/Main: in tektonischer Hinsicht gehört der Raum Langen zum Oberrheingraben (alt angelegtes Senkungsfeld). Das Seeareal liegt vornehmlich im Grenzbereich der Walldorfer und Kelsterbacher Scholle in alt- und mittelpleistozänen Terrassenschottern des Mains.

Langener Strandbad

freigegeben durch den Magistrat der Stadt Langen



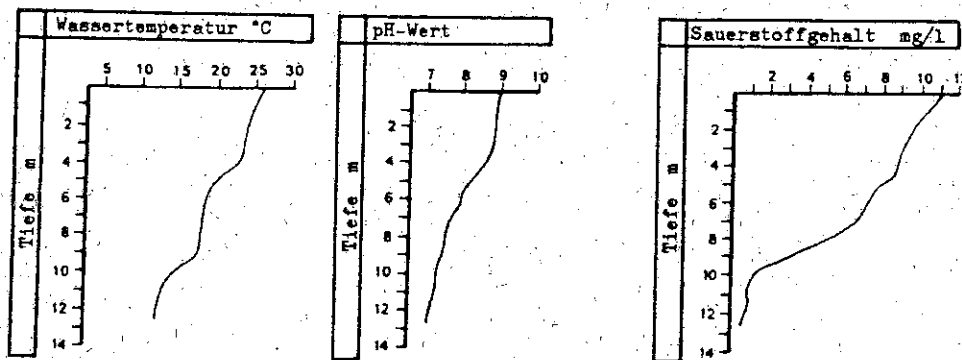
Der See ist mit Ausnahme seines nördlichen und nordöstlichen, ordnungsgemäß abgeboßten Badestrandes ausschließlich von sandigen Steilufern umgeben.



Der im Langener Waldsee aufgedeckte Grundwasserspiegel liegt örtlich bis etwa 15 m unter der Geländeoberfläche, die vornehmlich als Nadel-Laub-Mischwald, mit Dominanz der Coniferen, bestockt ist. Das Zusammenwirken von verstärkter Grundwasserförderung der im Nahbereich tätigen Wasserwerke und niederschlagsarmen Jahren von 1969 bis 1977 (mit dem extremen Trockenjahr 1976) hatten seit Anfang der siebziger Jahre ein Absinken des Seespiegels um etwa 3 m zur Folge. Durch die Naßjahre 1981–84 konnte dieser Trend einer großräumigen Absenkung des Grundwassers gestoppt bzw. umgekehrt werden.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Dieser in den Sommermonaten stark frequentierte Badesee hat sich in seiner Wasserbeschaffenheit in den Jahren 1982–84 gegenüber den Vorjahren geringfügig gebessert, dennoch ist er trotz seiner relativ geringen Nährstoffgehalte weiterhin als mesotroph zu bezeichnen. Günstig haben sich sowohl der angestiegene Seespiegel als Folge höherer Grundwasserstände als auch die vorgenommenen Ausbaggerungen ausgewirkt. Die maximale Tiefe des Sees beträgt an einer Stelle nunmehr 13 m, größtenteils liegt sie jedoch nur bei 9–10 m (früher $\approx 4,50$). Aufgrund der neuen Tiefenverhältnisse ergab sich z. B. im Sommer 1982 folgendes Vertikalprofil für die Parameter Wassertemperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt – vgl. Abb.



Langener See (Langen): Untersuchung vom 13. 7. 1982

So sank die Wassertemperatur im See von rd. 26 °C an der Oberfläche auf 12 °C am Grund ab, während der pH-Wert von 8,9 auf 7 zurückging. Beim Sauerstoffgehalt konnten bis in 8 m Tiefe noch Werte über 4 mg/l nachgewiesen werden; erst bei 10 m sank er unter 2 mg/l ab.

Die organische Verunreinigung dieses Gewässers – in erster Linie durch Badebetrieb, Kiesausbaggerung und Absterben der Biomasse (Sekundärverschmutzung) hervorgerufen – erwies sich ganzjährig als gering, wie die nachstehenden Jahresmittelwerte 1982/84 für $KMnO_4 \leq 20$ mg/l, $CSB \leq 6$ mg/l und $BSB_5 \leq 2$ mg/l beweisen. Beim Ammonium-Stickstoffgehalt war ein Rückgang auf $< 0,1$ mg/l zu verzeichnen, während der Nitrat-Stickstoffgehalt mit 1,2 mg/l dem Jahresmittel 1981 entsprach und

sich der Gesamtphosphorgehalt auf 0,1 mg/l erhöhte. Beim Chloridgehalt wurden Werte ≤ 25 mg/l gemessen, während die ermittelten Schwermetallgehalte annähernd denen der Vorjahre entsprachen und für die Zusammensetzung der Biozönose unbedeutend waren. Unter Berücksichtigung der hydrobiologischen Verhältnisse ist der Langener See dem mesotrophen Typus zugehörig.

Im übrigen kann aufgrund der bisher ermittelten chemischen Konzentrationen eine mögliche Beeinträchtigung der Wasserqualität dieses Sees durch die nahegelegene Mülldeponie Dreieich-Buchschiag verneint werden.

Flora und Fauna

Eine dominierende Rolle in der Zusammensetzung des Phytoplanktons nehmen die Diatomeen ein. Hierbei überwiegen im Frühjahraspekt die Arten *Nitzschia palaea*, *Synedra ulna*, *Cymatopleura solea*, *Navicula cryptocephala*, *Amphora ovalis*, *Surirella robusta* var. *splendida* und *Pinnularia viridis*, in den Sommermonaten vorwiegend die Arten *Asterionella formosa*, *Melosira varians* und *Fragilaria construens*, während im Herbstaspekt verschiedene Arten von *Gomphonema* (u. a. *G. olivaceum*) und *Cymbella*, wie *C. ventricosa*, *C. prostrata*, *C. tumida*, stärker vertreten sind. Außerdem findet sich die Aufwuchs-Diatomee *Cocconeis placentula* bis in die Wintermonate hinein sehr häufig. – Daneben treten vom Sommer bis zum Spätherbst verschiedene Flagellaten wie *Cryptomo-*

nas ovata, *Trachelomonas volvocina* und *Chilomonas paramecium* teilweise zahlreich im Freiwasserbereich auf. Die Verbreitung der fädigen Jochalgen *Spirogyra fluviatilis* und *Mougeotia spec.* sowie der Grünalge *Cladophora crispata* ist dagegen auf die Uferzone beschränkt.

Unter der Mikrofauna des Langener Badesees sind neben den Rädertierchen hauptsächlich Ciliaten (Wimpertierchen), wie *Coleps hirtus*, *Euplotes charon*, *Frontonia acuminata*, *Aspidisca lynceus* und *Stylonychia mytilus* fast ganzjährig häufiger zu finden. Des weiteren treten unter den niederen Krebsen die Wasserflöhe der Arten *Chydorus globulosus*, *Daphnia pulex* (Gemeiner Wasserfloh) und *Cyclops strenuus* (Gemeiner Hüpfertling) besonders in den Sommermonaten sehr zahlreich in den Ufer-

bereichen auf. Ansonsten erscheint das Zooplankton relativ arten- und individuenarm, nicht zuletzt als Folge der noch laufenden Ausbaggerungen, die eine erhebliche Trübung des Wassers mit sich bringen.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der im Jahr 1972 zum Strandbad ausgebaute Langener Waldsee nimmt neben dem benachbarten Walldorfer See und der Ostgrube Langen eine zentrale Bedeutung für die Befriedigung des Freizeit- und Erholungsbedürfnisses der Bevölkerung im Ballungsraum Rhein/Main ein. Dieses Gewässer ist der am stärksten frequentierte Badesee in der Untermainregion; in Spitzenzeiten ist mit rd. 25 000 Besuchern, d. h. der Aufnahmekapazität, zu rechnen, wodurch auf den Zufahrtstraßen zeitweise chaotische Verkehrsverhältnisse entstehen und der angrenzende Wald von Fahrzeugen geradezu überrollt wird.

Für die einzelnen Seebereiche bestehen seitens der Stadt Langen gewisse Nutzungseinschränkungen. So beschränkt sich die Badezone mit einer Strandlänge von ca. 900 m ausschließlich auf das Nord- und Nordostufer. Die Hälfte der Fläche ist als FKK-Strand ausgewiesen. Außerdem befinden sich an der Nordseite die Rettungstation, ein Restaurationsbetrieb sowie die sanitären Einrichtungen der Freizeitanlage. Ferner wird innerhalb des Strandbades das Zelten gestattet, wobei jedoch die

Anzahl der Zelte beschränkt ist. Schließlich sind innerhalb des Geländes noch Parkplätze für ca. 1 000 Fahrzeuge ausgebaut.

Der kleinere westliche Teil des Nordufers (ca. 400 m) steht den Freizeitanglern sowie 2 Segelsportvereinen zur Verfügung, wobei insgesamt 120 Segelboote zugelassen sind.

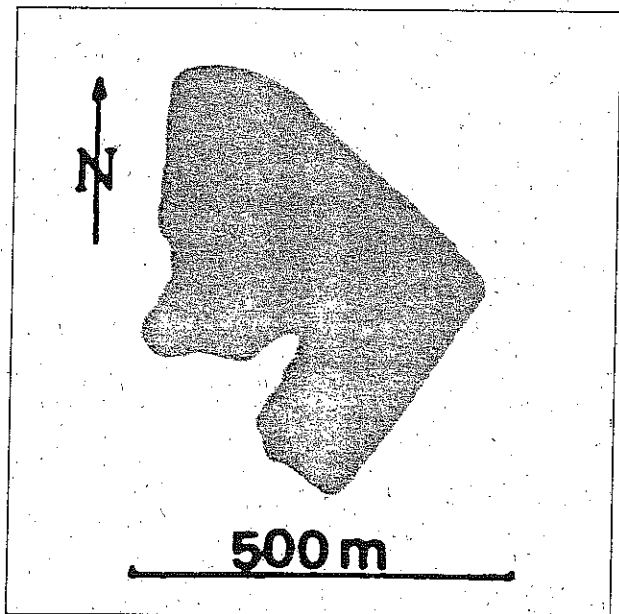
Als Ende der siebziger Jahre das Surfen derart stark zunahm, daß es den gesamten Betrieb beträchtlich störte, verpachtete die Stadt Langen einem Wassersportverein ein Gelände im Südosten mit der Auflage, für einen geordneten Surfbetrieb zu sorgen.

Im großen südwestlichen Bereich des Waldsees wird derzeit noch starker Kiesabbau seitens der dort ansässigen Firma betrieben. In dem Nebeneinander von wirtschaftlicher Betätigung und Freizeitnutzung bestehen zeitweise besondere Probleme, u. a. wegen des Eindringens großer Besucherströme in das Kiesabbaugebiet.

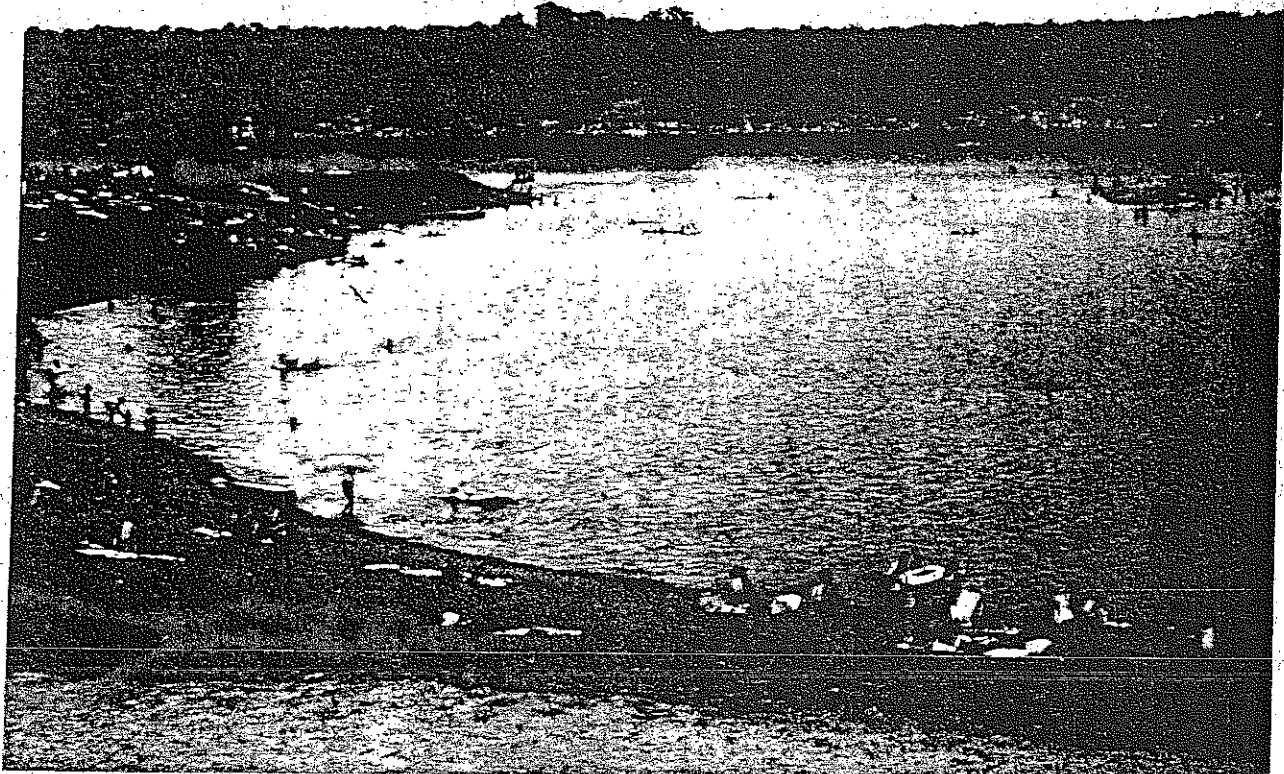
In der Landesplanung früherer Jahre war für den Langener Waldsee sowie für die benachbarte Ostgrube, die eine Gesamtwasserfläche von ca. 60 ha ergeben, lange Zeit ein größeres, überregionales Erholungs- und Wassersportzentrum (90 ha) vorgesehen. – Neuere Überlegungen sehen u. a. vor, daß ein großer Teil des Sees in ein Naturschutzgebiet umgewandelt wird.

Walldorfer See

Lage: R 34 71 25, H 55 42 20
Topographische Karte: L 5916 Frankfurt/M.-West
Entstehung/Seetyp: Baggersee, der im Rahmen des
Autobahnbäus 1953 entstand.
Mischungsverhalten: dimiktisch, holomiktisch.
Höhe: 97 m ü NN
Oberfläche: 0,16 km²
Volumen: 0,64 · 10⁶ m³
Tiefe max.: 11 m, mittl.: 4 m
Ufer: Länge 1,825 km, Entwicklung 1,29



Walldorfer See



Einzugsgebiet und Ufer

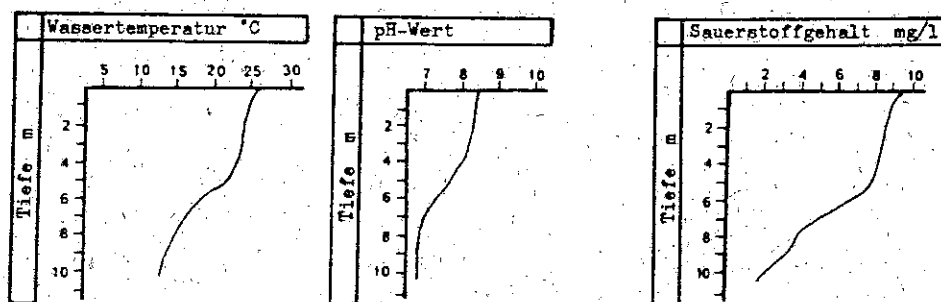
Der Walldorfer See der Stadt Mörfelden-Walldorf entstand im Jahre 1953 im südlichen Ballungsraum Rhein/Main zwischen Frankfurt/Main und Darmstadt unmittelbar östlich der Bundesautobahn A5. Sein Seeareal gehört tektonisch zum Oberrheingraben und liegt im Grenzbe- reich der Walldorfer und Kelsterbacher Scholle in alt- und mittelpleistozänen Terrassenschottern des Mains.

Der See ist mit Ausnahme des südwestlichen, ord- nungsgemäß abgeböschten Badestrandes auf den übr- igen Seiten von sandigen Steilufern umgeben, die teil- weise mit Kiefern und Büschen bestockt sind. Der in die- sem Baggersee aufgedeckte Grundwasserspiegel liegt örtlich bis etwa 8–10 m unter der Geländeoberfläche, z. T. bedingt durch die starke Grundwasserentnahme nahe gelegener Wasserwerke.

Hinter seinem schmalen Westufer führt unmittelbar die Bundesautobahn A5 und an dem breiteren Ostufer die Bundesstraße 44 vorbei. Am Nordufer schließt sich ein größerer, durch Verkehrswege zerschnittener Nadel-Laub- Mischwaldgürtel an. Im südwestlichen Teil befinden sich die sanitären Einrichtungen mit Kiosk sowie der in Spit- zenzeiten nicht ausreichende Parkplatz, während auf der Halbinsel eine Wacht- und Rettungsstation erfolgreich ihre Funktion erfüllt.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Im Walldorfer Badesees, der teilweise 10–11 m tief ist, bilden sich jährlich typische sommerliche Schichtungsver- hältnisse im Wasserkörper aus, wobei eine bis auf 25 °C erwärmte, sauerstoffreiche Wasseroberschicht und eine kältere, sauerstoffarme Tiefenschicht bestehen (vgl. Abb.).



Walldorfer See (Mörfelden-Walldorf): Untersuchung vom 24. 7. 1982

In den Sommermonaten 1982 war bis in 8 m Tiefe noch ein Sauerstoffgehalt von 4 mg/l nachweisbar; erst bei etwa 10 m sank er unter 2 mg/l ab. Gegenüber den Vorjahren waren dieses günstige Sauerstoffverhältnisse, u. a. auch eine Folge des angestiegenen Seespiegels wegen gestiegener Grundwasserstände. Ähnlich günstige Verhältnisse lagen auch im Jahr 1984 vor.

Beim pH-Wert ergaben sich Schwankungen zwischen 6,9 und 8,4; wobei der niedrige Wert von unter 7 vermutlich auf den Einfluß des „sauren Regens“ zurückzuführen

sein dürfte. Aufgrund einer stärkeren Regenperiode war ein Absinken des pH-Wertes von 7,5 auf 6,9 in den Monaten Juni/Juli 1982 eingetreten. Auch war dieser Zeitraum durch eine rückläufige Algenentwicklung gekennzeichnet. Die in den früheren Jahren stark ausgeprägten „Wasserblüten“ blieben weitgehend aus.

Die organischen Belastungen sowie das Nährstoffdar- gebot des Sees blieben in den Jahren 1982–84 annä- hernd gleich. Die Jahresmittelwerte betrugen beim $\text{KMnO}_4 \leq 18 \text{ mg/l}$, CSB = 15 mg/l und $\text{BSB}_5 = 3 \text{ mg/l}$, während beim Ammonium-Stickstoff rd. 0,2 mg/l, Nitrat- Stickstoff = 0,14 mg/l und Gesamtphosphor = 0,06 mg/l ermittelt wurden.

Beim Chloridgehalt wurden Werte zwischen 15 und 32 mg/l gemessen, während die im Epilimnion ermittelten Schwermetallgehalte trotz der unmittelbaren Nähe zur Autobahn teilweise nur sehr geringe Schwankungen zeig- ten (vgl. Tabelle).

Insgesamt gesehen war der Walldorfer Badesees in den Jahren 1982–84 weitgehend als mesotroph bis eutroph zu bezeichnen, wobei sich gegen Herbst weit stärkere Eutrophierungstendenzen als im Sommer bemerkbar machten.

Flora und Fauna

Hydrobiologisch war dieses Badegewässer im Jahre 1984 ähnlich wie in den Vorjahren durch eine starke Ver- krautung gekennzeichnet. Während in den früheren Jah- ren die Laichkräuter (*Potamogeton*-Arten) dominierten, ist heute die Wasserpest (*Elodea spec.*) bei den Makro- phyten am meisten verbreitet. Günstig wirken sich auf den Gewässerzustand die jährlich durchgeführten manu-

ellen Entkrautungen sowie auch der Besatz mit Graskarp- fen aus.

Den Frühjahrsaspekt der Biozönose prägten u. a. die Blaualgen (*Cyanophyceen*) – Gattung *Oscillatoria* sowie die Diatomeen-Arten *Nitzschia acicularis*, *N. paleacea*, *Fragilaria construens*, *Asterionella formosa* und *Diatoma vulgare*. – Die früher, bis in die Mitte der siebziger Jahre, regelmäßig in den Monaten Februar/März zur Massenent- faltung gelangende Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubes- cens*) tritt jedoch nicht mehr in Erscheinung.

In den Sommermonaten verbreiteten sich vor allem die Grünalge *Cladophora*, die Jochalgen *Spirogyra* und *Mougeotia* sowie die pflanzlichen Flagellaten *Chilomonas paramecium*, *Cryptomonas ovata*, *C. erosa* und *Eudorina elegans*, während unter den Diatomeen verschiedene Arten von *Navicula*, *Gomphonema* und *Cymbella* überwogen.

Der Herbstaspekt der Biozönose war hauptsächlich durch starke Kieselalgenentwicklungen gekennzeichnet, wobei sich die einzelnen Arten relativ kurzfristig in ihrem Wachstumsmaximum ablösten. Hierbei spielten erneut die Diatomeen *Navicula cryptocephala*, *Melosira varians*, *Nitzschia acicularis*, *N. palea*, *Synedra ulna*, *S. acus*, *Pinnularia viridis*, *Gomphonema parvulum*, *Cymbella lanceolata* und *Asterionella formosa* eine dominierende Rolle, wobei lediglich *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia acicularis* und *Fragilaria construens* bis in die Wintermonate fast massenhaft auftraten.

Unter der Mikrofauna erreichten die Blattfuß- (*Daphnia*) und Ruderfußkrebse (*Cyclops*) in den Sommermonaten ihre höchste Individuendichte, während unter den Wimpertieren (*Ciliaten*) nur wenige Gattungen wie *Euplotes*, *Coleps*, *Stylonychia*, *Prorodon* und *Urostyla* fast ganzjährig häufig in Erscheinung traten.

Im Vergleich zu den früheren Jahren waren im Jahr 1984 dennoch deutlich rückläufige Eutrophierungstendenzen festzustellen.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der im Jahr 1954 zum Freibad ausgebauten „Walldorfer See“ nimmt neben dem benachbarten Langener und

Raunheimer Waldsee eine zentrale Bedeutung für das Freizeit- und Erholungsbedürfnis der Bevölkerung im Bäderungsraum Rhein/Main ein. – Je Saison ist hier mit mehr als 150 000 Badegästen zu rechnen, an Spizentagen bis zu 15 000. Für das sich einstellende hygienische Zustandsbild ist in erster Linie die Größe (Fläche und Wasservolumen) des Sees maßgebend, die beim Walldorfer See relativ klein ist (160 000 m² bzw. 640 000 m³); dennoch bestanden aus hygienischen Gründen bis heute keine Bäderbeschränkungen, womit sich sein gutes Selbstreinigungsvermögen dokumentiert. Günstig hat sich vor allem die Tatsache ausgewirkt, daß trotz der verstärkten Grundwasserentnahmen durch die bestehenden Wasserwerke der in den niederschlagsarmen Jahren von 1969 bis 1977 (mit dem extremen Trockenjahr 1976) eingetretene Trend einer großräumigen Absenkung des Grundwassers durch die Naßjahre 1981–84 gestoppt bzw. umgekehrt werden konnte. Hierdurch stieg der Seespiegel um etwa 2 m an.

Auch die durchgeführten radikalen mechanischen Entkräutungen des Sees haben wesentlich dazu beigetragen, daß keine Verschlechterung im Gewässerzustand mit dem Absterben der Krautmasse (u. a. vermehrte Schiambildung am Grund) eintrat. Außerdem wirkt sich der Besatz mit Graskarpfen positiv aus.

Die früher aufgetretenen starken „Wasserblüten“ gingen in den letzten zwei Jahren spürbar zurück.

Des Weiteren dient der See als Übungs- und Tauchgelände für den am Badesee als Rettungswacht tätigen Verein, während seine fischereiliche Nutzung für Freizeitangler nur von untergeordneter Bedeutung sein kann.

Hessisches Gütemeßprogramm für oberirdische Gewässer - Seen -

Gewässergütedaten* 1980 - 1984		Schwankungsbreiten												
Lfd. Nr.	Name	T °C	O ₂ mg/l	pH -	Lf mS/m	DOC mg/l	CSB mg/l	KMnO ₄ mg/l	BSB ₅ mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	G-anP mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l
1	Aueseen	≅ 22	5,7 12,6	7,8 8,9	33,4 42,0	< 2 4	11 15	15 21	2,3 6,9	n.n. 0,21	n.n. 1,06	n.n. 0,027	34 41	
2	Hegbachsee	≅ 23	8,0 14,9	7,3 10,3	43,8 54,8	6 18	12 40	20 61	2 13	0,08 1,25	0,21 7,76	0,03 2,40	< 5 85	70 110
3	Inheidener See	≅ 27	0,9 11,8	7,9 9,0	40,3 76,8	4,4 11	12 25	13 40	1 14	< 0,08 0,16	< 0,07 1,01	0,03 0,18	17 50	65 100
4	Kinzigsee	≅ 25	0,9 10,3	7,8 9,3	27,0 38,0	< 2 7	13 23	< 20 30	2 14	0,08 0,55	0,14 3,30	0,07 0,26	24 60	27 40
5	Lahnseen	≅ 22	8,9 13,9	7,1 9,6	24,0 31,2	4 8	10 28	≅ 20 30	2 5	0,08 0,32	0,07 2,54	0,17 1,12	12 36	15 37
6	Lampertheimer See	≅ 26,5	7,7 12,0	7,5 8,7	56,1 68,1	6 10	26 40	14 32	1 6	0,08 0,47	0,24 0,30	0,17 1,2	73 90	51 63
7	Längener See	≅ 26,5	7,9 10,9	7,0 8,9	26,4 30,9	3 7	< 4 12	9 < 20	< 1 3	n.n. 0,16	0,87 1,54	n.n. 0,23	18 27	56 77
8	Walldorfer See	≅ 26,5	7,8 9,4	6,9 8,5	31,1 41,5	3 7	5 18	11 < 20	< 1 3	< 0,08 0,31	0,087 0,30	< 0,17 0,17	15 32	61 95

Gewässergütedaten* 1980 - 1984		Schwankungsbreiten										Trophie- zustand
Lfd. Nr.	Name	Ni µg/l	Zn µg/l	Cu µg/l	Cr µg/l	Pb µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Hg µg/l	
1	Aueseen	< 3 3	< 20	< 2	< 3	< 2	< 50 100	< 50	< 0,5	< 0,5	< 0,2	oligo- bis mesotroph
2	Hegbachsee	3 7	20 50	2 6	< 2 < 3	< 2 < 6	100 870	60 350	< 0,5	< 0,5	< 0,2	eutroph
3	Inheidener See	3 6	< 20 50	< 2 < 4	< 3 < 5	< 3 < 4	< 50 < 100	< 50 < 100	< 0,5	< 0,5 0,6	< 0,2	mesotroph (- eutroph)
4	Kinzigsee	< 4 4	< 20 < 50	< 2 < 4	< 2 < 5	< 2 48	< 50 1200	< 20 370	< 0,5 3,8	< 0,3 < 0,5	< 0,2	mesotroph (- eutroph)
5	Lahnseen	< 3 6	< 20 70	< 2 14	< 2 9	< 2 9	250 1100	80 420	< 0,5	< 0,3 1,2	< 0,2	meso- bis eutroph
6	Lampertheimer See	< 4 < 50	< 40 < 50	< 4 4	< 5	< 4 4	< 100 100	< 50 90	< 0,5	< 0,5	< 0,2	mesotroph (- eutroph)
7	Längener See	< 2 5	< 20 ≅ 50	< 2 10	< 2 < 5	< 2 < 4	80 240	20 50	< 0,5 0,9	< 0,2 0,6	< 0,2	mesotroph
8	Walldorfer See	< 2 5	< 40 ≅ 50	< 4 14	< 5	< 4 4	70 430	< 50 100	< 0,5	< 0,5 1,0	< 0,2	mesotroph (- eutroph)

* Probennahmetiefe: ≅ 0,5 m (Uferbereich)

5.6 Niedersachsen

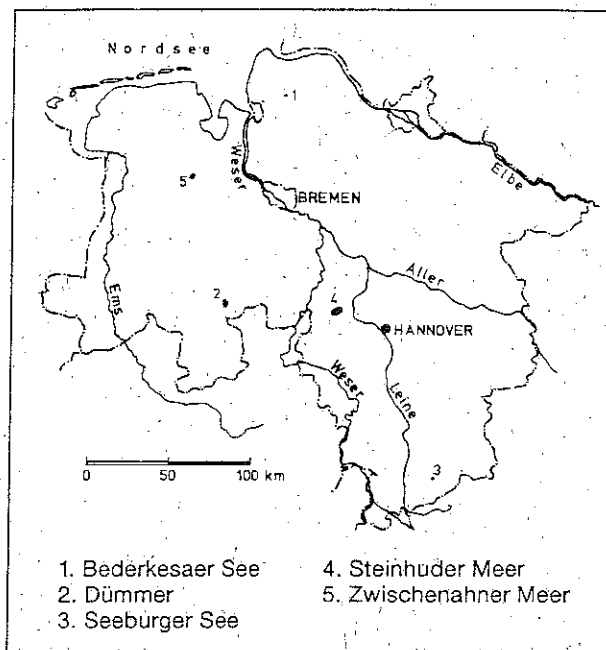
Nach einer inzwischen 20 Jahre alten Aufstellung gibt es in Niedersachsen 211 natürliche stehende Gewässer, 40 davon mit einer Wasserfläche von weniger als 1 ha. Mindestens weitere 54 sind innerhalb der vergangenen 100–120 Jahre erloschen. Ursachen dafür sind natürliche Verlandung, sowie gezielte Trockenlegungen oder indirektes Austrocknen als Folge großräumiger Entwässerungsmaßnahmen in der Vergangenheit. Die Zahl der künstlichen stehenden Gewässer – Stauhaltungen, Talsperren, Baggerseen, Teichanlagen – ist nicht bekannt.

Die Gesamtfläche aller noch bestehenden natürlichen Seen beträgt nur wenig mehr als 70 km² oder rd. 0,15 % der Landesfläche Niedersachsens. Zwei Drittel davon werden von den drei größten Seen des Landes – Steinhuder Meer, Dümmer, Zwischenahner Meer – eingenommen.

Insgesamt gibt es nur 12 natürliche Seen mit einer Wasserfläche von mehr als 0,5 km². Dabei handelt es sich ausschließlich um Flachseen, die im Sommer nicht oder nur ausnahmsweise thermisch geschichtet sind.

Amtliche Seeuntersuchungen unter limnologischen Gesichtspunkten begannen in Niedersachsen vor gut 20 Jahren. Anlaß war der (u. a. aufgrund der Untersuchungsergebnisse nicht realisierte) Plan, das Steinhuder Meer als Hochwasserrückhaltebecken für die nicht zum natürlichen Einzugsgebiet gehörende Leine zu nutzen. Einzelne oder zeitlich begrenzte Untersuchungen am Dümmer (ab 1964) und am Zwischenahner Meer (1972/73) folgten. Regelmäßige limnologische Untersuchungsprogramme begannen ab 1972 schwerpunktmäßig an den zwei größten Seen. Durch Einbeziehung weiterer Gewässer in die staatliche Seenüberwachung wurde eine möglichst breit angelegte Datensammlung über Flachseen begonnen, einen Gewässertyp, der bisher von der wissenschaftlichen Limnologie stark vernachlässigt wurde.

Das Schwergewicht der vom Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft NLW (früher Nds. Wasseruntersuchungsamt, NWA) im Bereich Limnologie durchgeführten Arbeiten liegt auf chemischen und physikalischen Untersuchungen des Wasserkörpers und der Sedimente und auf Planktonuntersuchungen. Eine wertvolle Ergänzung dazu bilden die limnogeologischen Untersuchungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, die die Entstehungs- und Entwick-



lungsgeschichte zahlreicher Seen Niedersachsens aufklären könnten. Weitere Informationen geben die von verschiedenen Universitäts- und Forschungsinstituten durchgeführten limnologischen Arbeiten an niedersächsischen Seen.

Eine systematische und umfassende limnologische Bestandsaufnahme der Seen in Niedersachsen konnte bisher nicht durchgeführt werden. Etwa ein Dutzend der natürlichen Seen mit über 70 % der Gesamtwasserfläche können als limnologisch einigermaßen gut untersucht gelten.

Literatur

H.-O. GRAHLE, U. STAESCHE (1964): Die natürlichen Seen Niedersachsens (Geologische Untersuchungen an niedersächsischen Binnengewässern I). – Geol. Jb. 81, 809–838.

Bederkesaer See

Lage: R 34 91, H 59 44

Topographische Karte: L 2318 Bederkesa

Entstehung/Seetyp: Der Bederkesaer See ist ein als Grundwasserblänke entstandener Flachsee, der während seiner Entwicklungsgeschichte bereits einmal völlig verlandet war und vor etwa 4000–4500 Jahren durch eine große Meeresingression neu entstanden ist. Er ist ein Flachsee mit zeitweilig starker Trübung infolge interner Sedimentverlagerungen

Mischungsverhalten: polymiktisch

Höhe: 0,6 m unter NN

Oberfläche: 2,18 km² eingedeichte, z. T. verlandete

Fläche, davon 1,71 km² offene Wasserfläche

Volumen: 1,62 · 10⁶ m³

Tiefe max.: etwa 1,2 m, mittl.: 0,95 m

Einzugsgebiet: 27,0 km²

Umgebungsfaktor: 14,5

Erneuerungszeit: im Mittel etwa 50 Tage im Winter und 130 Tage im Sommer

Ufer: Länge 6,25 km, Entwicklung 1,2

Hydrologische Besonderheiten

Der Bederkesaer See entwässert über eine offene Verbindung in den Bederkesa-Geeste-Kanal. Die Wasserstände im gesamten Gebiet sind stark abhängig von den Außenwasserständen in Elbe und Nordsee, so daß zeitweilig Wasser aus dem Kanal „rückwärts“ in den See einströmt.

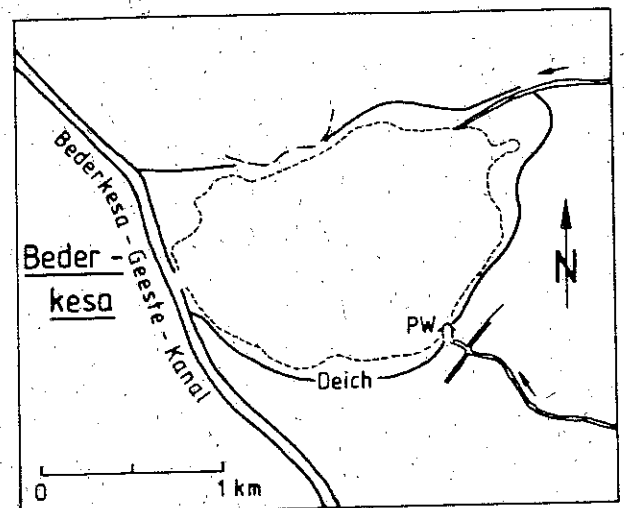
Einzugsgebiet

Das sehr flache Einzugsgebiet des Bederkesaer Sees wird geprägt durch leichte Sandböden mit Ackerwirtschaft und überwiegend kultivierte Moorböden mit z. T. intensiver Grünlandbewirtschaftung. Kleinere brachliegende Moorflächen sind infolge Entwässerung verbuscht. Der Waldanteil liegt bei etwa 12%. Im Einzugsgebiet liegen eine dörfliche Siedlung und mehrere Einzelgehöfte, die an keine öffentliche Abwasserentsorgung angeschlossen sind.

Der See ist eingedeicht. Teile der umliegenden Flächen liegen unter NN und entwässern über ein Schöpfwerk in den See.

Ufer

Das dem Deich vorgelagerte Seeufer ist überwiegend natürlich oder naturnah. Eine Pfahlverbauung am erosionsgefährdeten Südostufer dient dem Schutz des Deichfußes. Mit Ausnahme des sändigen Nordufers wird fast der gesamte See von einem Riedgürtel (*Phragmites*, *Thypha*, *Glyceria*, *Schoenoplectus*) eingefäßt. Ausgedehnte Schilfzonen finden sich in den Verlandungsbereichen am Nordwest- und Nordostufer. Einige schütterer Binsenhorste (*Schoenoplectus*) im Bereich der offenen Wasserfläche finden sich im Ostteil des Sees.



— Deich - - - - Grenze der Verlandungsvegetation

Wasserchemismus und Trophiegrad

Der Bederkesaer See ist ein nährstoffreicher Braunwassersee mit wahrscheinlich anthropogen verursachtem erhöhten Kalkgehalt (40–45 mg/l Ca²⁺). Die geringe Sichttiefe – im Mittel 30 cm, maximal 60 cm – ist vor allem zurückzuführen auf die braune Eigenfärbung des Wassers und zeitweilig hohe Trübstoffmengen durch aufgewirbelte Sedimente (bis über 300 mg/l Trockengewicht).

Die Phosphatbelastung ist sehr hoch. Sie wird auf mindestens 2300 kg P/a geschätzt entsprechend einer spezifischen Flächenbelastung von über 1 gP/m² · a. Freigelöstes ortho-Phosphat ist im See praktisch immer analytisch nachweisbar. Demnach ist der See als polytroph einzustufen. Dem entsprechen große Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen (70–210 % der Sättigung) und des pH-Wertes (6,8–9,85) sowie die bisher nur aus wenigen Einzelproben gemessenen hohen Chlorophyllkonzentrationen (z. B. 174 µg/l im April 1984).

Flora und Fauna

Das Phytoplankton wird im Frühjahr und Herbst beherrscht von meist centrischen Kieselalgen (*Melosira*, *Cyclotella*, *Stephanodiscus*). Regelmäßig, allerdings in geringer Dichte tritt die für Moorgewässer typische Kieselalge *Tabellaria flocculosa* auf. Im Sommer kommen regelmäßig Zieralgen (*Closterium*) und Grünalgen (*Pediastrum*, *Scenedesmus*) vor, letztere zeitweilig häufig. Sommerliche Massenentwicklungen etwa in der Zeit zwischen Juni und September wurden nur bei Blaualgen beobachtet (*Aphanizomenon*, untergeordnet *Anabaena* und *Coelosphaerium*). Das Zooplankton ist relativ arten- und individuenarm.

Eine Unterwasservegetation fehlt. Sie ist nach Aussagen Einheimischer vor etwa 25–30 Jahren verschwunden.



Bederkesaer See

Über die tierische Besiedlung des Seegrundes liegen keine Untersuchungen vor. Nach dem Ernährungszustand bodentierfressender Fische (Aal, Brassen) ist allerdings anzunehmen, daß das Zoobenthon wie in anderen Flachseen Niedersachsens nur schwach entwickelt ist.

Sediment

Das rezente Sediment ist infolge seeinterner Verlagerungen sehr ungleichmäßig im Seebecken verteilt. Die Hauptsedimentationsgebiete liegen in den (meist) windgeschützten Buchten im Nordwesten und im Nordosten. Die obersten Sedimentlagen von etwa 5–10 cm Mächtigkeit sind reich an organischer Substanz (um 50 % des Trockengewichtes), sehr wasserreich und von flüssiger Konsistenz. Sie werden durch Wellen häufig umgelagert („Treibmudde“). Über konsolidierten, bräunen, torfartigen Sedimenten mit geringem Nährstoffgehalt wird seit 100–150 Jahren ein schwarzer, zunehmend nährstoffreicher Schlamm abgelagert. Der Phosphatgehalt der obersten Schichten ist mit etwa 2–3 g P/kg Trockengewicht zehnfach höher als in den braunen Sedimenten.

Nutzung und Bedeutung

Der Bederkesaer See wird von einem Berufsfischer bewirtschaftet. Wasserwirtschaftlich dient der See als Hochwasserspeicherraum. Von den Erholungsnutzungen ist vor allem Bootfahren zu nennen. Die Benutzung von Motorbooten ist allerdings verboten (Ausnahmen: Berufsfischer und ein Ausflugsboot).

Der See liegt in einem Landschaftsschutzgebiet. Die östliche Hälfte des Nordufers, das Verlandungsgebiet im Nordosten und das Ostufer sollen unter Naturschutz gestellt werden. Das entsprechende rechtliche Verfahren steht vor dem Abschluß.

Literatur

- J. MERKT (1976): Bericht über die Untersuchungen zur Verlandung des Bederkesaer Sees. – Gutachten des Nds. Landesamtes für Bodenforschung, Hannover, 28 Seiten.
- J. POLTZ (1977): Bericht über die limnologische Untersuchung des Bederkesaer Sees. – Mitt. aus d. Nds. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim 2, 81–156

Dümmer

Lage: R 34 57, H 58 20,
Topographische Karte: L 3514 Damme,
L 3516 Rahden
Entstehung/Seetyp: Der Dümmer ist ein durch
Thermokarst entstandener Flachsee. Er ist ständig
stark getrübt durch interne Sedimentumlagerungen
und durch Phytoplankton.
Mischungsverhalten: polymiktisch
Höhe: 37,1 m ü NN
Oberfläche: 12,4 km² einschließlich des durchflute-
ten Schilfgürtels
Volumen: 14 · 10⁶ m³
Tiefe max.: 1,4 m, mittl.: 1,1 m
Einzugsgebiet: 426 km²
Umgebungsfaktor: 33
Erneuerungszeit: stark schwankend, im Mittel im
Winter etwa 35 Tage, im Sommer 65 Tage
Ufer: Länge 16,9 km, Entwicklung 1,35

Hydrologische Besonderheiten

Der Dümmer wurde 1953 eingedeicht, um die angren-
zenden Siedlungen und landwirtschaftlichen Nutzflächen
vor Hochwasser zu schützen. Die südlich und westlich
direkt an den See angrenzenden Flächen entwässern seit-
dem in den westlich um den See herumführenden Rand-
kanal.

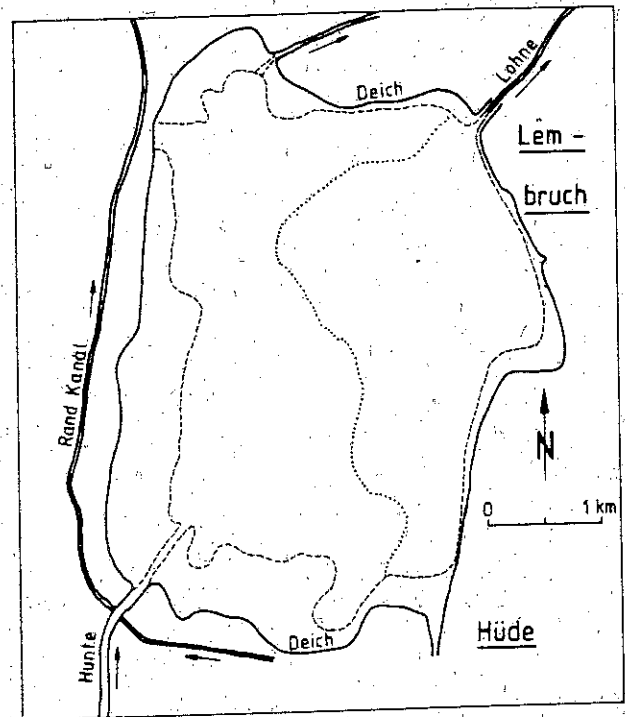
Der für norddeutsche Verhältnisse extreme Wärme-
haushalt des Dümmer gleicht dem des Steinhuder Meer-
es (s. dort).

Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des Dümmer wird zu etwa 70%
landwirtschaftlich genutzt. Die den See durchfließende
Hunte entspringt im Jura- und Kreidegebiet des Wiehen-
gebirges und ist im Oberlauf entsprechend sehr kalkreich
(um 95 mg/l Ca⁺⁺). Von hervorragender Bedeutung für den
See ist das südwestlich gelegene Hoch- und Niedermoor-
gebiet. Die Flächen sind weitgehend kultiviert und wer-
den intensiv landwirtschaftlich genutzt, teils als Grünland,
teils als Maiskulturen (Gülle Düngung).

Ufer

Etwa 20% der gesamten Uferlänge des Dümmer sind
durch die fast ausschließlich am Ostufer gelegenen
geschlossenen Hafenanlagen (Verwallung, Spundwände)
und offene Steganlagen verbaut. Reine Schilfbestände
(*Phragmites australis*) mit eingesprengten Binsenhörsten
(*Schoenoplectus lacustris*) finden sich fast nur am wind-
exponierten Nord- und Ostufer auf sandigem Untergrund.
In den Verlandungszonen am Süd- und Westufer auf
autochthonem Sedimentmaterial ist Schilf (*Phragmites*)
seit Jahren in starkem Rückgang begriffen und wird groß-
flächig von Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) und Rohr-
kolben (*Typha spp.*) verdrängt. Die noch vor gut 20 Jahren
in der gesamten Westhälfte der offenen Wasserfläche ver-



- Deich
- - - Grenze der Verlandungsvegetation
- östliche Verbreitungsgrenze der limnischen Sedimente

teilten Binseninseln gehen nach Anzahl und Ausdehnung
ebenfalls stark zurück.

Wasserchemismus und Trophiegrad

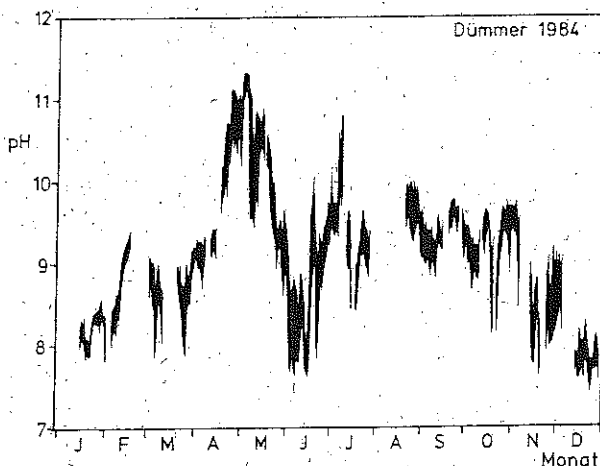
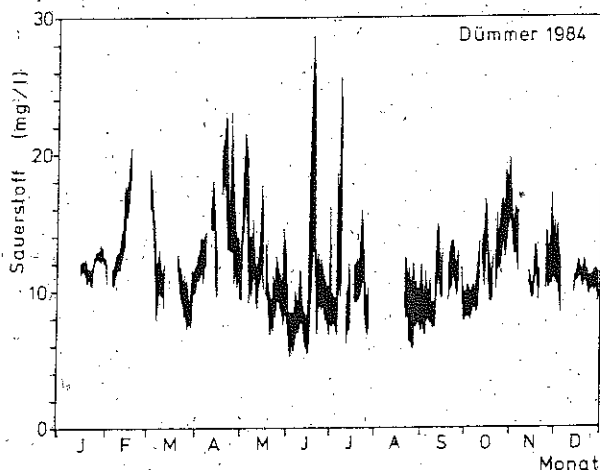
Mit etwa 2,5 mmol/l HCO₃ und 80–90 mg/l Ca⁺⁺ in
den Wintermonaten ist der Dümmer als kalkreich zu
bezeichnen. Die Nährstoffbelastung des Dümmer ist
sehr hoch, was teilweise auf die relativ (zum Seevolumen)
hohen Wasserfrachten zurückzuführen ist. Der See ist
daher nachweislich ein natürlicherweise eutropher See.
Infolge der stark gestiegenen anthropogenen Belastun-
gen muß der Dümmer heute als polytroph bezeichnet
werden.

Die jährlich dem See zugeführten Nährstofffrachten
liegen bei rd. 30 000 kg P/a und 550 000 kg N/a. Das sind
spezifische Flächenbelastungen von 2,4 g P/m² · a bzw.
44 g N/m² · a. Über 50% des Phosphors bzw. rd. 30%
des Stickstoffs stammen aus dem Teileinzugsgebiet des
Bornbaches (19% der Gesamtfläche). Zusätzlich zur
hohen externen Belastung spielt zeitweilig die Nährstoff-
versorgung aus seeinternen Stoffkreisläufen (Rücklösung
aus dem Sediment, Stickstoffbindung durch Blaualgen)
eine erhebliche Rolle.

Als Folge der ständigen Überversorgung mit Nährstof-
fen werden im Dümmer extrem hohe Produktionsleistun-

gen des Planktons erreicht. Der pH-Wert im Seezufluß liegt ganzjährig zwischen 6,9 und 7,8. Im See dagegen sinkt er auch im Winter kaum unter pH 8 ab. Zwischen April und Oktober liegt er fast immer über pH 9 und erreicht regelmäßig in der Zeit zwischen Mitte April und Mitte Juni Spitzenwerte über pH 10. Der bisher höchste gemessene Wert von pH 11,3 liegt im Bereich des aus hydrochemischen Gründen maximal möglichen pH-Wertes im Dümmer (Abb.). Eine der für die Sedimentbildung wichtigen Folgen ist eine starke biogene Kalkfällung, die hauptsächlich im Frühjahr stattfindet: Die Calciumkonzentrationen im Seewasser sinken dann regelmäßig auf etwa 50 mg/l Ca^{++} ab.

Im See werden sehr hohe Sauerstoffkonzentrationen erreicht (bis 300 % des Sättigungswertes) bei u. U. extre-



Jahresganglinien von Sauerstoff und pH-Wert nach kontinuierlichen Messungen am Dümmer 1984. – Die Bandbreite in vertikaler Richtung bezeichnet den Bereich der täglichen Schwankungen.

men tagesperiodischen Schwankungen von mehr als ± 10 mg/l O_2 innerhalb von 24 Stunden (Abb.).

Die Phytoplanktondichte ist ganzjährig sehr hoch. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen schwanken zwischen 60 $\mu\text{g/l}$ und 580 $\mu\text{g/l}$ (Jahresmittelwert: 210 $\mu\text{g/l}$), so daß von einer ganzjährig andauernden Algenmassenentwicklung gesprochen werden kann.

Flora und Fauna

Das Phytoplankton ist arten- und sehr individuenreich (bis über 1 Million Zellen/ml). Im Winter sind centrische Kieselalgen (*Cyclotella*, *Stephanodiscus*) vorherrschend. Sie werden im Frühjahr abgelöst von Grünalgen (*Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Actinastrum*, *Monoraphidium*), die zwar ganzjährig vertreten sind, zeitweilig aber den gesamten See grasgrün färben. Im Spätsommer gewinnen zunehmend Blaualgen an Bedeutung (*Merismopedia*, *Anabaena*; *Lyngbya*, *Aphanocapsa*). Sie werden im Herbst von Kieselalgen (*Synedra*, *Diatoma*, *Nitzschia*) und Grünalgen (*Scenedesmus*) verdrängt.

Im Zooplankton des Dümmer finden sich – wie auch in anderen Flachseen – oft semiplanktische, kriechende oder sessile Arten, die durch Wellenbewegungen fortgerissen und in den Wasserkörper verfrachtet werden. – Die artenreichste Gruppe bilden die Rädertiere (Rotatorien) mit bisher insgesamt fast 100 nachgewiesenen, davon etwa 25–30 planktische Arten.

Unter den Blattfuchskrebsen sind nur *Bosmina longirostris* und *Chydorus sphaericus* nahezu ganzjährig und zeitweilig häufig vertreten. Größere filtrierende Arten (Daphnien) sind relativ selten. Bei den Ruderfußkrebsen sind vor allem die räuberischen Arten *Acanthocyclops* und *Cyclops vicinus* vorherrschend.

Die sonst weit verbreiteten und häufigen Arten der Schwebekrebse (Diaptomiden) fehlen im Dümmer fast vollständig.

In geschützten Bereichen am West- und Südufer finden sich der Verlandungsvegetation vorgelagert auf autochthonem Schlamm z. T. größere See- und Teichrosenbestände (*Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*).

Eine Unterwasservegetation existiert nicht mehr. Ehemals ausgedehnte „Unterwasserwiesen“ sind spätestens vor 20 Jahren vollständig verschwunden. Im Zusammenhang mit dem Rückgang der submersen Pflanzen verarmte die am Seegrund lebende Tierwelt (was nur für Muscheln dokumentiert ist). Das heutige Zoobenthon ist arten- und individuenarm. Im Bereich der offenen Wasserfläche sind sowohl die Schämme im Westteil als auch der sandige Grund im Ostteil des Sees nur schwach besiedelt. Schnecken und Muscheln sind kaum noch vorhanden.

Für den Dümmer wird das Vorkommen von 20 Fischarten gemeldet, davon zwei faunenfremde: Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*). Auffallend ist der hohe Bestand kleiner Weißfische (Cyprinidae). Für bodentierfressende Arten, wie z. B. Brassen (*Abramis brama*) und Plötze

(*Rutilus rutilus*) werden hohe Wachstumsraten beobachtet, solange die Jungfische sich von Zooplankton ernähren. Mit der Umstellung der älteren Fische auf Bodennahrung tritt eine klare Wachstumsstagnation ein (vgl. Steinhuder Meer).

Sedimente

Die äuchtochthonen Sedimente sind sehr kalkreich (bis etwa 30 % Kalk im Trockengewicht) und reich an organischen Substanzen (um 20 %).

Der Phosphatgehalt ist hoch (2–6 g P/kg). – Die obersten Lagen sind wasserreich (90–95 % Wassergehalt) und sehr mobil; sie werden durch Wellen leicht erodiert und suspendiert und in großen Mengen verfrachtet („Treibmudde“). Bevorzugte Sedimentationsgebiete sind – bei vorherrschend westlichen Winden – die meist wind- und wellengeschützten Bereiche vor dem Nordwest, West- und Südufer. Der östliche Seeteil ist weitgehend frei von limnischen Sedimenten (s. Karte): Auf sandigem Untergrund lagert allenfalls vorübergehend eine dünne Lage Treibmudde.

Nutzung, Entwicklung und Schutzmaßnahmen

Das Dümmergebiet ist gemäß Abkommen von Ramsar „Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung“. Das Verlandungsgebiet am West- und Südufer sowie ein Teil des Ostufers einschließlich eines Teiles der offenen Wasserfläche stehen unter Naturschutz. Der See dient seit seiner Eindeichung als Hochwasserrückhaltebecken mit einer Speicherkapazität von $16 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. In den vergangenen Jahren haben die Erholungsnutzungen, die durch die Eindeichung erst ermöglicht wurden, zunehmend an Bedeutung gewonnen. Die Zahl der Gästeübernachtungen in den Seerandgemeinden wird auf jährlich über 500 000 geschätzt. 24 Segelclubs haben ihren Sitz am Dümmer. Auf dem See sind ca. 2500 Boote registriert. Der Gebrauch von Verbrennungsmotoren auf dem Wasser ist verboten (Ausnahmen: Polizei, Rettungsfahrzeuge, Berufsfischerei, Jagd- und Naturschutzaufsicht). Im Winter wird Eissegelsport betrieben.

Der Dümmer hat in den vergangenen drei Jahrzehnten eine dramatische Entwicklung durchlaufen, die seinen Wert für den Naturschutz mindert und verschiedene Nutzungen beeinträchtigt. Diese Entwicklung ist gekennzeichnet durch

- eine rasante Eutrophierung bis an die Grenze einer maximal möglichen Eigenentwicklung,
- das Verschwinden der ehemals reichen Unterwasserflora,
- die zunehmende Verschlämzung infolge höherer Mobilität des Schlammes (Treibmudde) und infolge gesteigerter Sedimentproduktion (Eutrophierung),
- die Verarmung der Bodenfauna,
- den Rückgang wirtschaftlich wichtiger Fischarten und den Rückgang der Fängerträge auf unter 10 kg/ha · a,
- den Rückgang der Bestände von Schilf (*Phragmites*) und Biinsen (*Schoenoplectus*),

- die Verarmung des Zooplanktons,
- die Verarmung der Avifauna.

Der Beginn dieser Entwicklung fällt zeitlich etwa zusammen mit der Eindeichung im Jahr 1953, die daher oft ursächlich und allein dafür verantwortlich gemacht wird. Übersehen wird dabei die Bedeutung der rasanten Eutrophierung, die diese Veränderungen am Dümmer wesentlich mitverursacht hat.

Angesichts dieser Situation sind am Dümmer bereits eine Reihe von Sanierungs- und Schutzmaßnahmen durchgeführt worden. Die wichtigsten sind:

- Bau des Abwassersammlers Dümmer Ost, der die südöstlich und östlich gelegenen Gemeinden entsorgt und deren Abwässer vom See fernhält,
- Neubau und Verlegung der Kläranlage Damme aus dem Einzugsgebiet,
- Erweiterung der größten Kläranlage im Einzugsgebiet um eine Phosphatfällung,
- großflächige Entschlammung, die noch fortgeführt wird.

Die bisherigen Maßnahmen haben jedoch Entwicklung und Zustand des Dümmer nicht wesentlich beeinflussen können. Ein 1983 vorgelegter umfassender Sanierungsplan schlägt im wesentlichen vor:

- Verlegung des hochbelasteten Bornbaches aus dem Einzugsgebiet,
- Vorreinigung des Hauptzuflusses in einem 200 ha großen Schilfpoldersystem zur Festlegung von Nährstoffen,
- vorläufige Fortführung der Entschlammung,
- gezielte Fischbewirtschaftung zur Verringerung des Zooplankton fressenden Fischbestandes.

Eine Entscheidung über die Durchführung dieses Sanierungskonzeptes ist noch nicht getroffen.

Literatur

E. DAHMS (1972): Limnogeologische Untersuchungen im Dümmer-Becken im Hinblick auf seine Bedeutung als Natur- und Landschaftsschutzgebiet (Geologische Untersuchungen an niedersächsischen Binnenseen XXIX). – Nds. Landesamt für Bodenforschung, Hannover, 231 Seiten

J. POLTZ; W. WILLE (1977): Limnologische Untersuchung des Dümmer 1964–1974. – Mitt. aus d. Nds. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim 2, 1–80

J. POLTZ (1982): Der Dümmer – Nutzungsansprüche, Probleme, Sanierungsmaßnahmen. – Mitt. aus d. Nds. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim 8, 100–159.

W. RIPL (1983): Limnologisches Gutachten Dümmer-Sanierung. – Institut für Ökologie/Limnologie der TU Berlin, 154 Seiten.

In den genannten Arbeiten finden sich Hinweise auf zahlreiche weitere Veröffentlichungen über den Dümmer.

Seeburger See

Lage: R 35 81, H 57 15

Topographische Karte: L 4526 Duderstadt

Entstehung/Seetyp: Der Seeburger See ist ein durch Subrosion (Salzauslaugung im Untergrund) entstandener Flachsee.

Mischungsverhältnis: polymiktisch

Höhe: 156,5 m ü NN

Oberfläche: 0,91 km²

Volumen: 2 · 10⁶ m³

Tiefe max.: 4,2 m, mittl.: 2,2 m

Einzugsgebiet: 31,5 km²

Umgebungsfaktor: 34,6

Erneuerungszeit: ca. 100–120 Tage (Jahresmittelwert)

Ufer: Länge 3,6 km, Entwicklung 1,06

Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des Seeburger Sees liegt im größtenteils lößbedeckten Buntsandsteingebiet des Untereichsfeldes. Wald ist in Bereichen mit oberflächlich anstehenden Buntsandstein und Muschelkalk anzutreffen. Die landwirtschaftlichen Flächen werden nur zum geringen Teil als Grünland, überwiegend ackerbaulich genutzt. Letztere sind z. T. stark erosionsgefährdet. Der intensive Ackerbau (Hackfrüchte; Getreide) führt vor allem im unmittelbaren Umland des Sees bei Hangneigungen bis zu 8–10% zu starken Bodenabschwemmungen.

Die den See in west-östlicher Richtung durchfließende Aue bildet ein ständig wachsendes Delta aus überwiegend feinem, mineralischem Material. Die rezente Sedimente sind infolge hoher allochthoner Anteile relativ mineralreich.

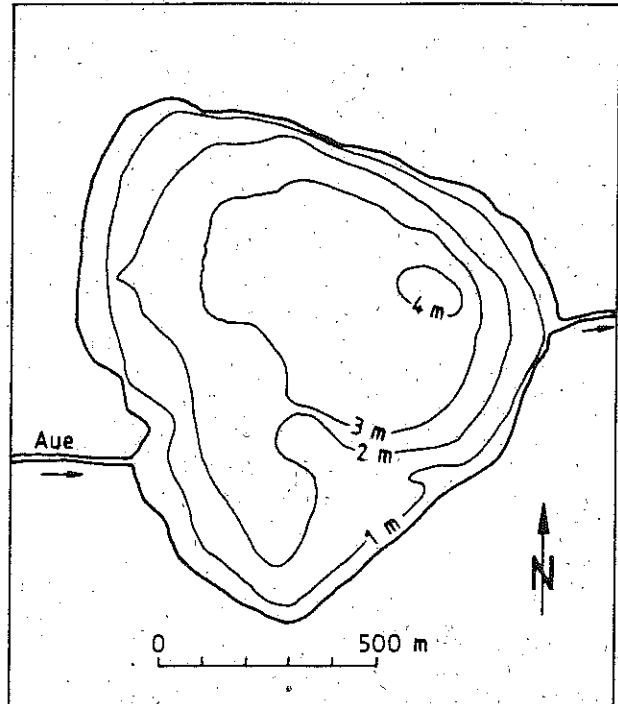
Der erhöhte mineralische Anteil dieser Sedimente läßt sich zurückführen auf die weitgehende Zerstörung der natürlichen Vegetationsdecke und dem daraus folgenden Bodenabtrag im Einzugsgebiet. Sie läßt sich zurückverfolgen bis zum Beginn der Besiedlung und die zunehmende landwirtschaftliche Nutzung des Eichsfeldes in historischer Zeit.

Ufer

Das Seeufer hat überwiegend natürlichen Charakter. Der fast den ganzen See umgebende Schilfgürtel (*Phragmites australis*) nimmt etwa 12% der gesamten Seefläche ein. Er erreicht allerdings nur im Verlandungsgebiet des flacheren Westufers eine größere Ausdehnung. Dort finden sich auch seeseitig vorgelagerte Zonen mit Binsen (*Schoenoplectus lacustris*) und Rohrkolben (*Typha*).

Wasserchemismus und Trophiegrad

Der Seeburger See ist sehr kalkreich (80–120 mg/l Ca⁺⁺) und relativ sulfatreich (140–160 mg/l SO₄⁻⁻). Das Wasser ist somit gut gepuffert, so daß die Schwankungen des pH-Wertes relativ gering sind (7,5–8,7). Die Konzentrationen gelöster Phosphate schwanken im Jahresgang zwischen 90 und 250 µg/l P. Die Größe der Phosphat-



belastung aus dem Umland ist nicht bekannt und dürfte schwierig zu bestimmen sein, da sie wesentlich von Stoßbelastungen (Bodenabschwemmung von Ackerflächen) abhängt. So können nach Starkregenereignissen in den Zuflüssen Gesamt-Phosphatkonzentrationen von 500 µg/l P auftreten. Bei mittlerer Wasserführung sind jedoch die Konzentrationen in den Zuflüssen stets geringer als im See.

Allein schon der sehr große Umgebungsfaktor mit entsprechend hohen Wasserfrachten (sehr kurze Retentionszeit) garantieren eine ständige Verfügbarkeit von Phosphat. Der Seeburger See ist als eutroph bis polytroph zu bezeichnen. Hohe Produktionsleistungen des Planktons drücken sich aus in starken Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen (60–300% des Sättigungswertes) und der Sichttiefe (1,0–2,5 m); letztere wird allerdings zeitweilig stark durch allochthone Einschwemmung beeinflusst.

Flora und Fauna

Im Phytoplankton dominieren im Frühjahr centrische Kieselalgen. Im Sommer sind Cryptomonaden (*Rhodomonas*, *Cryptomonas*) vorherrschend. Auffälligerweise fehlten Blaualgen in den Jahren 1980 und 1981.

Anlässlich der Fischuntersuchungen durch das Zoologische Institut der TU Braunschweig 1980/81 wurden 13 Fischarten festgestellt. Zahlenmäßig weitaus überwiegt der Brasse (*Abramis brama*). Im Vergleich zu anderen Gewässern existiert im Seeburger See ein sehr hoher Hechtbestand (*Esox lucius*). Auffälligerweise wurde bei



Seeburger See

diesen Untersuchungsfängen kein Zander (*Stizostedion lucioperca*) gefangen, obwohl der Seeburger See früher ein gutes Zandergewässer gewesen sein soll und obwohl 1979 und 1980 ein Besatz mit Jungzandern vorgenommen wurde.

Der Ufervegetation in der westlichen Verlandungszone ist ein Schwimmblätzpflanzengürtel vorgelagert (*Nuphar lutea*). Bis zu Tiefen von maximal 2,5 m kommen submerse Wasserpflanzen vor (*Myriophyllum*, sowie überwiegend kammförmiges Laichkraut, *Potamogeton pectinatus*). Typisch für diesen Bereich ist das Vorkommen von

Malermuscheln (*Unio*), Teichmuscheln (*Anodonta*), sowie der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*), die stellenweise Muschelbänke bildet.

Der Tiefenbereich ist von Wasserpflanzen und Muscheln unbesiedelt. Hier treten trotz zeitweiliger Sauerstoffmangelsituationen die größten Siedlungsdichten der sonstigen artenarmen Bodenfauna auf. Dominant sind unempfindliche Arten wie Zuckmückenlarven (*Chironomus plumosus*) und Schlammröhrenwürmer (*Tubifex tubifex*).

Sedimente

Weiche, z. T. sehr wasserreiche Sedimente sind im gesamten Seebecken unterhalb von etwa 2 m Wassertiefe, sowie im Bereich des Südwest- und Westufers verbreitet. Eine bevorzugte Sedimentation findet am Westufer statt (allochthone Einschwemmungen, seeinterne Verlagerung von autochthonem Material).

Bedeutung und Nutzungen

Der gesamte Seeburger See einschließlich eines Uferstreifens wurde 1976 zum Naturschutzgebiet erklärt. Seitdem wird keine Berufsfischerei mehr betrieben. In der Naturschutzverordnung werden auch die Nutzungen geregelt: Ein Angelverein übt die Fischereirechte aus, am Westufer liegt eine öffentliche Badestelle. Auf dem See sind insgesamt 60 Boote zugelassen. Außerhalb von Sperrzonen ist vom 1. Mai bis 15. Oktober Segeln gestattet.

Literatur

G. RÜPPEL u. Mitarbeiter (1981, 1982): Ökologische Bewertung des Naturschutzgebietes Seeburger See im Hinblick auf anthropogene Nutzungen (Wasser- und Fernnutzung). – Gutachten d. Zool. Institutes d. TU Braunschweig, 1. Teil (1981): 287 Seiten, 2. Teil (1982): 379 Seiten.

H.-J. STREIF (1970): Limnogeologische Untersuchung des Seeburger Sees (Geologische Untersuchungen an niedersächsischen Binnengewässern VII). – Beih. Geol. Jb. 83, 1–106

Steinhuder Meer

Lage: R 35 23, H 58 16

Topographische Karte: L 3520 Rehburg-Loccum,
L 3522 Wunstorf

Entstehung/Seetyp: Das Steinhuder Meer ist ein durch Thermokarst entstandener Flachsee. Er ist fast ständig stark getrübt durch interne Sedimentumlagerungen und durch zeitweilig hohe Phytoplankton-dichten

Mischungsverhalten: polymiktisch

Höhe: 37,9 m ü NN

Oberfläche: 29,1 km²

Volumen: 40 · 10⁶ m³

Tiefe max.: 2,80 m, mittl.: 1,35 m

Einzugsgebiet: oberirdisch 80 km², unterirdisch unbekannt

Umgebungsfaktor: 1,8

Erneuerungszeit: 2,3 Jahre

Ufer: Länge 21,7 km, Entwicklung 1,13

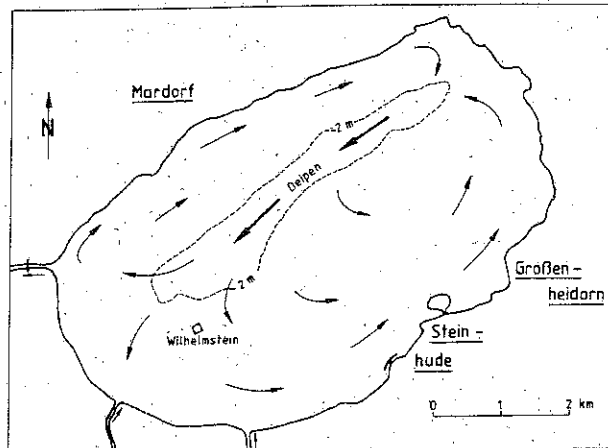
Hydrologische Besonderheiten

Das Steinhuder Meer wird überwiegend aus dem Grundwasser gespeist. Die Größe des unterirdischen Einzugsgebietes und die Zutrittsstellen sind – von wenigen Ausnahmen abgesehen – nicht genau bekannt. Das zufließende Grundwasser ist daher nicht untersucht, so daß für den See bisher keine Nährstoffbilanz aufgestellt werden konnte.

Die im Verhältnis zum Volumen sehr große Wasseroberfläche ermöglicht einen intensiven Energieaustausch. Die Temperaturschwankungen im Wasser sind daher sowohl im Tages- als auch im Jahresgang sehr groß. Für norddeutsche Verhältnisse ungewöhnlich hohe Wassertemperaturen im Sommer von 25 °C werden regelmäßig erreicht, maximal über 28 °C. Temperaturschwankungen von mehr als 5 °C innerhalb eines Tages sind möglich. Die rasche Abkühlung im Herbst und im Winter ermöglicht – ebenfalls für Nordwestdeutschland ungewöhnlich – lange Eisperioden: Das Steinhuder Meer ist im langjährigen Mittel etwa 40 Tage im Jahr vollständig zugefroren. Die Eisbedeckung kann in milden Wintern ausfallen, sie kann im Extremfall drei Monate andauern.

Für die internen Sedimentverlagerungen und damit für die Verlandungsgeschichte des Sees sind die windinduzierten Strömungssysteme von entscheidender Bedeutung. Sie werden wesentlich beeinflusst durch das Relief des Seegrundes. Der Untergrund ist „tischeben“ mit Ausnahme einer parallel zum Nordwestufer verlaufenden Rinne, die bis zu knapp 3 m tief ist. Sie hat die volkstümliche Bezeichnung „die Deipen“.

Bei Wind – überwiegend aus südwestlicher und westlicher Richtung – wird das Wasser großflächig in Richtung des Windes bewegt. Die ausgleichende Rückströmung läuft wegen der Flachheit des Sees nicht in der Tiefe, sondern in den Deipen. In dieser Rinne läuft die Strömung



immer gegen den Wind; sie erreicht hier die höchsten im See auftretenden Strömungsgeschwindigkeiten (s. Karte). Die Deipen sind daher im Gegensatz zu anderen (z. T. künstlich geschaffenen) Vertiefungen im mineralischen Untergrund meistens frei von autochthonen Sedimenten.

Einzugsgebiet

Die Landfläche des oberirdischen Einzugsgebietes wurde im Lauf dieses Jahrhunderts durch wasserbauliche Maßnahmen mehrfach um insgesamt etwa ein Drittel verkleinert auf heute 51 km². Nur für das ehemalige Einzugsgebiet liegen Flächenangaben über die verschiedenen Nutzungen vor. Danach und nach Kartenunterlagen ergibt sich für das heutige Einzugsgebiet grob geschätzt folgende Flächenverteilung: Etwa 50–55% des Gebietes werden landwirtschaftlich genutzt, überwiegend als Ackerland. Rund 20% entfallen auf Wald, der am Nordufer durch Wochenendhausbebauung, Campingeinrichtungen und Gastronomiebetriebe z. T. stark zersiedelt ist. 15% sind ungenutztes Moor- und Bruchwaldgebiet. Der Anteil der Siedlungsflächen ist mit 10–12% relativ hoch.

Ufer

Auf rund 40% der gesamten Länge ist das natürliche Ufer zerstört durch Verbauung und Steganlagen (Ortsanlagen Steinhude, Großenheidorn), durch einen Deich („Uferpromenade“ Südufer), durch künstliche Anlage und Aufspülen von Badestränden, intensive Erholungsnutzungen und Steganlagen (Nordwestufer). Am Nordostufer (Naturschutzgebiet Ostenmeer) existiert ein natürlicher, z. T. ausgedehnter Röhrichtgürtel auf sandigem Untergrund. Er besteht landseitig überwiegend aus Schilf (*Phragmites australis*), dem wasserseitig kleinere und größere Binsenhorste (*Schoenoplectus lacustris*) vorgelagert sind. Die südlich anschließenden größeren Schilfflächen (*Phragmites*) sind vor allem vor Großenheidorn z. T. vielfach zerteilt durch künstliche Schneisen, Fahrrinnen und Hafenanlagen. Am Nordufer gibt es nur noch schmale Reste einer natürlichen Ufervegetation mit Schilf (*Phragmites*), Binsen (*Schoenoplectus*) und Wasserschwaden (*Glyceria maxima*). Am Westufer findet sich eine ungestörte, z. T. üppige Verlandungsvegetation auf autochtho-

nen Sedimenten. Die Bestände aus Schilf (*Phragmites*), Rohrkolben (*Typha spp.*), durchsetzt von zahlreichen Verlandungspionieren, schwimmen teilweise auf dünnflüssigem Schlamm. Sie gehen landseitig über in einen schmalen Bruchwaldstreifen mit Erlen (*Alnus*) und Weiden (*Salix*). Im westlichen Teil des Südufers im Bereich des Naturschutzgebietes „Hagenburger Moor“ reicht Bruchwald mit überwiegend Erlen bis an die Wasserlinie.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Das Steinhuder Meer ist ein mäßig kalkreiches Gewässer. Im Winter liegen die Hydrogenkarbonat-Konzentrationen bei 1,4–1,8 mmol/l, die Calciumwerte bei 45–50 mg/l Ca^{++} . Mit Beginn der Vegetationsperiode etwa ab März sinken die Calciumkonzentrationen infolge biogener Kalkfällung auf 35–40 mg/l Ca^{++} . Dieser gefällte Kalk wird allerdings offenbar nicht endgültig im Sediment deponiert, sondern weitgehend rückgelöst: Die Sedimente sind mit 0,5–1% Calcium in der Trockensubstanz relativ kalkarm (s. u.).

Die Gesamtphosphat-Konzentrationen schwanken sehr stark in Abhängigkeit von der Menge suspendierter Sedimente. Unbekannt ist, welcher Anteil des in Sedimentpartikeln gebundenen Phosphates mobilisiert werden kann und damit für den Trophiestatus überhaupt relevant ist. Bei Windstille gemessene Konzentrationen von Gesamtphosphat (= frei gelöste plus im Plankton inkorporierte Phosphate) schwanken im Jahresgang zwischen etwa 90 und 250 $\mu\text{g/l P}$. Die Konzentration der gelösten Gesamtphosphate liegt im Jahresmittel bei 45 $\mu\text{g/l P}$ und sinkt auch im Sommer nur selten unter 20 $\mu\text{g/l P}$ ab. Dieser offenbar ausreichenden Phosphatversorgung entsprechen im Jahresgang die Schwankungen des pH-Wertes von 7,3–10,2 und der Sauerstoffkonzentrationen von 65–210% des Sättigungswertes. Selbst bei Eisbedeckung wurden bis zu pH 8,9 (Januar 1980) und bis zu 160% der Sauerstoffsättigung (Februar 1979) gemessen. Die Sichttiefe liegt im Mittel bei etwa 30 cm. Sie wird allein schon durch zeitweilig hohe Phytoplanktondichten oft auf weniger als 20–25 cm begrenzt und erreicht selbst bei Eisbedeckung nur selten Werte von mehr als 1 m. Dem entsprechen hohe Chlorophyllkonzentrationen von durchschnittlich 135 $\mu\text{g/l}$ (35–250 $\mu\text{g/l}$). 1975/76 durchgeführte Produktionsmessungen ergaben eine mittlere Jahresproduktion von etwa 350 g C/m² · a. Das Steinhuder Meer ist demnach als eutroph bis polytroph einzuordnen.

Flora und Fauna

Das Phytoplankton ist sehr artenreich, wobei die jahreszeitliche Abfolge dominierender Gruppen nicht der gewohnten Sukzession Kieselalgen-Grünalgen-Blaualgen-Kieselalgen entspricht. Einzelne Arten oder Gattungen aller genannten Gruppen kommen zu allen Jahreszeiten häufig vor. Ganzjährig dominierend sind Blaualgen, vor allem *Oscillatoria redekei*, sowie untergeordnet die Gattung *Aphanizomenon*. Beide können auch unter Eis zur Massenentwicklung kommen, wobei die auftreibenden Algen teilweise in der Eisdecke einfrieren. Die Algendichte kann dabei (Januar 1980) erstaunliche Werte erreichen von 6500 Fäden/ml bei *Aphanizomenon* oder 20000

Fäden/ml bei *Oscillatoria*. Zu den häufigsten Kieselalgen mit Entwicklungsschwerpunkt im Winter zählen Vertreter der Gattungen *Diatoma*, *Synedra*, *Melosira*, *Asterionella* und *Stephanodiscus*. *Melosira* und *Synedra* können aber zeitweilig auch im Sommer hohe Dichten erreichen. Von den zu allen Jahreszeiten sehr häufigen Grünalgen sind vor allem die Gattungen *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Tetraedron* und *Oocystis* zu nennen.

Alljährlich kommt es im Sommer mehrfach zu Massenentwicklungen planktischer Algen. Dem meist witterungsbedingten Zusammenbruch folgt regelmäßig eine starke, als „Gewässerverunreinigung“ mißverständene Schaumbildung auf dem See, vor allem aber am windexponierten Ufer.

Das Zooplankton ist ebenfalls sehr artenreich. Wie in anderen extrem flachen Seen erscheinen auch im Steinhuder Meer bei Wind oft am Boden lebende Organismen als passiv verfrachtete „Fremdlinge“ im Plankton.

Eine Unterwasservegetation fehlt völlig. Ehemals – vor allem im Westteil des Sees – reiche Vorkommen sind vor etwa 25–30 Jahren verschwunden. Die Bodenfauna ist sowohl zeitlich als auch räumlich sehr ungleichmäßig verteilt. Muscheln – bisher acht nachgewiesene Arten – besiedeln nur den sandigen Untergrund im Ostteil des Sees. Etwa 20 Arten von Wasserschnecken wurden bisher gefunden. Sie fehlen fast vollständig im Bereich der offenen Wasserfläche und finden sich vor allem in geschützten Zonen im Uferbereich. Ebenso meiden Würmer und Insektenlarven den Bereich der offenen Wasserfläche. Die Siedlungsdichten können aus bisher unbekanntem Grund von Jahr zu Jahr außerordentlich großen Schwankungen unterliegen, was sich unmittelbar auf den Ernährungszustand und die Fangerträge z. B. beim Aal (*Anguilla anguilla*) auswirkt. Insgesamt muß das Zoobenthon als arm bezeichnet werden, was sich auch am Bestand bodentierfressender Fischarten zeigt (s. u.).

Seit 1977 treten regelmäßig im Sommer Massenentwicklungen des sessilen Moostierchens *Plumatella fungosa* auf. Die schwammartigen Kolonien können innerhalb von einigen Tagen bis wenigen Wochen vollständig die Netzreusen überwuchern und behindern somit die Fischerei. Die Kolonien sind ihrerseits dicht besiedelt von Zuckmückenlarven (Chironomiden). Die Kolonien sterben u. U. mehrfach im Jahr ab, wenn die Wassertemperatur etwa 15 °C unterschreitet.

Für das Steinhuder Meer wird das Vorkommen von 19 Fischarten gemeldet. Zwei davon sind eingebürgert: Zander (*Stizostedion lucioperca*) vor etwa 80 Jahren und Stint (*Osmerus eperlanus*) vor 40 Jahren. Der Bestand kleiner Weißfische (Cyprinidae) ist sehr hoch. Die Menge der bodentierfressenden Arten ist in so schlechtem Ernährungszustand, daß sie wirtschaftlich nicht genutzt werden kann. Hungerformen der Brassen (*Abramis brama*) werden seit alters her mit dem ortsüblichen Namen „Dünnchen“ bezeichnet. Wirtschaftlich die wichtigsten Fische sind Aal, Zander und Hecht. Mehr als die Hälfte der Fänge sind unverkäufliche kleine „Weißfische“.

Fischereilich gilt das Steinhuder Meer als gering bis allenfalls mäßig ertragreiches Gewässer.

Sediment

Das autochthone Sediment ist sehr reich an organischen Substanzen (um 45% des Trockengewichtes). Es ist auffallend kalkarm und nährstoffarm (0,1–0,2% P/Trockengewicht). Die obersten, mehrere Zentimeter mächtigen Lagen haben einen Wassergehalt von durchschnittlich 94% und sind dünnflüssig. Sie werden sehr leicht und oft aufgewirbelt und mit den oben beschriebenen Strömungen verfrachtet. Dabei wurden im Wasserkörper Trübstoffmengen bis zu 450 mg Trockensubstanz im Liter gemessen. Diese „Treibmudde“ wird bevorzugt in wellen- und strömungsgeschützten Bereichen abgelagert. Das sind bei den vorherrschenden Windrichtungen natürlicherweise die Zonen vor dem West- und Südwestufer, wo auch die mächtigsten Sedimentablagerungen zu finden sind. Das Meer verlandet fortschreitend von West nach Ost. Der zentrale und der östliche Teil des Sees sowie die Deipen (s. o.) sind mit Ausnahme einer Schlammbank im Osten weitgehend frei von autochthonen Sedimenten. Zu bevorzugter Sedimentation kommt es auch in künstlich geschaffenen geschützten Bereichen: in Baggerlöchern und Fahrrinnen, in Schiffdurchstichen, an Hafen- und Steganlagen. Die Aufschlammung kann mehrere Zentimeter bis Dezimeter pro Jahr betragen und zu erheblichen Behinderungen des Wassersportes führen.

Nutzung und Schutzmaßnahmen

Die Fischereinutzung ist aufgeteilt unter drei Pächtern mit unterschiedlichen Rechten. Ein Haupterwerbsbetrieb mit mehreren Beschäftigten darf im gesamten See mit Netzen und Reusen fischen. Die etwa 20 im „Fischerverein“ zusammengeschlossenen „Korbfischer“ fangen nur mit Reusen an festgelegten Stellen. Der Landessportfischereiverband besitzt die Angelrechte, die nur vom Ufer aus oder in einer festgelegten ufernahen Zone ausgeübt werden dürfen. Freizeit und Erholungsnutzungen sind für

die umliegenden Gemeinden von großer wirtschaftlicher Bedeutung. Der Besucherandrang führt an schönen Wochenenden regelmäßig zum Verkehrschaos in den Seerandgemeinden. Mehr als 20 Segelvereine haben ihren Sitz am Steinhuder Meer. Auf dem See sind etwa 7500 Sportboote (überwiegend Segelboote) zugelassen. Der Gebrauch von Verbrennungsmotoren ist generell untersagt. Ausgenommen von diesem Verbot sind Fahrzeuge der Wasserschutzpolizei, des Rettungsdienstes, der Berufsfischer, eines gewerbsmäßigen Ausflugsverkehrs, der teilweise auf planmäßigen Linien betrieben wird, sowie der Bewohner der künstlichen Insel Wilhelmstein. Im Winter ist das Steinhuder Meer beliebtes Eissengelrevier. Das gesamte Ostufer einschließlich einer wasserseitigen Schutzzone stehen unter Naturschutz. An das Westufer grenzen die Naturschutzgebiete „Hagenburger Moor“ und „Meerbruchwiesen“.

Bisher durchgeführte Schutzmaßnahmen für das Steinhuder Meer beschränken sich weitgehend auf die Beseitigung von Abwassereinleitungen, z. B. der Gemeinschaftskläranlage des Abwasserverbandes Steinhuder Meer-Süd (1972) und der Kläranlage Bad Rehburg (1976). Die derzeitig bedeutendsten Belastungsquellen sind die Oberflächenentwässerungen der Ortslagen Steinhuder und Großenheidorn. Bemerkenswert ist der freiwillige Verzicht der organisierten Segler auf jegliche Art von Reinigungsmitteln zur Pflege ihrer Boote.

Literatur

Die mitgeteilten Informationen über das Steinhuder Meer beruhen auf einer Vielzahl einzelner Publikationen, auf z. T. unveröffentlichten Berichten und neueren Untersuchungen, auf persönlichen Mitteilungen und Erfahrungen. Stellvertretend sei daher nur die Literatursammlung aus dem Jahre 1975 genannt:

W. MEYER (1975): Geo- und biowissenschaftliche Bibliographie zum Steinhuder Meer und seiner Umgebung. – Naturschutz und Landschaftspf. Nieders. 2, 99 Seiten.

Zwischenahner Meer

Lage: R 34 34, H 58 97
 Topographische Karte: L 2712 Westerstede, L 2714 Varel, L 2912 Friesoythe, L 2914 Oldenburg
 Entstehung/Seetyp: Das Zwischenahner Meer ist ein Flachsee vom Braunwassertyp. Die flache Seewanne mit relativ steilen Rändern ist vermutlich durch Salzablaugung im tieferen Untergrund entstanden.
 Mischungsverhältnis: polymiktisch
 Höhe: 5,30 m ü NN,
 Oberfläche: 5,5 km²
 Volumen: 13,5 · 10⁶ m³
 Tiefe max.: 5,5 m, mittl.: 2,45 m
 Einzugsgebiet: 96,4 km²
 Umgebungsfaktor: 16,5
 Erneuerungszeit: stark schwankend zwischen 130 und 300 Tagen, im Mittel etwa 180 Tage
 Ufer: Länge 9,3 km, Entwicklung 1,12

Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des Zwischenahner Meeres liegt in der oldenburg-ostfriesischen Geest mit wenig ausgeprägtem Oberflächenrelief und geringem, nach Südwesten gerichtetem Gefälle. Feuchte bis nasse und organogene Böden sind vorherrschend (ca. 23% Hoch- und Niedermoor). 70% des Gebietes werden landwirtschaftlich genutzt, davon zwei Fünftel als Acker- und Baumschulflächen, der Rest als Grünland. Der Waldanteil liegt bei etwa 15%. Im Einzugsgebiet liegt eine kommunale, mechanisch-biologische Kläranlage mit etwa 5000 angeschlossenen Einwohnern bzw. Einwohnergleichwerten. Sie wird z. Zt. um eine weitergehende Reinigungsstufe zur Phosphatfällung erweitert.

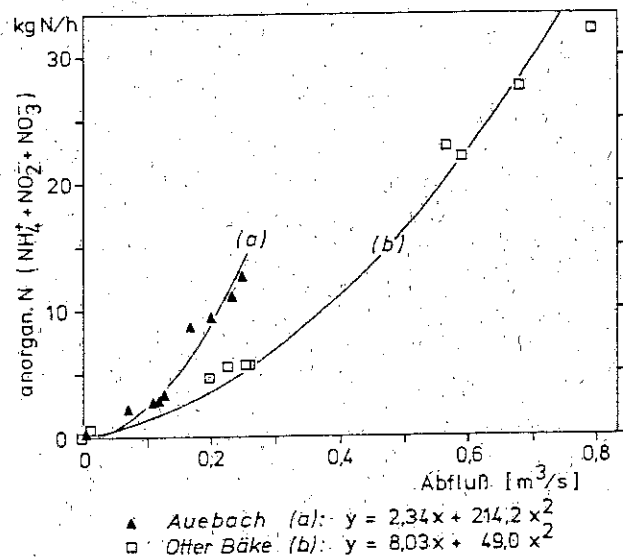
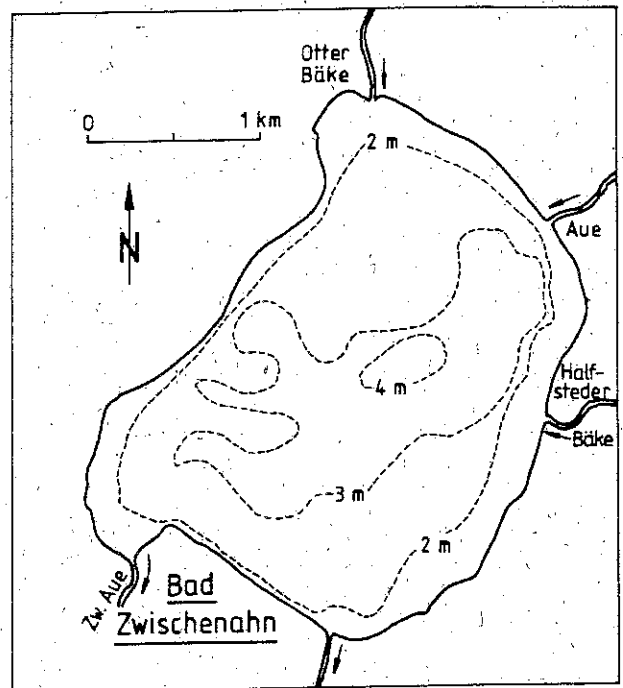
Ufer

Das Ufer des Sees ist überwiegend natürlich oder naturnah. Fast der gesamte See ist umgeben von einem Röhrichtgürtel, der wegen der steilen Ränder des Seebeckens eine nur geringe Ausdehnung hat. Er besteht überwiegend aus Schilf (*Phragmites australis*) und nur zu geringen Anteilen aus Binsen (*Schoenoplectus lacustris*) und Rohrkolben (*Typha angustifolia*).

Wasserchemismus und Trophiegrad

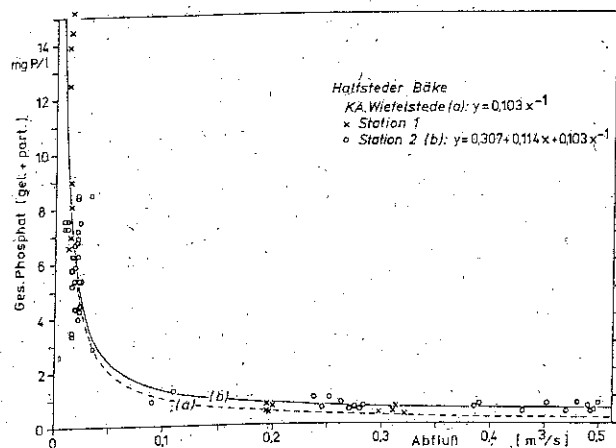
Das Zwischenahner Meer ist ein mäßig kalkreiches, stark humoses Gewässer. Der Hydrogenkarbonatgehalt liegt im Winter bei etwa 2 mmol/l HCO₃, die Calciumkonzentrationen schwanken im Bereich 40–45 mg/l Ca⁺⁺. Die Sichttiefe ist allein schon wegen der braunen Eigenfärbung des Wassers gering; sie erreicht maximal nur 1,40 m.

Die Nährstoffbelastungen sind sehr hoch, was vor allem auf Auswaschungen aus den organogenen Böden im Einzugsgebiet zurückzuführen ist. Die Nährstoffkonzentrationen in den drei wichtigsten Zuflüssen steigen linear mit den Abflüßmengen, die Frachten entsprechend exponentiell (Abb.). Das gilt für mineralische Stickstoff-



Abhängigkeit der Frachten anorganischer Stickstoffverbindungen vom Abfluß in Auebach und Otter Bäche.

verbindungen (Ammonium und Nitrat) ebenso, wie für Phosphate. Diese Beziehung wird in der Halfsteder Bäche z. Zt. noch überlagert durch die aus der o. g. Kläranlage stammende konstante Belastung. Die Funktion Nährstoffkonzentration in Abhängigkeit von der Abflüßmenge entspricht hier bei geringen Wasserführungen einer Verdünnungskurve (Abb.).



Abhängigkeit der Konzentration des Gesamt-Phosphates vom Abfluß in der Halfsteder Bäche.
Station 1: Mittellauf; Station 2: Unterlauf

Aufgrund der beschriebenen Beziehungen unterliegen die dem See zugeführten Nährstoffmengen in Abhängigkeit vom Abflußgeschehen außerordentlich großen Schwankungen. So lagen z. B. die Phosphatfrachten aller Zuflüsse (ohne den Anteil aus der Kläranlage) im Zeitraum April–Oktober des extrem trockenen Jahres 1976 bei 600 kg P, im abflußreichen Sommer 1979 bei rd. 6 400 kg P. Die Frachten mineralischer Stickstoffverbindungen für den gleichen Zeitraum April–Oktober betragen 1976 14,9 t N, 1979 dagegen 194 t N.

Die höchsten Nährstoffbelastungen erreichen den See in den abflußreichen Wintermonaten. Er tritt daher mit einem hohen Nährstoffvorrat in die Vegetationsperiode ein mit Phosphatkonzentrationen von 300–400 µg/l P und Nitratkonzentrationen bis zu 6 000 µg/l N. Hinzu kommt im Sommer die interne Düngung aus dem Sediment, die offenbar über das Nitrat gesteuert wird: Sobald die Konzentration des (an der Sedimentoberfläche oxidierend wirkenden) Nitrates im Seewasser unter etwa 500–1 000 µg/l N absinkt, setzt eine Rücklösung von Phosphat und wahrscheinlich auch Ammonium aus dem Sediment ein. Das ist normalerweise spätestens etwa Ende Juni der Fall.

Aufgrund der reichlichen Nährstoffversorgung ist das Zwischenahner Meer polytroph. Im Jahresgang treten sehr große Schwankungen des pH-Wertes (6,3–10,65) und der Sauerstoffkonzentrationen (70–300 % des Sättigungswertes) auf.

Flora und Fauna

Im Phytoplankton dominieren im Frühjahr und Herbst die Kieselalgen (*Melosira*, *Asterionella*). Vor allem *Melosira* kann zeitweilig zur Massenentwicklung kommen. Sie ist gelegentlich (bei geringer Dichte der Blaualgen) auch im Sommer häufig. Grünalgen spielen nach Artenzahl und Dichte eine geringe Rolle. Alljährlich im Sommer – in der Regel etwa ab Juni/Juli, in trockenen,

sonnenreichen Jahren schon ab Mai – kommt es zur Massenentwicklung von Blaualgen, wobei entweder *Microcystis* oder *Aphanizomenon* dominiert. Der Massenwechsel zwischen beiden Gattungen läßt sich mit dem Stickstoffhaushalt und der Bedeutung der Sedimente als interne Nährstoffquelle in Zusammenhang bringen: In Jahren, in denen Stickstoff zeitweilig zum limitierenden Faktor wird, weil das Sediment nicht ausreichend Ammonium liefert, übernimmt die stickstofffixierende Gattung *Aphanizomenon* die dominierende Rolle. In Sommern mit reichlicher interner Ammoniumversorgung aus dem Sediment überwiegt *Microcystis*.

Blaualgen neigen zum Auftreiben an die Wasseroberfläche. Sie können unter bestimmten Witterungsbedingungen lokal massenhaft zusammengetrieben werden und absterben. Dadurch verursachte Geruchsbelästigungen und lokale Fischsterben sind am Zwischenahner Meer aufgetreten.

Im Zooplankton kommen vor allem Arten vor, die entweder keine besonderen Ansprüche an ihren Lebensraum stellen oder solche, die eutrophe Gewässer bevorzugen. Massenentwicklungen wurden bisher nicht beobachtet. Als Charakterart des Zwischenahner Meeres kann das Kugelkrebchen (*Chydorus sphaericus*) gelten, das regelmäßig und teilweise häufig zu fast alle Jahreszeiten vorkommt. Die Art lebt in der Regel vorwiegend zwischen Pflanzen und am Boden des Uferbereiches von Gewässern. Sie tritt aber auch im echten Plankton auf, insbesondere – wie im Zwischenahner Meer – zu Zeiten sommerlicher Massenentwicklungen von Blaualgen. Regelmäßig und ebenfalls zeitweilig häufig sind die als typische Bewohner eutropher Gewässer bekannten Blattfußkrebse *Daphnia cucullata* und *Bosmina longirostris*. Als Anzeiger für Eutrophie gelten ferner die Rädertiere *Brachionus angularis* (regelmäßig April bis Juni, gelegentlich bis zum Herbst) und *Filinia longiseta* (etwa ab Juni bis Oktober).

Über Vorkommen und Verbreitung einer Unterwasserflora liegen keine neueren Angaben vor. Nach bisher nur stichprobenartigen Untersuchungen des Zoobenthons sind die Siedlungsdichten auf den weichen autochthonen Sedimenten im Bereich der offenen Wasserfläche höher als im Steinhuder Meer und im Dümmer. Von insektenlarven deutlich bevorzugt werden ufernahe Bereiche mit Grobdetritus (z. B. Halmreste von Schilf). Muscheln wurden nur auf festem Substrat gefunden.

Sedimente

Die recht gleichmäßig im Seebecken verteilten autochthonen Sedimente sind feindetritisch und dunkel gefärbt (grauschwarz bis schwarz-oliv). Die obersten Lagen von etwa 4–5 cm Mächtigkeit sind von flüssiger Konsistenz bei einem Wassergehalt um 92 %. Sie sind reich an organischen Substanzen (30–35 % des Trockengewichtes) und ausgesprochen kalkarm. Der Phosphatgehalt ist mit 4,2–5 g P/kg Trockensubstanz hoch.

Im Sommer setzt eine starke Rückführung von Nährstoffen aus dem Sediment ein, die fast regelmäßig zu einem meßbaren Anstieg der Phosphatkonzentrationen

im Seewasser führt. Die verstärkte Rücklösung beginnt in der Regel, wenn die Nitratvorräte im Wasserkörper erschöpft sind. Sie wird begünstigt durch warme, windarme Hochdruckwetterlagen, wenn kurzzeitige Schichtungen des Wasserkörpers auftreten mit Sauerstoffmangel im Bereich der Sedimentoberfläche. Die Sedimente übernehmen dann zeitweilig die dominierende Rolle bei der Nährstoffversorgung.

Nutzung, Entwicklung und Maßnahmen

Das Zwischenahner Meer wird wasserwirtschaftlich als Hochwasserrückhaltebecken genutzt. Es wird von einem Berufsfischer bewirtschaftet. Von herausragender Bedeutung sind die Erholungsnutzungen (Wassersport, Baden, Angeln). Der private Gebrauch von Bootsmotoren ist verboten. An der Nordbucht grenzt ein Naturschutzgebiet an den See, das über das Ufer hinaus in den See reicht. Das Befahren des gesamten Schilfgürtels einschließlich einer wasserseitigen Schutzzone ist untersagt.

Die Entwicklung des Zwischenahner Meeres seit der Jahrhundertwende wird durch mehrere ältere Planktonuntersuchungen recht gut belegt. Danach hat es bereits vor 85 Jahren im Frühjahr eine starke Entwicklung von Kieselalgen (*Melosira*) gegeben sowie Massenentwicklungen von Blaualgen im Sommer. Seitdem haben diese Massenentwicklungen an Dauer und Intensität zugenommen. Die Bedeutung der Grünalgen ist offenbar zurückgegangen und bei den Blaualgen haben nicht-stickstofffixierende Gattungen (*Microcystis*, *Oscillatoria*) gegenüber N-fixierenden Formen (*Anabaena*, *Aphanizomenon*) an Häufigkeit und Stetigkeit zugenommen. Damit wird eine zunehmende Eutrophierung indiziert, die sich auch in einer veränderten Sedimentqualität zeigt: Innerhalb der oberen

15 cm des Sediments nehmen von unten nach oben der Gehalt an organischen Substanzen von durchschnittlich 29% auf 33% des Trockengewichtes zu, der Phosphatgehalt von 3 auf 4,5 g P/kg Trockensubstanz.

Die wichtigste bisher durchgeführten Schutzmaßnahme war der Bau einer Abwasserringleitung (Fertigstellung 1973), die die Abwässer der Seeanrainer sammelt und der unterhalb des Meeres gelegenen Kläranlage Bad Zwischenahn zuführt. Um das erklärte Sanierungsziel – ein Zustand, der dem vor 80 Jahren entspricht – zu erreichen, sind weitere Maßnahmen erforderlich: Die im Einzugsgebiet etwa 10 km oberhalb des Zwischenahner Meeres liegende kommunale Kläranlage wird mit einer Phosphatfällung ausgerüstet. In einem Modellversuch werden die Möglichkeiten einer Phosphatfällung in den Seezufüssen geprüft, um die Belastungen wenigstens während der relativ abflußarmen Zeit der Vegetationsperiode zu minimieren.

Literatur

- H. O. GRAHLE, H. MÜLLER (1976): Das Zwischenahner Meer (Geologische Untersuchungen an niedersächsischen Binnengewässern V). – Oldenburger Jb. 66, 83–121.
- H. NEUMANN (1973): Beiträge zur Limnologie des Zwischenahner Meeres. – Jb. vom Wasser 41, 163–186.
- J. POLTZ (1983): Modellrechnungen zur Frage der Nährstoffbelastungen des Zwischenahner Meeres. – Mitt. aus d. Nds. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim 9, 75–103.
- J. POLTZ, E. JOB (1981): Limnologische Untersuchungen am Zwischenahner Meer und seinen Zuflüssen. – Mitt. aus d. Nds. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim 8, 1–156.

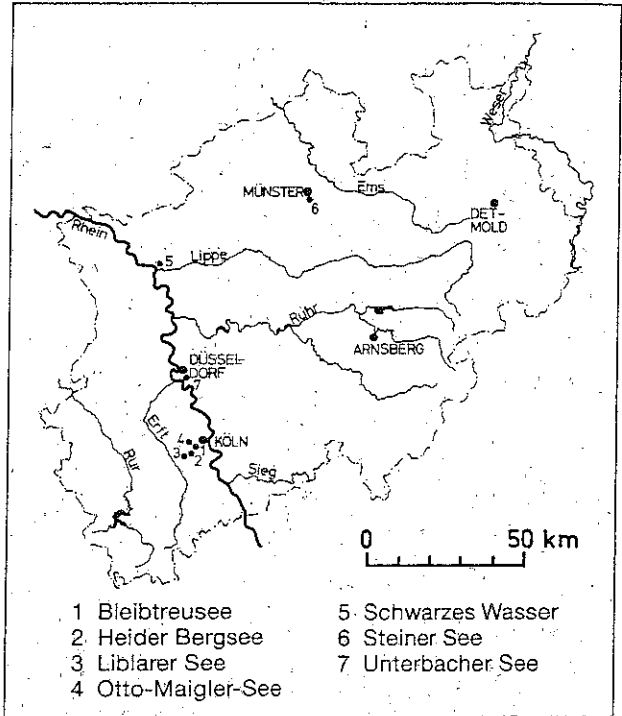
5.7 Nordrhein-Westfalen

Das Land Nordrhein-Westfalen besitzt nur wenige stehende Gewässer natürlichen Ursprungs: Heideweiher und Altrheinarme im Niederrheingebiet. Durch Austörfung in historischer Zeit entstandene Flachseen liegen am Niederrhein und im westfälischen Flachland.

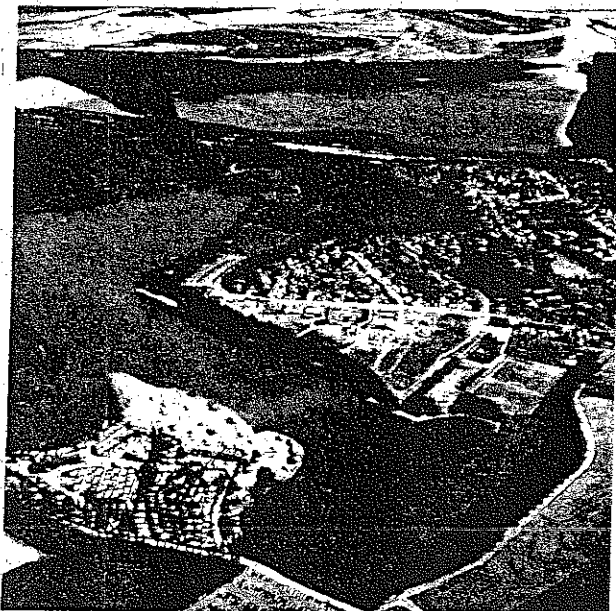
Um so größer ist die Zahl der Seen, die durch Abgrabung von Sanden und Kiesen in diesem Jahrhundert, vor allem nach dem 2. Weltkrieg entstanden sind. Mehrere Hundert große und kleine Baggerseen liegen vor allem in den Talauen der großen Flüsse. Zwei Dutzend Seen sind im Zuge der Rekultivierung der Restlöcher des rheinischen Braunkohletagebaues zwischen Köln und Aachen hergerichtet worden. Außerdem besitzt Nordrhein-Westfalen mehr als 70 Talsperren, von denen etwa die Hälfte der Trinkwasserversorgung dient.

Sehr viele Seen liegen in der Nähe von Ballungsgebieten und sind für die Naherholung wichtig.

Die Seen sind bisher nicht nach einheitlich festgelegten Programmen untersucht worden. Trinkwasser- und Badeseen unterliegen der regelmäßigen Kontrolle gemäß den EG-Richtlinien, die anderen werden nur aus besonderem Anlaß untersucht, z. B. wenn bestehende Nutzungen durch Eutrophierung gestört und Sanierungen erforderlich werden oder wenn Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Verhältnisse vorbereitet werden. Schwerpunkte bisheriger Seenuntersuchung des Landesamtes für Wasser und Abfall und der Staatlichen Ämter für Wasser- und Abfallwirtschaft bilden Braunkohlerestseen in der Ville, Baggerseen im Münsterländer Kiessandzug und im Rheintal.



Die hier vorgestellten Seen wurden ausgewählt, weil sie aufgrund ihrer Nutzung und Problematik über den Rahmen des Landes hinaus von Interesse sein können.



Heider Bergsee (Vordergrund) und Bleibtreusee (Hintergrund) im Rekultivierungsgebiet des rheinischen Braunkohletagebaues
Freigegeben durch:
Regierungspräsident Düsseldorf
Nr. 18G. 741

Bleibtreusee

Lage: R 25 60 62, H 56 34 12

Topographische Karte: L 5106

Entstehung/Seetyp: Braunkohle-Rekultivierungssee. Der Bleibtreusee wurde 1975–77 im Zuge der Rekultivierung des ehemaligen Braunkohlentagebaugesbietes „Ville“ angelegt. Schon vorher befanden sich innerhalb der noch nicht völlig abgebauten Braunkohlenlagerstätte – im Bereich des heute vorhandenen Seebeckens – zwei kleinere Gewässer, die den nahegelegenen Brikettfabriken als Klärteiche dienten.

Bis 1980 bestand der See aus einem großen und einem kleinen Becken. Im Zuge von Sanierungsmaßnahmen wurde die beide Gewässer trennende Braunkohlewand abgetragen, so daß heute nur noch ein großes Seebecken vorhanden ist.

Mischungsverhalten: mono- bis dimiktisch, holomiktisch

Höhe: 95 m ü NN

Oberfläche: 0,709 km²

Volumen: 3,40 · 10⁶ m³

Maximale Tiefe: 15,2 m

Mittlere Tiefe: 4,8 m

Umgebungsfaktor: 0,30

Erneuerungszeit: 1984 ca. 4 Jahre

Einzugsgebiet: 0,21 km²

Ufer: Länge: 3,65 km, Entwicklung: 1,22

Einzugsgebiet

Der Bleibtreusee liegt im Braunkohlen-Rekultivierungsgebiet „Ville“ unweit der Städte Brühl und Hürth bei Köln.

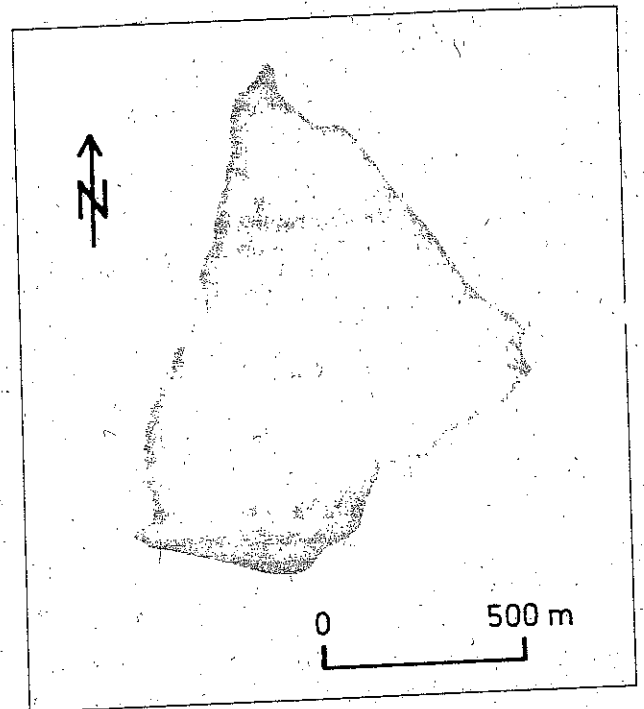
Das kleine, oberirdische Einzugsgebiet wird im wesentlichen durch die den See umgebenden Hänge begrenzt. Es wurde überwiegend mit Pappeln aufgeforstet, die z. T. mit anderen Laubgehölzen (Erlen, Birken) vergesellschaftet sind. Das Gelände ist bis auf ein kleines Sägewerk, einen Kiosk am Badestrand und Parkplätze unbepflanzt.

Nur 100 m vom See entfernt verläuft die Bundesstraße 265 (Köln-Erfstadt), die die Einzugsgebiete vom Bleibtreusee und Heiderbergsee voneinander trennt.

Das Gewässer wird über einen kleinen Zufluß vom Nordfeldweiher, von einer Grundwasserdrainage am Ostufer und mehreren Grundwasserquellen gespeist. Der See hat einen Abfluß, der in den nahegelegenen Heider Bergsee mündet.

Ufer

Abgesehen von einigen Abschnitten am West- und Südufer fallen alle Böschungen zum Wasser hin flach ab. Auch unter Wasser sind sie größtenteils nur schwach



geneigt. Eine ausgedehnte Flachwasserzone bildet am Nordufer den Badestrand. Hier wurde Feinsand aufgeschüttet, während an den anderen Ufern kiesiges Substrat vorherrscht.

Der See wird von einem mehrfach unterbrochenen, dichten Gürtel von Erlen- und Weidenbüsch umgeben, an dessen Stelle am Nord- und Ostufer ebenfalls angepflanzte Sanddornsträucher treten. Im Bereich des Badestrandes wurden Rasenflächen angelegt.

Röhrichtzonen, die in früheren Jahren in der Südbucht vorkamen, konnten sich nach dem neuen Aufstau des Sees (s. u.) noch nicht neu entwickeln. Ebenso fehlen bisher auch Schwimmblatt- und Höhere Unterwasserpflanzen.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Schon wenige Jahre nach seiner Erstfüllung zeigte der Bleibtreusee starke Eutrophierungserscheinungen, die Maßnahmen zur Verbesserung seiner Gewässergüte erforderlich machten. Bereits im Stadium der Entstehung hatte der See durch die ehemaligen Klärteiche eine hohe Vorbelastung an Nährstoffen, die noch durch von Abraumhalden beeinflusstes Grund- und Sickerwasser sowie von Staub und Niederschlägen verstärkt wurde. Nachdem das Seebecken im Rahmen eines umfangreichen Sanierungsprogrammes (s. u.) weitgehend entleert und mit Grundwasser einer nahegelegenen Wassergewinnung wieder aufgefüllt worden war, hat sich die Wasserbeschaffenheit zumindest vorübergehend deutlich gebessert. Wie aus der Tabelle hervorgeht, ist das Wasser

des Bleibtreusees nach der Sanierung deutlich ärmer an Nährstoffen und Sulfaten als vorher.

Parameter	Vor der Sanierung		nach der Sanierung	
	Mittelwert (n = 5)	Schwankungsbreite min max	Mittelwert (n = 12)	Schwankungsbreite min max
elektrische Leitfähigkeit ($\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$)	1 050	986–1 164	611	595–626
Gesamt-P ($\mu\text{g}/\text{l}$)	197	100–300	27	11–54
Gesamt-N ($\mu\text{g}/\text{l}$)	1 480	1 100–1 900	634	
Chlorid (mg/l)	62	53–70		35
Sulfat (mg/l)	455	416–502	141	130–156

Bleibtreusee: Physikalische und chemische Meßwerte ausgewählter Parameter vor der Sanierung (1980) und nach der Sanierung (1984).

Derzeit kann der Bleibtreusee als mesotroph klassifiziert werden, jedoch sind bereits erste Anzeichen einer neuen Eutrophierung unverkennbar.

Gegen Ende der Sommerstagnation sind über dem Seegrund wieder Sauerstoffmangelzonen aufgetreten und 1984 war erstmals die Entwicklung von Schwefelwasserstoff festzustellen. Der pH-Wert liegt im Epilimnion fast durchweg über 8 (max. 8,5) und geht im Tiefenwasser bis auf 7,4 zurück.

Die Konzentration von Gesamt-Phosphor betrug 1984 (Jahresmittel aller Tiefen) $45 \mu\text{g}/\text{l}$; reaktiver Phosphor (im Mittel $14 \mu\text{g}/\text{l}$) sank während stärkerer Algenentwicklung zeitweise bis unter die analytische Nachweisgrenze ab.

Der Calciumgehalt schwankte zwischen 92 und $104 \text{ mg}/\text{l}$, die HCO_3^- -Konzentration betrug 1984 während der Frühjahrszirkulation $3,44 \text{ mmol}/\text{l}$.

Der Chlorophyll a-Gehalt lag zwischen 1980 und 1984 jeweils bei $6,5 \mu\text{g}/\text{l}$ im Jahresmittel.

Seit der Sanierung ist das Wasser infolge schwacher Algenentwicklung meist klar; 1984 schwankte die Sichttiefe zwischen 2,3 und 4,2 m.

Im Bleibtreusee ist, ebenso wie in den anderen hier beschriebenen Seen des Braunkohletagebaugesbietes, Phosphor produktionslimitierender Faktor.

Nach überschlägigen Berechnungen beträgt die P-Flächenbelastung etwa $250 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$. Davon entfallen

auf den Eintrag durch oberirdische Zuflüsse	2%
Grundwasser und Sickerwasser	20%
Depositionen	78%

Bemerkenswert ist der hohe Anteil von Staub und Niederschlag, der nach Messungen der Landesanstalt für

Immissionsschutz NW im Mittel $194 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ ausmacht und auf Emissionen des nahegelegenen Industriegebietes zurückzuführen ist. Bisher ist jedoch unbekannt, inwieweit der durch Niederschläge eingetragene Phosphor algenverfügbar ist und sich auf den Trophiegrad auswirkt.

Ein weiteres Gefährdungspotential stellt möglicherweise ein Massenrastplatz von Möwen in Seemitte dar. Außerhalb der Brutzeit versammeln sich dort oft über 1 000 Vögel, die ihre Nahrung auf der nahegelegenen Mülldeponie der Stadt Köln suchen. Ihr Einfluß auf die Eutrophierung kann derzeit noch nicht quantifiziert werden.

Flora und Fauna

Nach der Neufüllung des Sees hat sich die Artenzusammensetzung des Planktons verändert. Herrschten früher Grün- und Blaualgen vor, die im See oft Wasserblüten bildeten, so kommt es heute nur gelegentlich zur Massentwicklung einzelner Algenarten, z. B. von *Dinobryon*, *Asterionella* und *Cyclotella*. Im Sommer 1983 trat allerdings die eutrophieanzeigende Blaualge *Aphanizomenon flos-aquae* zahlreich auf.

Ferner kommen häufig vor: Cryptomonaden, die Goldalgen *Mallomonas akrokomos* und *Synura* sowie Grünalgen der Gattung *Monoraphidium*.

Im Zooplankton dominieren die Rädertiere *Polyarthra vulgaris* und *Keratella cochlearis* sowie die Kleinkrebse *Bosmina longirostris*, *Daphnia galeata* und *D. longispina*.

Sediment

Der Seeboden besteht aus Braunkohle, der eine nur wenige Zentimeter starke schwarzbraune Sedimentschicht aufgelagert ist. Der Wassergehalt mehrerer Proben aus der oberen Sedimentschicht betrug im Mittel 63,3%, der Glühverlust 50,9% des Trockenrückstandes (TR) bei einem P-Anteil von 0,29% d. TR.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der Bleibtreusee wurde mit dem Ziel angelegt, ein Gewässer für die Familienerholung zum Nulltarif zu schaffen. Die Trägerschaft dieses Naherholungsgebietes, in dem neben dem Bleibtreusee auch die in dieser Broschüre beschriebenen Gewässer Liblarer See, Heider Bergsee und Otto-Maigler-See liegen, hat der Zweckverband Naturpark Kottenforst-Ville übernommen.

Der See wurde zum Baden, Weichbootfahren, Surfen und für transportable Kleinsegelboote freigegeben. Im Gegensatz zu anderen Seen im ehemaligen Braunkohletagebau wurde hier auf die Einrichtung eines landchaftsverbrauchenden Campingplatzes verzichtet. Um störenden Autoverkehr fernzuhalten, wurde der Parkplatz ca. 400 m vom Seeufer entfernt angelegt, so daß Surfbretter und Boote per Hand oder mit Hilfe von Trailern zum Gewässer transportiert werden müssen.

Für die einzelnen Nutzungsarten sind verschiedene Gewässerbereiche vorgesehen. Am Nordufer wurde ein Badestrand mit Flachwasserzone, Liegewiesen, Toiletten-

haus und Kiosk hergerichtet. Nach Osten schließt sich ein Abschnitt an, in dem Surfen und Weichbootfahren zugelassen sind. Die übrigen Seeufer, die wohl von einem Rundweg her einsehbar, aber nur teilweise zugänglich sind, sollen der stillen Erholung und als Refugium für störanfällige Pflanzen- und Tierarten dienen.

Da die Eutrophierung des neugeschaffenen Sees schon nach wenigen Jahren zu unerwünschten Störungen wie Wassertrübung und starke Algenentwicklung führte, wurde 1980 ein mehrstufiges Sanierungsprogramm durchgeführt.

Es umfaßte folgende Maßnahmen:

- Ableitung eines nährstoffreichen Zuflusses aus dem Einzugsgebiet

- Abpumpen des Seewassers bis auf ein nicht entfernbares Restvolumen von etwa 150 000 m³
- Behandlung des Restwassers mit Sachtoklar (vorhydrolysiertes Aluminiumchlorid, Aufwandmenge 100 g/m³ Wasser) zur Phosphorfällung und Verzögerung der P-Remobilisierung aus dem Sediment
- Neufüllung des Sees mit nährstoffärmerem Grundwasser, das über eine Rohrleitung von einer nahegelegenen Brunnengalerie geliefert wurde.

Die Seetherapie hat sich bisher positiv auf den Zustand des Sees ausgewirkt. Es ist derzeit jedoch noch nicht abzuschätzen, welche Bedeutung der Phosphoreintrag über Depositionen für die erneute Eutrophierung hat.

Heider Bergsee

Lage: R 25 61 15, H 56 33 00

Topographische Karte: L 5106

Entstehung/Seetyp: Braunkohle-Rekultivierungssee

Der Heider Bergsee ist, ebenso wie Bleibtreusee, Liblarer See und Otto-Maigler-See im Anschluß an den Abbau von Braunkohle entstanden.

Nach Verfüllung der ausgedehnten Bodenvertiefungen mit Abraum blieben Restlöcher übrig, die sich mit Grundwasser füllten und heute im Ville-Gebiet bei Köln eine künstliche Seenplatte bilden.

Der Heider Bergsee entstand 1965.

Mischungsverhalten: dimiktisch, die flachen Seitenarme polymiktisch

Höhe: 95 m ü NN

Oberfläche: 0,349 km²

Volumen: 1,71 · 10⁶ m³

Tiefe max.: 8,8 m, mittl.: 4,9 m

Wegen der noch ungenügend bekannten hydrologischen Verhältnisse (Zufluß, Grundwasser) können keine exakten Angaben über die Größe des Einzugsgebietes und die Erneuerungszeit gemacht werden.

Ufer: Länge: 4,85 km, Entwicklung: 2,32

Einzugsgebiet

Der Heider Bergsee liegt in der Wald-Seen-Landschaft der Ville westlich von Brühl. Das Seebecken ist windgeschützt und z.T. von dicht bewaldeten Hügeln umgeben, die sich bis zu 25 m über den Seespiegel erheben. Der Wald setzt sich aus verschiedenen Laubhölzern, vor allem Rote Eiche und Buche, zusammen, in die kleinere Bestände von Kiefern und Lärchen eingesprengt sind. Die Ufer werden von Erlen und Weiden gesäumt.

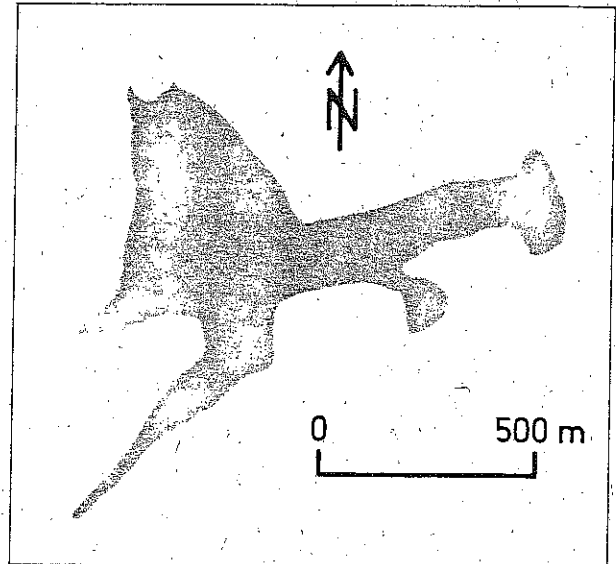
Die unmittelbare Umgebung des Sees ist bis auf einige Freizeiteinrichtungen unbebaut, jedoch reichen die Siedlungen Heide und Roddergrube bis etwa 200 m an den See heran.

Am Nordufer befindet sich ein Segelhafen mit 50 Liegeplätzen und das Clubheim eines Angelsportvereins. Am östlichen Seitenarm des fjordartig auslaufenden Sees wurde ein Freibadgelände eingerichtet, dem ein Campingplatz angegliedert ist.

Der Heider Bergsee erhält Zufluß vom Schluchtsee und vom Bleibtreusee und wird außerdem vom Grundwasser gespeist. Er entwässert über einen Abfluß am Nordufer.

Ufer

Die Ufer fallen unter Wasser überwiegend steil ab, jedoch nur bis zu einer Tiefe von etwa 3–4 m, so daß hier gute Entwicklungsmöglichkeiten für submerse Makrophyten gegeben sind. Während Röhrich- und Schwimmblattpflanzen nur lokal vorkommen, finden sich ausgedehnte Bestände untergetauchter Wasserpflanzen.



Wasserchemismus und Trophiegrad

Die Wasserbeschaffenheit des Heider Bergsees wird ebenso wie die der anderen Braunkohle-Rekultivierungsseen, maßgeblich von den Bodenarten beeinflusst, mit denen das Seewasser und das zufließende Grundwasser in Berührung steht. Hierbei handelt es sich besonders um Liegendton, Braunkohle und Abraummaterial variabler Zusammensetzung. Kennzeichnend für solche Wässer sind hohe Gehalte an Sulfat, Calcium und eine hohe elektrische Leitfähigkeit.

Der Sauerstoffhaushalt des Heider Bergsees ist gekennzeichnet durch zeitweilige Übersättigung in der trophogenen Zone und niedrige Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser während der Sommerstagnation. Bisher traten jedoch keine anaeroben Verhältnisse auf.

Der pH-Wert liegt im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Die Tabelle gibt eine Übersicht über die Schwankungsbreite der physikalisch-chemischen Meßwerte.

Über den Nährstoffhaushalt des Heider Bergsees können derzeit noch keine quantitativen Angaben gemacht werden. Der Nährstoffeintrag erfolgt hauptsächlich über die Zuflüsse und über Niederschlag, während demgegenüber diffuse Quellen von untergeordneter Bedeutung sein dürften. Eine erhebliche Eutrophierungsquelle stellte bis zu Beginn der 80er Jahre der Abfluß des Bleibtreusees dar. Inzwischen ist durch die Sanierung dieses Gewässers auch der Nährstoffgehalt im Abfluß stark zurückgegangen.

Zur Bestimmung des Trophiegrades lassen sich hier nicht alle der üblicherweise verwendeten Parameter heranziehen. Da sich die Eutrophierung bisher nicht in der Zunahme des Phytoplanktongehalts, sondern in starker Verkrautung der Uferzone äußerte, eignet sich die Sichttiefe, die zwischen 3,80 m und 6,20 m schwankt, ebenso

7

wenig wie der Chlorophyllgehalt (1–4 µg/l) als Beurteilungskriterium. Aufgrund der mittleren Gesamt-P-Konzentration von 23 µg/l und des niedrigen Sauerstoffgehalts über dem Seegrund am Ende der Sommerstagnation kann der Heider Bergsee als mesotroph klassifiziert werden, doch deutet die starke Makrophytenentwicklung und die Zunahme von fädigen Grünalgen in der Uferzone den Übergang zu eutrophen Verhältnissen an.

Parameter	Minimum	Maximum	Zahl der Messungen
reaktives Phosphat-P (µg/l)	< 3	15	22
Gesamt-P (µg/l)	10	46	22
Ammonium-N (µg/l)	10	140	22
Nitrat (µg/l)	25	226	22
Kieselsäure, gel. (mg/l)	0,7	2,9	12
Sulfat (mg/l)	418	511	22
Chlorid (mg/l)	28	34	22
Calcium (mg/l)	169	193	19
Magnesium (mg/l)	32	38	14
TOC, filtr. (mg/l)	9,3	10,0	5
pH	7,1	8,2	28
HCO ₃ ⁻ (mmol/l)	2,8	3,44	5
elektrische Leitfähigkeit (µS ₂₀ /cm)	1 015	1 313	28

Heider Bergsee: Physikalische und chemische Meßwerte (1980–83).

Flora und Fauna

Das Phytoplankton ist artenreich, aber durchweg individuenarm. Es dominieren die Kieselalgen (*Diatoma elongatum*, *Asterionella formosa* und *Cyclotella*-Arten sowie die Chrysophyceen *Dinobryon sociale*, *Chrysococcus* sp. div. u. a.

Im Zooplankton herrschen Rädertiere vor, insbesondere *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*. In der reich entwickelten Zone der Unterwasser-Makrophyten dominiert eine aus Nordamerika eingeschleppte Tausendblattart: *Myriophyllum heterophyllum*. Sie besiedelt nahezu die gesamte Uferzone bis

in Tiefen von 6 m. Armleuchteralgen (Characeen) und Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) sind ebenfalls in der Verlandungszone zu finden, aber mit geringerer Häufigkeit.

Fädige Grünalgen (*Oedogonium*, *Cladophora*) breiten sich zunehmend aus und überwuchern bereits die Höheren Wasserpflanzen. Bei ihrer weiteren Zunahme ist zu erwarten, daß sich die Lichtbedingungen für die submersen Makrophyten verschlechtern, so daß diese allmählich zurückgedrängt werden und sich stattdessen Phytoplankter stärker entwickeln werden.

Das Zoobenthon wurde bisher noch nicht untersucht.

Sediment

Das Sediment ist dunkelbraun gefärbt, geruchlos und enthält nur einen geringen Anteil organischer Stoffe.

Zwei im März 1981 und August 1983 in Seemitte genommene Mischproben hatten einen Wassergehalt von 69 bzw. 73 %, einen Glühverlust (550 °C) von 2,1 bzw. 8,1 % des Trockenrückstandes und einen Phosphorgehalt von 127 bzw. 159 mg/kg. Bisher wurde keine Faulschlammabildung festgestellt, jedoch war das Sediment besonders in Ufernähe reich an Pflanzenteilen abgestorbener Makrophyten.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der Heider Bergsee gehört zum Erholungsgebiet der Ville und wird vor allem wassersportlich genutzt (Segeln, Kanufahren, Rudern, Weichbootfahren). Motorboote und Surfen sind nicht zugelassen. Baden, Freizeidfischerei, Tauchen und Wandern werden als weitere Freizeitaktivitäten ausgeübt.

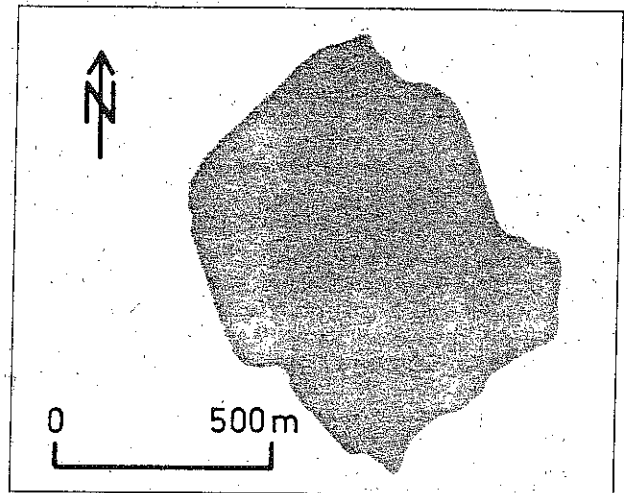
Die starke Verkräutung der Uferzone hat das Segeln zeitweise erheblich behindert. Aus diesem Grunde wurde ein mobiles Unterwasser-Mähboot („Seekuh“) angeschafft, mit dem während der Segelsaison die starke *Myriophyllum*-Entwicklung bekämpft wird. Das Mähgut wird auf Container geladen und aus dem Einzugsgebiet des Gewässers entfernt.

Literatur:

Höhere Forstbehörde & Regierungspräsident Köln (Hrsg.) (1978): Das Wald-Seen-Gebiet der Ville im Naturpark Kottenforst-Ville.

Liblarer See

Lage: R 25 58 70, H 56 31 50
 Topographische Karte: L 5106
 Entstehung/Seetyp: Braunkohle-Rekultivierungssee, 1950 entstanden
 Mischungsverhalten: dimiktisch, höiomiktisch
 Höhe: 98,4 m u NN
 Oberfläche: 0,533 km²
 Volumen: 2,7 · 10⁶ m³
 Tiefe max.: 12,3 m, mittl.: 5,1 m
 Wegen der noch ungenügend bekannten hydrologischen Verhältnisse in dieser anthropogenen Landschaft können keine exakten Angaben über die Größe des Einzugsgebietes und die Erneuerungszeit gemacht werden.
 Ufer: Länge: 2,9 km, Entwicklung: 1,12



Einzugsgebiet

Der Liblarer See wird durch Niederschlags- und Grundwasser gespeist, oberirdische Zu- und Abflüsse sind nicht vorhanden.

Das oberirdische Einzugsgebiet des Gewässers ist klein.

Da die Grundwasserverhältnisse in der Umgebung des Sees noch ungenügend untersucht sind, können über die Höhe des Grundwasserzufflusses und den Nährstoffeintrag durch Grundwasser keine Angaben gemacht werden.

Obwohl von ausgedehnten, vorwiegend aus Pappel und Birken zusammengesetzten Baumbeständen umgeben, liegt der See ziemlich windexponiert, da die Uferböschungen nur schwach geneigt sind. Das Gewässer liegt unweit der Ortschaft Liblar unmittelbar an der stark befahrenen Bundesstraße 265. Abgesehen von einigen eingezäunten Freizeiteinrichtungen sind die Seeufer unbebaut und von einem dicht am Wasser vorbeiführenden Rundweg aus erreichbar.

Ufer

Die Uferböschungen sind befestigt und teilweise naturnah ausgebaut. Die Verlandungszone ist nur schwach entwickelt. Zwar säumt ein mit Weidengebüsch (*Salix sp.*) Séggen, vor allem *Carex gracilis*, Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum*) und Flatterbinse (*Juncus effusus*) bepflanzter Makrophytengürtel fast den ganzen Uferbereich, doch dehnen sich diese Bestände nicht nennenswert zur Wasserseite aus. Schilf (*Phragmites australis*) tritt nur sporadisch auf. Schwimmblattpflanzen fehlen weitgehend. Submers haben sich Armleuchteralgen (Characeen) ausgebreitet, die teilweise von Fadentalgen überwuchert werden. Bemerkenswert ist ein kleiner Bestand des nur noch selten vorkommenden Nadel-Sumpfrieds (*Eleocharis acicularis*) am Südufer.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Der Liblarer See hat einen niedrigeren Sulfatgehalt als der benachbarte Heider Bergsee. Die Konzentrationen

schwankten im Untersuchungszeitraum 1980–83 von 362 bis 484 mg/l.

Der pH-Wert liegt meist im schwach alkalischen Bereich über pH 7, steigt aber bei stärkerer Algenentwicklung bis 8,4 an.

Das Hyplimnion ist noch ganzjährig aerob, jedoch geht der Sauerstoffgehalt am Ende der Sommerstagnation stark zurück. Im Liblarer See wirkt Phosphor produktionslimitierend. Der Phosphorgehalt betrug 1980–83 im Mittel 7 µg/l für reaktives Phosphat-P und 27 µg/l für Gesamt-P. Während der Vegetationsperiode war reaktives Phosphat in der trophogenen Zone zeitweise nicht nachweisbar.

Die Tabelle informiert über die Ergebnisse hydrochemischer Messungen.

Parameter	Minimum	Maximum
Reaktives PO ₄ -P (µg/l)	< 3	36
Gesamt-P (µg/l)	6	160
Ammonium-N (µg/l)	78	760
Nitrit-N (µg/l)	3	18
Nitrat-N (µg/l)	108	927
Kieselsäure gel. (mg/l)	0,7	4,9
Sulfat (mg/l)	362	484
Chlorid (mg/l)	32	35
Calcium (mg/l)	136	149
Magnesium (mg/l)	30	33
TOC, filtr. (mg/l)	13	15
pH	6,7	8,4
HCO ₃ ⁻ (mmol/l)	1,75	2,16
elektrische Leitfähigkeit	811	882

Liblarer See: Physikalisch und chemische Meßwerte (1980–83, 10 Messungen).

Die Phytoplanktonproduktion war meist gering. Die Chlorophyll a-Werte lagen im Mittel unter 5 µg/l. Lediglich im Litoral wurden gelegentlich höhere Konzentrationen gemessen (max. 16 µg/l). Die geringe planktische Primärproduktion äußert sich auch in relativ hoher Wassertransparenz. So betrug die Sichttiefe im Mittel 2,8 (1,1–5,7 m). Derzeit kann der Liblarer See als mesotroph eingestuft werden.

Flora und Fauna

Das Phytoplankton war artenreich, oft jedoch individuenarm. In größerer Dichte traten zeitweilig *Peridinium willei*, verschiedene *Dinobryon*-Arten und centrische Kieselalgen (*Cyclotella*) auf. Im artenarmen Zooplankton dominierten die Rädertiere *Polyarthra vulgaris* und *Keratella cochlearis* sowie die Kleinkrebse *Ceriodaphnia pulchella* und *Bosmina longirostris*. Das Zoobenthon ist bisher noch nicht untersucht worden.

Sediment

Der Seeboden besteht größtenteils aus anstehender Braunkohle, die auf einer wasserundurchlässigen Ton-schicht liegt. Die nur wenige Millimeter mächtige, autochthone Sedimentschicht ist arm an organischen Stoffen (Glühverlust 2,7 % d. Trockenrückstands).

In Ufernähe enthält der Boden einen hohen Kies- und Sandanteil.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der Liblarer See ist, ebenso wie die anderen größeren Seen des Viller-Gebietes, für die Naherholung der Bevölkerung im Ballungsraum Köln sehr wichtig.

Am Nordufer besteht ein Freibad, dem ein Campingplatz angeschlossen ist. Der am Ostufer gelegene Segelhafen hat 100 Liegeplätze. Weitere Nutzungsarten sind Kanu- und Rudersport (60 Boote) sowie Freizeitfischerei. Alle Nutzungen obliegen der Aufsicht der Landesforstverwaltung.

Da das Gewässer bisher eine befriedigende Beschaffenheit aufweist und noch keine Nutzungsbeeinträchtigungen durch Eutrophierung aufgetreten sind, sind vorläufig keine Restaurierungsmaßnahmen erforderlich.

Literatur:

Höhere Forstbehörde & Regierungspräsident Köln (Hrsg.) (1978): Das Wald-Seen-Gebiet der Viller im Naturpark Kottenforst-Viller. – Eine Dokumentation. Bonn und Köln

Otto-Maigler-See

Lage: R 25 58 75, H 56 38 00

Topographische Karte: L 5106

Entstehung/Seetyp: Braunkohle-Rekultivierungssee, 1977 durch den Abbau von Braunkohle entstanden und eines der jüngsten stehenden Gewässer der Ville.

Mischungsverhalten: holomiktisch, polymiktisch, im Bereich der größten Seetiefe meist dimiktisch.

Höhe: 88,5 m ü NN

Oberfläche: 0,505 km²

Volumen: 1,77 · 10⁶ m³

Tiefe max.: 7,4 m, mittl.: 3,5 m

Wegen der ungenügend bekannten hydrologischen Verhältnisse in dieser anthropogenen Landschaft können keine exakten Angaben über die Größe des Einzugsgebietes und die Erneuerungszeit gemacht werden.

Ufer: Länge: 4,9 km, Entwicklung: 1,95

Einzugsgebiet

Das Gewässer liegt nördlich des Industriegebietes von Knapsack und wird von den Hürther Ortsteilen Gleuel, Berrenrath und Burbach umgeben.

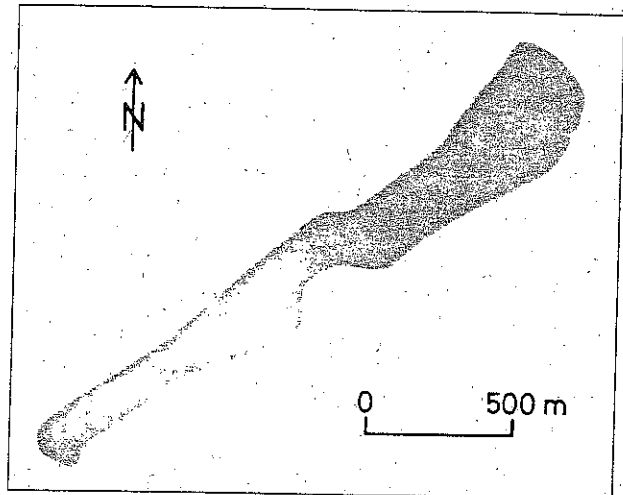
Das langgestreckte, windexponierte Seebecken verläuft von Südwest nach Nordost. Das oberirdische Einzugsgebiet ist relativ klein und umfaßt im wesentlichen die mit verschiedenen Laubgehölzen bepflanzten Uferböschungen und im Nordwesten ein neu aufgeforstetes Waldgebiet, das durch einen Bach, der an der Nordspitze in den See mündet, entwässert wird. Dieser Zulauf weist eine im Jahresverlauf stark schwankende Wasserführung auf, im Sommer fällt er meist trocken.

Mehrere kleinere Zuläufe, Grundwasserdrainagen, die teilweise durch Abraumkippen beeinflußt werden, münden am Südufer. Am Ortsrand von Gleuel, am Nordufer, befindet sich ein Freibad mit angeschüttetem Sandstrand, Liegewiesen und kleinen Bauten (Kiosk, Umkleidekabinen etc.). Das übrige Einzugsgebiet ist unbebaut.

Nur 500 m vom Seeufer entfernt liegt eine Brikettfabrik, deren Emissionen nicht selten den Seespiegel mit einer dünnen Kohlenstaubschicht bedecken.

Ufer

Um den See führt ein Rundweg, von dem aus alle Uferpartien bequem erreichbar sind. Die Böschungen fallen bis zum Wasser nur leicht ab und sind auch unter Wasser überwiegend schwach geneigt. Ausgedehnte Röhrichtzonen haben sich bisher noch nicht entwickelt. Kleinere Bestände von Schilfrohr (*Phragmites australis*), Rohrkolben (*Typha latifolia* und *T. angustifolia*) und Flatterbinsen (*Juncus effusus*) wachsen besonders am Ostufer. An der Nordspitze des Sees, nahe der Einmündung des Zuflusses hat sich eine dicht mit verschiedenen Binsen-



arten bewachsene Feuchtfläche entwickelt. Die Uferböschungen sind überwiegend mit Gräsern bewachsen, werden aber nach und nach mit Rosensträuchern, Sanddorn und Binsen bepflanzt.

Wasserchemismus und Trophiegrad

Infolge der häufigen Zirkulation sind die Inhaltsstoffe überwiegend gleichmäßig im Wasserkörper verteilt. Nur in tieferen Seeteilen, wo sich meist eine stabile thermische Schichtung einstellt, treten bei einigen Parametern (N, P, Leitfähigkeit u. a.) Konzentrationsmaxima über dem Seegrund auf.

Bis 1983 war das Pelagial ganzjährig aerob. Erst 1984 wurden an tiefen Stellen Sauerstoffmangelzonen festgestellt, die im Zusammenhang mit dem weiträumigen Absterben submerser Makrophyten stehen. Während in früheren Jahren das Epilimnion wiederholt sauerstoffübersättigt war (maximal 212 % im August 1981), blieb der Sauerstoffgehalt 1984 unter dem theoretischen Sättigungswert. Der Gesamt-P-Gehalt ist im Vergleich zu anderen Seen der Ville als relativ hoch anzusehen: er betrug 1984 im Mittel 56 µg/l, wobei der Anteil von reaktivem Phosphat-P mit durchschnittlich 6 µg/l gering war. Letzterer war mehrmals während der Vegetationsperiode im Epilimnion nicht nachweisbar.

Nach überschlägigen Berechnungen beträgt die Flächenbelastung an Gesamtphosphor durch die Zuflüsse etwa 25 mg/m² · a, der Eintrag durch Staub und Niederschlag dürfte um ein Vielfaches höher sein.

Die Tabelle informiert über die physikalischen und chemischen Meßergebnisse von 1984.

Parameter		arithm. Mittel	Minimum	Maximum
reaktives PO ₄ -P	(µg/l)	7	3	12
Gesamt-P	(µg/l)	46	25	96
Ammonium-N	(µg/l)	103	40	170
Nitrit-N	(µg/l)	14	10	30
Nitrat-N	(µg/l)	96	40	180
org. geb. N	(mg/l)	0,68	0,4	0,9
Kieselsäure, gel.	(mg/l)	1,7	0,5	3,1
Calcium	(mg/l)	117	112	122
Magnesium	(mg/l)	20	18	21
Hydrogenkarbonat	(mg/l)	171	159	189
TOC filtr.	(mg/l)	9,5	8,7	11
Sulfat	(mg/l)	202	174	218
Chlorid	(mg/l)	68	62	76
pH		8,05	7,8	8,3
elektrische Leitfähigkeit	(µS ₂₀ /cm)	794	761	825

Otto-Maigler-See: Physikalische und chemische Meßwerte (1984, 12 Messungen in 1 m Tiefe).

Flora und Fauna

Infolge zunehmender Eutrophierung ist die Biozönose derzeit einer grundlegenden Veränderung unterworfen. Bis 1982 dominierten im Phytobenthon Armleuchteralgen (Characeen), die zusammen mit Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) weite Teile des Seebodens besiedelten. Im südlichen Seeteil kamen außerdem verschiedene Laichkrautarten (*Potamogeton natans*, *P. pectinatus*, *P. crispus*) vor. Stellenweise bildeten diese Pflanzen so dichte Bestände, daß sie die Surfer behinderten und deshalb gemäht werden mußten. Phytoplankton spielte zu dieser Zeit nur eine untergeordnete Rolle. Die Sichttiefe betrug im Mittel 3 m, der Chlorophyll a-Gehalt im Pelagial nur 5 µg/l.

Seit 1983 ist im See eine verstärkte Trübung zu beobachten, die durch Zunahme des Phytoplanktons hervorgerufen wird. Die Chlorophyll-Konzentration in der Freiwasserzone lag 1984 im Mittel bei 18 µg/l, und die Sicht-

tiefe ging bis auf durchschnittlich 1,4 m zurück. Infolge der schlechten Lichtbedingungen starben viele submers Makrophyten ab.

Im Phytoplankton dominieren centrische Kieselalgen (*Cyclotella*-Arten), die zeitweise in großer Zahl auftreten, ferner *Asterionella formosa*, Cryptomonaden, *Ceratium hirundinella* und Grünalgen der Gattung *Monoraphidium*. Vorherrschende Formen im Zooplankton sind die Rädertiere *Keratella cochlearis*, *Pedalia mira*, *Polyarthra vulgaris* und die Kleinkrebse *Diaphanosoma brachyurum* und *Eudiaptomus graciloides*. Im Uferbereich breiten sich Fadenalgen (*Oedogonium*, *Cladophora*) aus.

Sediment

Das Sediment besteht überwiegend aus schluffigem Material, das örtlich – besonders dort, wo abgestorbene Makrophyten abgelagert sind – Faulschlammspuren enthält. Lokal treten grauefarbte Tonbänke auf. Der Wassergehalt von 5 Sedimentmischproben betrug 52–80%, der Glühverlust (550 °C) 7–19% und der Gesamt-P-Gehalt 85–208 mg/kg.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Der Otto-Maigler-See ist ein beliebtes Wassersportgebiet. An heißen Tagen suchen mehrere Tausend Badegäste das Freibad auf. Weiterhin wird der See zum Surfen, Rudern, Kanusport und Angeln genutzt.

Die starke Verkrautung, vor allem des südlichen Bereichs, erforderte in den letzten Jahren den Einsatz eines Mähboots. Durch den inzwischen eingetzten Rückgang der Makrophytenvegetation dürfte diese Maßnahme in Zukunft entfallen.

Literatur:

Höhere Forstbehörde Rheinland & Regierungspräsident Köln (1978): Das Wald-Seen-Gebiet der Ville im Naturpark Kottenforst-Ville. Eine Dokumentation. Bonn und Köln

Schwarzes Wasser

Lage: R 25 40 12, H 57 29 15

Topographische Karte: L 4304

Entstehung/Seetyp: Heideweiher

Im Zuge holozäner Dünenanwehung entstandene, abflußlose Ausblasungswanne, bei der die Wasserhaltung durch eine verdichtete Schicht älterer Hochflutlehme hervorgerufen wird.

Mischungsverhalten: polymiktisch, holomiktisch

Höhe: 23 m ü NN

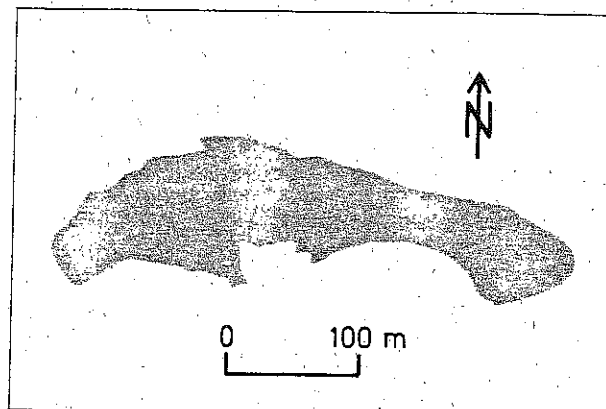
Oberfläche: 0,0274 km²

Volumen: 20 300 m³

Tiefe max.: 1,40 m, mittl.: 0,74 m

Erneuerungszeit: ca. 1 Jahr

Ufer: Länge: 1,0 km, Entwicklung: 1,7



Einzugsgebiet

Das Naturschutzgebiet „Schwarzes Wasser“ liegt in der Flürëner Heide unweit von Wesel inmitten einer Dünenlandschaft der Rheinniederterrasse. Es ist der letzte größere Heideweiher am Niederrhein, an dem sich der ursprüngliche Zustand zumindest noch teilweise erkennen läßt. Das Einzugsgebiet ist unbebaut und größtenteils von einem lichten Mischwald bedeckt, in dem Kiefern vorherrschen.

Der Heideweiher wird ausschließlich von Niederschlägen gespeist; zum Grundwasser besteht keine Verbindung. Ein Überlauf, der in ein benachbartes Feuchtgebiet mündet, begrenzt die maximale Gewässertiefe auf 1,40 m.

Ufer

Die durchweg schwach geneigte Uferböschung erhebt sich nur wenige Dezimeter über die Wasseroberfläche. Bei Niedrigwasser, wenn der Wasserspiegel bis zu 75 cm absinkt, fallen insbesondere am sehr flachen Ostufer weite Flächen trocken. Hier herrschen Pflanzengesellschaften vor, in denen Torfmoose (*Sphagnum fallax*, *S. cuspidatum*) und Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) bestandsbildend sind. Am Westufer kommt die Flatterbinse (*Juncus effusus*), die erst mit zunehmender Eutrophierung eingewandert ist, in großen Beständen vor. Im freien Wasser, an flachen Stellen, dominiert der Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*).

Wasserchemismus und Trophiegrad

Das Gewässer ist dem Typus „Braunwassersee“ zuzuordnen. Die Wasserbeschaffenheit ist charakterisiert durch

- Braunfärbung durch Huminstoffe
- niedrigen pH-Wert
- Elektrolytarmut
- niedrige Nitratkonzentration.

Die Tabelle gibt einen Überblick der physikalischen und chemischen Meßwerte.

Parameter	Minimum	Maximum
pH-Wert	3,90	6,26
elektrische Leitfähigkeit (μS ₂₀ /cm)	59	187
reaktives PO ₄ -P (μg/l)	5	150
Gesamt-P (μg/l)	26	250
Ammonium-N (μg/l)	54	993
Nitrat-N (μg/l)	23	271
Chlorid (mg/l)	11	17
Sulfat (mg/l)	< 10	16
Calcium (mg/l)	0,5	5,6
Magnesium (mg/l)	0,5	1,8
Eisen (ges.) (mg/l)	1,2	3,3

Schwarzes Wasser (1979–1982) Physikalische und chemische Meßwerte (10 Messungen in 1 m Tiefe)

Der ursprünglich nährstoffarme Heideweiher muß heute als eutrophiert charakterisiert werden.

Der pH-Wert zeigt vom West- zum Ostufer ein deutliches Gefälle, das wohl hauptsächlich in der unterschiedlich starken Entwicklung von Torfmoosen begründet ist. Diese Pflanzen tauschen die im Wasser enthaltenen Kationen gegen H⁺-Ionen aus und verursachen dadurch das Absinken des pH-Wertes.

Der Nitrat-Gehalt unterliegt stärkeren Schwankungen, kann aber im Mittel als niedrig angesehen werden. Im Gegensatz dazu liegt der Mittelwert der Konzentrationen von Gesamt-P mit 77 μg/l bereits recht hoch. Dem angehobenen Trophieniveau entspricht auch der relativ hohe Chlorophyll a-Gehalt (im Mittel 12 μg/l), jedoch ist das Gewässer bisher überwiegend klar, so daß man bis zum Grund sehen kann.

Die Eutrophierung des Heideweiher erfolgte in der Vergangenheit vor allem durch Badende und Reitpferde, die das Gewässer durchquerten. Auch das Einbringen von lehmigem Material, mit dem die Ufer zum Baden unattraktiv gemacht werden sollten, hatte ungünstige Auswirkungen, denn seitdem entwickeln sich in diesem

Bereich fädige Blaualgen (*Oscillatoria*). Nachdem in den letzten Jahren Baden und Reiten durch Verbote stark eingeschränkt werden konnte, scheint heute vor allem die P-Zufuhr über Niederschlag und Staub bedeutsam zu sein.

Flora und Fauna

Das Phytoplankton enthält neben einigen weit verbreiteten Formen (Kieselalgen, Dinophyceen, Euglenophyceen) auch Arten, die bevorzugt in Braunwasserseen vorkommen. Hierzu zählen vor allem Vertreter der Zieralgen. Die meisten Arten dieser Algengruppe kommen nur in geringer Dichte vor, lediglich *Bambusina brebessonii*, *Mougeotia* und *Closterium striolatum* sind zeitweise häufig. Unter den Chlorophyceen treten *Binuclearia* und *Oedogonium* in größerer Zahl auf.

Im gesamten Naturschutzgebiet sind seit 1874 62 höhere Pflanzenarten verschwunden, von denen 37 typische Vertreter der Flora oligotropher Gewässer und Moore sind, darunter die Wasser-Lobelia (*Lobelia dortmanna*) und der Lungenenzian (*Gentiana pneumonanthe*). Neu aufgetaucht sind einige nährstoffliebende Arten, die heute große Bestände bilden wie die Flatterbinse (*Juncus effusus*) und der Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*). Mäßig bis stark nährstoffliebende Pflanzengesellschaften treten vor allem in der südöstlichen Bucht und am nördlichen Ufer auf, an Stellen, die früher stark durch Besucher beeinträchtigt wurden.

Im Zooplankton und Zoobenthon sind die Rädertiere *Keratella tecta*, *Synchaeta pectinata* sowie die Kleinkrebse *Chydorus sphaericus* und *Acanthocyclops robustus* aspektbildend.

Im Schwarzen Wasser wurden folgende Zooplanktonarten gefunden, die bevorzugt in Moorgewässern auftreten: die Rädertiere *Keratella serrulata*, *Lecane signifera*, *L. strictae*, *Monommatia arndti*, *Trichotria tetractes* und die Kleinkrebse *Acantholeberis curvirostris*, *Alonella excisa* und *Ilyocypris agilis*. Die bei früheren Untersuchungen festgestellten Kleinkrebsarten *Diacyclops languidoides* und *Alonopsis elongata* konnten 1979–82 nicht mehr nachgewiesen werden.

Von den Insekten wurden die Wanzen-, Libellen- und Wasserkäfervorkommen untersucht. Verschiedene Arten sind an stehenden Gewässern jeder Art häufig, es sind jedoch auch typische Arten saurer Gewässer vertreten, z. B. die Libellen *Leucorrhinia dubia*, *L. pectoralis*, die Wanzen *Corixa dentipes*, *Cymatia coleoptrata*, *Gerris gib-*

bifer und die Käfer *Laccophilus variegatus*, *Hydroporus striola* und *Helophorus minutus*. Fische können im Schwarzen Wasser aufgrund des niedrigen pH-Wertes nicht existieren.

Sediment

Der größte Teil des Gewässergrundes wird von Torfschlamm bedeckt, der reich an unzersetzten Pflanzenteilen ist. Der ursprünglich vorherrschende, reine Sandboden ist nur noch stellenweise in Seemitte vorhanden. Die Torfschlammauflage über dem Sandboden beträgt im mittleren Teil des Heideweiher nur wenige Zentimeter, erreicht aber vor dem Süd- und Nordufer, wo sich Fieberklee und Flatterbinse ausbreiten, eine Mächtigkeit bis zu 40 cm.

In Ufernähe ist der Boden dicht mit Fallaub bedeckt. Vor dem Nordufer, in Nähe der ehemaligen Bade- und Lagerplätze, liegen nicht wenige Flaschen, Büchsen und andere Abfälle umher.

Nutzung, Bedeutung und Maßnahmen

Das Naturschutzgebiet hat als Lebensraum für die stark bedrohte Pflanzengesellschaften und -arten von Heideweiher sowie die davon abhängigen Tierarten große Bedeutung. Es ist jedoch zugleich ein vielbesuchtes Wandergebiet und zunehmendem Erholungsdruck ausgesetzt. Das Schwarze Wasser wird von einem Wanderweg umgeben, der nur an wenigen Stellen den Blick auf das Gewässer freigibt. Daher führen an mehreren Stellen Trampelpfade bis zum Wasser, wodurch die natürliche Vegetation erheblich in Mitleidenschaft gezogen worden ist.

Die ursprünglich sehr reichhaltige Naturlandschaft des Gewässers ist durch Eutrophierung, Aufforstung (Beschattung!) und undiszipliniertes Verhalten von Besuchern stark in Mitleidenschaft gezogen worden.

Derzeit werden auf der Grundlage eines Biotopmanagementplanes Maßnahmen durchgeführt, durch die das Naturschutzgebiet nachhaltig gesichert wird und auch die Interessen der erholungssuchenden Besucher berücksichtigt werden.

Literatur:

HELMIG, W., M. WOIKE, & K.H. CHRISTMANN (1984): Naturschutzgebiet „Schwarzes Wasser“ bei Wesel – Zustand, Gefährdung und Sanierung. Niederrheinisches Jahrbuch Bd. 15, 37–72.