

## Zur Qualität von Fließgewässern im direkten Einzugsbereich des Windebyer Noores

Heike ROTERMUND, Stefan BÖRNER & Gerald KUHNT (Kiel)

### 1 Problemstellung und Zielsetzung

Der natürliche Zustand von Fließgewässern wird heute in erheblichem Maße durch anthropogene Einträge verändert. Um nachhaltige Verschlechterungen der Gewässerqualität vorzeitig zu erkennen und negativen Folgen vorzubeugen, ist eine räumlich wie zeitlich hoch auflösende Beobachtung der Wassergüte notwendig. Wegen des erheblichen Probenahme- und Analyseaufwandes geschieht dies allerdings von offizieller Seite nur in sehr eingeschränktem Maße. Daher erscheint es erforderlich, in beispielhaft ausgewählten Einzugsgebieten die Variabilität der Gewässerqualität zu untersuchen, um die Zusammenhänge zwischen klimatischen, geomorphologischen und pedologischen Grundgrößen sowie anthropogenen Einflüssen im Hinblick auf den Gewässerzustand aufdecken zu können. Ein umfangreiches Datenmaterial liefert zudem eine sichere Basis für gegebenenfalls notwendige Maßnahmen zur Reduzierung bzw. Vermeidung von Schadstoffeinträgen.

Im folgenden sollen die wesentlichen Ergebnisse einer in den Jahren 1988/1989 durchgeführten Untersuchung von zehn Fließgewässern im direkten Einzugsbereich des westlich der Stadt Eckernförde gelegenen Windebyer Noores zusammengefaßt werden. In 14 tägigem Rhythmus wurden Wasserproben entnommen und einer umfangreichen physikalischen und chemischen Analyse unterzogen; darüber hinaus wurden an ausgewählten Standorten zu bestimmten Zeiten Durchflußmessungen, bakteriologische Analysen und Schwermetallbestimmungen von Sedimentproben durchgeführt. Die Ergebnisse bilden die Basis einer differenzierten Bewertung des Zustandes der in das Windebyer Noor mündenden Fließgewässer (vgl. KUHNT et al. 1990).

Ziel der Untersuchungen ist es, das Vorkommen und die Auswirkungen von Verunreinigungen in den Fließgewässern zu erfassen und die daraus abzuleitende Qualität der Gewässer mit den klimatischen Verhältnissen und den Strukturen des Einzugsgebietes als externe Einflußfaktoren in Beziehung zu setzen.

Die in das Meßprogramm aufgenommenen Gerinne (vgl. Abb. 1) lassen sich aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften in zwei Gruppen einteilen. Die mit

den Ziffern 1 bis 4 markierten Gewässer weisen ein überwiegend versiegeltes Einzugsgebiet auf; die starke Abhängigkeit der Wasserführung von Niederschlagsereignissen führt in diesen Gerinnen zu unterschiedlichen Abflußkurven und damit zu schwankenden Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe. Die in der Gruppe der Fließgewässer mit weitgehend unversiegeltem Einzugsgebiet zusammengefaßten Bäche 5 bis 9 sind dagegen durch permanente und relativ gleichförmige Fließbewegungen gekennzeichnet. Aufgrund der ähnlichen Eigenschaften der Fließgewässer innerhalb einer Gruppe sollen hier lediglich einige ausgewählte Gewässer vorgestellt werden. Von einer Darstellung der Gewässer 3, 4 und 7 kann abgesehen werden, da ihre Eigenschaften durch die Beschreibung anderer Fließgewässer derselben Gruppe ausreichend repräsentiert werden. Eine mittlere Position zwischen den beiden Gruppen nimmt das Fließgewässer 10 ein, da es sowohl typische Merkmale der einen als auch der anderen Gruppe aufweist.

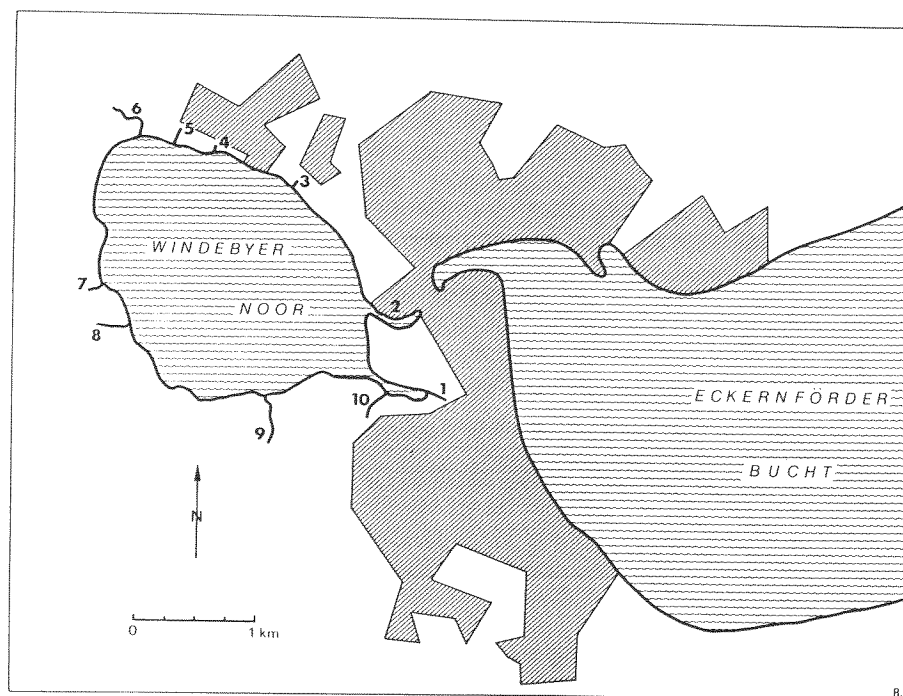


Abb. 1: Lage und Bezeichnung der Fließgewässer

## 2 Grundlagen der Untersuchung

Neben internen Wechselwirkungen und anthropogenen Beeinflussungen prägen besonders die geomorphologischen Merkmale der umgebenden Land-

schaft sowie die klimatischen Verhältnisse des Gebietes den Zustand der Gewässer. Da diese externen Faktoren in die geoökologische Beurteilung einbezogen werden müssen, sollen sie im folgenden kurz dargelegt werden.

### 2.1 Morphogenese des Untersuchungsgebietes

Während des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung drang der Eckernförder Eislobus vom Ostseegroßgletscher aus weit in den heutigen Landesteil Schleswig vor. Markante Randlagen dieses am weitesten nach Westen reichenden Vorstoßes sind jedoch kaum noch vorhanden, da sie durch die nach Westen abfließenden Schmelzwässer späterer Stadiale eingeebnet oder verwischt worden sind. Nach einer interstadialen Rückzugsphase drang der Eckernförder Gletscherlobus während des Frankfurter Stadiums erneut vor. Anschließend folgte ein längeres Interstadial, in dem das Gebiet um Eckernförde völlig eisfrei war (GLÜCKERT 1973). Ein weiterer Eisvorstoß erfolgte dann während des Pommern Stadiums, wobei sich der Gletscher im südlichen Ostseeraum in mehrere Teilloben (Kieler-Förden-Zunge, Eckernförder Eiszunge, Schlei-Zunge) aufspaltete. Anders als bei den vorausgegangenen Vereisungen konnten sich diese Eisloben nicht mehr unabhängig von der Morphologie des Geländes ausbreiten; entsprechend benutzte die Eckernförder Eiszunge den Bereich der heutigen Eckernförder Bucht als Gleitrinne. Am westlichen Ende der Eckernförder Bucht spaltete sich die Eckernförder Eiszunge in die südlich gerichtete Holtseer-Wittenseer Zunge und die westliche Windebyer-Hüttener Zunge auf. Durch die häufigen Vorstoß- und Rückzugsphasen der beiden 5 bis 10 km in das Vorland eindringenden Gletscherzungen wurden die markanten Endmoränenzüge der Hüttener und der Duvenstedter Berge aufgestaucht. Während des Rückzuges der Windebyer-Hüttener Eiszunge wurden durch Oszillationen des Gletscherrandes die Moränenzüge bei Westerthal gebildet. Diese südwestlich des Windebyer Noores gelegenen Endmoränenrücken weisen eine relative Höhe von 10 bis 25 m und eine absolute Höhe bis 38 m über dem Meeresspiegel auf.

Das Windebyer Noor selbst ist morphogenetisch als ehemaliges Fördenende zu interpretieren, das durch die Aufschüttung von Strandwällen im Zuge des postglazialen Meeresspiegelanstieges von der Eckernförder Bucht abgeschnitten wurde (DEGN & MUUSS 1979). Durch die Errichtung eines Wehrtores wird das Eindringen von Ostseewasser in das Noor weitgehend unterbunden, was zu einer allmählichen Aussüßung des Wasserkörpers führt (vgl. KUHNT et al. 1991).

Nach Angaben des Gewässerkundlichen Flächenverzeichnis von Schleswig-Holstein (1979) umfaßt das oberirdische Einzugsgebiet des Noores eine Fläche von 19,981 km<sup>2</sup>. Es setzt sich aus folgenden Teileinzugsgebieten zusammen:

- Vorfluter Windebyer Au: 5,409 km<sup>2</sup>
- Vorfluter Schnaaper Seen / Schnaaper Au: 4,445 km<sup>2</sup>
- Restgebiet incl. Seefläche: 10,127 km<sup>2</sup>

Westlich des Großen Schnaaper Sees befindet sich der Schnaaper Binnensander, für dessen Entstehung EGGERS (1934) und GRIPP (1954) voneinander abweichende Theorien vorlegten. GLÜCKERT (1973) ergänzte die vorhandenen morphologischen Untersuchungen durch die Auswertung von Luftbildern. Danach wurde der Schnaaper Binnensander vor einer in der Eckernförder Bucht und dem Windebyer Noor vorhandenen Gletscherzunge in das davorliegende, eisfrei gewordene Gletscherzungenbecken zur inneren Schlei hin aufgeschüttet. Aufgrund detaillierter Untersuchungen konnte PRANGE (1989) zwei Schmelzwassersand-Serien im Schnaaper Binnensander unterscheiden, deren Entstehung auf verschiedene Gletschervorstöße zurückgeführt werden kann. Die untere Serie wird aus feinkörnigen, vorwiegend horizontal geschichteten Schmelzwassersanden aufgebaut, was nach PRANGE (1989) auf die Ablagerung durch weitflächig fließendes Wasser mäßiger Transportkraft zurückzuführen ist. Während die Entstehung der unteren Schmelzwassersand-Serie zeitlich dem Pommern Stadium zuzuordnen ist, fand die Ablagerung der oberen Schmelzwassersand-Serie während des nachfolgenden Fehmarn-Vorstosses statt. Der Schnaaper Binnensander zeigt sowohl die noch ursprünglichen, schwach nach Westen geneigten Ebenen wie unregelmäßige flachkuppige Gebiete. Die verschiedenen Merkmalsausprägungen des heutigen Reliefs sind auf die postglaziale Überformung der von den Gletschern geschaffenen Morphologie durch tieftauendes Toteis zurückzuführen.

2.2 Klimatische Verhältnisse

Die täglichen Lufttemperaturen und Niederschlagsmengen geben wichtige Anhaltspunkte für die Interpretation hydrologischer Meßwerte. Diesbezüglich wurde auf das umfangreiche Datenmaterial des Wetteramtes Schleswig sowie der Niederschlagsmeßstation Eckernförde, die der Betreuung durch den Deutschen Wetterdienst unterstellt ist, zurückgegriffen. Aus Platzgründen muß an dieser Stelle auf eine vollständige Darstellung der Werte verzichtet werden; zur Orientierung mögen die in den Tabellen 1 und 2 wiedergegebenen Mittel- bzw. Summenwerte dienen.

Monat	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O
Schles. 1988	6,0	2,5	4,1	2,8	2,6	6,8	12,1	15,1	16,2	15,3	13,2	9,0
Hohn 1988	6,0	2,4	4,3	3,0	2,7	6,6	12,3	14,9	16,3	15,2	13,2	9,1
Schles. 1989	4,4	4,3	4,2	4,3	6,6	6,2	12,3	15,4	16,7	15,5	14,3	10,6
Hohn 1989	4,4	4,4	4,3	4,6	6,5	6,2	12,1	15,5	17,0	15,6	14,1	10,5

Tab. 1: Mittlere monatliche Lufttemperaturen (in °C) der Stationen Schleswig und Hohn

Jahr	Monat	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	Wi	So	Jahr
1988	Σ N	79	60	129	85	92	12	81	42	119	40	113	134	457	529	986
1989	Σ N	59	68	20	51	68	73	12	50	81	144	34	90	339	411	750

Tab. 2: Monats-, Halbjahres- und Jahressummen des Niederschlags (in mm) an der Station Eckernförde

3 Umfang und Methodik der Untersuchungen

Im direkten Einzugsbereich des Windebyer Noores wurden zehn Gewässer ausgewählt, die regelmäßig beprobt und hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Inhaltsstoffe analysiert wurden. Zu diesen Gewässern gehören größere, ständig Wasser führende Bäche und Gräben sowie ausgewählte, wesentlich der Regenwasserableitung aus städtischem Gebiet dienende Gerinne, die unabhängig von Niederschlagsereignissen ständig Wasser führen. Aus den zehn ausgewählten Fließgewässern wurden vom 18. April 1988 bis zum 15. Mai 1989 regelmäßig Proben entnommen; während der Wintermonate 1988/89 wurde die Probenahme vorübergehend eingestellt; die Wiederaufnahme des Programms erfolgte im Februar 1989. Eine relativ hohe zeitliche Auflösung der Untersuchungen wurde durch den zweiwöchigen Probenahmezyklus gewährleistet.

An den nahe der Einmündung der Gerinne in das Noor gelegenen Meßstellen wurde jeweils ein Liter Wasser zur Laboranalyse entnommen. Zusätzlich wurde eine durch Aluminiumfolie vor Lichteinflüssen geschützte 200 ml-Glasflasche zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB<sub>5</sub>) befüllt. Alle Proben wurden in Kühltaschen transportiert, um chemische Veränderungen der Wässer weitestgehend auszuschließen. Direkt vor Ort erfolgte neben der Ermittlung von Lufttemperatur und Luftdruck die elektrometrische Messung von Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung sowie Wassertemperatur, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit.

Im Labor wurden weitere wesentliche Indikatorgrößen der Gewässerqualität ermittelt. Neben der Messung von Gesamt- und Carbonathärte wurden die drei Stickstofffraktionen Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie Phosphat und Chlorid bestimmt. Außerdem wurde fünf Tage nach der Probenahme der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) gemessen. Die einzelnen Analyseverfahren werden nachfolgend kurz genannt (siehe auch DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG 1981, HÜTTER 1984, SCHWEDT & SCHNEPEL 1981):

- Phosphat: photometrische Bestimmung des anorganisch gelösten Orthophosphats nach Bildung reduzierter α-Phosphormolybdänsäure;
- Ammonium: photometrische Bestimmung des anorganisch gelösten Ammoniums nach Bildung von blau gefärbten Indophenolen (Berthelot'sche Reaktion);

Nitrit: photometrische Bestimmung des anorganisch gelösten Nitrits nach Bildung von rotgefärbten Azofarbstoffen (Griess-Reaktion);

Nitrat: photometrische Bestimmung des anorganisch gelösten Nitrats nach Reduktion zu Nitrit (vgl. Nitrit), Verwendung von mit Cadmiumgranulat gefüllten Reduktionssäulen;

Gesamthärte: Bestimmung der Summe der gelösten Erdalkalien durch komplexometrische Titration mit Titriplex III (EDTA-Na<sub>2</sub>) nach Zugabe einer Indikatorpuffertablette;

Carbonathärte: Bestimmung des Ca- und Mg-Hydrogencarbonats durch Neutralisationstiteration mit Salzsäure gegen Phenolphthalein und Methylorange;

Chlorid: elektrometrische Bestimmung der Chlorid-Ionen mittels chloridselektiver Elektrode.

Zusätzlich zu den genannten regelmäßigen Messungen vor Ort und im Labor wurden im Oktober 1988 Sedimentproben zur Schwermetallanalyse aus der Schnaaper und Windebyer Au sowie den Fließgewässern 2 und 8 entnommen. Diese wurden atomabsorptionsspektrometrisch auf ihre Gehalte an Blei, Zink, Chrom, Nickel, Cadmium, Kupfer und Mangan untersucht. Außerdem erfolgten im Oktober 1988 und im August 1989 bakteriologische Untersuchungen, die wichtige Ergebnisse zum Gehalt an gesamtcoliformen und fäkalcoliformen Keimen in den Gewässern lieferten. Weiterhin wurden an einigen Gewässern in unregelmäßigen Abständen Abflußmengenmessungen vorgenommen. Da derartige Messungen aufgrund des großen technischen Aufwands nicht kontinuierlich durchgeführt werden konnten, sollten die stichprobenartigen Messungen zumindest einen groben Überblick über die Abflußmengen des jeweiligen Gewässers geben.

#### 4 Hydrologisch-umweltchemische Kennzeichnung der Fließgewässer

Im folgenden sollen die Jahresgänge der kontinuierlich gemessenen Kenngrößen für die bedeutendsten Fließgewässer im direkten Einzugsbereich des Windebyer Noores dargestellt und in bezug auf ihre ökologische Bedeutung vergleichend betrachtet werden; eine Auswahl der gemessenen Werte ist den Tabellen 3 bis 6 zu entnehmen.

##### 4.1 Fließgewässer 1: Graben am Kakabellenweg

Der Graben am Kakabellenweg ist ein städtischer Regenwasserkanal, der das von den umliegenden Straßen ablaufende Niederschlagswasser aufnimmt und in das Noor leitet. Am Kakabellenweg geht die unterirdische Rohrleitung in einen offenen Graben über, der das ganze Jahr Wasser führt. Die Ufer sind mit Betonplatten befestigt, die Böschungshänge mit Bäumen bepflanzt. Der im Rahmen der Untersuchungen als Fließgewässer 1 bezeichnete Graben am Kakabellenweg zeigt in der Kurve des Sauerstoffgehalts einen annähernd gleichbleibenden Verlauf mit Werten um 9 mg/l O<sub>2</sub>. Dieser über das

ganze Jahr ähnliche Sauerstoffgehalt liegt begründet in der – wenn auch nur gering vorhandenen – Fließbewegung und in dem möglichen Windeinfluß, der sich in dem begründigten Graben verstärkt auswirkt. Die Kurve der Sauerstoffsättigung schwankt ganzjährig in einem Bereich um 80%.

Zufluss Nummer:	Datum	Wassertemperatur Grad C	Sauerstoffgehalt mg/l	Sauerstoffsättigung %	BSB 5 mg/l	pH-Wert	Leitfähigkeit Mikrosiemens	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Nitrat mg/l	Phosphat mg/l	Chlorid mg/l
1	18.04.1988	9.0	8.8	76	4.0	7.8			0.12		0.04	107
1	02.05.1988	9.8	8.5	74	3.3	7.5	708	0.67	0.10	5.0	0.25	52
1	16.05.1988	10.8	8.0	79	8.5	7.6	777	0.71	0.14	5.0	0.31	66
1	30.05.1988	12.0	8.5	78	3.4	7.4	782	0.75	0.08	6.9	0.25	74
1	13.06.1988	12.0	9.3	85	3.2	7.9	733	0.45	0.11	6.3	0.19	59
1	27.06.1988	17.5	8.2	83	7.4	7.0	102	0.25	0.06	0.8	0.19	8
1	11.07.1988	13.0	9.3	88	2.3	7.9	680	0.37	0.06	7.0	0.30	45
1	25.07.1988	14.1	8.8	85	3.0	7.9	685	0.35	0.07	5.3	0.19	59
1	08.08.1988	13.5	8.6	81	2.3	8.6	705	0.38	0.05	6.1	0.27	62
1	22.08.1988	11.0	10.0	90	2.3	7.8	465	0.15	0.06		0.40	
1	05.09.1988	13.1	8.2	78	1.1	7.6	691	0.35	0.09	7.9	0.28	64
1	19.09.1988	12.5	8.4	80	0.7	8.0	695	0.37	0.04	8.2	0.29	70
1	03.10.1988	11.0	9.6	84	3.7	7.7	669	0.14	0.11	7.7	0.23	53
1	17.10.1988	11.4	8.8	78	3.2	7.6	712	0.38	0.01		0.43	71
1	31.10.1988	8.7	9.2	78	2.6	7.9	696	0.03	0.02	7.7	0.30	70
1	14.11.1988	8.6	8.8	74	6.3	7.8	509	0.05	0.01	8.7	0.33	43
1	02.02.1989	11.6	7.4	64	0.6	7.4	683	0.59	0.05	6.6	0.43	60
1	06.03.1989	7.7	9.6	79	9.4	7.7	722	0.21	0.04	9.0	0.94	48
1	20.03.1989	8.0	10.2	86	4.3	7.5	712	0.47	0.05	8.1	0.31	55
1	03.04.1989	7.2	10.6	86	3.6	7.3	418	0.35	0.05	8.7	0.13	32
1	17.04.1989	8.3	10.1	84	5.9	7.7	627	0.01	0.05	7.4	0.16	56
1	02.05.1989	10.3	9.0	78	8.4	7.6	729	0.08	0.04	8.3	0.44	49
1	15.05.1989	10.5	10.0	86	3.7	7.8	710	0.00	0.01	10.3	0.27	69
2	18.04.1988	9.9	3.7	30	3.2	7.6			0.13		0.33	93
2	02.05.1988	10.2	2.4	22	2.0	7.0	928	0.73	0.12	0.0	0.38	105
2	16.05.1988	11.2	1.2	11	1.0	7.2	937	0.81	0.12	0.0	0.70	113
2	30.05.1988	13.1	0.9	8	0.6	7.0	879	1.08	0.08	2.4	0.63	92
2	13.06.1988	13.6	0.6	6		7.5	925	1.23	0.08	1.9	0.52	107
2	27.06.1988	18.2	6.2	65	6.1	8.6	293	0.44	0.10	2.2	0.25	54
2	11.07.1988	15.5	1.5	15	1.1	7.1	928	1.05	0.07	0.0	0.59	101
2	25.07.1988	15.7	1.6	16	1.3	7.0	904	0.89	0.03	2.8	0.59	95
2	08.08.1988	15.3	1.5	15	1.2	8.5	945	0.57	0.03	5.2	0.57	108
2	22.08.1988	15.7	1.0	10	0.5	7.0	855	0.33	0.06	1.8	0.30	
2	05.09.1988	15.2	0.8	7	0.3	7.0	925	0.68	0.01	5.3	0.51	117
2	19.09.1988	14.4	1.6	15	0.8	7.0	946	0.59	0.02	5.3	0.42	136
2	03.10.1988	13.3	1.8	17	1.6	6.8	881	0.78	0.09	8.6	0.31	105
2	17.10.1988	12.0	1.1	10	0.9	7.0	821	0.60	0.01	7.0	0.23	100
2	31.10.1988	10.5	2.2	19	2.0	7.5	875	0.19	0.05	6.6	0.38	102
2	14.11.1988	9.2	4.0	36	3.6	7.1	806	0.12	0.02	6.7	0.14	69
2	02.02.1989	6.1	3.4	26	1.5	7.2	934	0.98	0.06	2.5	1.24	143
2	06.03.1989	6.9	3.8	31	2.5	6.5	845	0.30	0.02	6.5	0.19	88
2	20.03.1989	7.6	4.0	33	3.4	7.2	864	0.85	0.07	6.7	0.27	97
2	03.04.1989	7.3	10.1	80	6.8	7.0	410	0.33	0.10	6.1	0.18	44
2	17.04.1989	9.2	2.9	24	2.7	6.8	861	0.10	0.10	6.9	0.15	92
2	02.05.1989	9.5	1.5	13	1.1	7.2	887	0.65	0.01		0.41	73
2	15.05.1989	11.4	1.9	17	1.5	7.3	860		0.01	6.4	0.16	105

Leere Felder = Werte aus technischen Gründen nicht ermittelt

Tab. 3: Ausgewählte hydrologische Kenngrößen der Gewässer 1 und 2

Der biochemische Sauerstoffbedarf ist mit Werten um 8 mg/l O<sub>2</sub> besonders im Frühjahr und Frühsommer recht hoch. Dieses Phänomen ist besonders dann zu beobachten, wenn die Wassertemperatur stark ansteigt (z.B. am

27.6.1988) oder ein erhöhtes Nährstoffangebot im Wasser vorhanden ist (etwa am 6.3.1989: 0,94 mg/l Phosphat – BSB<sub>5</sub>: 9,4 mg/l O<sub>2</sub>). Die hohen BSB<sub>5</sub>-Werte sind dadurch zu erklären, daß bei erhöhter Temperatur und/oder einem größeren Nährstoffangebot gute Wachstumsbedingungen für Mikroorganismen vorliegen. Diese vermehren sich und benötigen insgesamt deutlich mehr Sauerstoff für die mikrobiellen Umsetzungsprozesse. Bei Betrachtung der Ammoniumwerte fällt auf, daß die Konzentrationen im Frühling und Frühsommer relativ hoch sind und im weiteren Verlauf der Messungen abnehmen. Diese Abnahme ist darauf zurückzuführen, daß mit dem Anstieg der Temperaturen im Frühsommer auch eine Steigerung der biologischen Umsetzungsprozesse einhergeht. Im Falle des Fließgewässers 1 dürfte diese weitestgehend auf die Aktivität von Mikroorganismen zurückzuführen sein, da Makrophyten aufgrund des betonierten Bachbettes und der betonierten Uferböschungen nur vereinzelt auftreten. Die Nährstoffe Nitrit und Phosphat sind im Gewässer 1 in vergleichsweise niedrigen Konzentrationen vorhanden. So liegen die Nitrit-Gehalte ähnlich wie beim Fließgewässer 2 bei 0,1 mg/l NO<sub>2</sub>; Phosphat weist – von Ausnahmen abgesehen – während des ganzen Jahres Werte von etwa 0,3 mg/l PO<sub>4</sub> auf. Im Vergleich mit den durch landwirtschaftliche Nutzung beeinflussten Gewässern 6, 7 und 8 sind die im Fließgewässer 1 gemessenen Nitratmengen ebenfalls als niedrig einzustufen (durchschnittlicher Gehalt: ca. 7–8 mg/l NO<sub>3</sub>). Diese geringen Konzentrationen sind darauf zurückzuführen, daß das Fließgewässer 1 größtenteils das Regenwasser des umliegenden Siedlungsgebietes aufnimmt; eine kontinuierliche Belastung durch externe Nährstoffquellen läßt sich aus den Meßwerten nicht ableiten.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß sich die Jahresgänge der für eine ökologische Beurteilung wichtigsten Parameter relativ normal zeigen. Im Vergleich mit den anderen Fließgewässern weist der Graben am Kakabellenweg das ganze Jahr über eine relativ hohe Sauerstoffsättigung auf; nur die Gewässer mit ständig starker Wasserbewegung (z.B. Schnaaper Au) liegen in den Sättigungswerten noch höher. Auch die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen und der Phosphate sind als vergleichsweise niedrig einzustufen.

#### 4.2 Fließgewässer 2: Überlauf der Noorstraßenentwässerung

Der mit Nummer 2 bezeichnete Graben stellte früher die alte Entwässerung aus dem Gebiet Noorstraße dar; heute bildet er nur noch den Abfluß für den Überlauf von der Noorstraße und für die Entwässerung des Geländes eines Betonwerkes. Südlich der B 76 tritt das Wasser aus einem Rohr von 500 mm Durchmesser aus und mündet nach kurzer Fließstrecke durch einen Bruchwald in die Norderhake des Windebyer Noores. Der Bachgrund ist morastig, die Ufer sind überwiegend mit Brennesseln bewachsen, und das Wasser selbst zeigt häufig Schlieren an der Oberfläche. Eines der auffälligsten Merkmale des Gewässers 2 ist der ganzjährig niedrige Sauerstoffgehalt: Mit nur zwei Ausnahmen am 27.6.1988 und 3.4.1989 liegen die O<sub>2</sub>-Werte während des gesamten Meßprogramms der Jahre 1988 und 1989 unterhalb von 4 mg/l.

Über lange Zeiträume hinweg wurden in dem Gewässer sogar nur Sauerstoffgehalte unter 2 mg/l O<sub>2</sub> gemessen.

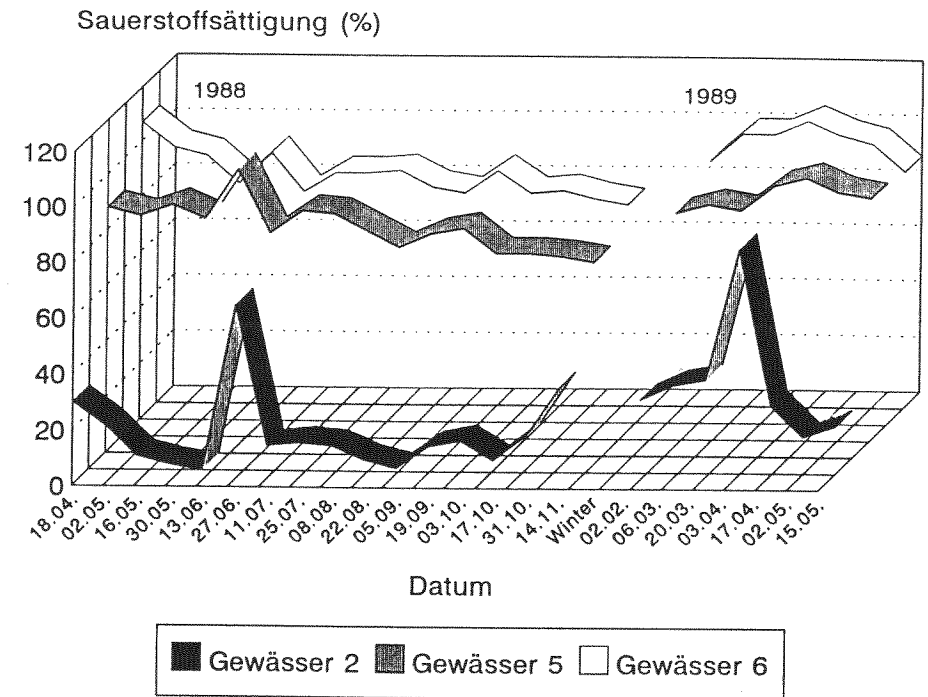


Abb. 2: Vergleichende Gegenüberstellung der Sauerstoffsättigung in den Fließgewässern 2, 5 und 6

Die Sauerstoffsättigung liegt mit durchschnittlich ca. 20% weit unter der bei den jeweils gegebenen Temperaturen möglichen Sättigung (vgl. Abb. 2). Zur Erklärung des geringen Sauerstoffgehaltes von Fließgewässer 2 können mehrere Faktoren herangezogen werden. Das Wasser im Graben befindet sich meist in völligem Stillstand; selbst bei Regen beschränkt sich die Wasserzufuhr meist auf den die Wasseroberfläche erreichenden freien Niederschlag, da der Graben nur das Überlaufwasser aus der Entwässerung der Noorstraße und einen Teil des Entwässerungswassers des Betonwerk-Geländes aufnimmt. Ein weiterer Grund für den geringen Sauerstoffgehalt kann in der Lage des Gewässers zu finden sein. Das Grabenwasser fließt nach Austritt aus dem Rohr auf einer kurzen Strecke von ca. 70 m durch einen Bruchwald, wodurch die Möglichkeit einer turbulenten Durchmischung mittels Windeinwirkung weitgehend ausgeschlossen wird. Im gesamten Jahresgang sind die im Fließge-

wässer 2 gemessenen Ammoniumgehalte auffällig hoch. Mit Blick auf den meistens geringen Sauerstoffgehalt des Gewässers erscheint die Dominanz der höchsten Reduktionsstufe der Stickstoffverbindungen durchaus verständlich, denn Nitrat und Nitrit können in dem gegebenen Milieu nicht permanent vorliegen. Entsprechend ist an den Tagen mit höheren Sauerstoffgehalten eine Abnahme der Ammoniumkonzentration festzustellen. Die Nitritgehalte zeigen im Jahr 1988 einen relativ gleichmäßigen Verlauf (Werte um 0,1 mg/l NO<sub>2</sub>); geringe Schwankungen sind im Oktober 1988 und im April 1989 zu verzeichnen. Damit liegt der Graben 2 in seinen Nitritwerten ähnlich wie die Gewässer 1 und 3, die auch Regenwasserabflußsysteme darstellen. Von allen untersuchten Fließgewässern weist der Graben 2 die geringsten Nitratwerte auf; der Höchstwert wurde mit 8,6 mg/l NO<sub>3</sub> am 3.10.1988 gemessen. Dies ist – wie oben bereits erwähnt – darauf zurückzuführen, daß meist nicht genügend freier Sauerstoff vorhanden ist, um den Stickstoff bis zur höchsten Stufe zu oxidieren. Generell allerdings sind im Jahresverlauf der Nitratwerte starke Schwankungen zu erkennen, die negativ mit den Ammoniumwerten derselben Meßtage korreliert sind.

Insgesamt kann die Qualität des Gewässers 2 wegen der ganzjährig geringen Sauerstoffgehalte, des starken biochemischen Sauerstoffbedarfs und der hohen Ammoniumwerte nur als mäßig bezeichnet werden. Eine zusätzliche Belastung dieses Grabens besteht in den recht erheblichen Schwermetallgehalten im Sediment (vgl. Kap. 5). Die Situation des Fließgewässers 2 muß daher insgesamt als ökologisch bedenklich eingestuft werden.

#### 4.3 Fließgewässer 5: Bach westlich der Preußer-Kaserne

Der Bach westlich der Preußer-Kaserne entspringt nordöstlich des Schnaaper Hügels und durchfließt im Oberlauf einen Bruchwald, wo sich das Gewässer in mehrere Gerinne teilt. Im weiteren Verlauf grenzen Wiesen an den 620 m langen Bach, der im Unterlauf grabenartig ausgebaut ist und dessen Ufer mit Holz befestigt sind.

Der als Fließgewässer 5 bezeichnete Bach westlich der Preußer-Kaserne unterscheidet sich wesentlich von den bisher beschriebenen Gräben, da es sich hier um ein ständig fließendes Gewässer handelt. Dies drückt sich unter anderem in den ganzjährig relativ ausgeglichenen Sauerstoffgehalten aus; die Werte liegen zwischen 8 und 11 mg/l O<sub>2</sub>, die Sättigung bei rund 85%.

Die Temperaturkurve zeigt den für ein Fließgewässer typischen jahreszeitlichen Verlauf, wenngleich das Temperaturmaximum von 14,3° C am 25.7.1988 unterhalb der Maxima der anderen Fließgewässer bleibt. Diese Beobachtung ist einerseits auf eine gewisse Abkühlung durch das ständige Fließen zurückzuführen, andererseits darauf, daß das schmale Bachbett besonders im unteren Teil grabenartig ausgebaut und dadurch eingetieft wurde. Das Fließgewässer 5 kann sich daher durch die Sonneneinstrahlung nicht in gleichem Maße wie die anderen Gewässer erwärmen.

Zufluss Nummer:	Datum	Wasser-temperatur	Sauerstoff-gehalt	Sauerstoff-sättigung	BSB 5	pH-Wert	Leitfähig-keit	Ammonium	Nitrit	Nitrat	Phosphat	Chlorid
		Grad C	mg/l	%	mg/l		Mikrosiemens	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
5	18.04.1988	11.1	9.9	88	1.1	7.8			0.05		0.11	68
5	02.05.1988	10.4	9.5	85	0.8	7.4	758	0.14	0.04	25.0	0.09	59
5	16.05.1988	12.1	9.8	89	1.6	7.6	772	0.13	0.04	25.0	0.10	74
5	30.05.1988	10.9	9.4	84	0.9	7.4	765	0.18	0.03	28.3	0.11	62
5	13.06.1988	12.7	11.1	102	1.8	8.0	769	0.09	0.09	25.4	0.09	79
5	27.06.1988	13.8	8.3	79	5.8	7.2	535	0.30	0.18	15.3	0.26	52
5	11.07.1988	12.4	9.6	87	1.6	7.8	770	0.05	0.10	23.4	0.13	68
5	25.07.1988	14.3	9.1	86	1.2	7.6	761	0.05	0.13	26.6	0.13	70
5	08.08.1988	12.6	8.8	80	1.3	7.8	773	0.05	0.08	27.4	0.10	65
5	22.08.1988	13.4	7.8	74	1.1	7.6	753	0.24	0.19	23.2	0.11	
5	05.09.1988	11.2	8.9	79	1.0	7.5	770	0.08	0.02	27.7	0.11	71
5	19.09.1988	11.7	9.0	81	1.2	7.5	770	0.10	0.03	26.2	0.11	73
5	03.10.1988	9.8	8.4	72	0.4	7.4	765	0.07	0.09	26.6	0.10	71
5	17.10.1988	10.6	8.3	72	0.8	7.5	757	0.15	0.04		0.06	69
5	31.10.1988	8.7	8.6	71	1.1	7.8	759	0.00	0.08	30.1	0.10	65
5	14.11.1988	8.7	8.2	69	1.8	7.6	734	0.02	0.03	28.0	0.06	70
5	02.02.1989	6.8	10.1	81	1.3	7.9	755	0.20	0.04	31.8	0.07	67
5	06.03.1989	8.3	10.1	84	1.6	7.7	742	0.06	0.04	28.5	0.09	57
5	20.03.1989	8.3	9.8	82	1.0	7.3	757	0.14	0.05	26.2	0.09	60
5	03.04.1989	8.1	11.0	91	3.3	7.6	692	0.40	0.07	20.5	0.06	395
5	17.04.1989	9.8	10.9	94	1.5	7.6	757	0.00	0.05	26.3	0.06	65
5	02.05.1989	10.4	10.2	89	1.6	7.6	741	0.02	0.05	26.5	0.10	58
5	15.05.1989	10.8	10.2	87	1.3	7.8	748	0.00	0.00	28.0	0.06	69
6	18.04.1988	12.0	11.8	107	2.9	8.1			0.10		0.06	51
6	02.05.1988	13.2	10.4	98	2.6	8.0	514	0.16	0.12	5.0	0.08	45
6	16.05.1988	15.2	9.7	95	2.8	7.9	507	0.16	0.12	5.0	0.05	57
6	30.05.1988	18.1	8.2	85	4.1	7.7	500	0.40	0.22	11.4	0.11	47
6	13.06.1988	19.1	9.2	96	3.7	8.0	489	0.12	0.15	11.6	0.06	56
6	27.06.1988	18.8	7.7	82	3.9	7.6	490	0.24	0.18	10.0	0.03	56
6	11.07.1988	19.4	8.4	89	3.5	8.0	477	0.05	0.19	6.0	0.04	49
6	25.07.1988	18.5	8.6	89	4.1	8.0	469	0.18	0.06	8.5	0.07	51
6	08.08.1988	17.5	8.9	90	4.1	7.9	472	0.10	0.02	5.7	0.04	52
6	22.08.1988	17.7	8.2	84	3.0	7.8	456	0.39	0.10	5.8	0.05	
6	05.09.1988	15.8	8.4	82	2.8	7.7	469	0.63	0.06	8.9	0.03	53
6	19.09.1988	14.7	9.4	90	2.4	7.8	463	0.10	0.01	7.8	0.04	53
6	03.10.1988	12.0	9.2	82	1.7	7.7	469	0.13	0.18	8.5	0.22	54
6	17.10.1988	11.3	9.3	83	1.9	7.8	469	0.21	0.03	10.0	0.06	52
6	31.10.1988	8.0	9.7	80	3.5	7.9	504	0.23	0.09	11.3	0.11	55
6	14.11.1988	6.4	9.9	78	9.5	7.8	501	0.08	0.04	15.8	0.22	62
6	02.02.1989	4.3	11.8	88	1.8	8.1	496	0.19	0.04	12.9	0.12	52
6	06.03.1989	6.3	12.4	98	2.7	8.2	495	0.04	0.04	13.3	0.05	43
6	20.03.1989	6.8	12.1	98	2.5	7.8	494	0.12	0.09	13.2	0.03	41
6	03.04.1989	8.5	12.4	103	2.6	8.3	487	0.00	0.03	11.7	0.02	43
6	17.04.1989	10.5	11.1	98	2.6	8.1	490	0.00	0.03	10.5	0.03	43
6	02.05.1989	12.5	10.4	95	2.2	8.1	491	0.04	0.01	11.0	0.04	43
6	15.05.1989	14.3	9.1	85	1.5	8.0	509	0.00	0.02	13.9	0.08	57

Leere Felder = Werte aus technischen Gründen nicht ermittelt

Tab. 4: Ausgewählte hydrologische Kenngrößen der Gewässer 5 und 6

Die geringen, bis auf zwei Ausnahmen immer unterhalb von 2 mg/l O<sub>2</sub> liegenden BSB<sub>5</sub>-Werte sind ein Zeichen dafür, daß dieses Fließgewässer insgesamt eher gering mit Nährstoffen belastet ist. Die Nitratkonzentrationen allerdings, die im Jahresgang um 25 mg/l schwanken, liegen deutlich über denen aller anderen Fließgewässer (vgl. Abb. 3).

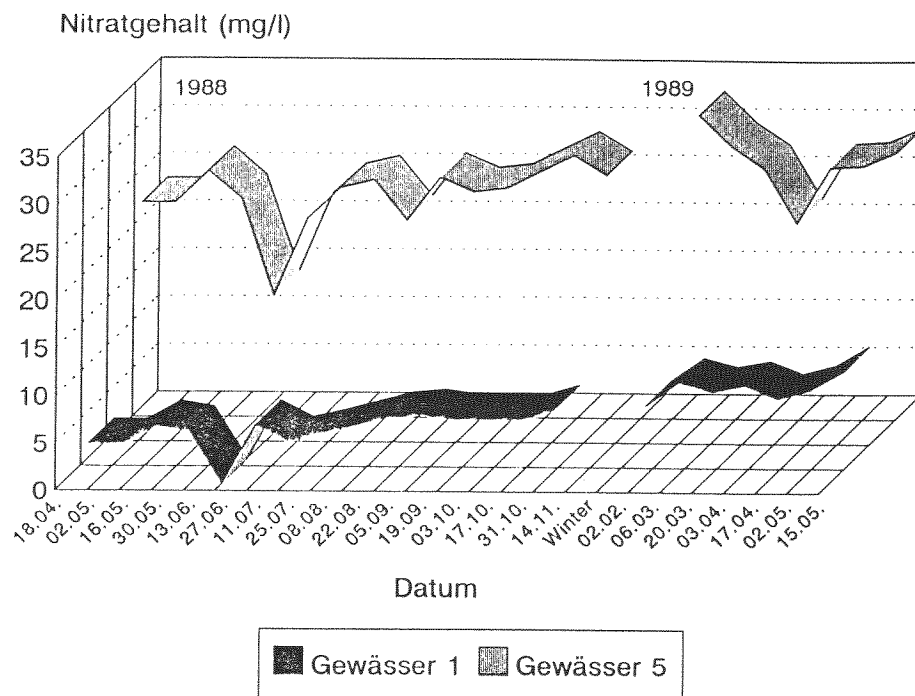


Abb. 3: Vergleichende Gegenüberstellung der Nitratgehalte in den Gewässern 1 und 5

Durch die landwirtschaftliche Nutzung der den Bach umgebenden Bereiche werden dem Gewässer vor allem Stickstoffverbindungen zugeführt. Wegen der guten Sauerstoffversorgung liegen diese überwiegend in der höchsten Oxidationsstufe als  $\text{NO}_3^-$  vor; Nitrit und Ammonium treten deutlich zurück. Auch höhere Phosphatmengen konnten nicht nachgewiesen werden, da die Phosphat-Bindungskapazität der Böden recht hoch ist und Verunreinigungen durch Abwassereinleitungen nicht festzustellen sind. Es ist daher auch kein Widerspruch, wenn trotz des verhältnismäßig hohen Nitratgehaltes die Nährstoffbelastung des Gewässers insgesamt als eher gering bezeichnet wird.

Insgesamt weist der Bach westlich der Preußner-Kaserne zufriedenstellende Werte in bezug auf Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie  $\text{BSB}_5$  auf. Auch die Nährstoffe Phosphat, Ammonium und Nitrit wirken aufgrund der niedrigen Konzentrationen nicht belastend. Die vergleichsweise hohen Nitratgehalte deuten jedoch auf einen nicht unwesentlichen Stickstoffeintrag hin, der durch eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung vermindert werden könnte.

#### 4.4 Fließgewässer 6: Schnaaper Au

Die Schnaaper Au ist der größte Zufluß des Windebyer Noores innerhalb der Stadtgrenzen von Eckernförde. Der 770 m lange Bach, der den Großen und den Kleinen Schnaaper See entwässert und an dessen Verlauf sich ein Gehöft mit Großviehhaltung befindet, durchfließt einen Buchenwald und ist streckenweise von Grünland umgeben. Im Mittellauf des Baches lag früher der angestaute Schnaaper Mühlenteich; heute ist dort Bruchwald vorhanden. Die Ufer der in ihrem Verlauf anthropogen wenig beeinflussten Schnaaper Au sind überwiegend mit Bäumen bestanden. Vor der Mündung in das Windebyer Noor durchquert das Gewässer einen Uferbruchwald des Noores.

Unter den zehn untersuchten Fließgewässern stellt die Schnaaper Au den bedeutsamsten Zufluß für das Windebyer Noor dar, da hier – wie bei den stichprobenartig durchgeführten Abflußmengenmessungen festgestellt wurde – pro Zeiteinheit die größte Wassermenge abfließt. Wesentlich bedingt durch das ständige und relativ gleichförmige Fließen der Schnaaper Au sowie die ausgleichend wirkenden Schnaaper Seen zeigen viele Parameterkurven einen regelmäßigen Verlauf. Dies kommt besonders in der elektrischen Leitfähigkeit zum Ausdruck, die als Indikator für den Ionengehalt des Wassers herangezogen wird (vgl. Abb. 4).

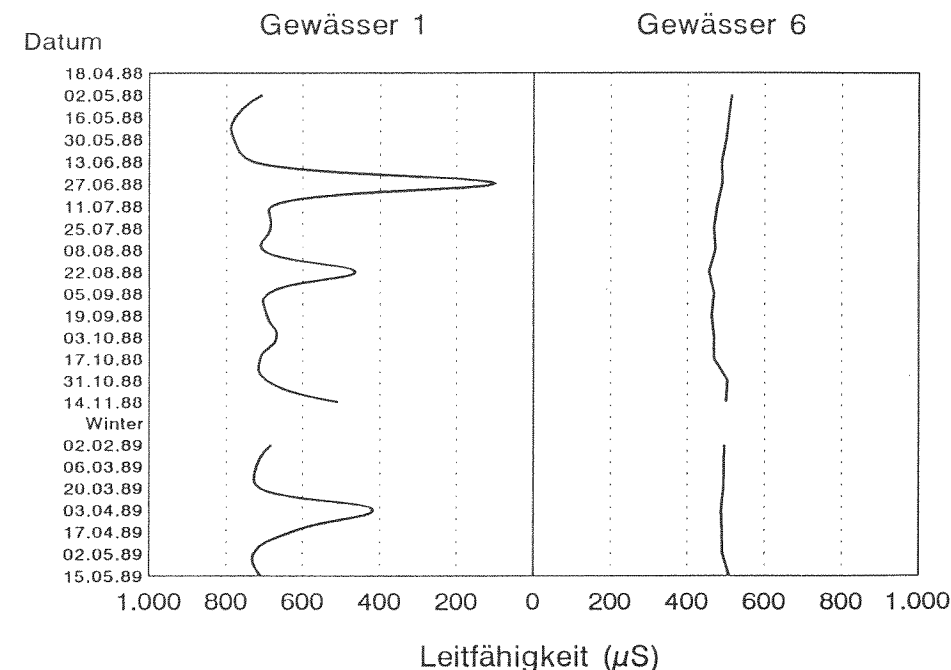


Abb. 4: Verlauf der Leitfähigkeitskurven der Gewässer 1 und 6

Der Einfluß der beiden Schnaaper Seen zeigt sich auch in bezug auf die Wassertemperatur. Die aufgrund der größeren Oberfläche stärkere Erwärmung des Seewassers führt dazu, daß die Temperaturen der Schnaaper Au im Juni und Juli mit ca. 19° C deutlich über denen der anderen Fließgewässer liegen. Entsprechend sinken die Sauerstoffgehalte in den Sommermonaten leicht ab; mit Werten zwischen 80 und 100% ist die Sauerstoffsättigung des Gewässers jedoch meist gut. Auch der biochemische Sauerstoffbedarf liegt im Bereich des Normalen, denn bis auf eine Ausnahme ist der BSB<sub>5</sub> um mindestens die Hälfte niedriger als der tatsächlich vorhandene Sauerstoffgehalt. Dies bedeutet, daß der im Gewässer vorhandene Sauerstoff durch die Aktivität der Mikroorganismen nie vollständig aufgezehrt wird. Die Nährstoffkonzentrationen in der Schnaaper Au befinden sich auf einem relativ niedrigen Niveau. Dies gilt besonders für das Phosphat, denn nur an fünf von 23 Meßtagen wurden Werte oberhalb von 0,1 mg/l PO<sub>4</sub> ermittelt. In bezug auf das Nitrat zeigen die Fließgewässer 1, 2 und 10 zwar geringere Werte; ein Vergleich ist jedoch nur bedingt zulässig, da es sich bei den genannten Gräben und dem Broosby-Bach um Gewässer handelt, die nicht im unmittelbarem Einflußbereich landwirtschaftlicher Nutzung liegen. Daher eignen sich auch nur die Fließgewässer 5 und 7 für eine vergleichende Betrachtung. Hier fällt auf, daß die Nitratgehalte der Schnaaper Au weit unterhalb der Durchschnittsgehalte letztgenannter Gewässer liegen (alle Werte der Schnaaper Au unter 16 mg/l NO<sub>3</sub>; durchschnittlich 25 mg/l NO<sub>3</sub> bei den Gewässern 5 und 7), was auf den Reinigungseffekt der bereits angesprochenen größeren Wasserkörper oberhalb der Meßstelle zurückzuführen ist.

Insgesamt ist der Zustand der Schnaaper Au wegen der guten Sauerstoffversorgung, der im Verhältnis dazu geringen Sauerstoffzehrung und der im Mittel niedrigen Nährstoffkonzentrationen als unbedenklich einzustufen. Die gute Wasserqualität wird durch den regelmäßigen Stoffumsatz und die ausgleichende Wirkung der Schnaaper Seen gewährleistet. Der sehr stabile Zustand der Schnaaper Au führt dazu, daß kurzzeitig auftretende, geringfügige Belastungen durch die Selbstreinigungskraft des Gewässersystems kompensiert werden.

#### 4.5 Fließgewässer 8: Entwässerungsgraben

Bei dem als Fließgewässer 8 bezeichneten Bach handelt es sich um einen Entwässerungsgraben der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen, der im unteren Teil einen Erlenbruchwald durchfließt. Der Graben ist geprägt durch das starke Auftreten von Wasserpflanzen, insbesondere Wasserlinsen, die das Gewässer während der Sommer- und Frühherbstmonate fast vollständig bedecken und bis zum Ende des Jahres, allerdings in abnehmendem Maße, vorhanden sind. Eine Fließbewegung ist kaum vorhanden, so daß die Wasserlinsen nur in geringem Maße durch ein Rohr in das Windebyer Noor gelangen. Bei Ostwind dringt Wasser des Noores in den Graben ein, was zu einer Veränderung der Beschaffenheit des Grabenwassers führt.

Zufluss Nummer:	Datum	Wassertemperatur Grad C	Sauerstoffgehalt mg/l	Sauerstoffsättigung %	BSB 5 mg/l	pH-Wert	Leitfähigkeit Mikrosiemens	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Nitrat mg/l	Phosphat mg/l	Chlorid mg/l
8	18.04.1988	12.4	11.8	111	2.3	7.7			0.30		0.17	48
8	02.05.1988	15.0	10.6	103	2.8	7.3	637	0.29	0.38	20.0	0.14	46
8	16.05.1988	16.5	8.3	84	3.4	7.7	809	0.28	0.31	5.0	0.20	126
8	30.05.1988	16.4	2.5	25	2.0	7.3	615	0.65	0.18		0.55	43
8	13.06.1988	16.0	3.0	30	2.2	7.6	645	0.16	0.30	3.7	0.29	50
8	27.06.1988	16.9	1.9	18	1.6	7.2	645	0.04	0.06	0.0	0.30	71
8	11.07.1988	17.0	1.2	12	0.9	7.2	633	0.05	0.16	0.0	0.56	50
8	25.07.1988	15.7	0.7	7	0.5	6.9	635	0.15	0.08	3.6	2.11	49
8	08.08.1988	15.6	0.9	9	0.6	6.9	663		0.05	1.2	1.03	51
8	22.08.1988	14.4	0.8	8	0.4	7.1	669	0.17	0.04	0.0	0.76	
8	05.09.1988	12.0	1.5	14	1.0	7.0	685	0.37	0.02	2.8	0.72	58
8	19.09.1988	12.8	1.7	16	1.3	7.0	679	0.53	0.03	4.4	0.35	65
8	03.10.1988	8.5	4.0	33	0.8	6.9	624	0.43	0.19	7.4	0.38	55
8	17.10.1988	11.0	4.2	37	1.7	7.2	647	0.52	0.02	7.9	0.28	51
8	31.10.1988	6.1	5.7	45	3.1	7.7	690	1.44	0.03	21.1	0.51	56
8	14.11.1988	6.7	10.6	85	4.0	7.2	627	0.21	0.01	23.7	0.25	64
8	02.02.1989	4.2	8.7	65	3.0	7.3	646	0.78	0.20	26.4	0.41	66
8	06.03.1989	8.7	14.2	118	4.6	7.0	613		0.04	29.1	0.12	42
8	20.03.1989	7.0	12.1	99	4.4	7.1	619	0.38	0.21	29.6	0.15	41
8	03.04.1989	7.0	9.3	76	4.4	7.2	609	0.30	0.20	28.5	0.22	69
8	17.04.1989	10.7	16.1	141	7.2	7.3	648	1.21	0.16	32.5	0.16	41
8	02.05.1989	12.1	13.5	122	3.3	7.2	634	0.28	0.02	24.6	0.15	42
8	15.05.1989	14.1	12.1	112	3.5	7.7	636		0.03	19.8	0.07	57
9	18.04.1988	12.6	10.5	96	2.9	7.8			0.12		0.45	51
9	02.05.1988	12.4	11.4	105	4.6	7.5	548	0.31	0.11	20.0	0.29	44
9	16.05.1988	15.0	10.6	103	3.8	7.6	580	0.51	0.15	10.0	0.36	58
9	30.05.1988	13.4	8.6	81	2.9	7.4	577	0.25	0.12	14.1	0.47	46
9	13.06.1988	14.1	8.3	80	4.0	7.7	576	0.48	0.17	16.0	0.45	56
9	27.06.1988	13.7	5.5	52	5.4	7.3	680	6.00	2.04	9.5	9.18	86
9	11.07.1988	14.5	8.4	81	3.5	7.5	577		0.13	8.7	0.55	55
9	25.07.1988	13.8	7.8	74	3.7	7.3	565	0.02	0.06	13.0	0.57	50
9	08.08.1988	13.1	7.3	69	2.6	7.7	575	0.04	0.01	9.7	0.51	46
9	22.08.1988	13.1	7.8	73	2.3	7.4	567	0.04	0.04	8.1	0.39	
9	05.09.1988	11.4	7.7	69	1.3	7.2	574	0.04	0.01	12.3	0.36	54
9	19.09.1988	12.0	7.3	66	2.7	7.2	568	0.16	0.03	11.6	0.43	55
9	03.10.1988	9.7	8.1	70	1.2	7.0	505	0.25	0.13	12.7	0.74	49
9	17.10.1988	10.7	7.8	68	3.5	7.4	484	0.50	0.07	25.2	0.81	39
9	31.10.1988	7.8	8.8	72	3.3	7.8	558	0.05	0.08	18.2	0.74	53
9	14.11.1988	7.6	8.6	71	3.3	7.3	527	0.09	0.04	17.7	0.55	53
9	02.02.1989	5.6	9.6	74	2.1	7.3	558	0.43	0.09	20.5	0.39	57
9	06.03.1989	9.0	9.7	81	4.0	7.1	507	0.12	0.07	22.7	0.65	38
9	20.03.1989	8.8	9.0	78	2.0	7.3	517	0.40	0.10	22.6	0.64	40
9	03.04.1989	8.2	9.9	83	2.4	7.3	537	0.27	0.15	23.5	0.46	62
9	17.04.1989	11.1	9.2	82	2.3	7.0	537	0.01	0.08	17.5	0.40	37
9	02.05.1989	11.6	9.7	86	2.4	7.4	529	0.25	0.03	18.6	0.51	40
9	15.05.1989	15.2	9.9	95	2.9	7.6	562	0.03	0.02	15.6	0.30	52

Leere Felder = Werte aus technischen Gründen nicht ermittelt

Tab. 5: Ausgewählte hydrologische Kenngrößen der Gewässer 8 und 9

Von allen zehn untersuchten Zuflüssen zeigt das Fließgewässer 8 die extremsten Werte bezüglich der Sauerstoffkonzentration bzw. -sättigung. Vom 30.5. bis zum 19.9.1988 wurden hier keine höheren Sauerstoffgehalte als 3,0 mg/l O<sub>2</sub> ermittelt; von Ende Juli bis Ende August liegen die Werte sogar unter 1,0 mg/l O<sub>2</sub>, was trotz der höheren Temperaturen ein starkes Sättigungsdefizit bedeutet. Die Sauerstoffkonzentrationen steigen ab Oktober wieder an, bis sie am 14.11. mit 10,5 mg/l O<sub>2</sub> und einer Sauerstoffsättigung von 85% annähernd die Werte erreichen, die im April gemessen wurden. Den genann-

ten niedrigen Sauerstoffgehalten im Sommer 1988 stehen die recht hohen Konzentrationen im Frühjahr des folgenden Jahres gegenüber: am 17.4.1989 wurde mit 16,1 mg/l O<sub>2</sub> der höchste aller im Untersuchungsprogramm je ermittelten Werte gemessen. Die Gründe für diese extremen Schwankungen der Sauerstoffgehalte sind in verschiedenen Faktoren zu finden. Das zeitlich weitgehend parallele Auftreten der niedrigen Sauerstoffkonzentrationen mit der großen Menge an Wasserlinsen zeigt, daß hier ein klarer Zusammenhang mit dem starken Pflanzenbewuchs des Gewässers besteht. Für die Sauerstoffabnahme ist einerseits die verminderte Photosyntheseaktivität der am Gewässergrund wachsenden Pflanzen verantwortlich, da sie infolge der dichten Wasserlinsenbedeckung nicht ausreichend mit Licht versorgt werden. Andererseits bedingt das Absterben großer Mengen von Wasserlinsen und die anschließende mikrobielle Zersetzung eine erhebliche Sauerstoffzehrung. Die während der Probenahmen gemachte Beobachtung, daß nicht nur die Oberfläche von grünen Wasserlinsen, sondern auch der Wasserkörper selbst von braunen Wasserlinsen durchsetzt ist, kann als Bestätigung dafür angesehen werden, daß abgestorbene Wasserlinsen zu Boden sinken und dort unter Sauerstoffzehrung mikrobiell abgebaut werden. Die am Ende der Vegetationsperiode auftretende Verminderung der Wasserlinsenmenge resultiert in einem geringeren Sauerstoffbedarf; die O<sub>2</sub>-Konzentration steigt entsprechend.

Bei dem Gewässer 8 zeigt sich die direkte Abhängigkeit der BSB<sub>5</sub>-Kurve von dem Kurvenverlauf des Sauerstoffgehalts besonders deutlich. Die am Anfang des Meßzyklusses 1988 ermittelte leichte Zunahme des biochemischen Sauerstoffbedarfs wird durch das starke Abfallen des Sauerstoffgehalts am 30. Mai ebenfalls gesenkt und bleibt entsprechend der geringen Sauerstoffkonzentrationen auf einem niedrigen Niveau. Da während der Sommermonate fast immer eine vollständige O<sub>2</sub>-Zehrung stattfindet, liegt die Vermutung nahe, daß die mikrobielle Aktivität nicht in erster Linie durch das Nährstoffangebot sondern durch den Sauerstoffgehalt begrenzt wird. Dies bedeutet, daß sich bei einer guten Sauerstoffversorgung die Mikroorganismen stärker vermehren und die reichlich vorhandene organische Substanz schneller abbauen können. Aus diesem Grund steigt am Ende des Jahres 1988 die BSB<sub>5</sub>-Kurve entsprechend der Sauerstoffgehaltskurve an; eine Tendenz, die sich im darauffolgenden Frühjahr bei sehr guter Sauerstoffversorgung auf relativ hohem Niveau fortsetzt.

Die Kurve der Nitratkonzentration des Gewässers 8 ist der des Sauerstoffgehalts auffallend ähnlich (vgl. Abb. 5).

Im Sommer liegen die Werte unter 5 mg/l NO<sub>3</sub>, steigen ab Oktober 1988 auf knapp 24 mg/l an und befinden sich im Frühjahr 1989 bei 29 mg/l, bevor sie dann wieder absinken. Der gleichförmige Verlauf ist zumindest zum Teil auf die bei geringen Sauerstoffgehalten im Gewässer auftreten reduzierenden Bedingungen zurückzuführen, die zur Nitratammonifikation bzw. Nitrifikation führen. Wesentlicher scheint jedoch, daß Nitrat ein wichtiger Stickstofflieferant für die photoautotrophen Pflanzen – in diesem Fall für die Wasserlinsen – ist, und somit während der Vegetationsperiode ein stärkerer Verbrauch zu beobachten

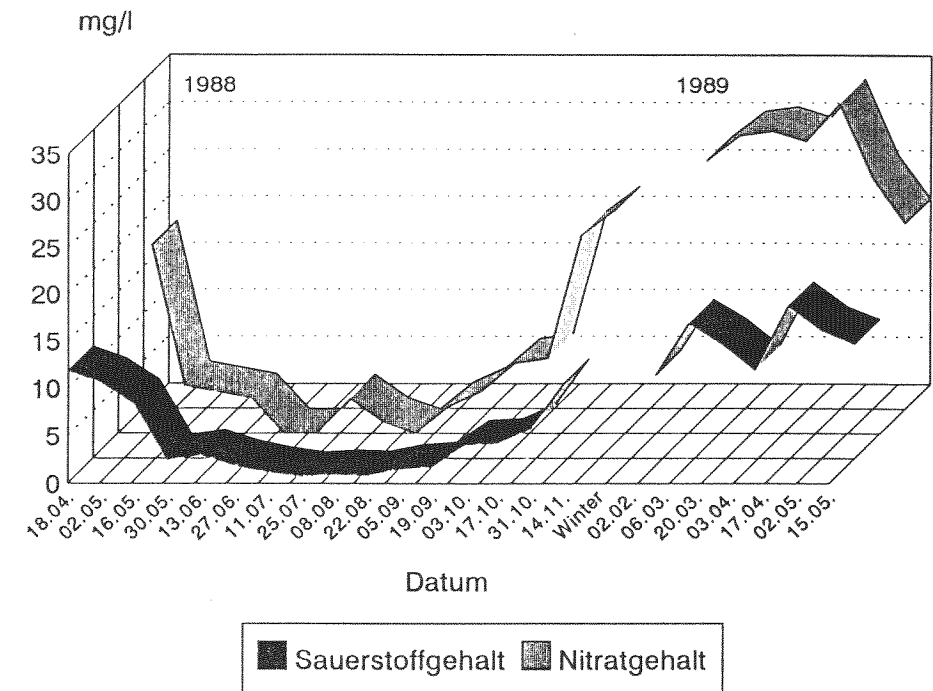


Abb. 5: Sauerstoffgehalt und Nitratkonzentration im Gewässer 8

ist. Allerdings dürfte auch die Zulieferung des Nitrats, das vor allem aus den meist landwirtschaftlich genutzten Böden der Umgebung in das Gewässer gelangt, im Sommer eingeschränkt sein, da die Nutzpflanzen während der Vegetationsperiode höhere Mengen an Stickstoff aufnehmen.

Insgesamt gesehen ist das Fließgewässer 8 ein typisches Beispiel für einen Entwässerungsgraben, dessen Wasserqualität durch die landwirtschaftliche Nutzung der umgebenden Flächen geprägt wird. Die kaum vorhandene Fließbewegung und hohe Nährstoffeinträge begünstigen ein starkes Wachstum von Wasserpflanzen, was mit negativen Folgen für die Sauerstoffversorgung des Gewässers verbunden ist.

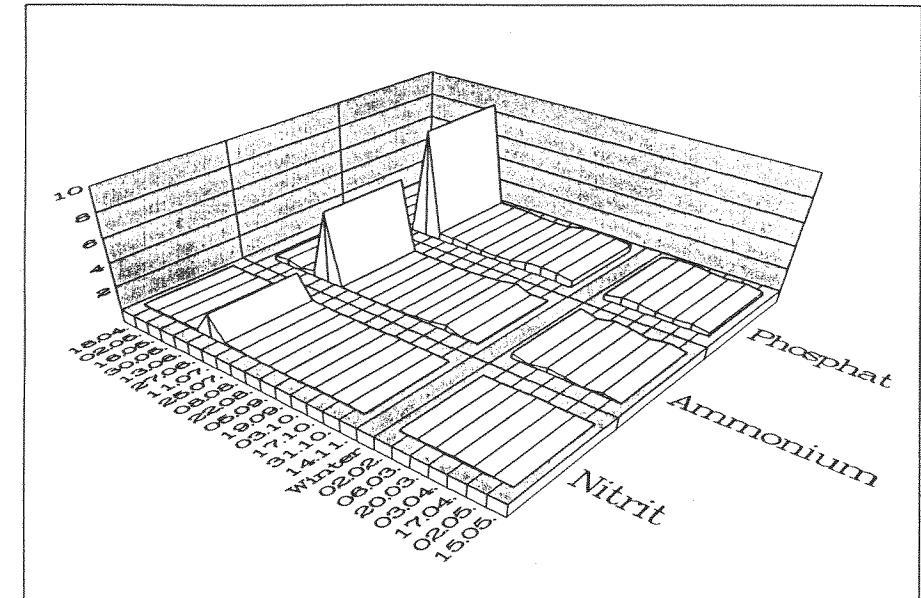
#### 4.6 Fließgewässer 9: Windebyer Au

Die Windebyer Au ist der größte Zufluß auf der Windebyer Seite des Noores. Das Gerinne weist mit ca. 800 m eine ähnliche Länge wie die Schnaaper Au auf, ist aber im Gegensatz zu ihr stark begradigt. Die Windebyer Au entspringt im Südwesten des Gutes Windeby und wird in ihrem Verlauf wesentlich von Entwässerungsgräben aus dem umliegenden Grünland gespeist; kurz vor der Mündung in das Windebyer Noor durchfließt der Bach einen sumpfigen Ufer-

gehölzstreifen. Im oberen Verlauf hat die Windebyer Au einen sandigen Untergrund und ist nur mit seitlich in das Gewässer hineinreichenden Pflanzen bewachsen; im unteren Verlauf der Au nimmt die Menge der Wasserpflanzen zu und das Bachbett wird zunehmend morastiger. Die Sauerstoffgehalte der Windebyer Au zeigen sich über die gesamte Meßzeit geringer und nicht so gleichmäßig wie die der Schnaaper Au; mit durchschnittlich 80% spiegelt die Sauerstoffsättigung allerdings eine relativ gute  $O_2$ -Versorgung des Gewässers wider. Der am 27.6.88 gemessene, mit 52% niedrigste Wert der Sauerstoffsättigung stellt keinen Ausreißer dar, denn er kann mit mehreren anderen Parametern in Verbindung gebracht werden. So zeigt der ansonsten immer um mindestens 4 mg/l  $O_2$  unter der ursprünglichen Sauerstoffkonzentration liegende BSB<sub>5</sub>-Wert an jenem Tag eine fast vollständige Sauerstoffzehrung an. Wegen der günstigen Nährstoffbedingungen (siehe unten) dürfte eine starke Vermehrung der Mikroorganismen anzunehmen sein; die gesteigerte Aktivität und Produktivität der Mikroben drückt sich in einem entsprechend hohen BSB<sub>5</sub>-Wert aus. Der geringe Sauerstoffgehalt an dem genannten Tage ist somit als direkter Ausdruck einer verstärkten Sauerstoffzehrung zu verstehen. Da die Abnahme des Wertes im Vergleich mit anderen Messungen relativ stark ist (ca. 3 mg/l  $O_2$ -Absenkung), kann auf eine entsprechend hohe Belastung der Windebyer Au geschlossen werden. Tatsächlich drückt sich dies in den Parametern Phosphat, Ammonium und Nitrit aus; die drei genannten Größen weisen – wie der Abbildung 6 deutlich zu entnehmen ist – am 27.6. die höchsten Werte auf, die während des gesamten Meßzeitraumes im Fließgewässer 9 ermittelt wurden. So erreicht der Phosphatgehalt eine Konzentration von 9,18 mg/l und markiert damit das Maximum aller während der Untersuchungen je gemessenen Werte. Auch die Ammoniumkonzentration erreicht am 27.6. mit 6,0 mg/l  $NH_4$  ihren Maximalwert und der Nitritgehalt liegt mit 2,04 mg/l  $NO_2$  erheblich über dem nach der Trinkwasserverordnung gültigen Richtwert von 0,1 mg/l.

Es erscheint ausgeschlossen, daß jeder Parameter für sich betrachtet einen Ausreißer darstellt; vielmehr muß von einer hochgradigen Verunreinigung ausgegangen werden. Aus dem vorliegenden Datenmaterial läßt sich ersehen, daß der hohe Stoffeintrag am oder unmittelbar vor dem Meßtag geschehen sein muß, da ansonsten der Prozeß der Selbstreinigung schon weiter fortgeschritten gewesen wäre. Diese Feststellung wird auch durch die Tatsache gestützt, daß der Gehalt an Ammonium und Nitrit außerordentlich hoch ist, während der Nitratgehalt mit 9,5 mg/l  $NO_3$  im Bereich der Normalwerte liegt. Wäre bereits eine längere Zeit verstrichen gewesen, so hätte zumindest ein Teil des Ammoniaks und Nitrits zu Nitrat oxidiert sein müssen, denn genügend Sauerstoff war im Gewässer vorhanden. Leider konnten die Gründe für die geschilderten Verhältnisse nicht ermittelt werden; die Möglichkeit des episodischen Vorkommens derart außergewöhnlicher Ereignisse unterstreicht jedoch die Notwendigkeit regelmäßiger Messungen.

Die Nitratgehalte in der Windebyer Au sind relativ großen Schwankungen unterworfen (zwischen 8,1 und 25,2 mg/l  $NO_3$ ). Nitrit ist in dem Gewässer bis auf die angesprochene Ausnahme am 27.6.1988 kaum vorhanden; in der Re-



lichkeit einer zumindest temporär starken Verschmutzung hin, die zwar innerhalb des Meßprogramms als einmaliges Ereignis auftrat, deren Ursache jedoch im Sinne einer effektiven Gewässerreinigung ergründet werden sollte.

4.7 Fließgewässer 10: Broosby-Bach

Der Broosby-Bach ist ein Gerinne von etwa 330 Metern Länge im Stadtgebiet von Eckernförde, das in die Süderhake des Windebyer Noores mündet. Gespeist wird der Bach aus einem fast vollständig mit Schilf bewachsenen Weiher, in den das Niederschlagswasser aus der Straßenentwässerung eingeleitet wird. Der Mittellauf des Broosby-Baches ist durch ein starkes Gefälle gekennzeichnet; in dem Bachbett befinden sich große Steine und die Ufer sind z.T. durch Baumbewuchs befestigt. Bevor der in einen naturnahen Zustand aufweisende Bach in die Süderhake mündet, durchfließt er auf einer etwa 140 Meter langen Strecke einen Uferbruchwald des Windebyer Noores.

Zufluss Nummer:	Datum	Wasser-temperatur Grad C	Sauerstoff-gehalt mg/l	Sauerstoff-sättigung %	BSB 5 mg/l	pH-Wert	Leitfähig-keit Mikrosiemens	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Nitrat mg/l	Phosphat mg/l	Chlorid mg/l
10	18.04.1988	12.7	8.4	77	1.3	7.7			0.10		0.10	49
10	02.05.1988	12.8	8.0	76	2.3	7.1	286	0.18	0.12	0.0	0.13	30
10	16.05.1988	13.0	8.0	74	0.8	7.4	329	0.08	0.11	0.0	0.18	44
10	30.05.1988	14.5	6.8	65	2.4	6.9	173	0.69	0.19	2.7	0.36	15
10	13.06.1988	13.3	5.0	47	1.4	7.3	198	0.46	0.36	6.5	0.23	19
10	27.06.1988	16.7	5.7	57	5.5	6.5	142	1.26	0.06	0.7	0.32	18
10	11.07.1988	15.9	4.7	46	2.3	6.9	143	1.20	0.12	0.7	0.51	17
10	25.07.1988	15.3	4.4	43	1.7	6.9	134	1.48	0.03	3.1	0.46	15
10	08.08.1988	14.3	4.8	46	4.6	7.4	152	0.99	0.02	8.9	0.45	18
10	22.08.1988	14.7	4.6	45	4.2	6.8	127	1.46	0.11	1.9	0.32	
10	05.09.1988	13.1	4.7	44	2.7	6.6	156	1.70	0.01	4.5	0.37	18
10	19.09.1988	12.9	4.4	40	3.9	6.8	138	0.51	0.02	7.8	0.55	13
10	03.10.1988	10.3	5.7	50	1.0	6.8	130	0.06	0.33	4.5	0.38	19
10	17.10.1988	10.8	5.4	48	2.1	6.6	178	0.07	0.01	7.0	0.22	19
10	31.10.1988	7.0	5.3	43	2.6	7.3	187	0.00	0.02	5.3	0.16	18
10	14.11.1988	7.5	5.5	44	0.0	6.9	148	0.02	0.01	4.8	0.15	19
10	02.02.1989	4.5	8.4	63	2.2	7.1	286	0.38	0.08	7.0	0.11	55
10	06.03.1989	9.3	8.6	73	1.7	6.4	221	0.01	0.05	8.0	0.10	27
10	20.03.1989	8.3	7.7	66	0.1	7.3	241	0.10	0.08	7.8	0.12	30
10	03.04.1989	7.7	8.3	68	2.8	7.1	261	0.20	0.10	5.5	0.08	49
10	17.04.1989	9.9	8.6	74	1.2	6.9	241	0.00	0.04	10.5	0.11	26
10	02.05.1989	12.1	8.0	74	0.3	7.0	220	0.04	0.01	8.4	0.15	21
10	15.05.1989	15.2	7.3	67	1.4	7.1	183	0.00	0.01	6.0	0.21	22

Leere Felder = Werte aus technischen Gründen nicht ermittelt

Tab. 6: Ausgewählte hydrologische Kenngrößen des Gewässers 10

Als ein sehr auffälliges Merkmal dieses Baches sind die geringen Werte der Gesamt- und Carbonathärte sowie der Leitfähigkeit herauszustellen. Besonders bei Gesamthärte und Leitfähigkeit ist eine Abnahme der Werte ab dem 30.5.1988 zu verzeichnen. Das relativ geringe Niveau, welches im direkten Vergleich mit der Windebyer Au in Abbildung 7 eindrucksvoll hervortritt, bleibt während der Sommermonate bis zum 3.10.1988 erhalten; die Durchschnitts-

werte liegen während dieses Zeitraumes für die Gesamthärte bei 3,5° dH, für die Carbonathärte bei 2,9° dH und für die Leitfähigkeit bei etwa 150 µS/cm.

Im Zuge einiger im Herbst 1987 durchgeführter Voruntersuchungen wurden zwei kleine Zuflüsse untersucht, die den Weiher speisen, aus dem der Broosby-Bach hervorgeht. Dabei stellte sich heraus, daß sowohl der kleine Zufluß aus der Regenwassereinleitung als auch der aus der Straßenentwässerung höhere Gesamt- und Carbonathärtewerte aufweisen, als sie im Gewässer 10 ermittelt wurden (Gesamthärte 14° dH, Carbonathärte 12° dH). Aus dieser Konstellation ergibt sich, daß in dem Weiher ein starker Verbrauch der Härtebildner erfolgen muß. Die von den Pflanzen als Nährstoffe benötigten Calcium- und Magnesiumionen werden aufgenommen und so dem Wasser entzogen. Aus den die Gesamthärte determinierenden Verbindungen werden vermutlich besonders die Sulfate von den Grünpflanzen zusätzlich benötigt, so daß die verbleibenden Erdalkalitionen fast ausschließlich an die Kohlensäure gebunden sind. Dies würde auch den besonders während der Sommermonate auffallend geringen Unterschied zwischen Gesamt- und Carbonathärte erklären.

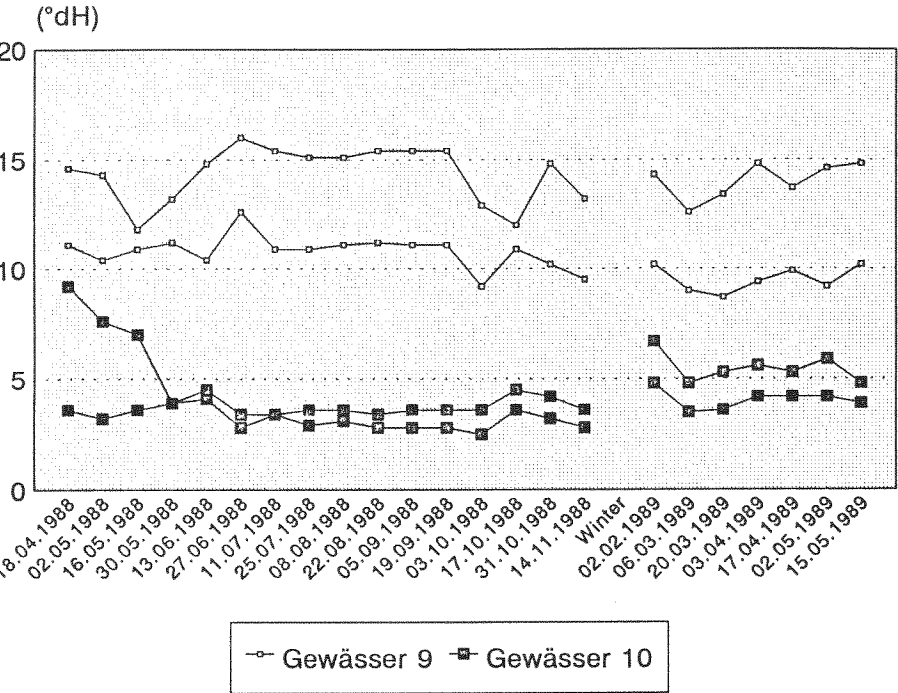


Abb. 7: Kurven der Gesamt- und Carbonathärte im Broosby-Bach und in der Windebyer Au

Für die Reduzierung der Calcium- und Magnesiumionenkonzentration kann neben der Aufnahme durch Pflanzen auch eine Ausfällung dieser Elemente verantwortlich sein. Voraussetzung dafür wäre ein hoher Anteil an Schwebstoffen, der in dem Weiher aufgrund der hohen Produktivität (höhere Wasserpflanzen, Algen) durchaus zu erwarten ist. Im Zusammenhang mit der Aufnahme der gesamthärtebildenden Sulfate durch die Pflanzen könnten die freigesetzten Ca- und Mg-Ionen an Schwebstoffe adsorbiert werden und zu Boden sinken. Dieser Vorgang der Ausfällung wird durch die hohe Bindungsstärke der zweiwertigen Erdalkalitionen begünstigt. Nähere Informationen darüber, ob in dem Sediment des Weihers überdurchschnittlich hohe Gehalte an Ca- und Mg-Ionen vorhanden sind, liegen allerdings nicht vor. Sicher ist, daß sich durch die Artenvielfalt des Gewässers und die hohe Anzahl an Wasserpflanzen eine Nährstoffverarmung vollzieht, die ihren Niederschlag auch in den geringen Leitfähigkeitswerten findet.

Neben den geringen Gesamt- und Carbonathärtewerten fällt der Broosby-Bach durch seine hohen Ammoniumgehalte während des Sommers auf. Von Ende Mai bis Mitte September sind in dem Gewässer Ammoniumkonzentrationen vorhanden, die mit Werten bis 1,70 mg/l  $\text{NH}_4$  diejenigen aller anderen Gewässer deutlich überschreiten. Mit Beendigung der Vegetationsperiode im Herbst fallen die Werte unter 0,1 mg/l  $\text{NH}_4$  ab. Durch die erhebliche Artenvielfalt und die große Anzahl an Wasserpflanzen vollziehen sich im Weiher ständig Auf- und Abbauprozesse, welche die konstant hohen Ammoniumkonzentrationen während des Sommers erklären. Das freigesetzte Ammonium kann nicht oder nur in geringem Maße oxidiert werden, da der in dem Weiher ohnehin nur in geringer Menge vorhandene Sauerstoff größtenteils für den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz verbraucht wird. Hinsichtlich der beiden anderen gemessenen Stickstoffverbindungen Nitrit und Nitrat sind keine auffälligen Werte zu verzeichnen. Die Phosphatgehalte zeigen von Ende Mai bis Anfang Oktober 1988 Werte von über 0,3 mg/l  $\text{PO}_4$ . Da größere Phosphatmengen zeitgleich mit recht hohen Ammoniumgehalten auftreten, ist der Broosby-Bach während eines Zeitraumes von mehreren Monaten stark mit Nährstoffen belastet. Die Sauerstoffgehalte in dem Gewässer sind relativ niedrig, obwohl der Bach in seinem Mittellauf das bereits erwähnte starke Gefälle aufweist. Es sind jedoch meist nur sehr geringe Wassermengen vorhanden, so daß ein Sauerstoffeintrag durch turbulente Durchmischung kaum stattfindet. Die Sauerstoffgehalts- bzw. -sättigungswerte liegen zu Beginn des Jahres bei ca. 8 mg/l  $\text{O}_2$  bzw. 70%, fallen zum 13.6.1988 auf 5 mg/l  $\text{O}_2$  entsprechend 47% und bleiben bis zum Ende des Meßzyklusses 1988 auf diesem Niveau.

Der Broosby-Bach weist besonders in den Sommermonaten eine schlechte Wasserqualität auf, da er zu dieser Zeit stark mit Ammonium und Phosphat belastet ist. Das Gewässer 10 ist insofern interessant, als sich die Menge und Zusammensetzung der Wasserinhaltsstoffe oftmals deutlich von denen der übrigen beprobten Fließgewässer unterscheidet. Ein starker anthropogener Einfluß, der aufgrund der Speisung durch Straßenabflußwasser vermutet werden könnte, ist bei dem Broosby-Bach allerdings nicht nachweisbar; auf die

Qualität des Wassers wirken sich vielmehr die Stoffumsetzungen im vorgeschalteten Weiher aus.

## 5 Schwermetallgehalte in den Sedimenten

Im folgenden sollen die wesentlichen Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen von Sedimentproben aus einigen Fließgewässern dargestellt werden. Dafür kamen lediglich die Sedimente der Gerinne 2, 6, 8 und 9 in Frage, da die anderen Gewässer entweder einen sehr sandigen Untergrund aufweisen oder aufgrund eines betonierten Bachbettes keine nennenswerten Sedimentmengen ablagern können. Die Sedimentproben wurden einmalig am 19.10.1988 aus den vier ausgewählten Gewässern entnommen; da Veränderungen der Schwermetallgehalte im Sediment jedoch üblicherweise nur sehr langsam vonstatten gehen, besitzen die Resultate längerfristige Gültigkeit. Die entnommenen Proben wurden auf die Schwermetalle Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Chrom, Zink und Mangan hin analysiert.

Die in die Gewässer eingetragenen Schwermetalle werden mehr oder weniger stark an die im Wasser enthaltenen Feststoffe gebunden und im Sediment festgelegt. Durch diese Akkumulation liegen die Spurenmetallgehalte im Sediment um das  $10^3$ - bis  $10^5$ -fache über den entsprechenden Gehalten in den Wasserproben (vgl. FÖRSTNER 1978), so daß aus analysetechnischen Gründen meist auf die Untersuchung des Sedimentes für die Erfassung der Schwermetallbelastung des Gewässers zurückgegriffen wird. Da bei einer solchen Analyse der natürliche Schwermetallgehalt des Sedimentes berücksichtigt werden muß, wurde von TUREKIAN & WEDEPOHL (1961) auf der Grundlage von Tongesteinsanalysen verschiedenen Alters ein geochemischer Tongestein-Standard entwickelt. Mit Hilfe dieses nach FÖRSTNER & MÜLLER (1974) praktisch weltweite Gültigkeit besitzenden Standards können die ermittelten Schwermetallwerte eingeordnet werden. Nur Gehalte, die deutlich über den normalen Hintergrundwerten liegen, können als Anzeichen anthropogener Belastungen angesehen und entsprechend interpretiert werden.

Folgende Durchschnittsgehalte der in den Gewässersedimenten untersuchten Schwermetalle sollen demnach gelten (Angaben in mg/kg):

Cadmium	Blei	Kupfer	Nickel	Chrom	Zink	Mangan
0,3	20	45	68	90	95	850

Bei Betrachtung der in Tabelle 7 aufgeführten Schwermetallgehalte im Sediment der Fließgewässer zeigen die beiden hydrologisch bedeutsamsten Gewässer Schnaaper Au und Windebyer Au keine erhöhten Werte, die auf starke zusätzliche Belastungen hindeuten.

Gewässer	Cadmium	Blei	Kupfer	Chrom	Nickel	Zink	Mangan
2	2,62	427,70	155,70	56,50	62,50	628,93	480
6	0,37	37,62	18,20	17,88	16,67	96,78	810
8	0,11	10,56	4,61	9,30	7,15	15,36	110
9	0,58	33,78	24,34	29,28	17,86	146,43	810

Tab. 7: Schwermetallgehalte in Sedimenten ausgewählter Gewässer (in mg/kg)

Die Bäche weisen teilweise sehr ähnliche Werte auf; so sind die ermittelten Mangan- und Nickelgehalte nahezu identisch. Die ermittelten Manganwerte sind hier im Vergleich zu den Sedimenten der anderen Fließgewässer erwartungsgemäß am höchsten, da die Proben einen hohen Anteil an mineralischen Komponenten enthalten. Auch die Werte der weiteren untersuchten Schwermetalle in den beiden Auen befinden sich auf vergleichbarem Niveau und im Bereich der noch als natürlich anzusehenden Werte. Lediglich die Werte für Cadmium und Zink in der Windebyer Au sowie Blei in der Schnaaper Au liegen über den Hintergrundwerten; eine als bedenklich zu bezeichnende Belastung ist hier dennoch nicht vorhanden.

Noch besser stellt sich die Situation für das Gewässer 8 dar; hier liegen die Werte der gemessenen Schwermetalle grundsätzlich unter dem Standard; oftmals betragen sie nur etwa 10% davon.

Ein völlig anderes Bild ergibt sich allerdings hinsichtlich des Gewässers 2. Bei sechs der sieben analysierten Schwermetalle wurden hier die Höchstwerte aller untersuchten Sedimentproben erreicht. So liegt der Cadmiumgehalt mit einem Wert von 2,62 mg/kg etwa neunmal so hoch wie der Vergleichswert des Tongestein-Standards. In bezug auf das ebenfalls toxische Element Blei gestaltet sich die Situation noch bedenklicher; mit 427,70 mg/kg Pb beträgt der Sedimentgehalt mehr als das Zwanzigfache des Hintergrundwertes. Kupfer liegt mit 155,70 mg/kg etwa viermal, Zink mit 628,93 mg/kg ca. sechsmal so hoch wie der jeweilige Vergleichswert der Standardtabelle. Lediglich die Chrom-, Nickel- und Manganwerte bewegen sich im Rahmen der natürlich vorkommenden Gehalte.

Die Werte deuten klar auf eine anthropogene Belastung des Gewässers 2 hin, deren Ursache in der näheren Umgebung zu suchen ist. Mögliche Kontaminationsquellen sind zum einen das Gelände des Betonwerkes, von dem die bei der Herstellung und Lagerung von Betonteilen anfallenden schwermetallhaltigen Rückstände durch die Entwässerung abgespült werden. Zum anderen dürfte der Autoverkehr auf der Noorstraße, von der früher das Niederschlagswasser in das Gewässer 2 gelangte, eine wesentliche Rolle spielen. Auch heute besteht noch ein Überlauf für die Entwässerung aus dem Gebiet der Noorstraße, und somit dürften die hohen Gehalte an Cadmium und Blei zumindest teilweise auf den Straßenverkehr zurückzuführen sein.

## 6 Zusammenfassung

Die Fließgewässer im direkten Einzugsbereich des Windebyer Noores lassen sich aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften in zwei Gruppen einteilen. In die Gruppe der Gewässer, die ein überwiegend versiegeltes Einzugsgebiet aufweisen, gehören der Graben am Kakabellenweg und das Gewässer 2. Sie sind durch stark schwankende Konzentrationen einiger Wasserinhaltsstoffe gekennzeichnet, die aus dem unterschiedlichen Abflußverhalten bei verschiedenen Niederschlagsintensitäten resultieren. Außerdem weisen die Gewässer dieser Gruppe relativ geringe Nitratgehalte auf, was darauf zurückzuführen ist, daß den Rohrleitungen keine nennenswerten Mengen an Stickstoff zugeführt werden. Durch die Entwässerung der versiegelten Flächen können jedoch Schadstoffe in diese Gewässer gelangen. So sind die hohen Schwermetallgehalte im Sediment des Gewässers 2 sowohl auf den Regenwasserabfluß eines Betonwerkes als auch auf die Entwässerung umliegender Straßen zurückzuführen.

In die Gruppe der Fließgewässer mit weitgehend unversiegeltem Einzugsgebiet gehören die Gewässer 5, 6, 8 und 9. Sie sind durch eine permanente Fließbewegung gekennzeichnet, die sich auf den Kurvenverlauf einiger Güteparameter auswirkt. So weisen etwa die Sauerstoffkurven dieser Gewässer (eine Ausnahme bildet das Gewässer 8) einen ausgeglichenen Verlauf auf, wobei sich die Werte auf einem relativ hohen Niveau befinden. Ein weiteres Merkmal dieser Gewässer sind die relativ hohen Nitratgehalte, die wesentlich auf Auswaschungen von Stickstoffverbindungen aus den umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen zurückzuführen sind.

Der Broosby-Bach nimmt zwischen diesen beiden Gruppen eine mittlere Position ein. Mit relativ geringen Nitratgehalten einerseits und einer permanenten Fließbewegung mit daraus resultierenden gleichförmigen Kurvenverläufen bei einigen Parametern andererseits weist er typische Merkmale beider Gruppen auf. Diese Zwischenstellung des Gewässers 10 ist darauf zurückzuführen, daß das Einzugsgebiet sowohl durch versiegelte wie durch unversiegelte Flächen gekennzeichnet ist.

Insgesamt kann für die meisten der untersuchten Fließgewässer im direkten Einzugsbereich des Windebyer Noores ein recht befriedigender Zustand festgestellt werden; eine Verminderung der Gewässergüte, die durch unterschiedlich begründete Belastungen hervorgerufen wird, kommt nur vereinzelt vor. Es sei allerdings darauf hingewiesen, daß sämtliche hier niedergelegten Aussagen und Interpretationen auf den ermittelten hydrologischen und ökochemischen Kenngrößen basieren. Trotz der umfangreichen und sich über einen langen Zeitraum erstreckenden Untersuchungen zur Erfassung der Qualität der Fließgewässer im direkten Einzugsbereich des Windebyer Noores kann kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden, da eine gewisse, wenn gleich geringe Wahrscheinlichkeit besteht, daß Gefahren vorhanden sind, die aufgrund der Anlage des Meßprogramms nicht erfaßt werden konnten.

## 7 Literatur

- BÖRNER, S. (1992): Zur Untersuchung der raum-zeitlichen Differenzierung hydrologischer Kenngrößen des Windebyer Noores. – Diplomarbeit, Kiel.
- DEGN, CH. & MUUSS, U. (1979): Topographischer Atlas Schleswig-Holstein und Hamburg. – 4. Aufl., Neumünster.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMM-UNTERSUCHUNG (1981): Physikalische, chemische und bakteriologische Verfahren. – Weinheim/Bergstraße.
- EGGERS, W. (1934): Die Oberflächenformen der jungzeitlichen Landschaft im südlichen Schleswig und nördlichen Holstein. – Veröff. d. Schlesw.-Holst. Univ. Ges. 42, 1–120.
- FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. – Berlin, Heidelberg, New York.
- FÖRSTNER, U. (1978): Metalleanreicherungen in rezenten See-Sedimenten. Geochemischer Background und zivilisatorische Einflüsse. – Mitteilungen aus dem Tätigkeitsbereich der Arbeitsgruppen des Nationalkomitees der Bundesrepublik Deutschland für das Internationale Hydrologische Programm der UNESCO, H. 2, Koblenz.
- GLÜCKERT, G. (1973): Glazialmorphogenese der weichselzeitlichen Moränen des Eckernförder Zungenbeckens (Schleswig-Holstein). – Meyniana 23, 19–48.
- GRIPP, K. (1954): Die Entstehung der Landschaft Ost-Schleswigs vom Dänischen Wohld bis Alsen. – Meyniana 2, 81–123.
- HÜTTER, L. A. (1984): Wasser und Wasseruntersuchung. – 2. Aufl., Frankfurt/M., Berlin, München.
- KUHNT, G., BÖRNER, S. & ROTERMUND, H. (1990): Hydrologisch-umweltchemische Untersuchung des Windebyer Noores. – Forschungsbericht im Auftrag des Magistrats der Stadt Eckernförde, Kiel.
- KUHNT, G., ROTERMUND, H. & BÖRNER, S. (1991): Untersuchungen zur Gewässerqualität des Windebyer Noores. – Kieler Geogr. Schr. 80, 318–342.
- LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1979): Gewässerkundliches Flächenverzeichnis von Schleswig-Holstein. – Kiel.
- MONATLICHER WITTERUNGSBERICHT (1987–1989). – Amtsblatt d. Deutschen Wetterdienstes, 35.–37. Jahrg., Offenbach/M.
- MÜLLER, H.E. (1981): Vergleichende Untersuchungen zur hydrochemischen Dynamik von Seen im Schleswig-Holsteinischen Jungmoränengebiet. – Kieler Geogr. Schr. 53.
- PRANGE, W. (1979): Geologie der Steilufer von Schwansen, Schleswig-Holstein. – Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 49, 1–24.
- PRANGE, W. (1989): Geologische Untersuchungen zur Entstehung des Schnaaper Binnensanders, Schleswig-Holstein. – Meyniana 41, 67–83.
- RIEDEL, W., GÖBEL, K. & PACKSCHIES, M. (1985): Umwelterhebung der Stadt Eckernförde. – (unveröffentlicht).
- SCHWEDT, G. & SCHNEPEL, F.-M. (1981): Analytisch-chemisches Umweltpraktikum. Anleitung zur Untersuchung von Luft, Wasser und Boden. – Stuttgart, New York.
- TUREKIAN, K. K. & WEDEPOHL, K. H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. – Bull. Geol. Soc. Am. 72, 175–192.

## Danksagung

Die Autoren danken dem Magistrat der Stadt Eckernförde für die Finanzierung der Untersuchungen. Außerdem sei die tätige Mithilfe der Stadtverwaltung Eckernförde dankbar erwähnt; besonders Herr Dipl.-Geogr. Michael Packschies stand uns jederzeit hilfreich zur Seite.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Geogr. Heike Rotermund,  
Stefan Börner,  
Blücherstr. 21,  
24105 Kiel 1

Dr. Gerald Kuhnt,  
Geographisches Institut  
der Universität Kiel,  
Ludewig-Meyn-Str. 14,  
24118 Kiel 1