

Michael FEIBICKE

Konzept zur Restaurierung des Schlei-Ästuars

Concept for restoration of the Schlei estuary

Abstract

The Schlei is one of the most nutrient enriched brackish fjord systems of North Germany (Baltic Sea). Especially in the innermost part of the Schlei high primary production and sedimentation rates and a permanent bloom of phytoplanktic cyanobacteria during summer are established. Reasons for this have been municipal sewage effluents since the end of the 19th century as well as inputs from the surrounding farming area in the last five decades.

In the course of a research project intensive monitoring studies and out-door experiments were carried out to propose a package of restoration measures, which are described here exemplarily.

Besides high external nutrient loadings from the catchment area also the internal P-remobilization has reached a high extent ($8 - 14 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) in summer when nitrate in the water body is depleted und sulfate reduction in the upper sediment layer takes place. Total phosphorus level above $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ is often found in the water body of the innermost Schlei during summer.

Using *in-situ* enclosures in flow-through mode and by addition of nitrate the denitrification in the sediment increased up to $1 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (mean $0,4 - 0,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). As a consequence, the P-mobilization was largely reduced compared to the Schlei and untreated reference enclosures.

If the trophic situation of the Schlei has to be improved in the future, measures will have to be taken to reduce external loadings, especially from non-point sources in the catchment. By additional discharging nitrified and de-phosphorized effluents from a municipal sewage treatment plant or by injection of nitrate solution directly into the sapropelic sediment the internal P-mobilization would be reduced accelerating the recovery process of the whole ecosystem.

Keywords: Schlei estuary, nutrient budget, nitrogen, phosphorus remobilization, denitrification, sulfate reduction, sediment, restoration measures

1 Lage und Hydrographie

Die Schlei ist eine flache, 43 km lange Brackwasserförde der Ostsee im Schleswig-Holsteiner Hügelland (Abb. 1, Tab. 1). Ihr innerster Bereich, die Innere Schlei, ist seenartig erweitert.

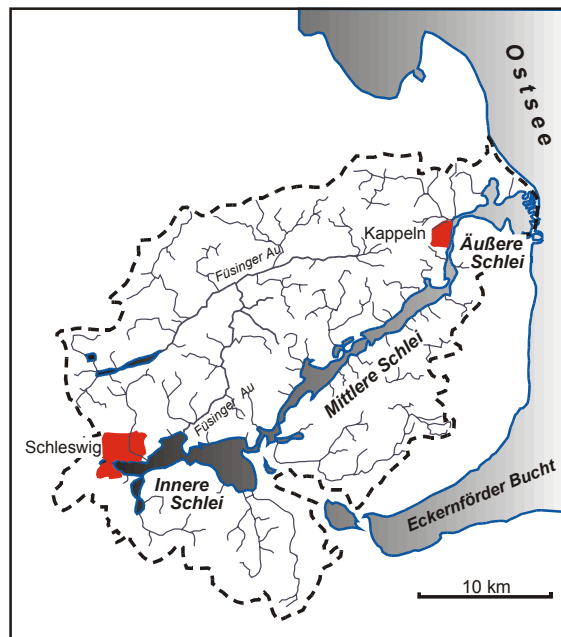


Abb. 1 Lage und räumliche Gliederung der Schlei und ihres Einzugsgebietes (nach LAWAKÜ 1978, modifiziert)

Hier mündet auch die Füsinger Au, die als wichtigster Zufluss etwa ein Drittel des gesamten Einzugsgebietes (243 km²) sowie des Süßwasserabflusses (112 Mill. m³) stellt. Durch den Einstrom von Ostseewasser an der Schleimündung sowie dem Zufluss von Süßwasser aus dem Einzugsgebiet bildet sich auf der gesamten Länge ein Salzgradient aus, der im inneren Bereich etwa 3 - 8 ‰ Salinität und im äußeren etwa 15 - 20 ‰ erreicht. Die Öffnung zur Ostsee ist durch nehrungsähnliche Landzungen stark eingengt, was den Wasseraustausch insbesondere auch in der Inneren Schlei stark einschränkt (Tab. 1). Bei Einstromlagen dringt Ostseewasser mit höherer Dichte sohnah in die innersten Bereiche vor, vertikale Salzgradienten >1 ‰ sind dort jedoch nur kurzzeitig nachzuweisen (u.a. RHEINHEIMER 1970, RIPL 1986).

Tab. 1 Kenndaten zur Schlei (nach KÖNIG in RHEINEIHMER 1970, RIPL 1986, Wi: Winter, So: Sommer)

	Innere Schlei	Schlei gesamt
Wasserfläche (km ²)	19,5	53,4
mittlere Wassertiefe (m)	2,5	2,5
Volumen (Mill. m ³)	47,4	132
Einzugsgebiet (km ²)	440	667
Süßwasserzulauf (Mill. m ³)	ca. 202	ca. 307
theoretische Austauschzeit (d)	Wi: 30, So: 150	- / -
Einzugsgebiet : Wasserfläche	22,6	12,5

Im innersten Teil der Schlei liegt die Stadt Schleswig, die 1980 mit ca. 30.000 EW etwa ein Drittel aller Einwohner im Einzugsgebiet stellte. Etwa 75 % der Fläche im Einzugsgebiet werden landwirtschaftlich genutzt. Durch die vorherrschenden schweren Böden wird ein hoher Flächenanteil drainiert (STALASH 1986, BOJE & DELLING 1986). Etwa 70 % der Fließgewässer im Einzugsgebiet sind verrohrt (LANU 2001).

2 Folgen jahrzehntelanger Nährstoffbelastungen

Durch hohe landwirtschaftliche und kommunale Nährstoffeinträge sowie einem stark reduzierten Wasseraustausch treten starke Nährstoffanreicherungen in der Inneren Schlei auf. Diese Nährstoffgehalte sinken von den inneren zu den äußeren Bereichen der Schlei durch Stoffwechselumsatz, Sedimentation und Austrag ab (u.a. RHEINHEIMER 1970, LAWAKÜ 1978). Entsprechende Gradienten zeigen sich auch beim Bakterio-, Phyto- und Zooplankton (u.a. RHEINHEIMER 1970, GOCKE & RHEINHEIMER 1994). Im Hochsommer treten regelmäßig intensive Cyanobakterien-Blüten auf (KÄNDLER 1953, RIPL 1986). Diese werden durch *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing dominiert (RIPL 1986, FEIBICKE 1994a). Insgesamt erweist sich die Innere Schlei als der am stärksten nährstoffbelastete Bereich.

Die Arbeitsgruppe von Prof. W. Ripl (TU Berlin) erhielt 1981 den Auftrag, in einem mehrjährigen Forschungsvorhaben einen Restaurierungsvorschlag für die Innere Schlei zu erstellen (RIPL 1986). Im folgenden werden Ergebnisse ausgesuchter Teilprojekte dargestellt.

2.1 Langfristige Entwicklungen in der Inneren Schlei

Aus paläolimnologischen Analysen eines 4,5 m langen Bohrkerns aus dem innersten Bereich der Schleswiger Bucht am Schleiturm ließen sich 3 Entwicklungsphasen ableiten:

Die untersten Schichten, die bis etwa 4000 BP zurückgingen, wiesen eine mittlere Sedimentationsrate von ca. 1 mm a^{-1} auf. Vor 2000 Jahren drang dann wiederholt Salzwasser durch die Landsenkung ein, hier reduzierte sich die Sedimentationsrate auf ca. $0,5 \text{ mm a}^{-1}$. In der letzten Periode, die etwa vor 120 Jahren einsetzte, stiegen die Sedimentationsraten sprunghaft auf 8 mm a^{-1} an. Dieser Anstieg ging einher mit einer gesteigerten Trockenstoff-, Glühverlust-, Stickstoff- und Phosphor- sowie Alkali-, Erdalkali- und Schwermetalldeposition (Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Cr, Pb) (LÖWENSTEIN 1985, RIPL 1986, WENDKER 1990).

Dieser Anstieg korrespondiert mit historischen Befunden und Berichten zur Entwicklung von Schleswig: Im Sommer 1874 wurde die Schlei in den Berichten der "Preussischen Kommission zur Untersuchung der Deutschen Meere" noch als Gewässer mit hoher Sichttiefe beschrieben (KARSTEN 1876), die in den inneren Bereichen ausgedehnte Unterwasserwiesen mit Braun- und Armeleuchteralgen sowie Laichkräuter aufwies (MAGNUS 1875). Erste auffällige Cyanobakterienblüten im Plankton wurden ebenfalls beschrieben (1874 *Nodularia spec.*, 1897/98 *Microcystis aeruginosa*) und

mit den Abwässern der Stadt Schleswig in Zusammenhang gebracht (MAGNUS 1875, HENSEN 1897, ZACHARIAS 1898), jedoch setzten rapide Veränderungen erst mit dem Ausbau der Mischkanalisation seit 1884 ein, mit dem die Abwasserzufuhr durch die Einleitung ungeklärter Haushalts- und Straßenabwässer anstieg (PHILIPPSEN 1927). Um 1931 traten große Fischsterben auf, die durch stoßweise Einleitung von Haushalts- und Gewerbeabwässern verursacht wurden und starke Sauerstoffzehrungen auslösten (NEUBAUR 1931).

Neben großen Beständen der Unterwasservegetation mit einer entsprechend artenreichen Begleitfauna trat bereits 1935 die "enorme Produktionskraft" des Planktons in den Vordergrund. Auf einen Produktivitätsanstieg in dieser Zeit deutet auch die Zunahme der Fangergebnisse bei Fischen und beim Vogelbestand hin. Erste Faulschlamm lager, gekennzeichnet durch Schwarzfärbung, H₂S-Geruch und eine artenverarmte Chironomiden-Besiedlung, begannen sich zunächst in turbulenzarmen Buchten und in der Fahrrinne auszubreiten (NEUBAUR & JAECKEL 1936/37).

Durch die stark gesteigerte Primärproduktion und Sedimentation kam es rasch zur Ausbreitung von Faulschlamm lagern, die eine ehemals artenreiche Zoobenthosgemeinschaft in diesen Bereich veröden ließ (u.a. BOCK 1960, NELLEN 1967). Die ausgedehnte Unterwasservegetation in den inneren Teilen der Schlei war durch zunehmende Phytoplanktontrübung ab 1947 weitgehend verschwunden (BOCK 1960, NELLEN 1967). Seit dem entsprechen Höhe und Jahresgang von pH-Wert, Sauerstoffsättigung und Phosphorgehalt weitgehend den heutigen Verhältnissen (vgl. KÄNDLER 1953, LAWAKÜ 1978, RIPL 1986).

Erst 1956 ging in der Inneren Schlei das Schleswiger Klärwerk in Betrieb. Die zunächst nur mechanische Reinigung wurde 1961 durch eine biologische und 1976 durch eine chemische Stufe (P-Simultanfällung) erweitert (PREUßNER 1985).

Die Einträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden vor 1945 noch als gering bewertet (LÖWENSTEIN 1985, RIPL 1986). Deutlich gesteigerte Austräge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen traten in den letzten 50 Jahren durch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auf, die u.a. durch Bodenmelioration, Flurbereinigung und Erhöhung der Düngung sowie Gewässerausbau begleitet wurden.

2.2 Belastungssituation in den 80er Jahren - Bilanzen von Phosphor und Stickstoff in der Inneren Schlei

Die Phosphor- und Stickstoffeinträge wiesen mit hohen Frachtanteilen im Winterhalbjahr und geringen im Sommerhalbjahr eine hohe Kopplung zum Abfluss auf (Abb. 2a) und erreichten auf Jahresbasis etwa 3,8 g Ges-P m⁻² a⁻¹ bzw. 84 g Ges-N m⁻² a⁻¹. Der landwirtschaftliche Anteil belief sich beim Phosphor jährlich auf etwa 85 % und beim Stickstoff auf 90 % der externen Gesamteinträge. Zwar war die Bedeutung kommunaler Einträge der Stadt Schleswig (Klärwerk, Überläufe Mischkanalisation, Trennkanalisation) im Jahresmittel relativ gering, ihr Anteil stieg jedoch während der abflussarmen Sommerperiode auf über 30 % des Gesamteintrages an (RIPL 1986).

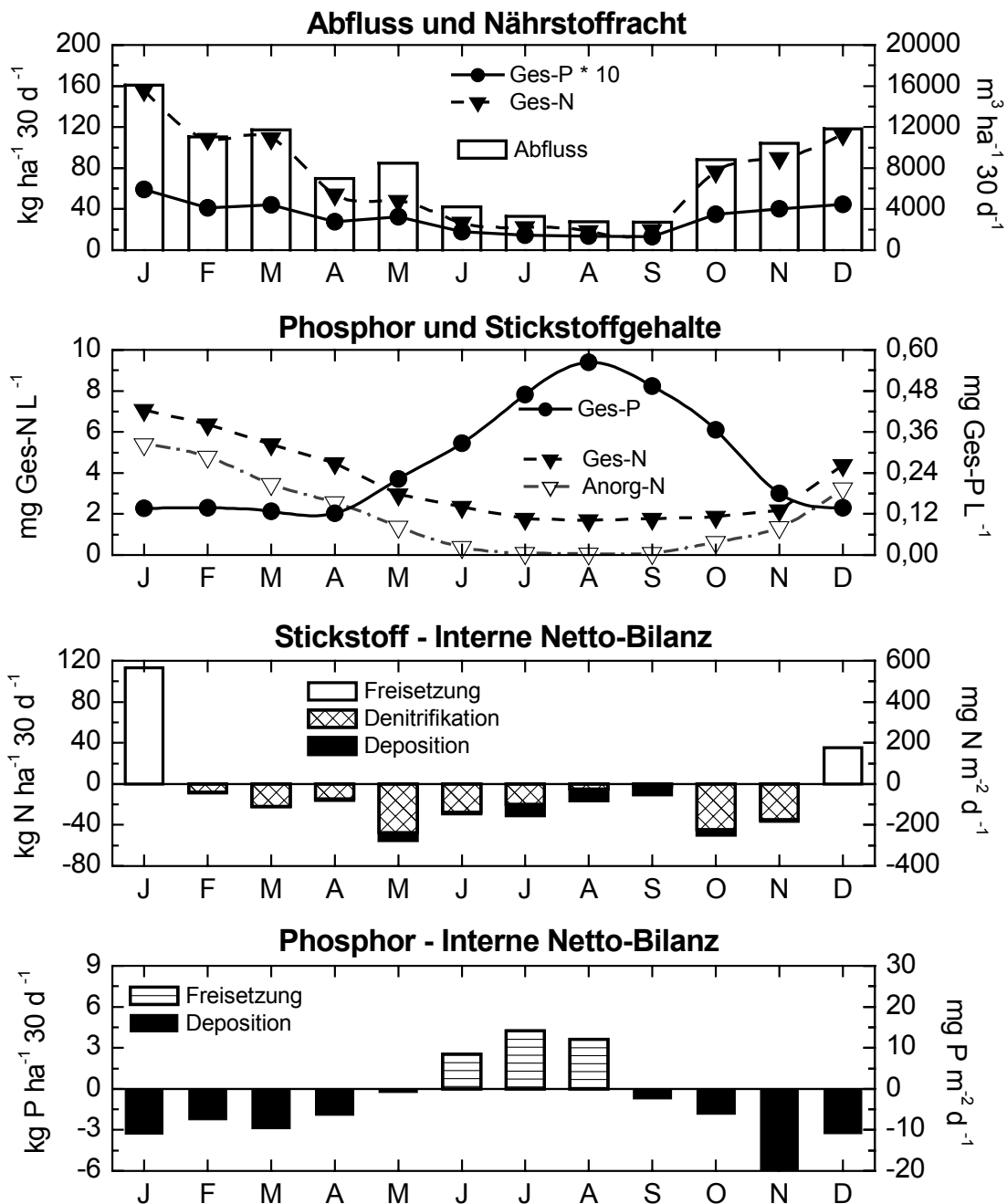


Abb. 2 Frachten (a), Konzentrationen (b) und interne Nettobilanzen des Stickstoffs (c) und des Phosphors (d) in der Inneren Schlei (mehrjährige Monatsmittel Mai 1981 - Okt. 1983)

Die Ganglinie des Gesamt-Stickstoffs in der Inneren Schlei erreichte wie die Frachteinträge (Abb. 2b) im Winter mit 6 - 8 mg Ges-N l⁻¹ das Maximum (Nitrat-Anteil: 70 - 80 %). Im Sommer wurde bei nahezu völliger Aufzehrung der anorganischen N-Fractionen mit etwa 1 - 2 mg Ges-N l⁻¹ ein Minimum erreicht. Die Ganglinie des Gesamt-Phosphors wies hingegen ein winterliches Minimum (0,1 - 0,2 mg Ges-P l⁻¹, 0,02 - 0,05 mg PO₄-P l⁻¹) und ein sommerliches Maximum (0,5 - 0,6 mg Ges-P l⁻¹, 0,3 - 0,5 mg PO₄-P l⁻¹) auf (RIPL 1986, FEIBICKE 1995).

Ausgehend von einer Wasserbilanz wurden die gewässerinternen Prozesse nach Abzug der externen Transportprozesse (Externe Bilanz = Zufluss - Abfluss) bemessen und anhand einer internen Nettobilanz aus den Stoffzuwächsen und Verlusten der Wassersäule abgeleitet (Abb. 2c, d).

Aus der internen Nettobilanz für den Ges-Stickstoff wurden im Winter (Abb. 2c) Freisetzungen aus dem Sediment ins Freiwasser ausgewiesen, die durch den Rückgang der Deposition organischer Substanz (Rückgang der Primärproduktion) sowie durch eine gesteigerte Sauerstoffversorgung an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht durch turbulenteren Bedingungen begünstigt wurden. Stickstoffverluste wurden vor allem im Frühjahr und Herbst bilanziert und auf Denitrifikation und Sedimentation zurückgeführt. Mit Hilfe von Sedimentuntersuchungen ließ sich eine Stickstoffdeposition von etwa $5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ableiten. Die Denitrifikation erreichte danach etwa $23 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die planktische Stickstofffixierung war mit etwa $0,1 - 0,2 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ im Spätsommer bilanzmäßig unbedeutend (RIPL 1986, RIPL & FEIBICKE 1992).

Anhand der internen Nettobilanz des Ges-Phosphors wurden im Winter während der abflussreicheren Jahreszeit überwiegend Verluste ausgewiesen, die mit ca. $8 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Mittel) auf eine P-Festlegung in den Sedimenten und eine Partikel gebundene Deposition (Abb. 2d) zurückgeführt wurden. Im Sommer kam es mit ca. $12 \text{ mg Ges-P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Mittel) zu einem starken Anstieg im Wasserkörper, der nicht auf externe Transportprozesse zurückführbar war, sondern auf P-Freisetzungen aus den Faulschlammsedimenten basierte. Auf jährlicher Basis wurde knapp ein Drittel des Phosphors, der im Bilanzraum Innere Schlei verblieb, wieder freigesetzt und stand für eine Nutzung der Primärproduktion zur Verfügung.

2.3 Kohlenstoff-Bilanz, Faulschlammablagerungen und Sedimentprozesse

Die Bruttoprimärproduktion (BPP) des Phytoplanktons erreichte etwa $850 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (SCHIEMANN 1974, FEIBICKE 1994a), wobei davon rund 57 % durch „community respiration“ in der Wassersäule wieder veratmet wurden. Der Rest von $365 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ sedimentierte. An der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurden etwa 26 % BPP aerob veratmet. Der weitere anaerobe Abbau wurde zu etwa 6 % BPP ($50 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) durch die Desulfurikation gestellt; Denitrifikation und Methangärung erreichten etwa je 2 % ($20 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Die restlichen 7 % BPP, die etwa $60 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erreichten, wurden im Neuschlamm deponiert (WOLTER 1985, RIPL 1986, FEIBICKE 1994a, b).

Auf der Basis einer Sedimentkartierung mit 28 Transekten und 280 Bohrkernen wurde eine Karte der Faulschlammmächtigkeit erstellt (Abb. 3). Etwa 60 % der Wasserfläche der Inneren Schlei waren 1981 mit Faulschlämmen bedeckt und erreichten etwa $1,3 \text{ Mill. m}^3$ Volumen. Die durchschnittliche Mächtigkeit betrug 29 cm. Anhand der Stadtgeschichte Schleswigs und Chromanreicherungen (Kap. 2.1) ließ sich eine mittlere Sedimentationsrate von $3 - 4 \text{ mm a}^{-1}$ für die Gesamtwasserfläche ableiten (LÖWENSTEIN 1985, RIPL 1986). Bezogen auf die Fläche der Inneren Schlei wurden damit jährlich 50.000 - 60.000 t Neuschlamm deponiert.

Aus sedimentchemischen Analysen von knapp 30 Sedimentkurzkernen (0 - 25 cm Sedimenttiefe), die flächendeckend in der Bucht bei Schleswig und der Kleinen Breite untersucht wurden, erreichten die Festgehalte von Phosphor etwa $1,1 \text{ g P kg}^{-1} \text{ TS}$ und von Eisen etwa $25,5 \text{ g Fe kg}^{-1} \text{ TS}$ bei einem mittleren Trockensstoffgehalt von 22 % (RIPL 1986).

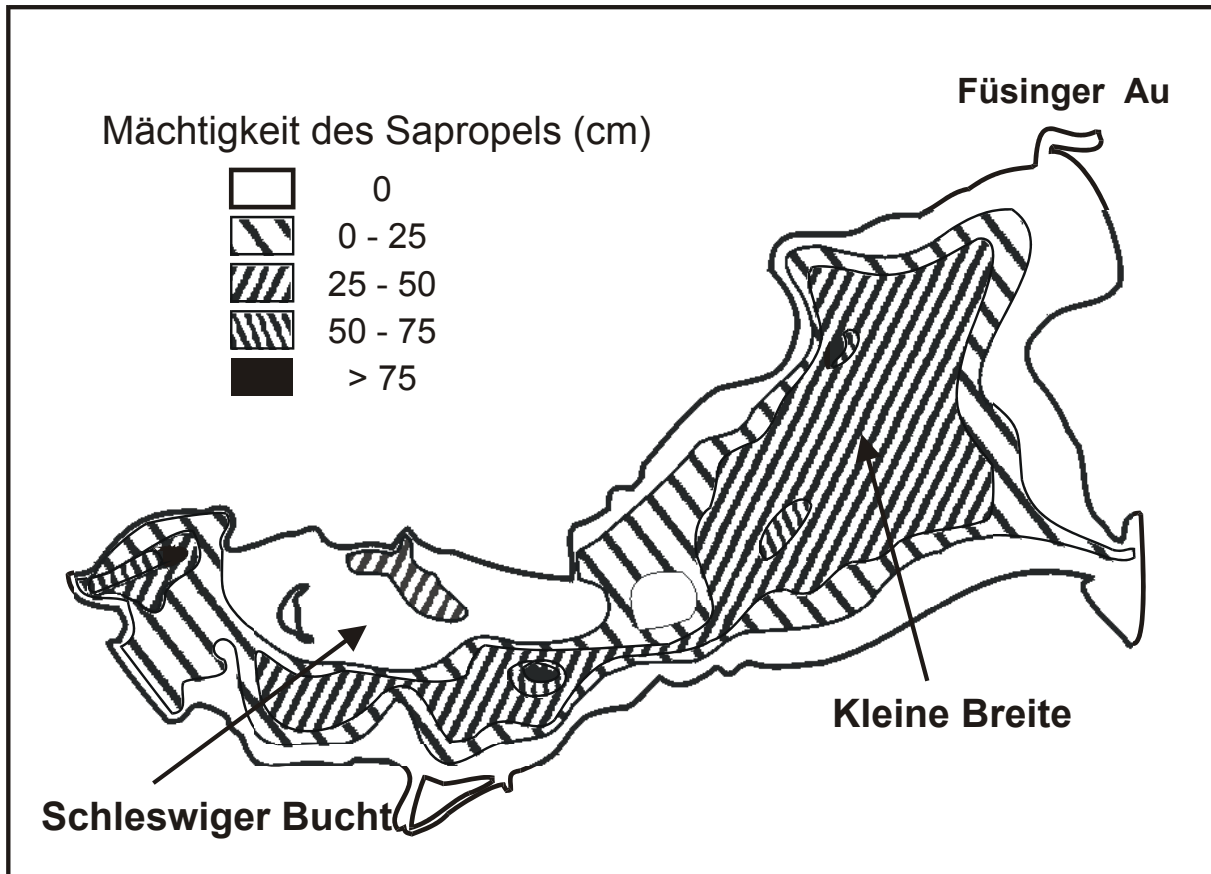


Abb. 3 Lage und Mächtigkeit der Faulschlammsedimente in der Schleswiger Bucht und der Kleinen Breite (Innere Schlei) (nach RIPL 1986)

Im Jahresverlauf erfolgte der rapide Anstieg der Phosphat-Gehalte im Freiwasser erst nach der Aufzehrung des Nitrats (Abb. 2b) und war an die Desulfurikation im Sediment gekoppelt. Durch die H_2S -Produktion sulfatreduzierender Bakterien und durch die Bildung von schwerlöslichem Eisensulfid wurde Phosphat auch an der Sedimentoberfläche aus seiner Bindung zum Eisen freigesetzt, reicherte sich im Porenwasser an und trat auch ins überstehende Freiwasser aus (Abb. 2d). Insgesamt wurde im Sommer rund 1 g P m^{-2} aus den Sedimenten der Inneren Schlei freigesetzt; dies entsprach einer Menge von ca. 20 t P für die Fläche der Inneren Schlei. Die Prozesse wurden auch durch Einsatz einer Dialysetechnik im Porenwasser der Sedimente beobachtet und stützen die aus der Bilanzierung gezogenen Schlussfolgerungen (WOLTER 1985, RIPL 1986). Die Abb. 4 zeigt die zeitlich- und räumliche Entwicklung der Sulfat- und Phosphatkonzentration im Porenwasser der Inneren Schlei (Schleswiger Hafen) unter *in-situ*-Bedingungen von April 1983 bis März 1984. Die Versorgung der Sedimente mit dem Elektronen-Akzeptor Sulfat erfolgt über das salzreiche überstehende Freiwasser. Der Rückgang der Sulfatkonzentration in den Se-

dimenthorizonten 0 - 10 cm im Juni und Juli wies auf einen Anstieg der Desulfurikation hin, bei dem Sulfat gezehrt wurde. Im gleichen Zeitraum stiegen auch die Phosphatgehalte oberflächennah stark an und führten zu erheblichen Freisetzungen im Freiwasser (Abb. 2d). Das Vordringen von Sulfat in tiefere Sedimentzonen im Oktober 1983 war auf eine kurzzeitige Einstromlage zurückzuführen, bei dem salzreicheres Ostseewasser von der Schleimündung bis in die Innere Schlei vordrang.

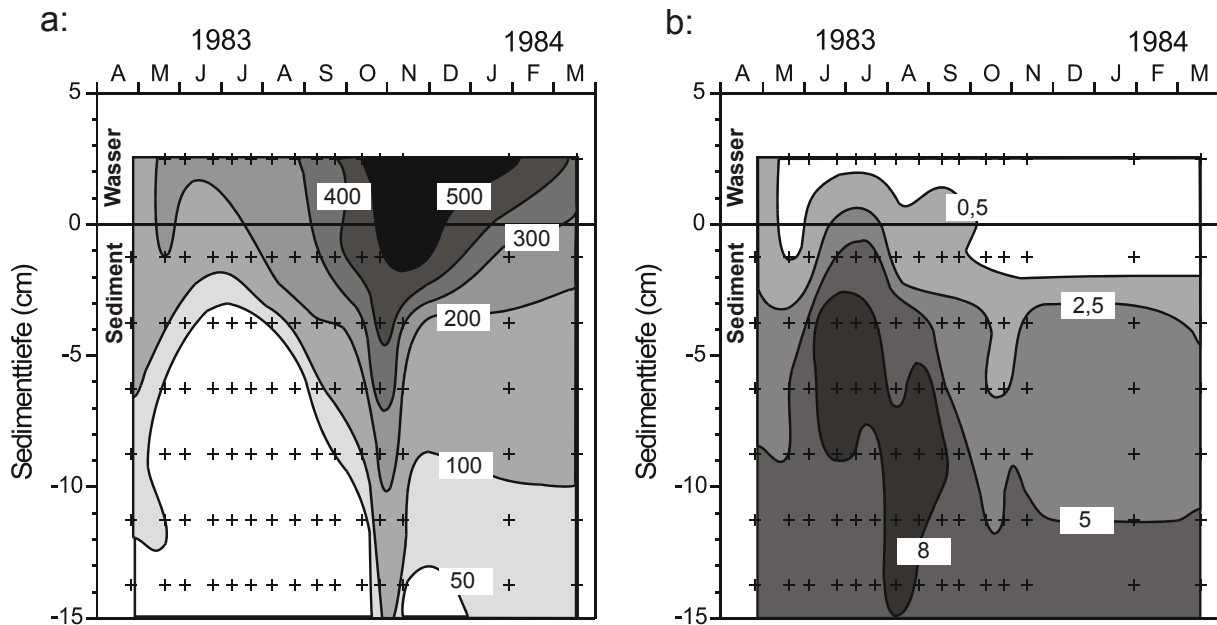


Abb. 4 Sulfat (a)- und Phosphat-Isoplethen (b) aus der Inneren Schlei (Schleswiger Hafen, April 1983 - März 1984) im Freiwasser (2,5 - 0 cm) und Sedimentporenwasser (0 - 15 cm) mittels *in-situ*-Dialyse-Technik (Isolinien: je mg l⁻¹ als SO₄ bzw. PO₄-P) (nach WOLTER 1985, RIPL 1986)

2.4 Enclosure-Versuche

Ziel der outdoor-Versuche war es, den Einfluss von entphosphatisierten und nitrifizierten Klärwerksabläufen auf die Planktongemeinschaft sowie die Faulschlammsedimente zu studieren, um den Einfluss einer späteren Erweiterung des Klärwerks in Schleswig zu simulieren.

Mit Hilfe eines gesteigerten Nitratangebotes aus den Klärwerksabläufen sollte die Denitrifikation in den Faulschlammsedimenten der Inneren Schlei gestärkt werden, um den bakteriellen Abbau fäulnisfähiger organischer Substanz zu fördern. Gleichzeitig war zu prüfen, in wie weit durch die so gesteigerte Verfügbarkeit oxidierter Eisenoxid-hydroxid-Komplexe Phosphat aus dem Porenwasser an Sedimentpartikel gebunden werden konnte, um die P-Rezirkulation durch die Freisetzung in den Wasserkörper zu drosseln. Durch die Anhebung des Redoxpotentials durch das Nitrat sollte gleichzeitig die bakterielle Desulfurikation aus den oberflächennahen Sedimentschichten verdrängt und dort die Sulfatzehrung reduziert werden (RIPL 1978, RIPL & LINDMARK 1978).

Insgesamt wurden 1982 und 83 je sechs Enclosures im Durchfluss (Wasser-austausch 10^{-1} pro Tag) mit 4 bzw. 5 Nitratbecken und 1 bzw. 2 Referenzbecken als Kaskaden in der Inneren Schlei betrieben. Wasser aus der Schlei wurde mit Nitrat dotiert und ins Freiwasser des ersten Nitratbeckens gefördert. Von dort wurde es mit dem Wasserdurchfluss in die Folgebecken transportiert. Die Referenzbecken erhielten unbehandeltes Schleiwasser und dienten als Kontrolle zur Bemessung von Enclosure-Effekten (weitere Details s. RIPL 1986). Durch ein umfangreiches Monitoring im Freiwasser und Sediment der Enclosure wurden die Effekte dokumentiert und eine Bilanzierung der Nährstoffe analog zu der für die Innere Schlei durchgeführt (Kap. 2.2).

Die Untersuchungen zeigten, dass weder 1982 noch 1983 eine relevante Steigerung der Phytoplanktonbiomasse durch die Nitratzugabe als Düngeeffekt erfolgte. Auch die Primärproduktion wurde nicht signifikant gesteigert, da das Lichtangebot als produktionslimitierender Faktor wirkte (RIPL 1986, FEIBICKE 1994a).

1983 wurde das Phytoplankton in den Nitrat behandelten Becken zeitweise durch ein Massenvorkommen von *Daphnia magna* Straus stark überprägt, so dass sich Klarwasserstadien einstellten (Sichttiefe Nitratbecken: >1,6 m, Referenzbecken: ca. 0,3 m). Erst ein Besatz mit Stichlingen führte im Herbst zum Rückgang der Daphnien und zur Ausbildung einer artenreichen Phytoplanktongemeinschaft (RIPL 1986).

Die Tabellen 2 und 3 fassen die Ergebnisse der Enclosure-Versuche von 1982 und 83 für Phosphor und Stickstoff zusammen.

Die P-Freisetzungsraten der Referenzbecken lagen in einem sehr ähnlichen Bereich, wie sie für die Innere Schlei mit $0,008 - 0,014 \text{ g P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in den Sommermonaten bilanziert wurden (Abb. 2d). Die teils erhebliche Streubreite der Versuchsdaten wurde bei den einzelnen Becken auf kleinräumige Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung sowie 1983 auf die zeitweise Massenentwicklung von Cladoceren (s.o.) in den Nitratbecken zurückgeführt. Bei typischen Bestandsdichten von $10 - 100 \text{ Ind l}^{-1}$ kam es auch zu einer erheblichen Exkretion von Phosphat und Ammonium durch Grazing von Wandbecken- und Sedimentzonen (vgl. RIGLER 1961), die als Netto-Freisetzung bei der P-Bilanz erfasst wurden. Vergleicht man jedoch die Mittelwerte aus Referenz- und Nitratbecken von 1982 und 1983, zeigte sich insgesamt durch die Zugabe von Nitrat ins Oberflächenwasser eine erhebliche Drosselung der P-Freisetzung.

Tab. 2 Mittlere Phosphorgehalte und Freisetzungsraten im Freiwasser bei Enclosure-Studien in der Inneren Schlei (WOLTER 1985, RIPL 1986, Daten der Enclosure-Versuche neu berechnet) (1982: 1 Referenzbecken, 5 Nitratbecken, 89 d Versuchsdauer, 1983: 2 Referenzbecken, 4 Nitratbecken, 210 d Versuchsdauer) (Gehalt: Range, Freisetzung: Mittelwert und Range, bei Nitratbecken teilweise Freisetzung als Festlegung mit negativem Vorzeichen)

Versuche	Ges-P-Gehalt (g m^{-2})	Freisetzung ($\text{g P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
Enclosure 1982 Referenzbecken	1,3	0,018
Enclosure 1983 Referenzbecken	0,9 - 1,0	0,016 (Range 0,010 - 0,023)
Enclosure 1982 Nitratbecken	1,0 - 1,7	0,0 (Range -0,16 - 0,007)
Enclosure 1983 Nitratbecken	0,4 - 0,5	0,004 (Range -0,004 - 0,011)

Diese Interpretation wird auch durch die Befunde der Sedimentporenwassergehalte von Sulfat und Phosphat gestützt. Die Ganglinien beider Parameter ähneln denen, die 1983 zeitgleich in der Schlei (Abb. 4) gemessen wurden. Jedoch zeigen sich im Sommer unter dem Einfluss von Nitrat in den obersten Sedimenthorizonten höhere Sulfat- und niedrigere Phosphatkonzentrationen als in der Schlei, was auf eine Verdrängung der Desulfurikation in tiefere Sedimentschichten und auf eine Bindung von Phosphat an Sedimentpartikel in den Zonen mit Denitrifikation schließen lässt.

Durch die hohe Nitratverfügbarkeit lagen die mittleren Stickstoffzehrungsraten der Nitratbecken mit 0,4 bis 0,5 g N m⁻² d⁻¹ deutlich über die für die Innere Schlei bilanzierten Raten, die etwa 0,15 - 0,16 g N m⁻² d⁻¹ erreichten. Bei einem Sediment-Großversuch, bei dem 50 t Calciumnitratlösung auf 3,5 ha direkt in die Sedimente injiziert wurde, sowie bei Laborversuchen ließen sich teilweise höhere Raten erzielen (RIPL 1986, FEIBICKE 1997), was auf eine veränderte Nitratzuführung und Dosierung sowie größere Eindringtiefe (z.B. durch die Injektion) zurückzuführen ist.

Tab. 3 Mittlere Stickstoffgehalte und Zehrungsraten im Frei- und Sedimentporenwasser aus Labor- und Feldstudien der Inneren Schlei (WOLTER 1985, RIPL 1986, FEIBICKE 1997, Daten der Enclosure-Versuche neu berechnet) (Enclosure 1982/83: Angaben nur für Nitratbecken, Sediment-Großversuch 1984: Ges-N-Gehalt = Wiederfindung, Gehalt: Range, Zehrung: Mittelwert und Range)

Versuche	Ges-N-Gehalt (g m ⁻²)	Zehrung (g N m ⁻² d ⁻¹)	Nitratzufuhr via
Enclosure 1982	4 - 19	0,4 (Range 0,1 - 1,0)	Wasserkörper
Enclosure 1983	13 - 28	0,5 (Range 0,3 - 0,7)	Wasserkörper
Sediment-Großversuch	57	0,8	Einfache Nitrat-Injektion ins Sediment
Sediment-Großversuch	129	1,8	Doppelte Nitrat-Injektion ins Sediment
Laborversuche 1982	140	1,1 - 1,3	Überstandswasser des Sedimentkernes

3 Sanierung - Ziel und Ansätze

Ziel der 1986 vorgelegten Sanierungsvorschläge war es, ausgeglichene Produktions- und Respirationsleistungen in der Schlei mittel- und langfristig zu erzielen und die Faulschlammneubildung spürbar zu senken (RIPL 1986). Dazu wurden Maßnahmen vorgeschlagen, die zur Senkung der externen Nährstoffeinträge und der Gewässer internen Phosphor-Freisetzung aus den Faulschlämmen beitragen sollten. Folgende Maßnahmen standen hier im Zentrum:

1) Zur Senkung der diffusen Einträge aus dem Einzugsgebiet sollte im Mündungsgebiet der Füsinger Au, dem wichtigsten Zufluss des überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes, ein Vorbecken mit einem Volumen von etwa 300.000 m³ errichtet werden, in dem partikelgebundene Nährstoffe (z.B. Phosphor) bei einer Aufenthaltszeit von etwa 3 - 6 Tagen im Sommer sedimentieren sollen. Gelöste Nährstoffe können noch innerhalb der Vorsperre vom Phytoplankton aufgenommen werden, die dort ebenfalls sedimentieren würden. Mit einer stärkeren Faulschlamm-

bildung ist nicht zurechnen, da die im Zufluss mitgeführten Nitratfrachten zum Abbau des sedimentierten Algenmaterials dienen würden.

Eine ähnliche Wirkung zur Senkung diffuser Einträge lässt sich auch durch Einrichtung künstlicher Feuchtgebiete, z.B. im Unterlauf der Füsinger Au, erzielen. In diesen „constructed wetlands“ könnte sowohl eine Festlegung von Phosphor als auch von anderen Mineralstoffen im Boden erfolgen. Stickstoff würde zum großen Teil im Boden durch Denitrifikation eliminiert. Um langfristig eine hohe Retentionsleistung dieser Systeme zu gewährleisten, wären jedoch auch extensive Bewirtschaftungsmaßnahmen z.B. zur Entfernung von Schilftorf oder partielle winterliche Schilfmahd notwendig. Entsprechende Erfahrungen zur Retentionsleistung und Dimensionierung solcher Feuchtgebiete oder Schilfpolder liegen zahlreich vor (u.a. HEY et al. 1994, JANSON et al. 1994, PHIPPS & CRUMPTON 1994).

Die Einrichtung von Wasserabstandsflächen ist nur dort sinnvoll, wo keine Drainagen verlegt sind, da sonst die Abstandsflächen untertunnelt würden.

2) Die Senkung der lokalen Einträge durch die Stadt Schleswig sollten durch eine Umrüstung und Erweiterung des Klärwerks erfolgen: Die Kapazität sollte von $10.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ auf $15.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ erhöht werden, um auch die aus der Mischkanalisation anfallenden Regenüberläufe weitgehend zu reinigen. Bei Stossregenereignissen sollten Stapelteiche zur Aufnahme und Zwischenlagerung der Regenwässer dienen.

Außerdem sollte die Phosphateliminierung des Klärwerks von damals 1 mg P l^{-1} (Flächenbelastung ca. $500 \text{ mg P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) auf mindestens $0,2 \text{ mg P l}^{-1}$ angehoben werden. Der relative Anteil städtischer Nährstoffeinträge steigt im Sommer bei geringem Wasseraustausch (Aufenthaltszeit 150 d) während der Vegetationsperiode an und hat durch die Zuführung von pflanzenverfügbarem Phosphor unmittelbar Auswirkungen auf die Phytoplanktonentwicklung.

Basierend auf dem Konzept von RIPL & LINDMARK (1978) sollte zur Senkung der gewässerinternen Phosphorfreisetzungen anstelle stark sauerstoffzehrender, Ammonium haltiger Klärwerksabläufe, die oberflächennah ins Gewässer abfließen, nitrifizierte Klärwerksabläufe den Faulschlamm lagern in der Schlei bodennah zugeführt werden.

Das Nitrat wäre so durch die Denitrifikation zum Faulschlammabbau zusätzlich genutzt worden. Aus den oberen reduzierten, fäulnisfähigen organischen Ablagerungen würden oxidierte und weitergehend mineralisierte Sedimenthorizonte gebildet werden, die das Ausmaß und die Wahrscheinlichkeit für gewässerinterne Phosphatfreisetzungen langfristig entscheidend senken würden. Durch eine zusätzliche Nitrifizierungsstufe im Klärwerk sollte der Ablauf etwa $20 - 30 \text{ mg l}^{-1}$ Nitrat-N enthalten. Entsprechende Versuche mit einer solchen Nitrifizierungsstufe wurden im Klärwerk der Stadt durchgeführt und ihre Machbarkeit bestätigt. Das aus dem Ammonium gebildete Nitrat hätte jährlich etwa $100 - 150 \text{ t}$ Kohlenstoff im Faulschlamm zusätzlich abgebaut und wäre unter Bildung von N_2 aus dem Gewässer entfernt worden (RIPL 1994).

Die entphosphatisierten und nitrifizierten Klärwerksabläufe sollten über eine Unterwasserrohrleitung an den innersten und wasseraustauschärmsten Bereich der Schlei (in der Nähe des Schleiturms) zugeführt werden, um sedimentnah auszutreten und die Faulschlämme zunächst in der Bucht in Schleswig abzubauen.

3) Besonders mächtige Faulschlamm lager (>0,5 m Mächtigkeit), die bei Schleswig auf einer Gesamtfläche von 1 km² an vier Stellen anstehen (Abb. 3), sollten durch direkte und einmalige Injektion konzentrierter Nitratlösungen ins Sediment behandelt werden. Diese Maßnahme würde die Umwandlung der Faulschlämme wesentlich beschleunigen.

4 Aktueller Zustand und eingeleitete Maßnahmen seit 1986

Die kommunale Kläranlage der Stadt Schleswig wurde seit 1998 um eine Denitrifikationsstufe erweitert (LANU 2001), so dass das im Klärwerk anfallende Nitrat wesentlich zum Abbau des betriebsinternen Klärschlamm, jedoch nicht zum Abbau der Faulschlämme in der Schlei genutzt wird.

Öffentliche und gewerbliche Klär- und Kleinkläranlagen im Einzugsgebiet wurden weiter ausgebaut und senken die punktförmigen Einträge von Phosphor und Stickstoff (LANU 2001).

Hingegen scheinen die Einträge aus diffusen Quellen in den letzten Jahrzehnten kaum entscheidend gesenkt worden zu sein. So weist die Füsinger Au, der wichtigste Zufluss der Inneren Schlei, noch immer hohe Jahresfrachten auf, die je nach Abflussmenge beim Phosphor zwischen 6 - 16 t und beim Stickstoff zwischen 218 - 1006 t betragen (LANU 2001).

Auch in der Schlei selbst zeigen sich in Bezug auf das Nährstoffniveau und deren saisonale und räumliche Verteilung sowie auf die Prozesslage im Wasserkörper und Sediment seit den 80er Jahren kaum entscheidende Verbesserungen. Während sich bei ersten Trendanalysen langjähriger Zeitreihen (1980 - 1999) ein schwacher Rückgang beim Phosphor andeutet, zeigt sich beim Stickstoff eher ein Anstieg (LANU 2001). Nach wie vor kommt es zu erheblichen P-Freisetzungen im Hochsommer und Spätherbst, dem zuvor jeweils eine Aufzehrung des Nitrats voran gegangen ist. Auch die Phytoplanktongemeinschaften zeigen ähnliche saisonale Abfolgen und sommerliche Dominanzen von Cyanobakterien wie sie bereits auch vor Jahrzehnten ermittelt wurden (RHEINHEIMER 1970, SCHIEMANN 1974, FEIBICKE 1994a, MEYERHÖFER 1997, 2000).

Wie sich der Ausbau der kommunalen Kläranlage in Schleswig auf die trophischen Verhältnisse auswirken wird, bleibt abzuwarten. Jedoch scheinen wesentliche Maßnahmen zur Senkung diffuser Einträge im Einzugsgebiet sowie zur Drosselung der internen Düngung noch auszustehen.

Danksagung

Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Forschung und Technologie, dem Umweltbundesamt sowie dem Land Schleswig-Holstein finanziert und in Kooperation mit dem Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten (Monitoring des Einzugsgebiets) durchgeführt.

Literatur

- BOCK, K.J. (1960): Biologische Untersuchungen, insbesondere der Ciliatenfauna, in der durch Abwässer belasteten Schlei (westliche Ostsee). - Kieler Meeresforschung, **9**: 57-68.
- BOJE, S. & DELLING, D. (1986): Untersuchungen zum Nährstoffeintrag in die Schlei. - Kiel: Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein (Ed.), D 6. 52 S. + Abbildungen
- FEIBICKE, M. (1994a): Strukturelle und funktionelle Studien zum Phytoplankton und Zooplankton in einer hypertrophen Brackwasserförde (Innere Schlei. Westliche Ostsee). - Dissertationes Botanicae, **225**.
- FEIBICKE, M. (1994b): Einfluss Nitrat behandelter Sedimente auf Planktonzönosen. Experimentelle Feldstudie in einem flachen Brackwasserästuar (Schlei, Schleswig-Holstein). - 10. DGL-Tagung vom 26.-30.9.94 in Hamburg, **11**: 652-656.
- FEIBICKE, M. (1994c): Innere Schlei. Stoffeinträge und Prozesse. - Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, **1**: 66-73.
- FEIBICKE, M. (1995): Wege und Verbleib des Kohlenstoffs in der Inneren Schlei. - Ökosystem Bodden-gewässer. - Bodden, **2**: 205-220.
- FEIBICKE, M. (1997): Impact of nitrate addition on phosphorus availability in sediment and water column and on plankton biomass - experimental field study in the shallow brackish Schlei flord (Western Baltic, Germany). - Water, Air and Soil Pollution, **99**: 445-456.
- GOCKE, K. & RHEINHEIMER, G. (1994): Eutrophierung der Schlei. Vergangenheit und Gegenwart. - Bodden, **1**: 31-49.
- HEY, D. L.; KENIMER, A.L. & BARRETT, K.R. (1994): Water quality improvement by four experimental wetlands. - Ecological Engineering, **3**: 381-397.
- JANSSON, M.; ANDERSSON, R.; BERGGREN, H. & LEONARDSON, L. (1994): Wetlands and lakes as nitrogen traps. - Ambio, **23**: 320-325.
- HENSEN, V. (1897): Was sind die Bedingungen für den Zug der Heringe in die Schlei. - 20. Jber. d. Central Fischerei-Vereins für Schleswig-Holstein (Rendsburg): 54-65.
- KARSTEN, G. (1878): Die Beobachtungen über die physikalischen Eigenschaften des Wassers der Ostsee und Nordsee. - [In:] KÖNIGL. PREUß. MINISTERIUM LANDWIRTSCH. ANGELEGENHEITEN (Ed.): Jahresberichte der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel, **4/6** (1878): 253-285.
- KÄNDLER, R. (1953): Hydrographische Untersuchungen zum Abwasserproblem in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. - Kieler Meeresforschungen, **9**: 176-200.
- LANU (Landesamt für Natur und Umweltschutz des Landes Schleswig-Holstein (2001): Ergebnisse langjähriger Wasseruntersuchungen in der Schlei. - Kiel: 23 S., 20 Abb. ISBN 3-923339-70-4.
- LAWAKÜ (Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten) (Ed.) (1978): Die Schlei. Bericht über die Untersuchung des Zustandes und der Benutzung von August 1974 bis Dezember 1977. **1-2**. - Kiel.
- LÖWENSTEIN, J. (1985): Schwermetallablagerungen in den Sedimenten der "Inneren Schlei" als Ausdruck für den anthropogenen Einfluß auf das Ökosystem. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Freie Universität, Berlin.
- MAGNUS, P. (1875): Bericht über die botanischen Ergebnisse der Untersuchung der Schlei vom 7. bis 10. Juni 1874. - Verh. bot. Ver. Prov. Brandenburg, **17**: 1-8.
- MEYERHÖFER, M. (1997): Bericht über die Pilotphase des Projektes Untersuchung des Auftretens und der Verbreitung der Cyanobakterien in der Schlei sowie ihrer Rolle im Hinblick auf die zeitliche Sukzession der Phytoplankton-Gemeinschaften unter Anwendung des Konzeptes von Markerpigment-Analysen mittels HPLC. - [In:] LANU (2001): Ergebnisse langjähriger Wasseruntersuchungen in der Schlei. - Kiel: Anhang, 18 S.
- MEYERHÖFER, M. (2000): Die Zusammensetzung und Sukzession des Phytoplanktons in der Schlei in den Jahren 1997 bis 2000, ermittelt durch HPLC-Analysen der Photosynthesepigmente. - Bericht im Auftrage des LANU, 32 S.
- NELLEN, W. (1967): Ökologie und Fauna (Makrovertebraten) der brackigen und hypertrophen Ostseeförde Schlei. - Archiv für Hydrobiologie, **63**: 273-309.
- NEUBAUER, R. (1931): Großes Fischsterben in der Schlei. - Fischerei-Zeitung (Neudamm) **34**: 475.
- NEUBAUER, R. & JAECKEL, S. (Eds.) (1936/37): Die Schlei und ihre Fischereiwirtschaft. I-III. - Schr. Nat. Ver. Schlesw.-Holst., **21**: 314-360, 440-482, **22**: 190-249.
- PHILIPPSEN, H. (1927): Die Entwicklungsgeschichte der Stadt Schleswig vom Jahre 1870 bis auf die Gegenwart. - Schleswig: Johannsen.
- PHIPPS, R. G. & CRUMPTON, W. G. (1994): Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. - Ecological Engineering, **3**: 399-408.

- PREUßNER (1985): Ausbauplanung der Kläranlage Schleswig. Vortrag des Ing. Büro Preußner im Rahmen des Kolloquium "Pilotversuche zur Gewinnung von Bemessungsparametern für Anlagen zur Nitrifikation-Denitrifikation-Phosphatelimination" am 27.2.1985 in Schleswig, Plessenhof. - Mitschrift.
- RHEINHEIMER, G. (Ed.)(1970): Chemische, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schlei im Hinblick auf deren Abwasserbelastung. - Kieler Meeresforschungen, **26**: 105-216.
- RIGLER, F.H. (1961) The uptake and release of inorganic phosphorus by *Daphnia magna* Straus. - Limnology & Oceanography, **6**: 165-174.
- RIPL, W. (1978): Oxidation of lake sediments with nitrate - a restoration method for former recipients. - Lund (Codon LUNBDS/NBLI 1001) Institute of Limnology (ISSN 0348-0798).
- RIPL, W. (1986): Restaurierung der Schlei. Bericht über ein Forschungsvorhaben. - Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten, Kiel: D 5. 86 S. + Abbildungen
- RIPL, W. (1994): Sediment treatment. - [In]: EISELTOVÁ, M. (Ed.): Restoration of lake ecosystems. A holistic approach. - International Waterfowl and Wetlands Research Bureau Publication, **32**: 75-81.
- RIPL, W. & FEIBICKE, M. (1992): Nitrogen metabolism in ecosystems. A new approach. - Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **77**: 5-27.
- RIPL, W. & LINDMARK, G. (1978): Ecosystem control by nitrogen metabolism in sediment. - Vatten, **34**: 135-144.
- SCHIEMANN, S. (1974): Die Primärproduktion des Phytoplanktons der Schlei und des Windebyer Noors im Jahre 1972. - Dissertation, math.-nat. Fakultät, Christian-Albrechts-Uni., Kiel. 173 S.
- STALASH (Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein) (1986): Nutzungsarten der Bodenflächen in Schleswig-Holstein. Ergebnisse der Flächenerhebung 1985. - Statistische Berichte des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein. - Kiel.
- WENDKER, S. (1990): Untersuchungen zur subfossilen und rezenten Diatomeenflora des Schlei-Ästuars (Ostsee). - Bibliotheca Diatomologica, **20**. Stuttgart: Cramer.
- WOLTER, K.-D. (1985): Stoffwechselprozesse in den Faulschlammsedimenten der Schlei. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Freie Universität, Berlin. 58 S.
- ZACHARIAS, O. (1898): Das Potamoplankton. - Zoologischer Anzeiger, **21**: 41-48.

Autor:

Dr. Michael Feibicke
 Umweltbundesamt
 FG IV 2.5, Versuchsfeld Marienfelde
 Schichauweg 58
 D-12307 Berlin

Email: michael.feibicke@uba.de