[3] *Riegler, Eckhardt* und *Karges:* Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen in der Bundesrepublik Deutschland. Berichte zur Abwasser- und Abfalltechnik, Band 9 (1982).
[4] *Mertsch, V., Klute, R.* und *Hahn, H. H.:* Untersuchungen zur Quantifizierung des Schlammanfalls und dessen Prognostizierung bei der Abwasserfällung/-flockung. 3. Abfallwirtschaftliches Fachkolloquium, Saarbrücken (1983).
[5] *Gleisberg, D.:* Phosphatfällung bei der Abwasserreinigung. Umwelt (1980) Heft 1, S. 73–82.
[6] *Sampson, G.:* Auswirkungen der Fällung und Flockung auf den Schlammanfall und die Kosten der Schlammbehandlung. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Heft 41 (1983).
[7] *Imhoff, K. R.:* Spezifische Schlammengen und Lastzahlen des Einwohners. Korrespondenz Abwasser 30 (1983) Heft 12, S. 907–909.
[8] *Irmer, H.:* Rechnergestützte Planung von Anlagen zur Klärschlammbehandlung. Dissertation, Darmstadt (1977).
[9] *Gengnagel, M.:* Kostenvergleich alternativer Abwasserreinigungsmethoden. Vertieferarbeit, ISWW, Universität Karlsruhe (1979).
[10] *Schoenenberg, H.:* ATV-Fortbildungskurs C/2, Oktober 1981.
[11] *Mönnich, V. H.:* Kostenuntersuchungen von vollbiologischen kommunalen Kläranlagen und maschinellen Schlammentwässerungsanlagen. Wasser und Boden 5 (1977), S. 133–135.
[12] *Hegemann, W.:* Kosten der Schlammentwässerung in Zentrifugen. Korrespondenz Abwasser 25 (1978), S. 10–16.
[13] *Hofmann, J.:* Sammlung, Organisation und Nutzung von Daten über Stand der Klärtechnik, Bemessung und Kosten. GWA, Band 33 (1979).
[14] *Kammerer, H.:* Erfahrungen aus einem Praxistest mit Schlammentwässerungsmaschinen. Korrespondenz Abwasser 24 (1982), S. 812–814.
[15] *Gleisberg, D.:* Einfluß der Fällungsreinigung auf das Verhalten von Klärschlämmen bei der mechanischen Entwässerung. gwf-wasser/abwasser 122 (1981) H. 9, 387–391.

(Manuskripteingang: 5. 6. 1984)

Hydrobiologische Erkenntnisse als Grundlage für weitergehende Anforderungen an kommunale Abwassereinleiter an der Elbe

Ludwig TENT

Schlagwörter: Abwasserbehandlung, Gewässergüte, Stickstoffhaushalt, Einleitungsanforderungen

Das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes (WHG) ermöglicht, unter bestimmten Voraussetzungen verschärfte Anforderungen an Abwassereinleiter zu stellen. Hydrobiologische Untersuchungen an der unteren Elbe führten zu der Erkenntnis, daß aufgrund der hydrologischen Besonderheiten eines Tideflusses bei der gegebenen Abwasserbelastung die Nitrifikation im Gewässer den Sauerstoffhaushalt übermäßig belastet. Hieraus resultierend und wegen der wasserwirtschaftlichen Zielvorstellung „Gewässergüteklasse II" müssen nicht nur kommunale, sondern auch industrielle und andere einzuleitende Abwässer, wie z. B. aus Aufspülarbeiten von Baggergut, zukünftig die Auflage einer weitgehenden Nitrifikation erfüllen.

Specific conditions provided by the "Wasserhaushaltsgesetz" of the Federal Republic of Germany contain the possibility to impose extensive requirements on sewage dischargers. Hydrobiological investigations of the lower Elbe have shown that due to hydrological peculiarities of the tidal reaches with given level of pollution the nitrification causes an excessive burden for the oxygen balance. As a result and because of the objective "Water Quality Standard II" the discharges of municipal, industrial and other effluents, e. g. resulting from flushing of dredged material, must fulfil the requirements for an extensive nitrification in future.

Der Verfasser ist Mitarbeiter des Amtes Strom- und Hafenbau in der Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft der Freien und Hansestadt Hamburg. Bis 1981 wurden hier die wasserbehördlichen Auflagen für die künftigen kommunalen Klärwerke der Stadt Hamburg formuliert.
Dr. *Ludwig Tent*, Buchenweg 11, 2117 Tostedt.

1. Einleitung

Im vorigen Jahrhundert begann mit der Erfindung des Wasserklosetts und dem Bau erster Kanalisationen eine Entwicklung, die für die damaligen Städte wesentliche hygienische Verbesserungen brachte [1; 2]. Das bloße Erfassen, Sammeln und Wegleiten der Fäkalien in ein möglichst nahegelegenes Gewässer – technisch „Vorfluter" genannt – beseitigte jedoch nicht die Probleme, sondern verlagerte sie lediglich. Genannt sei hier als direkte Folge z. B. das Auftreten der Cholera in Hamburg durch verunreinigtes Elbe-Wasser, das als Trinkwasser benutzt wurde [3]. Neben solchen Besonderheiten traten allgemein Veränderungen in den Gewässer-Lebensgemeinschaften in Erscheinung: Ausfall von Arten oder Abundanzverschiebungen. Diese charakteristischen Anzeichen wurden früh erkannt und zu einem – wenn auch abgewandelt – heute noch verwendeten Klassifikationsverfahren der Gewässergüte entwickelt [4]. Schnell hatte sich die Erkenntnis durchgesetzt, daß die Reinigung der abzuleitenden Abwässer integraler Bestandteil der kanalisationstechnischen Sanierung der Städte sein müsse.

Auch für die kommunalen Abwässer Hamburgs dachte man frühzeitig an Reinigungsmaßnahmen, hielt jedoch aus damaliger Sicht eine biologische Teilreinigung ange-

sichts der vermuteten großen Selbstreinigungskraft der Elbe [5] für ausreichend. Die Klärwerksplanungen konnten allerdings unter anderem wegen der beiden Weltkriege erst Anfang der 60er Jahre dieses Jahrhunderts verwirklicht werden.

In den folgenden Jahren zeigte sich, daß die Elbe durch die weiterhin ungereinigt abgeleiteten Abwässer einiger Stadtteile Hamburgs sowie die Restverschmutzung aus dem Zentralklärwerk Köhlbrandhöft weiterhin zu stark belastet war. Intensive hydrobiologische Untersuchungen begannen, um die Anforderungen an die Reinigungsleistung künftiger Klärwerke zu formulieren.

2. Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

Die Basis für die in den 70er Jahren durchgeführten hydrobiologischen Untersuchungen war die in Vorbereitung befindliche Novellierung zum Wasserhaushaltsgesetz. Die am 1.10.1976 in Kraft getretene Novelle enthält den Grundsatz, daß eine Gewässerbewirtschaftung zum Wohle der Allgemeinheit und im Einklang damit auch zum Nutzen einzelner erfolgen darf (§ 1a WHG). Dabei hat jedoch jede vermeidbare Gewässerbeeinträchtigung zu unterbleiben. Dies bezieht sich auf negative Veränderungen der physikalischen, chemischen und biologischen Beschaffenheit des Wassers.

Erstmals wurden als Folge dieses Gesetzes rechtsverbindliche Grenzwerte für kommunales Abwasser bundesweit festgesetzt (1. Abwasser-Verwaltungsvorschrift, GMBl. 1982, Nr. 34, S. 744–745), nachdem vorher die „Normalwerte für Abwasserreinigungsverfahren" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser eine Richtschnur gaben [6]. Ein Auszug aus den „Normalwerten" ist in *Tabelle 1* zusammengestellt, *Tabelle 2* zeigt die jetzt geltenden Werte gemäß 1. Abwasser-Verwaltungsvorschrift.

Auf das am 1.1.1978 in Kraft getretene Abwasserabgabengesetz vom 13.9.1976 wird nicht weiter eingegangen, da es für die hier angesprochene Thematik nur von untergeordneter Bedeutung ist.

Tabelle 1. Normalwerte für häusliches und kommunales Abwasser aus Kläranlagen mit mehr als 1000 EGW, 24-h-Mischproben [6].

Mechanisch-biologische Reinigung	
Absetzbare Stoffe (ml/l)	0,3
CSB (mg O_2/l)	100
BSB_5 (mg O_2/l), Ausschluß der Nitrifikation	25
Kannwerte Nitrifikation	
organischer Stickstoff (mg N/l)	10
Ammonium-Stickstoff (mg N/l)	10
Kannwerte Phosphor-Elimination	
Direktfällung (mg P/l)	2
Vor-/Simultanfällung (mg P/l)	2
Nachfällung (mg P/l)	1

Tabelle 2. Mindestanforderungen für häusliches und kommunales Abwasser aus Kläranlagen mit mehr als 10000 EGW, 24-h-Mischproben (1. Abwasser-VwV 1982).*

Biologische oder ähnlich effektive Verfahren	
Absetzbare Stoffe, Stichprobe (ml/l)	0,5
CSB (mg O_2/l)	100
BSB_5 unter Hemmung der Nitrifikation (mg O_2/l)	20 (abgesetzte Probe) 25 (nicht abgesetzte Probe)
Parameter, die im Einzelfall zusätzlich begrenzt werden sollen	
– Ammonium	– Schwermetalle
– pH-Wert	– Sulfat
– extrahierbare Stoffe (Öle und Fette)	– chlorierte Kohlenwasserstoffe
– Phosphate	– Phenole
– Stickstoff	

* Die Daten für Kläranlagen zwischen 1000 und 10000 EGW bleiben hier unberücksichtigt, da die meisten Klärwerke im Unterlauf der Elbe größer sind als 10000 EGW.

3. Weitergehende Anforderungen an Abwassereinleiter, basierend auf Immissions-Betrachtungen

Mit dem inzwischen von den Wasserbehörden der Bundesländer angestrebten Ziel, für die Fließgewässer mindestens Gewässergüteklasse II (= mäßig verunreinigt) anzustreben [7; 8], ist neben den gesetzlichen Vorgaben des WHG eine wesentliche, naturwissenschaftlich definierbare Vorgabe erfolgt, die die Arbeit der lokal betroffenen Wasserbehörden erleichtert. Die Beschreibung unter anderem der Güteklasse II ist auch als Mindestinhalt von Bewirtschaftungsplänen (§ 36b WHG) von der Bundesregierung als Verwaltungsvorschrift erlassen worden (GMBl. 1978, Nr. 31, S. 466–468). Um solche Güteziele zu erreichen, können über Klärverfahren nach dem Stand der allgemein anerkannten Regeln der Technik (aaRdT) hinaus zum Beispiel Methoden nach dem „Stand der Technik" gefordert werden. Es handelt sich hierbei um fortschrittliche Verfahren, die in mindestens einem Fall ihre Eignung für den großtechnischen Einsatz bewiesen haben. Für Abwassereinleiter an der Elbe sind vor allem folgende Verfahren diskutiert worden bzw. zukünftig zu betrachten:

- Phosphatfällung: Zur Zeit finden unter Federführung des Bundesministers des Innern Gespräche statt, ob die Phosphorelimination aus Abwässern für die Nordsee eine effiziente Entlastung bedeuten kann. Bei Bejahung dieser Fragestellung sind entsprechende Anforderungen an die Abwassereinleiter zu erwarten.
- Nitrifikation: In der Annahme, daß die Gewässer nicht überlastet würden, glaubte man früher, die Nitrifikation nicht in Kläranlagen einplanen zu müssen. Steigende Abwasserfrachten und genauere Untersuchungen haben jedoch die Erkenntnis gebracht, daß bestimmte Gewässer wie beispielsweise die Tideelbe durch Nitrifikation leicht überfordert sein können [9].
- Denitrifikation: In Regionen, deren Gewässer Nitrat als Minimumfaktor aufweisen, kann in Kläranlagen durchgeführte Denitrifikation die Gewässer entlasten. Neuere Untersuchungen deuten darauf hin, daß auch Teile der Nordsee zu den stickstofflimitierten Gewässern gehören könnten. Hierzu liegt gegenwärtig jedoch noch keine Literatur vor.
- Entfernung persistenter Schadstoffe (z.B. Schwermetalle und halogenierte Kohlenwasserstoffe): Als Immissionsziele für Gewässer reichen derzeit geltende Schwermetallgrenzwerte der Trinkwassergewinnung nicht aus. Durch Anreicherungsvorgänge werden sol-

che Substanzen in Organismen und Sedimenten in unzulässig hohen Konzentrationen gefunden, obwohl im Wasser die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung unterschritten werden [10; 11]. Die biologische Behandlung kommunaler Abwässer ist für persistente Schadstoffe keine Strategie. Es findet im wesentlichen ein Austrag dieser Verbindungen aus dem Abwasser in den Klärschlamm statt, der dementsprechende Probleme bei seiner weiteren Verwendung aufwirft. Die abwassertechnische Lösung der Schwierigkeiten mit persistenten Schadstoffen kann daher nur beim Produzenten effektiv einsetzen oder durch Substitution von Roh- oder Zusatzstoffen bei der Produktherstellung gefunden werden.

4. Auswirkungen hydrobiologischer Erkenntnisse auf kommunale Abwassereinleiter am Elbe-Aestuar

4.1 Jahresgang des Sauerstoffgehalts an der Unterelbe

Das Elbe-Aestuar wurde hydrobiologisch und hydrochemisch frühzeitig untersucht. Es liegt eine Vielzahl wissenschaftlicher Veröffentlichungen vor, in denen unter anderem der Belastungszustand des Gewässers dargestellt wird [3; 12]; dabei bilden die katastrophalen Auswirkungen der Abwässer auf den Sauerstoffhaushalt bis heute ein wesentliches Thema [13 bis 17]. Im folgenden werden hierzu einige Grundlagen zusammengestellt.

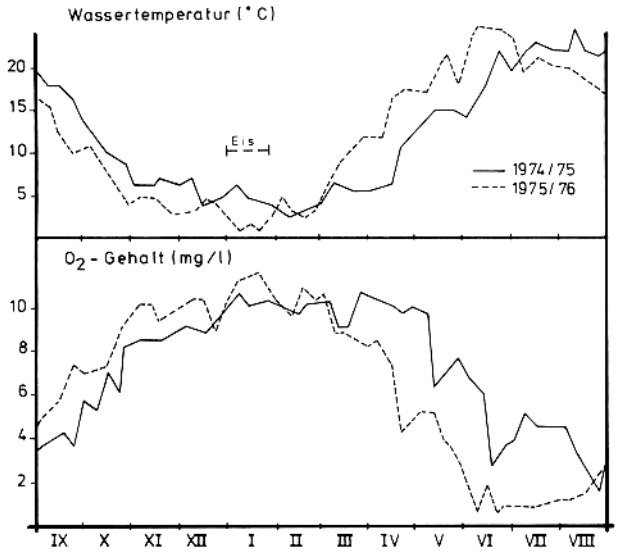


Bild 1. Jahresgang des Sauerstoffgehalts im Hamburger Elbebereich (Fischereihafen Altona, nach [16]).

Regelmäßige ortsfeste Messungen des O_2-Gehalts im Elbewasser bei Hamburg sind in *Bild 1* dargestellt. Nach günstigen Verhältnissen im Winter und Frühjahr ist von Frühsommer bis Herbst zunehmend ein Absinken der Sauerstoffwerte zu verzeichnen, das erst zum Spätherbst mit abnehmenden Temperaturen verschwindet. In Abhängigkeit von der Wasserführung verändert sich die Ausprägung dieses Sauerstofftals: hohe Wasserführung läßt die Verhältnisse günstiger erscheinen (Meßjahr 1974/75).

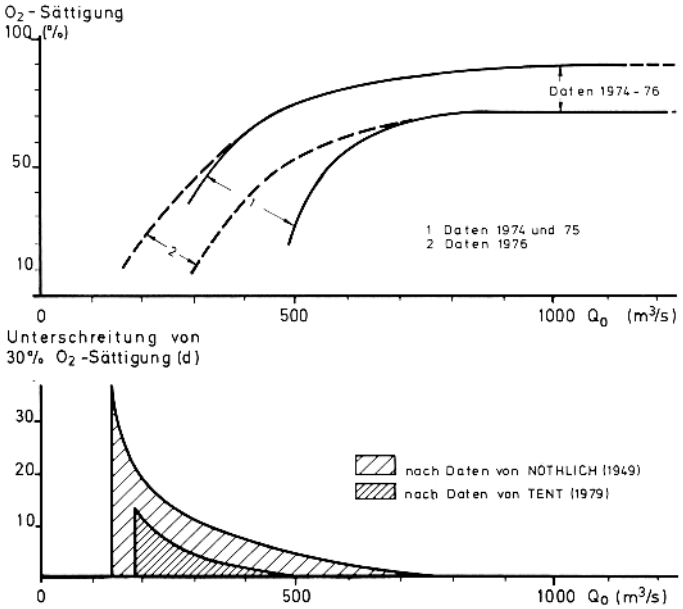


Bild 2. Zusammenhang von Sauerstoffgehalt im Hamburger Elbebereich (nach Daten von [16]) und Wasserführung der Elbe (Pegel Neu Darchau); Unterschreitungshäufigkeit der 30%-Sauerstoffsättigungsgrenze (nach Daten von [14; 16]).

In *Bild 2* ist zum einen die Abhängigkeit des Sauerstoffgehalts von der Wasserführung eingetragen (Meßwerte von [16]); zum anderen sind Daten von *Nöthlich* [14] verwendet, der die Summe der Tage mit einer Unterschreitung der 30%-Sauerstoffsättigung veröffentlichte; Meßwerte von *Tent* [16] wurden zum Vergleich herangezogen.

Der Trend ist gleich, die quantitative Verschiedenheit ist in der unterschiedlichen Zahl der ausgewerteten Jahre begründet: Unterhalb einer Wasserführung von ca. 600 m^3/s zeigt sich ein deutlicher Einbruch im Sauerstoff-Regime im Hamburger Elbebereich.

Ein räumlicher Eindruck über das Ausmaß der Gewässerbelastung ergibt sich bei Betrachtung der jahreszeitlichen Veränderungen im Längsprofil der Tide-Elbe. *Bild 3* wurde aus veröffentlichten Daten [18] konstruiert und zeigt schematisch den Verlauf der Sauerstoffgehalte von der Tidegrenze am Wehr Geesthacht bis zur Mündung in

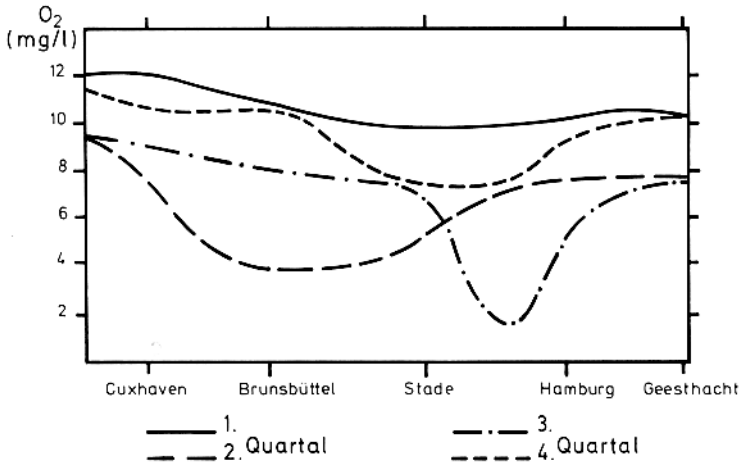


Bild 3. Jahreszeitliche Unterschiede des Sauerstoffgehalts im Längsprofil der Tide-Elbe (schematisch nach [18]).

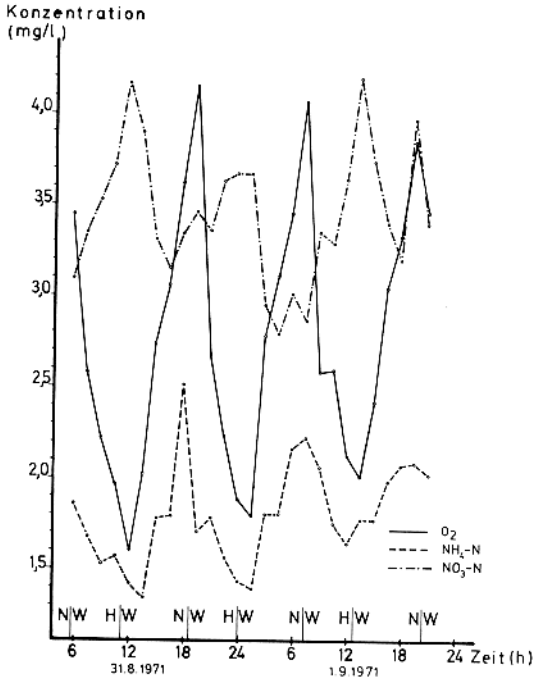


Bild 4. Verlauf von Sauerstoff-, Ammonium- und Nitratgehalt im Tidengang (Fischereihafen Altona, nach [29]).

die Nordsee bei Cuxhaven. Deutlich erkennbar ist die beginnende Ausprägung des Sauerstofftals im Mündungsbereich während des Frühjahrs. Im weiteren zeitlichen Verlauf verlagert sich diese Zone flußauf bis in das hamburgische Gebiet (vgl. *Bild 1*) und erreicht extrem geringe Sauerstoffgehalte unter 10% Sättigung. Ab Spätherbst bewegt sie sich wieder in Richtung Flußmündung und verschwindet dann ganz.

4.2 Ursachen des Sauerstofftals und darauf einwirkende Faktoren

Die Ursachen des Sauerstofftals sind inzwischen gut untersucht. Ortsfeste Messungen über aerobe Umsetzungsvorgänge in der Elbe zeigten im Tidengang die in *Bild 4* dargestellten Verhältnisse. Mit ablaufendem Wasser (Ebbe) passiert sauerstoff„reiches", mit Ammonium belastetes Wasser die Meßstelle. Das zurückflutende Wasser weist dagegen starke Sauerstoffarmut, geringere Ammonium-, dafür aber erhöhte Nitratgehalte auf. Im Verlauf des Tideweges ist der Sauerstoff offenbar vor allem durch Nitrifikationsvorgänge verbraucht worden. – Die große Bedeutung der Nitrifikation für die Elbe ist auch von anderen Autoren herausgestellt worden [9; 18]. In Fließgewässern des Binnenlandes gewinnen Nitrifikationsvorgänge ebenfalls zunehmend an Aufmerksamkeit [19; 20].

Die Temperaturabhängigkeit der in Kapitel 4.1 geschilderten jahreszeitlichen Verhältnisse im oberen Aestuar-Bereich bei Hamburg ist zu veranschaulichen durch Auswertungen der maximalen NH_4-Abnahme je Flußkilometer innerhalb der flußabwärts von Hamburg gelegenen Selbstreinigungszone *(Bild 5)*. Für die Unterweser wurden ähnliche Verhältnisse gezeigt [21], und es konnte ebenfalls dokumentiert werden, daß die Nitrifikationsleistung des Gewässers in Relation zur Wassertemperatur einer Hysterese-Kurve entspricht: Im Frühjahr steigt die Nitrifikationsleistung bei Wassertemperaturen um 10 °C nur langsam an, um im Sommer ihr Maximum zu erreichen. Mit abnehmender Temperatur bleibt die Nitrifikation zunächst noch erhalten und liegt bei sonst vergleichbaren Verhältnissen deutlich über den Frühjahrswerten. Dies ist vermutlich zu erklären durch einen langsamen Populationsaufbau der Nitrifizierer im Frühjahr und eine höhere Bakteriendichte im Herbst, die auch bei geringer werdenden Aktivitäten des Einzelbakteriums wegen der größeren Nitrifikantenmasse zu hohen Leistungen führt. Diese Hypothese müßte noch überprüft werden, sie wird unterstützt durch die Erkenntnisse von *Müller* und *Kirchesch* [19; 20] über die Zusammenhänge zwischen Nitrifikations-Sauerstoffverbrauch und Biomasse der Nitrifikanten.

Daß trotz der in Kap. 4.1 dargestellten extremen Sauerstoffverhältnisse bei 200 m^3/s Oberwasser bisher kein totales Umkippen des Tideflusses wie z. B. an der Themse beobachtet wurde [2], dürfte auf die Nitratgehalte zurückzuführen sein, durch die zunächst über Denitrifikation noch gebundener Sauerstoff verfügbar ist. Eine im Frei-

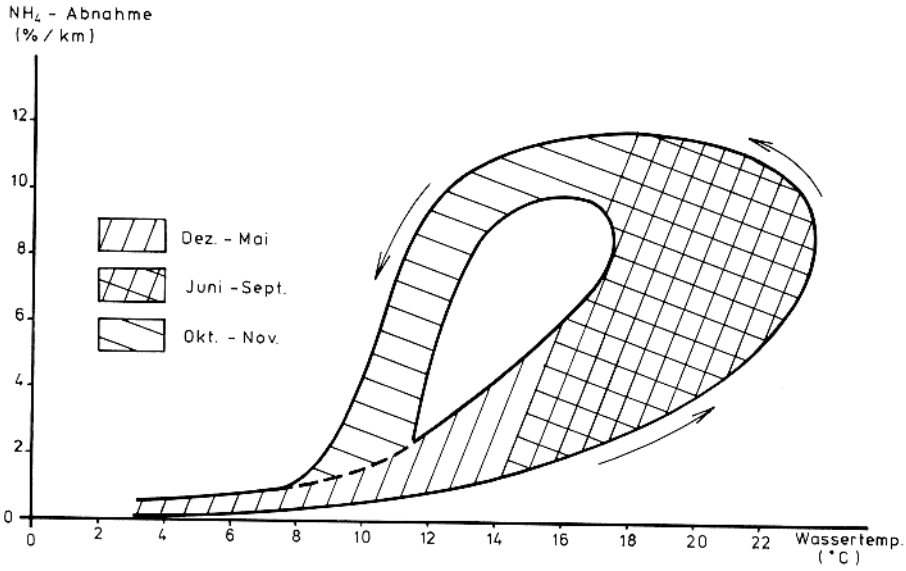


Bild 5. Maximale NH_4-Abnahme je Flußkilometer der Elbe unterhalb Hamburg in Abhängigkeit von der Wassertemperatur (ausgewertet nach Daten von [30]).

wasser ablaufende Desulfurikation wurde für die Elbe glücklicherweise noch nicht festgestellt.

Über die Bedeutung der biogenen Sauerstoffproduktion für den Sauerstoffhaushalt der Elbe ist bislang wenig publiziert. Untersuchungen im Hamburger Elbebereich (bei Finkenwerder [29; 30]) zeigen, daß auch bei ungünstigen O_2-Verhältnissen im Gewässer Sauerstoffproduktion durch Phytoplankton stattfinden kann.

Der Elbestrom zeigt hierauf aber keine Reaktion im Tagesgang, da offenbar die geringe Lichteindringtiefe und das ungünstige Oberflächen-/Tiefenverhältnis die theoretisch möglichen positiven Auswirkungen des Phytoplanktons minimieren. Tageszeitliche Schwankungen im Sauerstoffgang treten im Hauptstrom der Elbe zwar auf, sie sind aber nicht mit Lichtintensitäten gekoppelt, sondern lediglich abhängig von der Tidephase (vgl. *Bild 4*). Die nicht zu vernachlässigende Rolle der biogenen Sauerstoffproduktion wird jedoch deutlich bei Messungen in Flachwasserbereichen [22]. Hier bleiben so auch bei ungünstigen Verhältnissen im Strom Refugialräume für Gewässerorganismen erhalten [23; 24].

4.3 Anforderungen an kommunale Abwassereinleiter

Die Untersuchungen des vergangenen Jahrzehnts haben die in der Tide-Elbe ablaufende Nitrifikation als einen Hauptfaktor für die schlechte Wasserqualität erkennen lassen. Folgerichtig wurde bei den ohnehin erforderlichen Ausbauplanungen für die hamburgischen Abwasserreinigungsanlagen (ca. 2,5 Mio EGW) eine möglichst weitgehende Nitrifikation eingeschlossen [25; 26]. Hier werden zur Zeit immerhin Ammoniumfrachten pro Tag eingeleitet (ohne Berücksichtigung des organischen Stickstoffs), die einer Sauerstoffzehrung von 60 t O_2 entsprechen. – Auch andere Kommunen haben über solche Kläranlagenerweiterungen nachgedacht: das für ca. 100000 EGW ausgelegte Klärwerk Buxtehude an der unteren Este soll bereits 1984 nitrifizieren. Hierdurch wird somit in den Sommermonaten eine erste Entlastung des Elbe-Sauerstoffhaushalts erreicht werden können. Die Auswirkungen dieser Maßnahmen allein führen jedoch noch nicht zum wassergütewirtschaftlichen Ziel, d. h. der Wassergüteklasse II, immerhin werden aber Extremsituationen mit O_2-Gehalten unter 2 mg/l verhindert.

Es gibt weitere kommunale Ammonium-Emittenten von der DDR-Grenze bis zum Beginn der Brackwasserzone bei Stade/Glückstadt; auf dieser Strecke werden die Ammonium- und org. Stickstoff-Frachten von weiteren ca. 2 Mio EGW aus Kläranlagen eingeleitet. In der Verbesserung dieses Zustandes liegt eine Hauptaufgabe der Elbeanliegerländer für die nächsten Jahre. Ziel der Wasserbehörden sollte es aus der Sicht des Hydrobiologen sein, auch an den bedeutenderen dieser Anlagen durch Forderung einer weitgehenden Nitrifikation zu einer Entlastung des Tideflusses beizutragen.

5. Ausblick

Neben den bisher dargestellten Hauptbelastungsfaktoren gibt es weitere Einleitergruppen, die den Sauerstoffhaushalt der Elbe durch Einleitung von reduzierten Stickstoffverbindungen nennenswert belasten. Zu diesen gehören im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland unter anderem Industriebetriebe wie z. B. Raffinerien und die für die Gewässerunterhaltung Zuständigen. Letztere tragen das im Sedimentporenwasser relativ festliegende Ammonium durch den hydraulischen Rohrleitungstransport von feinkörnigem Baggergut gelöst ins Freiwasser der Elbe ein, wo es unmittelbar zum Nitrifikationssauerstoffbedarf beiträgt (vgl. z. B. [27]). Die Bedeutung dieser Transportvorgänge ist jedoch inzwischen weitgehend erkannt, und Untersuchungen zur Kreislaufwasserführung sowie zur Nitrifikation der anfallenden Abwässer wurden initiiert [28].

Die dargestellten Zustände an der unteren Elbe betreffen nur einen Teilaspekt der Gewässerbelastung. Nicht einbezogen wurde die erhebliche Vorbelastung, mit der die Elbe in das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland eintritt. Sowohl abbaubare wie persistente organische Schadstoffe wären zu nennen, daneben Schwermetalle, Ammonium und andere Salze. – Alle bundesdeutschen Bemühungen zur Sanierung der Elbe werden ohne nachhaltige Auswirkungen bleiben, solange der Fluß aus dem oberhalb gelegenen Bereich so enorme Frachten an Schadstoffen antransportiert [18]. Insbesondere auch wegen der möglichen Auswirkungen auf die Nordsee sind hier länderübergreifend umfassende abwassertechnische Sanierungen erforderlich. Zur Verbesserung der heutigen Situation hat es in der jüngeren Vergangenheit erste Gespräche zwischen den beteiligten Staaten gegeben, so daß aus hydrobiologischer Sicht auf eine – wenn vielleicht auch langsame – Erholung der Gewässergütesituation gehofft werden kann.

Literatur

[1] *Lübbert, H.:* Die Beseitigung der Abfallstoffe und die Reinhaltung der Gewässer. Zeitschrift ärztliche Fortbildung 12 (1910), S. 1–27.

[2] *Gameson, A. L. H.:* Pollution of London's river. New Scientist 22 (1910), S. 295–298.

[3] *Riedel-Lorjé, J. C.,* und *Gaumert, T.:* 100 Jahre Elbe-Forschung. Hydrobiologische Situation und Fischbestand unter dem Einfluß von Stromverbau und Sieleinleitungen. Archiv Hydrobiol./Suppl. 61 (Untersuchung Elbe-Aestuar 5), (1982), S. 317–376.

[4] *Sladeček, V.:* System of water quality from the biological point of view. Archiv Hydrobiol., Beih. 7 (1973), 218 p.

[5] *Stuewer, U.:* Nachwort zu *Nöthlich, F.:* (1949).

[6] LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): Normalwerte für Abwasserreinigungsverfahren, (1979).

[7] Nds. MELF (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten): Generalplan Abwasserbeseitigung (1983).

[8] MELUF-BW (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten des Landes Baden-Württemberg): Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg, Stuttgart (1983).

[9] *Roch, K.,* und *Kaffka, H.:* Der Anteil der Nitrifikation am biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) im Flußwasser (Elbe). Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B. 156 (1971), S. 414–421.

[10] ARGE Elbe (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe): Schwermetalldaten der Elbe – Bericht über die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchung im Elbabschnitt von Schnackenburg bis zur Nordsee 1979/80, Hamburg (1980).

[11] *Ruf, M.:* Mindestanforderungen und Gewässerschutz. Münchner Beiträge z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiol. 33 (1981), S. 335–347.

[12] Archiv für Hydrobiologie. Supplement 26, 29, 31, 43, 61; Untersuch. Elbe-Ästuar 1–5 (1961, 1964, 1968, 1979, 1982).

[13] *Kammann, O.:* Über Abwasserbeseitigung in Flüssen mit besonderer Berücksichtigung des Hamburger Elbgebiets. Techn. Gemeindeblatt 26 (1924), S. 109–113.
[14] *Nöthlich, F.:* Ein Beitrag zum Einfluß der Hamburger Abwässer auf den Sauerstoffhaushalt der Unterelbe. Ges.-Ing. 70 (1949), S. 186–190.
[15] *Kühl, H.:* Hydrography and biology of the Elbe Estuary. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10 (1972), S. 225–309.
[16] *Tent, L.:* Aufwuchs-Untersuchungen im Hamburger Hafen – Entwicklung und Struktur einer Biocoenose unter dem Einfluß häuslicher und industrieller Abwässer. Hamburger Küstenforschung 39 (1979), 95 S. (Hrsg.: Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft; Amt für Strom- und Hafenbau; Eigenverlag).
[17] *Caspers, H.:* Seasonal effects on the nitrogen cycle in the freshwater section of the Elbe Estuary. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21, (1981), S. 866–870.
[18] ARGE Elbe: Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See. Hamburg (1978ff.).
[19] *Müller, D.,* und *Kirchesch, V.:* Nitrifikation in Fließgewässern. Bedeutung – Messung – Berechnung. Vom Wasser 57 (1981), S. 199–214.
[20] *Müller, D.,* und *Kirchesch, V.:* Zur Nitrifikation in Mosel und Donau. Arch. Hydrobiol. Suppl. 68 (1983), (Veröff. Arbeitsgemeinsch. Donauforsch. 7), S. 63–76.
[21] *Schirmer, M., Hackstein, E.,* und *Liebsch, H.:* Kritische Belastung des O_2-Haushalts der Unterweser durch kommunale und industrielle Abwässer. Verh. Ges. Ökologie 10 (1983), S. 337–344.
[22] *Caspers, H.:* Die Sauerstoffproduktion einer Bucht im Süßwasserbereich des Elbe-Aestuars. Untersuchungen im „Mühlenberger Loch" in Hamburg. Arch. Hydrobiol./Suppl. Elbe-Aestuar 4 (1984) ~~(im Druck)~~ 61: 509 – 542.
[23] *Tent, L.:* Überlebensmöglichkeiten zweier gefährdeter Fischarten (Salmo trutta f. trutta L., Thymallus thymallus L.) in Nebenflüssen des Elbe-Ästuars. Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (1984), S. 604/620.
[24] ARGE Elbe Ökologische Studie Elbe. Hamburg (1984).
[25] Baubehörde (Baubehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Stadtentwässerung): Hamburgs Abwasserbeseitigung als Grundlage einer gesunden Stadtentwicklung. Hamburg (1981).
[26] BBNU (Behörde für Bezirksangelegenheiten, Naturschutz und Umweltgestaltung): Klärwerk Dradenau – Sachverständigenanhörung. 17. und 18. Februar 1983. Hamburg (1983).
[27] *Nöthlich, I.,* und *Reuter, W.:* Zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung von Gewässersedimenten. Deutsche Gewässerkundl. Mitt. 26 (1982), S. 162–167.
[28] *Christiansen, H., Öhlmann, G.,* und *Tent, L.:* Probleme im Zusammenhang mit dem Anfall von Baggergut im Hamburger Hafen. Wasserwirtschaft 72 (1982), S. 385–389.
[29 bis 31] *Caspers, H.:* Hydrobiologische Gutachten im Auftrag des Amtes Strom- und Hafenbau; Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft der Freien und Hansestadt Hamburg, (unveröffentlicht). (1974, 1977, 1978). Ich danke dem Amt für Strom- und Hafenbau für die Freigabe der Daten.

(Manuskripteingang: 10. 1. 1984)

Leider hat seinerzeit der Chef-Redakteur weitergehende Aussagen, insbesondere zur N-Limitierung der Meere und somit erforderlichen N-Entfernung, gestrichen ...

Überlegungen zum Kreislaufbetrieb von Spülfeldablaufwässern

Richard ADDICKS, Klaus ROHBRECHT-BUCK und Ivan SEKOULOV

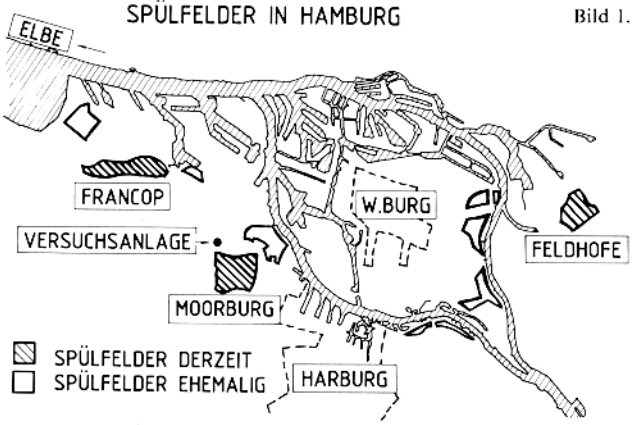
Schlagwörter: Abwasserbehandlung, Flußsedimente, Baggergut, Spülfeldabläufe

Die beim Transport des Baggergutes von den Schutensaugern zu den Spülfeldern erforderlichen Zusatzwassermengen aus der Elbe können durch einen Kreislaufbetrieb erheblich reduziert werden. Damit wird die der Elbe letztlich zufließende, mit Schadstoffen belastete Wassermenge verringert. Die immer noch notwendige Ableitung von nunmehr konzentriertem Überschußwasser aus dem System in die Elbe erfordert eine Reinigungsanlage. In einem großtechnischen Versuch konnte für ein Spülfeld das vorzuhaltende, zusätzliche Speichervolumen ermittelt und Angaben zur Auslegung der Reinigungsanlage gewonnen werden.

The volume of water needed to transport the dredgings from the pumping station onto the hydraulic fills can be substantially reduced by introduction of a recycle system. Thus the water containing pollutents and finally discharged into the Elbe-river would be diminished. However, the effluent from the recycle system is highly polluted and must be treated before discharging into the Elbe. Based on full-scale experiments the additional storage capacity necessary to operate the recycle system was determined as well as other data for treatment plant design.

Prof. Dr.-Ing. *I. Sekoulov,* Akad. Oberrat *R. Addicks* und Dipl.-Ing. *K. Rohbrecht-Buck,* Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Gewässerreinigungstechnik, Eissendorfer Straße 38, 2100 Hamburg 90.

1. Ausgangssituation

Das im Hamburger Hafen und der Elbe bei den Arbeiten zur Erhaltung der erforderlichen Wassertiefe bzw. bei Ausbaumaßnahmen in einer Menge von rd. 2 Mio m^3/Jahr anfallende Baggergut wird auf derzeit noch 3 Spülfeldern (Francop, Moorburg-Mitte, Feldhofe) deponiert *(Bild 1).* Der letzte Teilschritt bei der Verbringung des Baggergutes auf das Spülfeld ist der hydraulische

SPÜLFELDER IN HAMBURG Bild 1.