

Die Ablaich- und Interstitialphase der Äsche  
(*Thymallus thymallus* L.)  
Grundlagen und Auswirkungen anthropogener  
Belastungen

Dissertation  
zur  
Erlangung des Doktorgrades  
der Naturwissenschaften  
(Dr. rer. nat.)

dem  
Fachbereich Biologie  
der Philipps-Universität Marburg  
vorgelegt von  
Dirk Hübner  
aus Frankfurt a. M.

Marburg/Lahn 2003

Der Blick des Forschers fand nicht selten mehr,  
als er zu finden wünschte.

Ludwig Uhland (1787-1862)  
Deutscher Lyriker und Germanist, Mitglied des Paulsparlaments

## **INHALTSVERZEICHNIS**

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIET</b>	<b>7</b>
2.1	Geographische Lage	7
2.2	Geologie	8
2.3	Morphologie	8
2.4	Klima	9
2.5	Abflussverhältnisse	9
2.6	Flächennutzung	9
2.7	Stoffliche Belastung	10
2.8	Ichthyozönose	10
2.9	Probestellen	13
2.9.1	Cölbe	13
2.9.2	Sarnau	14
2.9.3	Sterzhausen	15
<b>3</b>	<b>MATERIAL UND METHODEN</b>	<b>17</b>
3.1	Hydraulische Parameter	17
3.1.1	Abfluss	17
3.1.2	Geschiebetransport	17
3.2	Laichplätze	21
3.2.1	Topographie	21
3.2.2	Habitatsstruktur	21
3.2.3	Wassertiefen und Strömungen	22

<b>3.3</b>	<b>Interstitialphase</b>	<b>22</b>
3.3.1	Sedimentprobenentnahme	22
3.3.2	Korngrößenanalyse	23
3.3.3	Interstitialwasserentnahme	25
3.3.3.1	Probenentnahme aus natürlichen Laichplätzen	26
3.3.3.2	Probenentnahme aus den Versuchsfeldern	27
3.3.3.3	Probenentnahme aus ungestörten Kiesschichten	28
3.3.4	Physikalisch-chemische Wasseranalyse	28
3.3.5	Stoffliche Belastungsszenarien	29
3.3.5.1	Herkunft des Eimaterials	29
3.3.5.2	Versuchsaufbau	29
3.3.5.3	Morphometrische Messungen	30
3.3.5.4	Onlinemessung	31
3.3.5.5	Modellierung des Ammoniakgehaltes	31
<b>3.4</b>	<b>Larvenemergenz</b>	<b>32</b>
<b>3.5</b>	<b>Statistik</b>	<b>33</b>
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE</b>	<b>34</b>
<b>4.1</b>	<b>Hydraulische Parameter</b>	<b>34</b>
4.1.1	Abfluss im Winterhalbjahr	34
4.1.2	Geschiebetransport	35
<b>4.2</b>	<b>Ablaichphase</b>	<b>36</b>
4.2.1	Territorial- und Ablaichverhalten	36
4.2.2	Ruhehabitats in Laichplatznähe	39
4.2.3	Charakterisierung der Laichplätze	41
4.2.3.1	Habitatsstruktur	41
4.2.3.2	Wassertiefen und Strömungen	42

<b>4.3</b>	<b>Interstitialphase</b>	<b>44</b>
4.3.1	Länge der Inkubations- und Interstitialphase	44
4.3.2	Laichsubstrat	48
4.3.2.1	Korngrößenverteilung an den Laichplätzen	48
4.3.2.2	Substratbeschaffenheit nach unterschiedlichen Winterhalbjahresabflüssen	50
4.3.3	Physikalisch-chemische Parameter der natürlichen Laichplätze	53
4.3.3.1	Ammonium	54
4.3.3.2	Ammoniak	55
4.3.3.3	Nitrit	57
4.3.3.4	Nitrat	58
4.3.3.5	Orthophosphat	58
4.3.3.6	Sauerstoff	61
4.3.3.7	pH-Wert	62
4.3.3.8	Leitfähigkeit	63
4.3.3.9	Kohlendioxid	65
4.3.3.10	Säurebindungsvermögen	66
4.3.4	Stoffliche Belastungsszenarien	68
4.3.4.1	Mortalität und Entwicklung in der Oberflächenkontrolle	68
4.3.4.2	Mortalität und Entwicklung in den Versuchsfeldern	69
4.3.4.2.1	Phasenabhängige Mortalität	69
4.3.4.2.2	Gesamt mortalität	70
4.3.4.3	Morphometrie	71
4.3.4.3.1	Totallänge	71
4.3.4.3.2	Morphometrische Messungen nach Penaz	73
4.3.4.4	Physikalisch-chemische Parameter der Belastungsszenarien	76
4.3.4.4.1	Tag-Nachtschwankungen in der freien Welle	76
4.3.4.4.1.1	Abfluss	76
4.3.4.4.1.2	Trübung	76
4.3.4.4.1.3	Sauerstoff	76
4.3.4.4.1.4	pH-Wert	78

4.3.4.4.1.5	Wassertemperatur	78
4.3.4.4.1.6	Ammoniak	81
4.3.4.4.2	Tag-Nachtschwankungen in 10 cm Sedimenttiefe	82
4.3.4.4.2.1	pH-Wert	82
4.3.4.4.2.2	Ammoniak	82
4.3.4.4.3	Mittlere stoffliche Belastung in 10 cm Tiefe vor und nach dem Schlupf am Tag	85
4.3.4.4.3.1	Sauerstoff	85
4.3.4.4.3.2	pH-Wert	86
4.3.4.4.3.3	Ammoniak	91
4.3.4.4.4	Tages-Mittelwerte in der freien Welle und im Interstitial im Überblick	92
4.3.4.4.4.1	Sauerstoff	92
4.3.4.4.4.2	pH-Wert	92
4.3.4.4.4.3	Ammonium	93
4.3.4.4.4.4	Nitrit	93
4.3.4.4.4.5	Nitrat	94
4.3.4.4.4.6	Phosphat	94
4.3.4.4.4.7	Leitfähigkeit	94
4.3.4.4.5	Vergleich mit Mittelwerten aus ungestörten Kiesbetten	96
<b>4.4</b>	<b>Larvenemergenz</b>	<b>101</b>
4.4.1	Anzahl der Larven	101
4.4.2	Korrelation mit Abfluss und Geschiebetransport	102
4.4.3	Korrelation mit physikalisch-chemischen Parametern	106
<b>5</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>108</b>
<b>5.1</b>	<b>Laichphase</b>	<b>108</b>
5.1.1	Territorial- und Ablaichverhalten	108
5.1.2	Ruhehabitats in Laichplatznähe	111
5.1.3	Charakterisierung der Laichplätze	112

5.1.4	Laichsubstrat	113
5.1.4.1	Korngrößenverteilung	113
5.1.4.2	Einfluss von Hochwässern	116
<b>5.2</b>	<b>Inkubations- und Interstitialphase</b>	<b>117</b>
5.2.1	Länge der Inkubations- und Interstitialphase	117
5.2.2	Mortalität und Entwicklung	118
5.2.3	Kritische Parameter	120
5.2.3.1	Einfluss von Feinsedimenten	120
5.2.3.2	Ammoniak	123
5.2.3.3	Nitrit	127
5.2.3.4	Sauerstoff	132
5.2.3.5	pH-Wert	136
5.2.4	Sonstige Parameter (CO <sub>2</sub> , SBV, Leitfähigkeit, Phosphat)	138
5.2.5	Veränderung der hyporheischen Milieubedingungen durch die Laichaktivität der Äsche	141
<b>5.3</b>	<b>Erfassung der Larvenemergenz</b>	<b>144</b>
<b>6</b>	<b>AUSWIRKUNGEN ANTHROPOGENER BELASTUNGEN</b>	<b>146</b>
6.1	Folgen der stofflichen Belastung	146
6.2	Folgen des Gewässerausbaus	148
<b>7</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>151</b>
	<b>SUMMARY</b>	<b>156</b>
<b>8</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b>	<b>160</b>
<b>9</b>	<b>ANHANG</b>	<b>178</b>

# 1 Einleitung

Die Äsche (*Thymallus thymallus*, LINNAEUS, 1758) ist der einzige europäische Vertreter der Unterfamilie der Thymallinae. Sie gehört zusammen mit den Salmoninae und den Coregoninae in die Familie der Salmonidae (DUJMIC 1997). Von diesen unterscheidet sie sich durch ihren kleineren Kopf, ein kleines Maul mit fleischigem vorstehendem Rüssel und ihre große, bunte, mindestens 17-strahlige Rückenflosse (NIKOLSKI 1952, CIHAR 1995). Noch vor einigen Jahrzehnten kam die Äsche so häufig in europäischen Flüssen vor, dass eine ganze Fließgewässerregion im Hyporhithral nach ihr benannt wurde. Die Äschenregion liegt unterhalb der Forellen- und oberhalb der Barbenregion. Heute gilt die Äsche in der Bundesrepublik Deutschland als gefährdete Fischart (CIHAR 1995, BLESS et al. 1998). Die Entwicklung der Äsche von einer Massenfischart zur Rote – Liste - Art vollzog sich langsam. Ihr wurde erst Beachtung geschenkt, nachdem die Fangzahlen der Sport- und Berufsfischer in vielen Gewässern Europas deutlich zurückgegangen waren (TENT 1984, KAMMERAD & WÜSTEMANN 1990, MALLETT 1994, STEINHÖRSTER et al. 1996, HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL 1997, FRICK et al. 1998, MAARS et al. 2000, HONSIG-ERLENBURG 2001). In den letzten Jahren rückte die Äsche zunehmend in den Focus der Medien. Die deutsche Fischerei-Zeitschrift „Fisch & Fang“ erklärte das Jahr 1997 zum Jahr der Äsche. In demselben Jahr erschien in Österreich das Buch „Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche“ von A. DUJMIC.

Die ersten Studien zur Biologie der Äsche widmeten sich den Lebensraumansprüchen von adulten Äschen und ihrer Vermehrung. So weiß man heute, dass die Äsche in klaren, schnellfließenden, sauerstoffreichen und sommerkühlen Gewässern vorkommt. In Mitteleuropa besiedelt sie Fließgewässer mit einem mittleren Mindestwasserabfluss von 1 m<sup>3</sup>/s (meistens über 3 m<sup>3</sup>/s) und einem Gefälle von 2 bis 10 ‰ (PERSAT 1988). Im nördlicheren Verbreitungsgebiet wie z.B. Skandinavien und Russland bewohnt die Äsche auch Seen mit einer hohen Zirkulationsrate des Wassers im Littoral und festem Bodengrund (ZAYTSEV 1987, KRISTIANSEN & DØVING 1996) und das Brackwasser der Küstenregionen (PETERSON 1968, ABEL & JOHNSON 1978, MÜLLER & KARLSSON 1983). Limitierender Faktor für die Verbreitung der Äsche flussabwärts sind die höheren Wassertemperaturen im Sommer. Der Grenzwert der mittleren Sommertemperatur, den die Äsche gerade noch toleriert, liegt bei 17 °C (SCHMITZ & SCHUMAN 1982). Flussaufwärts wird das

Vorkommen der Äsche durch ihren hohen Aufenthalts- und Schwimmraumbedarf begrenzt (DUJMIC 1997).

Nach der Schneeschmelze wandert die Äsche im Frühjahr (März bis Mai) flussaufwärts zu den Laichplätzen (MEYER & PELZ 1998). Das Äschenweibchen säubert den flach überströmten kiesigen Grund durch heftige Körper- und Schwanzbewegungen (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955). Bei der eigentlichen Paarung umschlingt sich das Paar und bringt unter heftigen Vibrationen die Geschlechtsprodukte in das Kiesbett ein (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955). Nach der Befruchtung bedeckt das Weibchen die gelblichen, 3 - 4 mm dicken, nicht klebenden Eier wieder mit Kies (DYK 1959). Nach 125 bis 220 Tagesgraden (SOMMANI 1953, WITKOWSKI & KOKUREWICZ 1978) schlüpfen die Larven.

In den letzten hundert Jahren hat sich der Lebensraum der Äsche mit zunehmender Industrialisierung, Besiedelung der Auen, und Nutzung der Gewässer zur Energiegewinnung, als Verkehrsweg und zur Einleitung von organischen Abwässern, toxischen Stoffen und Abwärme drastisch verändert. Die Errichtung von Wehren und Stauregulierungen führten zu Staubereichen, die von der Äsche gemieden wurden, und begrenzte sie in ihrer Verbreitung und Laichwanderung. Die Belastung der Flüsse mit Abwässern und Chemikalien, insbesondere auch Chemieunfälle (1969 Thiodan-Fischsterben im Rhein bei Geisenheim, 1986 Fischsterben im Ober- und Mittelrhein durch vergiftetes Löschwasser bei einem Brand im Werk der Sandoz AG bei Basel) führte bis in die 80er Jahre des letzten Jahrhunderts zu einem Rückgang vieler Fischpopulationen bis hin zu Fischmassensterben, von denen auch die Äsche in einigen Flüssen betroffen war (ALBRECHT 1960, LOZAN et al. 1996). Durch den Ausbau der Kläranlagen zur Reinigung kommunaler und industrieller Abwässer, den Anschluss der Haushalte an die Kanalisation, Einführung umweltverträglicherer Produkte (z.B. phosphatfreie Waschmittel seit 1986) und höhere betriebliche Sicherheitsstandards (Verringerung der Störfall-Gefährdung) hat sich die Wasserqualität der meisten deutschen Flüsse bis heute deutlich gebessert (LOZAN et al. 1996). Die Äschenbestände sind jedoch weiterhin in vielen Fließgewässern rückläufig.

Da die Entwicklung gesunder Fischpopulationen auf dem Überleben und Heranwachsen der ersten Lebensstadien basiert (HUMPESCH 1985, ELLIOTT 1990, BARAS 1995, HOUDE 1997), widmet sich die Forschung vermehrt diesen frühen Stadien. Die Embryonal- und Larvalstadien der Äsche wurden seit den 1970er Jahren in mehreren Studien beschrieben (BIELEK 1974, PENAZ 1975, WITKOWSKI

& KOKUREWICZ 1978, KOKUREWICZ et al. 1980, ZAYTSEV 1987). Dabei lag der Schwerpunkt in der Morphometrie der einzelnen Ei- und Larvalstadien und dem Einfluss der Temperatur auf die Entwicklungsdauer. Erst in den letzten 15 Jahren widmete sich die Forschung der Ökologie der Äschenlarven. Mehrere Studien in Frankreich haben das Emergenzverhalten, die erste Nahrung und die Mikrohabitate der Äschenlarven beschrieben (BARDONNET & GAUDIN 1990, 1991, BARDONNET et al. 1991, 1993, SEMPESKI & GAUDIN 1995a, 1995b): Der Großteil der Äschenlarven schlüpft nach Sonnenaufgang in den frühen Morgenstunden (BARDONNET et al. 1993). Nach dem Schlupf bleiben die Larven noch 4 – 6 Tage im Interstitial und schwimmen dann, noch bevor der Dottersack ganz aufgezehrt ist, an die Wasseroberfläche (BARDONNET & GAUDIN 1990, BARDONNET et al. 1993). Mit der Strömung wandern die Larven nach dem Aufschwimmen in die Buchten des Randbereichs, wo sie Schwärme mit bis zu 100 Individuen bilden können (SEMPESKI & GAUDIN 1995a). Anfangs ernähren sich die Äschenlarven von Chironomidenlarven, später auch von Larven der Ephemeropteren, Simuliiden und Puppen der Chironomiden (SEMPESKI et al. 1995, SEMPESKI & GAUDIN 1996, HÜBNER 1997).

Über die Bedingungen der Eier und frühen Larven im Interstitial ist jedoch noch sehr wenig bekannt. Besonders erstaunlich ist die Tatsache, dass in der Literatur zur Korngrößenzusammensetzung des Laichsubstrates nur grobe Angaben gemacht werden. In der viel zitierten Studie von GÖNCZI 1989 wurde das Substrat beispielsweise nur mit einer Scuba-Tauchausrüstung untersucht und in vier Größenklassen eingeteilt. In einer anderen Studie von SEMPESKI & GAUDIN 1995b wird das Substrat gar visuell ausgewertet. Im Gegensatz dazu wurde das Laichsubstrat der nahe verwandten Salmoniden schon von mehreren Autoren mittels standardisierter Siebsätze gesiebt, der Feinsedimentanteil berechnet und der Einfluss der Korngrößenzusammensetzung auf das Überleben der Salmonideneier und –larven untersucht (TAPPEL & BJORN 1983, CHAPMAN 1988, RUBIN 1998). In diesen Studien kam man zu der Erkenntnis, dass ein erhöhter Feinsedimentanteil am Laichplatz zu einer höheren Mortalität der frühen Salmonidenstadien führt. Somit drängt sich auch bei der Äsche die Frage auf, ob ein erhöhter Feinsedimentanteil das Überleben der Eier und Larven im Interstitial gefährdet. Gerade im Hinblick auf den unterschiedlichen Feinsedimentanteil in anthropogen belasteten Flüssen ist die Erfassung der Korngrößenzusammensetzung des Äschenlaichsubstrates wichtig.

Auch der Einfluss physikalisch-chemischer Parameter im Interstitial auf die Entwicklung der Eier und Larven ist noch nicht näher untersucht worden. Während es für die eng verwandten Salmoniden wie die Forelle detaillierte Studien an natürlichen Laichplätzen und in künstlichen Kiesbetten gibt (BECKER & NEITZEL 1985, CHAPMAN 1988, CRISP & CARLING 1989, GROST et al. 1991, RUBIN & GLIMSÄTER 1996, RUBIN 1998, INGENDAHL 1999), steht die Forschung zu den Ansprüchen der ersten Äschenstadien noch ganz am Anfang.

Der Aufwuchsort der Äscheneier und Larven, das hyporheische Interstitial, wurde zuerst von ORGHIDAN (1959) und etwas später von SCHWOERBEL (1961, 1964, 1967) als eigenständiger Lebensraum und Grenzbiotop zwischen Fließgewässer und Grundwasser beschrieben. Aus hydrologischer, physikalisch-chemischer, zoologischer und metabolischer Sicht unterscheidet sich das hyporheische Interstitial deutlich von der fließenden Welle und vom Grundwasser (DOLE-OLIVER & MARMONIER 1992, BRUNKE & GONSER 1997). Die Besonderheit des Hyporheals ist seine permanente Dunkelheit, die eine Primärproduktion unmöglich macht (SCHÖNBORN 1992). Die Organismen des Hyporheals sind daher auf den Eintrag von Stoffen aus den angrenzenden Bereichen angewiesen: allochthones Material aus dem Oberflächenwasser (BENARZ & STARZECKA 1993) und Kohlenstoff und Aminosäuren aus dem Grundwasser (FIEBIG 1995). Das Hyporheal fungiert sowohl als Senke als auch als Reservoir für organisches Material aus der freien Welle (BRUNKE & GONSER 1997). Der Stoffhaushalt des hyporheischen Interstitials ist zunehmend Gegenstand der Forschung geworden (JONES 1995, DAHM et al. 1998, FISCHER et al. im Druck). Für viele physikalisch-chemische Parameter konnten vertikale Gradienten im Hyporheal nachgewiesen werden. So nimmt der Sauerstoffgehalt mit zunehmender Tiefe ab (WHITMAN & CLARK 1982), während die Kohlendioxidkonzentration steigt (SCHWOERBEL 1967). Besiedelt wird das Hyporheal von Invertebraten, Bakterien und Pilzen. In vielen Fließgewässern leben nur 20 % der benthischen Invertebraten an der Oberfläche des Flussbettes, die höchste Besiedlungsdichte findet man in einer Sedimenttiefe von 10 - 40 cm (SCHÖNBORN 1992). Das Hyporheal vergrößert somit den Besiedlungsraum eines Fließgewässer-Ökosystems. Es stellt des Weiteren ein Strömungs- und Temperaturrefugium für viele ontogenetische und physiologische Stadien, wie z.B. Fischlarven dar. Die Fischlarven profitieren von der reduzierten Strömungsgeschwindigkeit im Interstitial (nur 1 - 2 % der Strömung der freien Welle), dem Schutz vor Prädatoren und der

mechanischen Stabilität des Interstitials. Als limitierende Faktoren der Larvalentwicklung können sich erhöhte Feinsedimentanteile oder niedrige Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial auswirken (CHAPMAN 1988, YOUNG et al. 1990, RUBIN & GLIMSÄTER 1996).

Die vorliegende Arbeit hat es sich zur Aufgabe gemacht, die Kenntnislücken zu den Lebensraumansprüchen der Äscheneier und –larven an natürlichen Laichplätzen zu schließen. Vor dem Hintergrund der rückläufigen Äschenbestände sollten auch die Auswirkungen der anthropogenen Gewässerveränderungen auf das Ablachen und die Embryonal- und Larvalentwicklung im Interstitial ermittelt werden. Am Beispiel eines anthropogen belasteten Mittelgebirgsflusses, der Lahn, sollten somit das Gefährdungspotential der Äsche herausgearbeitet werden und Lösungsansätze formuliert werden.

Die Arbeit gliedert sich thematisch in drei Abschnitte, in denen folgende Fragestellungen im Vordergrund standen:

### **1. die Laichphase der Äsche**

- Wie sehen die Laichplätze der Äsche in einem ausgebauten Fließgewässer aus?
- Gibt es Unterschiede im Ablachverhalten oder der Laichplatzwahl im Vergleich zu anderen europäischen Flüssen?
- Welche anthropogenen Faktoren limitieren das Ablachen?

### **2. die Interstitialphase der Äsche**

- Wie setzt sich das Laichsubstrat der Äsche in einem ausgebauten Mittelgebirgsfluss zusammen?
- Hängt der Feinsedimentanteil vom Gewässerabfluss insbesondere vom Winterhochwasser ab?
- Wie ist die physikalisch-chemische Beschaffenheit des Interstitialwassers an natürlichen Äschenlaichplätzen?
- Gibt es für einige Parameter vertikale Gradienten im Hyporheal?
- Welche Parameter weisen eine tageszeitliche Periodik im Interstitial auf?
- Gibt es Veränderungen des Interstitialwassers im Verlauf der Äscheninkubationsphase?
- Wie verändern sich die physikalisch-chemischen Parameter des Interstitialwassers bei höherer stofflicher Belastung?

- 
- Wie wirkt sich eine erhöhte stoffliche Belastung des Gewässers auf die Überlebensbedingungen der Äscheneier und –larven im Interstitial aus?
  - Gibt es morphometrische Unterschiede der Äscheneier und –larven bei höherer stofflicher Belastung?

### **3. die Larvenemergenz**

- Wie groß sind die Unterschiede in der Larvenemergenz an verschiedenen Laichplätzen und in verschiedenen Untersuchungsjahren in ein und demselben Gewässer?
- Welche Faktoren limitieren die Larvenemergenz?
- Wie wirkt sich der erhöhte Feinsedimentanteil auf die Larvenemergenz der Äsche aus?

## 2 Untersuchungsgebiet

### 2.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt an der oberen Lahn in Hessen, nördlich von Marburg. Die Lahn entspringt 628 m NN am Ederkopf im südöstlichen Rothaargebirge in Nordrheinwestfalen. Bis zur Mündung in den Rhein bei Lahnstein (61 m NN in Rheinland-Pfalz) durchquert die Lahn drei Bundesländer und legt dabei 242 km zurück. Der Fluss ist stark gekrümmt, so dass nur 80 km Luftlinie zwischen Quelle und Mündung liegen. Das mittlere Gefälle der Oberen Lahn bis Sarnau (mittlere Probestelle) beträgt 2,36‰. Damit gehört dieser Flussabschnitt zur Region des Hyporhithrals (HUET 1949, 1962). Ab dem Zufluss der Wetschaft flussaufwärts von Cölbe (südlichste Probestelle) beginnt die Region des Epipotamals mit einem Gefälle von 0,75‰. Die Untere Lahn flussabwärts von Gießen ist auf 137 km schiffbar und staureguliert.

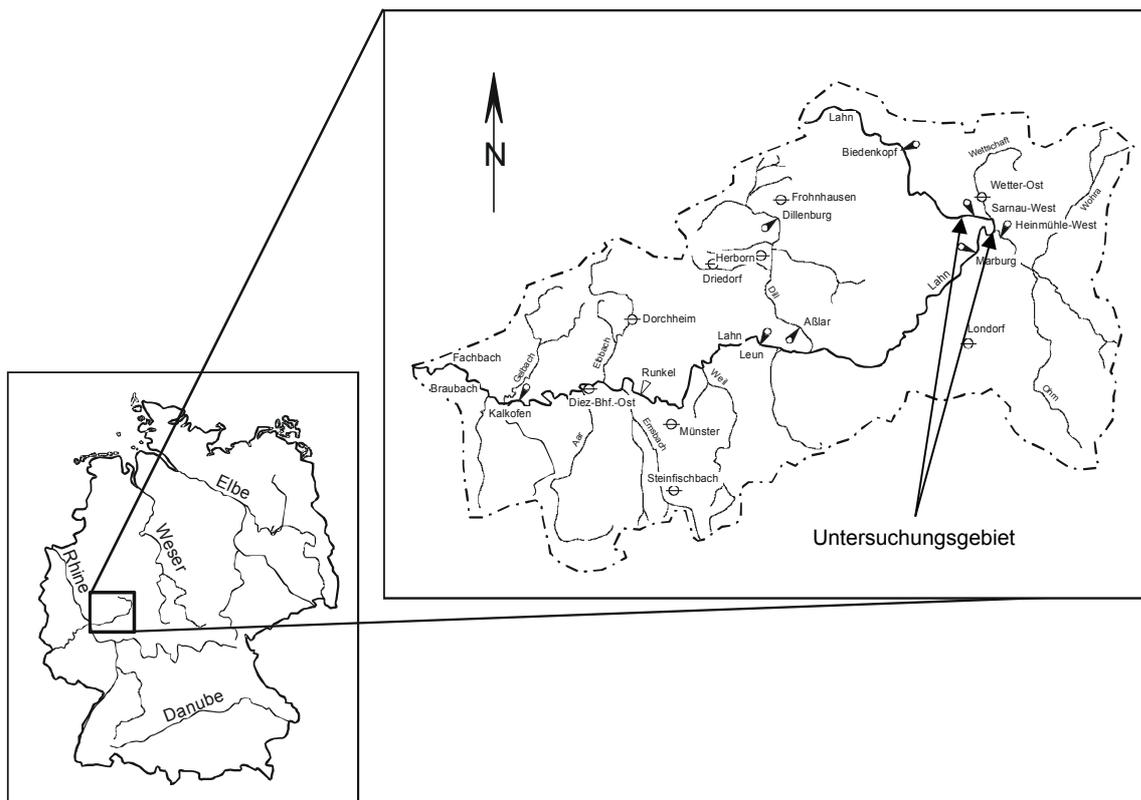


Abb. 2.1. Einzugsgebiet der Lahn und Lage des Untersuchungsgebietes (aus SCHMIDT 2002 verändert)

## 2.2 Geologie

Das Einzugsgebiet der oberen Lahn ist Teil des gefalteten Paläozoikums des Rheinischen Schiefergebirges. Im Raum Marburg ist der Schiefergebirgsrumpf von Buntsandstein-Deckgebirgen überlagert (TICHY 1951). Das Bettsediment im Untersuchungsgebiet besteht vorwiegend aus Kiesen und Sanden, die durch Hochwässer umgelagert werden. Es liegt auf einer Talfüllung aus Schotterkörpern zwischen 9 und 12 m (HEINE 1970). Zwei Probestellen (Cölbe und Sarnau) liegen im Marburger Graben, der durch die Auflage einer Auelehmschicht von 3,2 - 4,2 m charakterisiert ist (HEINE 1970). Die nördlichste Probestelle (Sterzhausen) befindet sich im angrenzenden Schiefergebirge, das eine geringere Auelehmschicht von ca. 1,8 m hat.

## 2.3 Morphologie

Die hessische Lahn befindet sich nicht mehr in ihrer morphologischen Urform. Anhand von alten Karten und Geländespuren lässt sich rekonstruieren, dass der ursprüngliche Gewässerverlauf breiter, flacher und verzweigter war. (TRÄBING & SCHRÖDER 1992). Die natürlichen morphologischen Strukturelemente wie z.B. Furkationsrinnen, Mäander, Altarme und Auenflächen wurden durch Staubereiche und kurze Fließstrecken ersetzt. Zahlreiche anthropogene Eingriffe wie z. B. Begradigungen, der Bau von Wehren, die Uferbefestigung und das Ausbaggern der Sohle dienten der Flächenerschließung in der Aue, der Energiegewinnung und dem Hochwasserschutz. Es entstand ein relativ enges Einbettgerinne mit der Tendenz zur Tiefenerosion der Flussbettsohle. Allein im hessischen Lahnsystem finden sich 519 Fischwechselhindernisse, unter denen die Streichwehre (209) einen Großteil ausmachen (WEHRKATASTER FÜR DAS HESSISCHE LAHNSYSTEM 1996). Ökomorphologisch gilt die Lahn als kritisch belastet (TRÄBING 1994). Erst in jüngerer Zeit werden kleinere Gewässerstrecken, z.B. die Lahn bei Cölbe und Sterzhausen im Zuge von Renaturierungs- und Ausgleichsmaßnahmen wieder in naturnäheren Zustand versetzt, d.h. es werden Furkationsrinnen mit größerem Überschwemmungsbereich angelegt.

## 2.4 Klima

Das Regionalklima der Oberen Lahn ist geprägt durch maritime Großwetterlagen, die 80% des Jahres vorherrschen. Länger anhaltende Hochdruckwetterlagen machen nur 18% des Jahresklimas aus (BACH & FREDE 1994). Es herrschen Südwest-, West- und Nordwest-Winde vor, die meist feuchte Luftmassen mit sich bringen. Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 630 mm. Ein Großteil des Niederschlages fällt in den Wintermonaten Dezember und Januar und führt regelmäßig zu Hochwasserereignissen (TICHY 1951).

## 2.5 Abflussverhältnisse

Das Einzugsgebiet der Oberen Lahn umfasst 5939 km<sup>2</sup> (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil III, 1993). Die gewässerkundlichen Hauptwerte für das Untersuchungsgebiet liegen bis 1987 am Pegel Sarnau vor. Aufgrund von Umbaumaßnahmen an einer nahegelegenen Brücke veränderten sich die Wasserstände und der Fließquerschnitt am Pegel Sarnau, so dass seit 1987 keine Schlüsselkurve mehr für diesen Pegel existiert. Die folgenden Hauptwerte beziehen sich auf einen Zeitraum von 29 Jahren (1959-1987) und können daher als repräsentativ angesehen werden.

Der mittlere jährliche Abfluss (MQ) am Pegel Sarnau beträgt 7,3 m<sup>3</sup>/s. Im Winterhalbjahr ist der mittlere Abfluss mit 11,2 m<sup>3</sup>/s fast drei Mal so hoch wie der mittlere Abfluss des Sommerhalbjahres von 3,51 m<sup>3</sup>/s. Der mittlere jährliche Hochwasserabfluss (MHQ) liegt bei 103 m<sup>3</sup>/s, der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) 0,599 m<sup>3</sup>/s. Bis 1987 war der niedrigste Abfluss am 08.09.1973 mit 0,12 m<sup>3</sup>/s erreicht. Der höchste Abfluss von 232 m<sup>3</sup>/s wurde am 07.02.1984 registriert. Diese starken Schwankungen sind durch die hydrologischen Charakteristika des Einzugsgebietes bedingt (KILIAN 1994).

## 2.6 Flächennutzung

Fast die Hälfte der Flächen im Einzugsgebiet der Lahn bei Cölbe bestehen aus Wald (48,6 %). Damit ist das Untersuchungsgebiet walddreicher als der Durchschnitt der hessischen Flächen (Waldanteil von 41 %). Ein weiterer großer Anteil von 38,3% wird landwirtschaftlich genutzt. Nur 11 % der Fläche entfällt auf Siedlungen und

Verkehr. Im Vergleich zum hessischen Mittelwert von 12,8 % sind die Siedlungs- und Verkehrsflächen im Untersuchungsgebiet eher unterrepräsentiert (FREDE 1991).

## 2.7 Stoffliche Belastung

Die hessische Lahn gilt als eutrophierungsgefährdetes bzw. eutrophiertes Fließgewässer mit einer hohen Nährstoffbelastung (vorwiegend aus stickstoff- und phosphathaltigen Abwässern), die in Niedrigwasserzeiten zu Algenblüten führt (BORCHARDT & REHRMANN 1992). Bis zur Einmündung der Wetschaft (unterhalb der Probestelle Sarnau) nimmt die obere Lahn die Abwässer von zehn kommunalen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von insgesamt 110.000 Einwohnerwerten (EW) auf. Im untersuchten Teilabschnitt (Probestelle Sarnau) mündet der Ablauf der Kläranlage Sarnau (17.000 EW). Diese mechanisch-biologisch arbeitende Kläranlage ist seit Mitte der 1970er Jahre in Betrieb. Bis zum Einbau einer neuen Nitrifikationsstufe im März 2000 und einer neuen Denitrifikationsstufe Ende 2000 erhielt die Lahn große Mengen an Stickstoffverbindungen durch den Ablauf der Kläranlage. Der abwasserbürtige Anteil am Niedrigwasserabfluss der Lahn beträgt an der Probestelle Sarnau zwischen 26 % (oberhalb der Kläranlage) und 31 % (unterhalb der Kläranlage). Die Gewässergüteklasse der Lahn reicht im Untersuchungsgebiet von II (mäßig belastet, Saprobien - Index 1,8 bis < 2,3, Probestellen Cölbe und Sterzhausen) bis II-III (kritisch belastet, Saprobien - Index 2,3 bis < 2,7, Probestelle Sarnau) (Biologische Gewässergüteklasse Hessen 1994).

## 2.8 Ichthyozönose

Nach Untersuchungen, die im Auftrag des Hessischen Ministeriums des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz 1998 durchgeführt wurden, kommen 34 Fischarten potentiell natürlich im Oberlauf der Lahn vor (SCHWEVERS & ADAM 1998). Vier dieser Arten (Meerneunauge (*Petromyzon marinus*), Maifisch (*Alosa alosa*), Neunstacheliger Stichling (*Pungitius pungitius*) und Quappe (*Lota lota*)) sind jedoch geographisch und gewässermorphologisch bedingt eher anderen Gewässern und Regionen zuzuordnen. Abzüglich dieser Arten umfasst die potentielle Ichthyozönose der oberen Lahn 30 Arten. Nach SCHWEVERS & ADAM (1998) kommen von den potentiellen Arten nur noch 23 Arten im oberen Lahnsystem vor. Von diesen 23 Arten sind 18 reproduktiv. In eigenen Untersuchungen konnten 24 heimische Arten, davon 19 reproduktive, nachgewiesen werden. Da die Arten, die bei eigenen

Untersuchungen mit und ohne Reproduktionsbeleg nachgewiesen wurden, z.T. von denen der o.g. Untersuchung abweichen, wurden die Angaben durch eigene Ergebnisse ergänzt bzw. aktualisiert (HÜBNER 1992, 1998, 1999 a, HÜBNER & KORTE 2001) und im Folgenden in tabellarischer Form dargestellt.

<b>Heimische Arten</b>	<b>R</b>	<b>NR</b>	<b>NN</b>
Flussneunauge ( <i>Lampetra fluviatilis</i> )			+
Bachneunauge ( <i>Lampetra planeri</i> )	+		
Lachs ( <i>Salmo salar</i> )			+
Meerforelle ( <i>Salmo trutta</i> )			+
Bachforelle ( <i>Salmo trutta f. fario</i> )	+		
Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> )	+		
Rotaug ( <i>Rutilus rutilus</i> )	+		
Moderlieschen ( <i>Leucaspis delineatus</i> )	+		
Hasel ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )	+		
Döbel ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	+		
Elritze ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )	+		
Rotfeder ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )		+	
Nase ( <i>Chondrostoma nasus</i> )		+	
Gründling ( <i>Gobio gobio</i> )	+		
Barbe ( <i>Barbus barbus</i> )	+		
Ukelei ( <i>Alburnus alburnus</i> )	+		
Schneider ( <i>Alburnoides bipunctatus</i> )		+	
Güster ( <i>Blicca bjoerkna</i> )	+		
Brasse ( <i>Abramis brama</i> )	+		
Bitterling ( <i>Rhodeus sericeus amarus</i> )			+
Bachschmerle ( <i>Barbatula barbatula</i> )	+		
Schlammpeitzger ( <i>Misgurnus fossilis</i> )			+
Steinbeißer ( <i>Cobitis taenia</i> )			+
Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> )		+	
Hecht ( <i>Esox lucius</i> )	+		
Flussbarsch ( <i>Perca fluviatilis</i> )	+		
Kaulbarsch ( <i>Gymnocephalus cernua</i> )	+		
Groppe ( <i>Cottus gobio</i> )	+		
Dreist. Stichling ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> )	+		
<b>Nicht heimische Arten</b>	<b>R</b>	<b>NR</b>	<b>NN</b>
Regenbogenforelle ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )		+	
Bachsaibling ( <i>Salvelinus fontinalis</i> )		+	
Tigerfisch		+	
Blaubandbärbling ( <i>Pseudorasbora parva</i> )	+		
Giebel ( <i>Carassius auratus gibelio</i> )		+	
Karpfen ( <i>Cyprinus carpio</i> )		+	
Schleie ( <i>Tinca tinca</i> )	+		
Wels ( <i>Silurus glanis</i> )		+	
Zander ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	+		

Tab. 2.1: Fischarten der oberen Lahn. R: Reproduktive Population(en), NR: Nachweis ohne Reproduktionsbeleg, NN: Nicht nachgewiesen

Die Fischfauna spiegelt im Wesentlichen die anthropogene Überformung der oberen Lahn wieder. Querbauwerke stellen nicht nur Fischwanderhindernisse dar, sondern führen auch zu langen Staubecken mit wenig Strömung. Dementsprechend dominieren hier eurytope Arten wie z.B. die Rotaugen und der Döbel (HÜBNER & KORTE 2001). Das Vorkommen von strömungsliebenden Arten wie die Äsche ist auf die verbliebenen frei fließenden Strecken und auf die Fließstrecken unterhalb der Wehre reduziert (HÜBNER 1992). Der Uferverbau reduziert die Strukturdiversität im Randbereich. Insbesondere fehlen hier Flachwasserzonen als Aufwuchshabitate für Jungfische (HÜBNER 1999 b). Dies beeinträchtigt den Reproduktionserfolg vieler Fischarten. Lediglich der Aal profitiert von den zahlreichen Steinschüttungen im Randbereich und wird dort in Massen als Besatzfisch gefunden. Einige Arten wie z.B. der Bitterling fehlen ganz, andere wie z.B. das Moderlieschen und die Karausche sind stark im Bestand reduziert. Diesen Arten fehlt die morphologische Urform der Lahn mit Altarmen und großen Auenbereichen als Retentionsfläche.

Die Leitfischarten des Oberlaufes der Lahn, die Äsche und die Barbe, sind stark unterrepräsentiert (SCHAUMBURG 1995, HÜBNER 1998). Ihr Vorkommen reduziert sich auf die freifließenden Strecken, oft unterhalb der Wehre, wo sie die nötige Strukturvielfalt und Kiesbänke zum Abbläuen vorfinden. In Niedrigwasserperioden (von Juni bis September) fließt jedoch an den meisten Wehren zu wenig Wasser über die Wehrkrone. Ein Großteil des Wassers wird in dieser Zeit zur Wassernutzung (Energiegewinnung) entnommen. Damit fallen einige Flussstrukturen unterhalb der Wehre trocken, andere bieten den Fischen zu wenig Strömung. Während die Altfische diese Zeit durch Abwandern in tiefere Flussbereiche kompensieren können, wird ein Großteil der Jungfische beim Abwandern bzw. Abdriften im tieferen strömungsarmen Bereich von Prädatoren gefressen (HÜBNER 1999a, HÜBNER & KORTE 2001).

## 2.9 Probestellen

### 2.9.1 Cölbe

Diese Probestelle beginnt unterhalb des Cölber Wehres und erstreckt sich über 180 m flussabwärts (Rechts-Hoch-Werte: unten 3485528 m/ 5635430 m, oben 3485365 m/ 5635508 m). Aufgrund der hohen Wassertiefen- und Strömungsdiversität und der großen Strukturvielfalt ist die Stelle ökomorphologisch als naturnah zu bezeichnen. Auf beiden Uferseiten ist der ursprüngliche Verbau mit Steinschüttung durch Umlagerungsprozesse und Vegetation auf weiten Strecken nicht mehr intakt. Am rechten Ufer haben sich Kiesbänke angelagert. Weiter flussabwärts davon prägen dichte Rohrglanzgrasbestände (*Phalaridetum arundinaceae*) das Ufer. Auf der linken Uferseite ist die Steinschüttung anfangs noch intakt, später von Rohrglanzgräsern und Weidenbüschen, die ins Wasser hängen, überwuchert. Stellenweise findet sich hier auch Totholz. Die submerse Vegetation besteht aus vereinzelt Feldern von flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) und Haken-Wasserstern (*Callitriche hamulata*) in Flussmitte. Der Abschnitt ist durch 3 Stromschnellen-Kolk-Sequenzen (im Folgenden mit dem englischen Begriff der Riffle-Pool-Sequenzen bezeichnet), 2 größere Pools, 4 große Kiesbänke und 1 große Kiesinsel strukturell reich gegliedert. Der Bodengrund ist kiesig. Die Wassertiefe reicht von 20 bis 180 cm bei einer Gewässerbreite von 3-10 Metern. Der gesamte Abschnitt hat ein Gefälle von 1 ‰ und gehört somit zu der oberen Barbenregion.

Von März bis Mai 1997 wurde eine Fischaufstiegsanlage vom Typ „rauhe Rampe“ an der linken Uferseite eingebaut. Zur Stabilisierung der eingebrachten Spundwände und zum Aufschütten eines Anfahrtsweges wurde zuerst nur ein Teil der Kiesbänke am rechten Ufer abgetragen. Bei Fertigstellung der Fischaufstiegsanlage wurde weiter ausgebaggert und es kam letztendlich zur vollständigen Entnahme des Kieses auf der rechten Uferseite. Die Kiesbänke dieser Uferseite gingen verloren, das Wassertiefen- und Strömungsprofil wurde uniformer.

## 2.9.2 Sarnau

Diese Probestelle befindet sich auf Höhe der Kläranlage Sarnau-Göttingen und gliedert sich in 3 Teilabschnitte. Die Besonderheit dieser 3 Teilabschnitte ist ihre unterschiedliche stoffliche Belastung und ökomorphologische Struktur (naturnah bis naturfern). Im Folgenden werden die drei Abschnitte entgegen der Fließrichtung der Lahn kurz charakterisiert.

Der unterste Abschnitt III beginnt 33 m vor der Eisenbahnbrücke oberhalb eines Riffles und ist 35 m lang (Rechts-Hochwerte: unten: 3484580 m/ 5637093 m, oben 3484545 m/ 5637090 m). Die Wassertiefe beträgt 10 – 80 cm bei einer Breite von 8 – 15 Metern. Der Abschnitt ist als bedingt naturnah zu bezeichnen, da eine große Kiesbank das rechte Ufer prägt, während das linke Ufer von einer intakten Steinschüttung gebildet wird. Die Kiesbank wird je nach Wasserstand überspült und führt zu einer leichten Verzweigung des Flusses in ein kleines Nebengerinne.

Der mittlere Abschnitt II schließt sich direkt an den unteren Abschnitt III an. (Rechts-Hochwerte: unten 3484545 m/ 5637090 m, oben 3484333 m/ 5637080 m). Er ist 220 m lang und besteht im Wesentlichen aus einem begradigten Pool (Wassertiefe 80 - 150 cm). Die einzige irreguläre Uferstruktur dieses Abschnittes bilden einige Äste, die vorwiegend am rechten Ufer ins Wasser ragen. Ansonsten ist das rechte Ufer steil und das linke Ufer besteht aus einer intakten Steinschüttung. Zu Beginn dieser Steinschüttung am linken Ufer mündet der Einlauf der Kläranlage Sarnau, der zu einer erhöhten stofflichen Belastung dieses Lahnabschnittes führt. Aufgrund der stofflichen Belastung und der Strukturarmut ist der Abschnitt als naturfern zu bezeichnen. Natürlicherweise laicht die Äsche an solch naturfernen Abschnitten weder ab, noch wächst sie hier auf. Die einzige Ursache für das Vorkommen von Äschenlarven an dieser Stelle ist ihre enge Nachbarschaft zum naturnahen Abschnitt I. In diesem naturnahen Abschnitt laicht die Äsche üblicherweise ab. Die jungen Larven werden dann in die flussabwärts gelegenen Abschnitte II und III verdriftet. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit, die Aufwuchsbedingungen für 0+ Äschen auch in einem naturfernen Abschnitt zu untersuchen.

Der Abschnitt I wird durch eine 25 Meter lange Rausche von Abschnitt II getrennt (Rechts-Hoch-Werte: unten 3484305 m/ 5637078 m, oben 3484205 m/ 5637073 m). Er ist 10 – 15 m breit, 10 – 180 cm tief und 100 m lang. Das rechte Ufer ist geprägt von großen Buchten mit vorgelagerten Grasinseln. Am linken Ufer finden sich eine

flach überströmte Bucht und eine Kiesbank. Die Uferbefestigung in Form einer Stein-schüttung ist nur auf wenigen Metern intakt. Einige Äste ragen ins Wasser und bieten kleinräumige Strukturen. Die submerse Vegetation ist zahlreich und besteht aus Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*). In Flussmitte liegt eine Riffle-Pool-Sequenz. Die stoffliche Belastung dieses Teilabschnittes ist noch relativ gering, da er oberhalb vom Kläranlageneinlauf gelegen ist. Die geringe stoffliche Belastung und der Strukturreichtum führen zur Einteilung des Abschnittes in die Kategorie „naturnah“. In diesem Abschnitt befinden sich die natürlichen Laichplätze der Äsche. Der Abschnitt hat ein Gefälle von 2,0 ‰ und ist somit dem Hyporhithral (Äschenregion) zuzuordnen.

### 2.9.3 Sterzhausen

Diese Probestelle umfasst ein 200 m langes Teilstück flussabwärts der Ortschaft Sterzhausen, auf der Höhe eines größeren Baggersees (Rechts-Hoch-Werte: unten 3480535 / 5636393 m, oben 3480338 / 5636360 m) Sie kann ebenfalls als naturnah eingestuft werden, da sie durch 2 Riffle-Pool-Sequenzen, 1 kleine Kiesbank, ins Wasser ragende Ufervegetation und Totholz strukturell reich gegliedert ist. Charakteristisch für diesen Teilabschnitt der Lahn ist sein geradliniger Verlauf mit langen Fließstrecken und fehlenden Prall- und Gleithangsituationen. Die Flussbreite variiert zwischen 8 und 15 Metern, die Wassertiefe ist mit 10 - 80 cm eher niedrig. Die Uferbefestigung ist auf beiden Seiten erodiert und von Vegetation überlagert. An einigen Stellen ragen Baumwurzeln oder größere Äste ins Wasser. Ein umgestürzter Baum führt zu strömungsberuhigten Randbereichen. Die aquatische bzw. semiaquatische Vegetation besteht aus Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*), flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), kleiner Wasserlinse (*Lemna minor*), Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) und Knötericharten (*Polygonum hydropiper und amphibium*) und Wasserdarm (*Malachium aquaticum*). Mit einem Gefälle von 2,4 ‰ gehört dieser Teilabschnitt der Lahn ins Hyporhithral (Äschenregion).

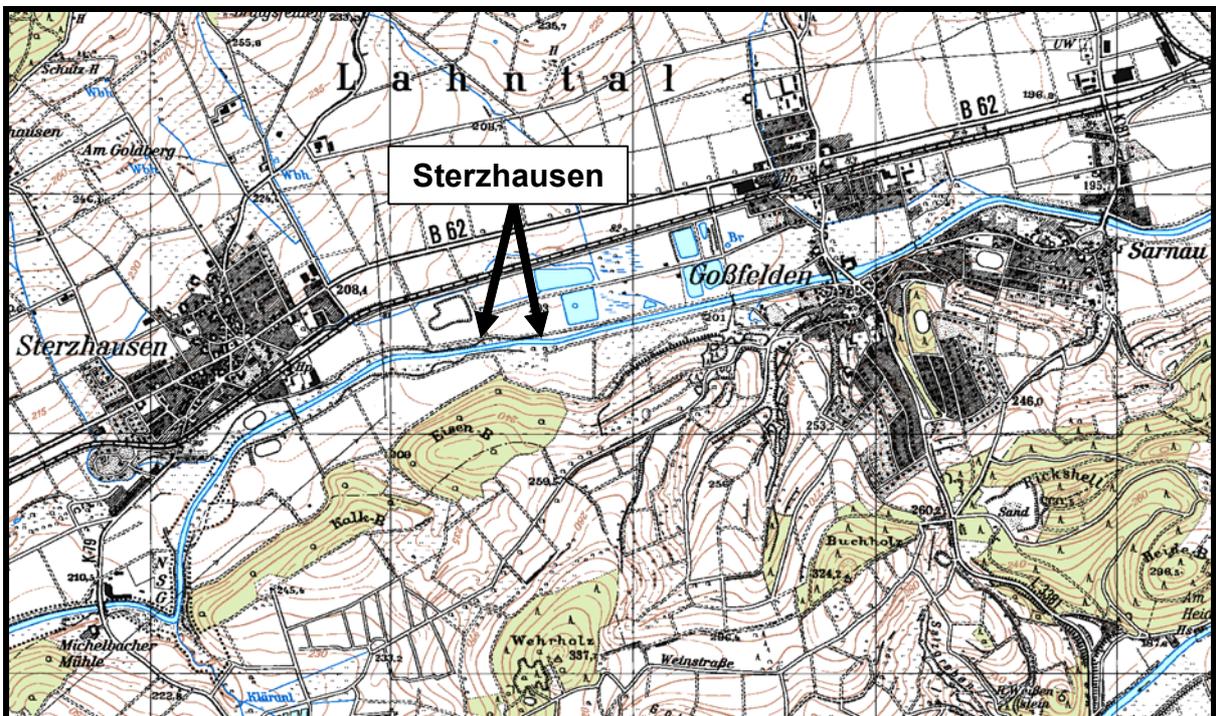
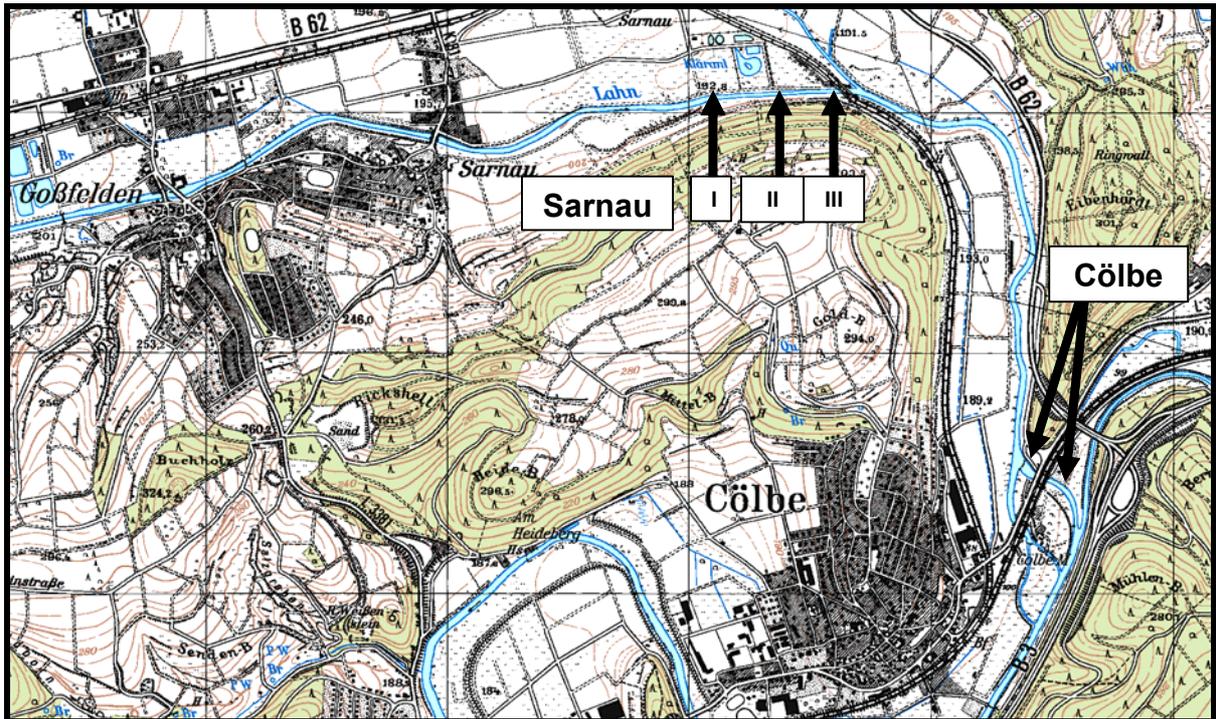


Abb. 2.2: Lage der Probestellen nördlich der Stadt Marburg (Ausschnitt aus der topographischen Karte Maßstab 1 : 25.000, Blatt 5118 Hessisches Vermessungsamt)

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Hydraulische Parameter

#### 3.1.1 Abfluss

Für die aktuellen Abflussverhältnisse der Probestellen Sterzhausen und Sarnau musste auf die Datengrundlage des Pegels in Biedenkopf (ca. 20 km flussaufwärts von Sterzhausen) zurückgegriffen werden. Dies war notwendig, da der Pegel Sarnau nicht mehr funktionstüchtig ist (s. Kap. 2.5). Die Abflussverhältnisse für die beiden Untersuchungsabschnitte wurden deshalb aus dem Verhältnis der oberirdischen Einzugsgebiete ( $A_{E0}$ ) zwischen dem Pegel Biedenkopf und dem Pegel Sarnau errechnet (Pegel Biedenkopf  $A_{E0}$ : 303 km<sup>2</sup>, Pegel Sarnau  $A_{E0}$ : 448 km<sup>2</sup>).

Für den Abfluss der Probestelle in Cölbe (flussabwärts von Sarnau) wurde dem Abfluss in Sarnau der Pegelstand der Wetschaft (Pegel Niederwetter) zugerechnet, da die Wetschaft der einzige Zufluss zwischen Sarnau und Cölbe ist.

#### 3.1.2 Geschiebetransport

Die Äsche ist als kieslaichende Fischart in der ersten Phase ihres Lebenszyklus auf ein gut durchströmtes Interstitial angewiesen. Durch Lücken im Interstitial werden Eier und Larven mit sauerstoffreichem Wasser aus der freien Welle versorgt. Die Larven schwimmen, nachdem sie ihren Dottersack weitgehend resorbiert haben, durch diese Poren aus dem Kiesbett an die Gewässeroberfläche.

Die Größe der Poren und das Porenvolumen sind in starkem Maße abhängig von dem Vorkommen und der Verteilung kleinerer Steine, Sande und Schluffpartikel. Diese können sich zwischen den größeren Kieseln ablagern und die Lücken verschließen. Je nach Lage und Entstehung des Lückenverschlusses spricht man von einer inneren oder äußeren Kolmation. Bei Hochwasser können diese kolmatierten Kiesschichten gespült und bei entsprechend hohem Abfluss auch umgelagert werden. Diese Umlagerungsprozesse der Gewässersohle führen zum Auswaschen und Abtransport der Feinpartikel. Nach den Hochwasserereignissen bleibt ein lückiges Interstitial zurück, das bessere Bedingungen für die Entwicklung von Eiern und Larven von Kieslaichern bietet.

Um zu erkennen, wann an der Lahn solche Umlagerungsprozesse stattfinden, wurde die Höhe des Abflusses berechnet, an dem die kritische Schubspannung  $\tau_{cr}$  überschritten wird und sich die Gewässersohle in Bewegung setzt.

Der Transportbeginn von größeren und kleineren Körnern der Sohle geschieht dabei gleichzeitig und nicht etwa schrittweise mit ansteigendem Abfluss. Ursache dafür ist die Tatsache, dass größere Kiesel und Steine der Strömung mehr ausgesetzt sind als kleinere Körner, dafür aber auch den größeren Strömungskräften länger standhalten. Die kleineren Körner werden dabei von den größeren Fraktionen abgeschirmt, es entsteht ein sogenannter "Hiding-Effekt". Erst wenn die größeren Körner der Deckschicht unterspült und herausgelöst werden, kommt es zu einer Instabilität der Deckschicht und die Sohle setzt sich in Bewegung (SCHÄLCHLI 1993).

Für die Berechnung des Transportbeginns der Gewässersohle gibt es zahlreiche Formeln, die aus theoretischen Betrachtungen des Gleichgewichtszustandes zwischen den Schubspannungen an verschiedenen Gewässersohlen resultieren (PATT et al., 1998). Für die Gewässersohle der Lahn wurde der Transportbeginn nach der Formel von MEYER-PETER & MÜLLER (1948, zitiert nach PATT et al., 1998) berechnet, da diese den Bereich von Sand- und Kiessohlen abdeckt und am besten für die in der Praxis vorkommenden Anwendungsbereiche geeignet ist (PATT et al., 1998). Des Weiteren berücksichtigt diese Formel gleich zwei charakteristische Korndurchmesser einer Sedimentprobe: den mittleren Korndurchmesser ( $d_m$ ) und den 90% Wert der halblogarithmischen Gewichtssummenkurve ( $d_{90}$ ). Die Meyer-Peter & Müller-Formel ist deshalb genauer als andere theoretische Lösungsansätze zum Transportbeginn der Gewässersohle (vgl. PATT et al., 1998).

Das Grundkonzept der Meyer-Peter & Müller-Formel ist der Vergleich von aktueller Schubspannung  $\tau$  und kritischer Schubspannung  $\tau_{cr}$ , bei der sich das Sohlenmaterial mit dem charakteristischen Korndurchmesser in Bewegung setzt (Patt et al., 1998). Mit Hilfe der Formel wird ein hydraulischer Radius für den transportwirksamen Abflussanteil berechnet ( $R_b$ ). In der Modifikation nach Hunziker (1995) lautet die Meyer-Peter & Müller-Formel:

$$\left(\frac{K_s}{K_r}\right)^{2/3} p_w g R_b I_e = 0,047(p_s - p_w) g d_m + 0,25 p_w^{1/3} [(p_s - p_w) g q_B]^{2/3}$$

Gleichung 3.1

$K_s$  = Manning- Strickler-Wert [ $m^{1/3}/s$ ]

$K_r$  = Kornrauheitskoeffizient [ $m^{1/3}/s$ ]

$\rho_w$  = Dichte des Wassers [ $kg/m^3$ ]

$\rho_s$  = Feststoffdichte [ $kg/m^3$ ]

$g$  = Fallbeschleunigung [ $m/s^2$ ]

$d_m$  = mittlerer Korndurchmesser des Sohlenmaterials [m]

$q_B$  = spezifischer Geschiebetrieb [ $kg/(m*s)$ ]

$R_b$  = hydraulischer Radius, bezogen auf den auf der Sohle abfließenden Anteil des Abflusses [m]

$I_e$  = Energieliniengefälle [-] (Sohlengefälle)

Die Rauheit des Gerinnes wird durch den Manning-Strickler-Beiwert ( $K_s$ ) charakterisiert. Für die Lahn wurde ein Wert von 35 [ $m^{1/3}/s$ ] eingesetzt, der für Flüsse mit natürlichem unregelmäßigem Flussbett steht, die eine mäßige Geschiebeführung mit Geröll besitzen (LANGE & LECHER 1986).

Der Kornrauheitskoeffizient wird unter Verwendung des  $d_{90}$  berechnet. Der  $d_{90}$  gibt den Korndurchmesser einer Sedimentprobe bei 90 % (Gewichtsprozent) der halblogarithmischen Summenkurve an. Der Kornrauheitskoeffizient errechnet sich folgendermaßen:

$$k_r = \frac{26}{\sqrt[6]{d_{90}}}$$

Gleichung 3.2

Der hydraulische Radius  $R_b$  setzt sich aus mehreren Faktoren zusammen:

$$R_b = h \frac{Q_s}{Q}$$

Gleichung 3.3

$Q_s$  = Transportwirksamer Abflussanteil [ $m^3/s$ ]

$Q$  = Abfluss [ $m^3/s$ ]

$h$  = Wassertiefe [m]

Über den transportwirksamen Abflussanteil  $Q_s$  wird die an den Transportvorgängen beteiligte Querschnittsfläche berücksichtigt. Zur Festlegung dieses Anteiles wird die Geschwindigkeitsverteilung im Querschnitt (Isotachen) benötigt. Diese waren in der Lahn nicht bekannt. Deshalb galt nach PATT et al. (1998) näherungsweise:

$$R_b = h^*(b/l_u)$$

Gleichung 3.4

$l_u$  = benetzter Umfang  
 $b$  = Gewässerbreite

Zur Berechnung des benetzten Umfanges (entspricht der benetzten Querschnittsfläche) im Untersuchungsgebiet wurde auf Messungen zurückgegriffen, die im Zuge des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes "Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral eines anthropogen belasteten Fließgewässers" durchgeführt wurden. Danach diente als Berechnungsgrundlage ein Trapezprofil der Lahn mit der Breite von 20 m und einer Uferhangneigung von 24°. Da die Lahn im untersuchten Abschnitt ein breites Gerinne besitzt ( $b > 30 \cdot h$ ), entspricht nach PATT et al. (1998) der hydraulischen Radius ( $R_b$ ) der Höhe ( $h$ ) des Trapezes und somit der Wassertiefe ( $h$ ) in Metern.

Um den Beginn des Geschiebetransportes festzustellen, wurde der spezifische Geschiebetrieb  $q_B$  in der MEYER-PETER & MÜLLER-FORMEL (Gleichung 3.1) auf den Wert 0 gesetzt. Danach wurde die Formel nach dem hydraulischen Radius ( $R_b$ ) aufgelöst:

$$R_b = \frac{0,047(p_s - p_w)d_m}{\left(\frac{ks}{Kr}\right)p_w I_e}$$

Gleichung 3.5

Der berechnete Wert des hydraulischen Radius (entspricht dem Wasserstand der Lahn in Metern s.o.) konnte anhand von Wasserstands- und Abflussmessungen einem bestimmten Abfluss zugeordnet werden. Nach Berechnungen von R. Ibisch (persönliche Mitteilung) ergibt sich eine Korrelation zwischen Wasserstand der Lahn (hydraulischem Radius) [m] und dem Abfluss der Lahn bei Sarnau [m<sup>3</sup>/s] von  $y = 29,168x^2 + 2,815x - 1,9035$  ( $R^2 = 0,9745$ ). Der mit Hilfe dieser Korrelation zugeordnete Abflusswert gibt die Höhe des Abflusses an, an dem eine Geschiebebewegung in der Lahn einsetzt.

Der Abfluss hat einen wesentlichen Einfluss auf die Dekolmationsvorgänge und damit auf die Verfügbarkeit des Lückensystems für die Ei- und Larvalstadien. Aus diesem Grunde wurde für drei Probestellen in der oberen Lahn der Grenzbereich des Abflusses berechnet, an dem eine Umlagerung der Kiessohle stattfindet. Dabei

wurden für die Werte der mittleren Korngröße ( $d_m$ ) und des  $d_{90}$  Wertes die Ergebnisse der Sedimentproben verwendet. Für das Sohlengefälle  $I_e$  wurden die Messergebnisse für Sarnau von 2 ‰ und für Sterzhausen von 2,4 ‰ eingesetzt.

## 3.2 Laichplätze

### 3.2.1 Topographie

Die Lokalisierung der Laichplätze erfolgte von Ende März bis Mitte April. In dieser Zeit konnten 1996 und 1997 Äschen beim Ablachen beobachtet werden. Die Äschenweibchen schlugen unter heftigem Zittern mit ihrem Schwanzstiel eine kleine Laichgrube in den Kies (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955). Der Bodengrund wurde dabei umgelagert und von Feinsedimenten gesäubert. In der Lahn löste sich hierbei auch der Algenbewuchs am Bodengrund. Die ca. 10 x 20 cm großen Gruben hoben sich farblich als "helle Flecken" vom umliegenden veralgten Substrat ab. Diese Stellen wurden vorsichtig mit einem Surber-Sampler beprobt und auf Äscheneier untersucht.

### 3.2.2 Habitatsstruktur

Die Lage der Laichplätze wurde folgenden Habitatstrukturen zugeordnet:

1. **Kiesbank:** Die Kiesbank umfasst alle ufernahen Strukturen in unmittelbarer Nähe einer Kiesbank. Unter „ufernah“ wird eine Entfernung bis zu 5 m vom Gewässerrand der Kiesbank verstanden. In diesem Bereich ist das Gewässer durch die Kiesanlagerung deutlich abgeflacht und weist höhere Strömungsgeschwindigkeiten auf.
2. **Fließstrecke:** Dieser Strukturtyp kennzeichnet Abschnitte, die nicht unmittelbar von Randstrukturen des Gewässers beeinflusst sind. Die Strömungen und Wassertiefen sind äußerst variabel und steigen in der Regel zu Flussmitte hin an.
3. **“Riffle”:** Der aus der englischsprachigen Fachliteratur stammende Begriff “Riffle” fasst die uneinheitlich benutzten Bezeichnungen “Stromschnelle” oder “Rausche” zusammen. Ein “Riffle” ist demnach ein schnell überströmter flacher Gewässerabschnitt, der sich durch hohe z.T. turbulente Strömungen (> 50 cm/s) auszeichnet.

### 3.2.3 Wassertiefen und Strömungen

Am Laichplatz wurde die Wassertiefe mit einem Mess-Stab und das Strömungsmuster mit einem Messflügel der Firma Schiltknecht, Modell Mini-Air 2, mit einer Messgenauigkeit von 1,5 % aufgenommen. Die Strömung wurde an folgenden Stellen gemessen:

- 2 cm über dem Bodengrund der Laichgrube
- in der Mitte des Wasserkörpers über der Laichgrube
- an der Wasseroberfläche.

Die Messungen erfolgten jeweils einmal zeitgleich mit der Probenentnahme des Interstitialwassers (s. Kap. 3.3.3) zu folgenden Entwicklungsschritten der Äsche im Interstitial:

1. Frühe Embryonalphase
2. Augenpunktstadium
3. Dottersackstadium

## 3.3 Interstitialphase

### 3.3.1 Sedimentprobenentnahme

1996 und 1997 wurde zu Beginn der Interstitialphase der Äsche (Anfang bzw. Mitte April) an jeder Probestelle an jeweils einem Laichplatz eine Sedimentprobe entnommen. In Sarnau wurden 1997 zwei strukturell verschiedene Laichplätze (an einer Kiesbank und vor einem Riffle in Flussmitte) beprobt.

Zuerst wurde die Strömung an der Probestelle mit Hilfe eines am Boden offenen Blechkastens deutlich verringert. Danach wurde in den Kasten ein Surber-Sampler mit einer Grundfläche von 30 x 30 cm auf das Substrat gesetzt. Beim Aufsetzen des Samplers wurden mehrere helle Flecken am Gewässergrund erfasst. Mit einer Schaufel wurde das Substrat bis zu einer Tiefe von 15 cm abgetragen und in den feinmaschigen Sack des Samplers (Maschenweite < 0,06 mm) eingefüllt. An jeder Stelle wurde so eine Sedimentprobe von ca. 10 Litern (10000 - 15000 g) gewonnen. Beim Abtragen des Kieses und beim späteren Sieben bzw. Trocknen der Proben wurden einige Hundert Äscheneier gefunden.

### 3.3.2 Korngrößenanalyse

Nach der Trocknung des Substrates bei 100 °C wurden die größeren Kiesfraktionen (> 20 mm) mittels genormter Siebe von Hand ausgesiebt und danach auf einer Feinwaage mit einer Genauigkeit von 0,1 g ausgewogen. Die kleineren Fraktionen wurden in einer Rüttelmaschine getrennt und ebenfalls ausgewogen. Die Auswahl der zum Einsatz kommenden Siebe erfolgte in Anlehnung an die Einteilung nach SCHWOERBEL (1994). Demnach werden die Korngrößen folgendermaßen eingeteilt:

Steine	> 63,0 mm	Grobsand	< 2,0 - > 0,6 mm
Grobkies	< 63,0 - > 20,0 mm	Mittelsand	< 0,6 - > 0,2 mm
Mittelkies	< 20,0 - > 6,3 mm	Feinsand	< 0,2 - > 0,063 mm
Feinkies	< 6,3 - > 2,0 mm	Schluff	< 0,063 mm

Tab. 3.1: Einteilung der Korngrößenfraktionen

Da in der Literatur die Beschreibung des Laichsubstrates nicht in allen Fällen in Anlehnung an diese geologischen Standardwerte erfolgt, sondern zum Teil mit unterschiedlichen Siebgrößen oder vagen Begriffen wie "erbsengroße" bzw. "haselnussgroße" Kieskörner gearbeitet wird, wurde die oben aufgeführte Sieblinie in noch kleinere Einheiten unterteilt. Diese Zwischengrößen ermöglichen einen weitgehenden Vergleich mit anderen Autoren. Zur Unterteilung der Körngrößenklassen wurden folgende Siebe verwendet: Steine (70 mm, 65 mm, 60 mm), Grobkies (50 mm, 40 mm, 30 mm, 25 mm, 20 mm), Mittelkies (8 mm, 6,3 mm), Feinkies (2 mm, 1 mm), Grobsand (0,63 mm), Mittelsand (0,2 mm), Feinsand (0,063 mm).

Aus den einzelnen Korngrößenfraktionen wurden die Gewichtsprozentanteile berechnet und als halblogarithmische Summenkurve dargestellt.

Zum Vergleich mit anderen Arbeiten wurde die mittlere Korngröße  $d_m$  in mm ermittelt. Sie spaltet eine Sedimentprobe in zwei massengleiche Anteile auf und kann erste Hinweise auf die Permeabilität der Probe geben. Nach LOTSPEICH & EVEREST (1981) ergibt sich die mittlere Korngröße  $d_m$  aus:

$$d_m = d_1^{w1} * d_2^{w2} * d_3^{w3} * \dots * d_n^{wn} \quad \text{Gleichung 3.6}$$

$d$  = mittlerer Durchmesser der Partikel, die von einer bestimmten Siebgröße zurückgehalten werden

$w$  = Gewichtsanteil dieser Partikelgröße an der Gesamtprobe in Zentilen

Die mittlere Korngröße ist jedoch nur ein grobes Maß. Sie gibt keinerlei Aufschluss über die genaue Zusammensetzung und Durchlässigkeit des Substrates. So können z.B. zwei Proben mit derselben mittleren Korngröße aus nur einer Partikelgröße bestehen (hohe Permeabilität) oder aus größeren Partikeln, zwischen die sich kleine Partikel gesetzt haben (geringe Permeabilität). Ähnlich problematisch ist die alleinige Angabe des Feinsedimentanteils. In älteren Arbeiten wird der Feinsedimentanteil als einzig limitierender Faktor gesehen und oft mit der Überlebensrate der Larven im Interstitial korreliert (PHILLIPS et al. 1975, HAUSLE & COBLE 1976). Hierbei bleiben allerdings die anderen Korngrößen und ihre Verteilung unberücksichtigt.

Als Maß für die Gleichförmigkeit der Partikel und damit der Permeabilität dient der Sortierungskoeffizient ( $S_o$ ). Bei einem  $S_o$  von 1 ist das Substrat gleichmäßig sortiert und besteht aus nur einer Korngröße ( $\Rightarrow$  hohe Permeabilität). Je höher der  $S_o$  –Wert, desto ungleichmäßiger ist das Substrat beschaffen und desto undurchlässiger wird es. Die Korngröße bleibt hierbei jedoch unberücksichtigt. Der Sortierungskoeffizient errechnet sich als die Quadratwurzel der 75 ten Perzentile durch die der 25 ten Perzentile:

$$S_o = (Q3/Q1)^{-0,5} \quad \text{Gleichung 3.7}$$

Ein genaueres Maß für die Permeabilität und Verteilung des Substrates ist der Fredle - Index nach LOTSPEICH & EVEREST (1981). Dieser ergibt sich aus dem Verhältnis der mittleren Korngröße  $d_m$  zu dem Sortierungskoeffizient ( $S_o$ ):

$$f_i = d_m/S_o \quad \text{Gleichung 3.8}$$

Daraus ergibt sich, dass der Fredle – Index ( $f_i$ -Wert) mit steigender Porengröße und zunehmender Permeabilität größer wird. Bei einem Sediment mit nur einer Porengröße entspricht der  $f_i$ -Wert dem geometrischen Mittel, da  $S_o$  in diesem Fall 1 beträgt.

### 3.3.3 Interstitialwasserentnahme

Einige Tage vor dem Eintreffen der Weibchen besetzen die Männchen die potentiellen Laichplätze und verteidigen dort ihre Reviere (DYK 1995, UIBLEIN & JAGSCH 1994). Sobald sich die ersten Äschen an den Laichplätzen eingefunden hatten, wurden PVC-Schläuche zur Entnahme von Interstitialwasser in das Kiesbett eingegraben. Der Zeitpunkt des Eingrabens lag somit kurz vor dem eigentlichen Abläichen der Äschen. Im Jahr 1996 konnte zwei Tage nach dem Eingraben, im Jahr 1997 fünf Tage (1997) nach Vergraben der Schläuche das erste Abläichen der Äschen beobachtet werden. Bei dem Expositionsversuch mit Äscheneiern wurden die Schläuche zeitgleich mit den Eiern vergraben, um den Einfluss der freien Welle im Interstitial durch die Lockerung des Sedimentes genau zeitgleich mit dem Beginn der Interstitialphase der Äschen zu gestalten.

Jeweils drei PVC- Schläuche mit einem inneren Durchmesser von 8 mm und einer Länge von 100 – 140 cm wurden an einer rostfreien Edelstahlstange fixiert. Dadurch konnten die unteren Schlauchenden in einer Kiesbetttiefe von 10 cm, 20 cm und 30 cm eingegraben werden. Um ein Eindringen von Feinpartikeln und Lebewesen in die Schläuche zu vermeiden, wurden die vergrabenen Schlauchenden mit einer durchlässigen Gazekappe gesichert. Die oberen Enden wurden mit einem Plastikstöpsel verschlossen und bis zur Wasserprobenentnahme zum Schutz vor Strömung und Vandalismus unter Steinen verborgen.

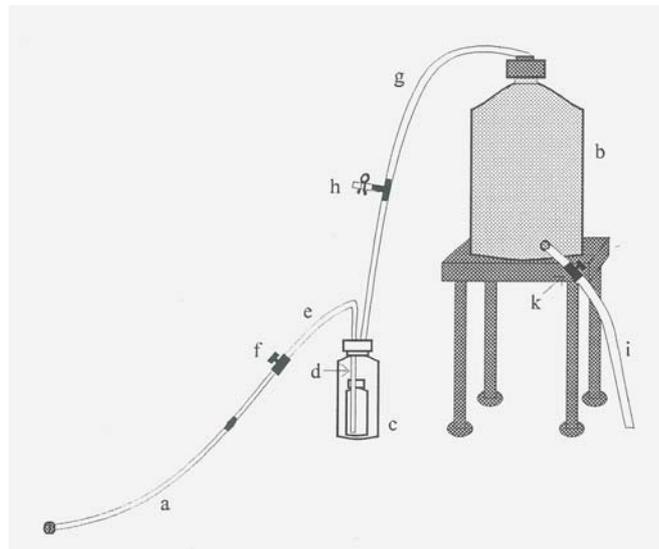
Zu drei wichtigen Entwicklungsschritten innerhalb der Interstitialphase der Äsche wurde jeweils einmal eine Wasserprobe aus den Schläuchen gezogen:

1. Frühe Embryonalphase bis Augenpunktstadium
2. Augenpunktstadium bis Dottersackstadium
3. Dottersackstadium bis Aufschwimmen

1996 und 1997 wurde an jeder Probestelle ein Laichplatz ausgewählt, an dem Wasser aus der freien Welle und dem Interstitialwasser entnommen wurde. 1997 wurden in Sarnau zusätzlich Wasserproben von einem weiter entfernt liegenden Laichplatz (ca. 300 m Entfernung) und einem Laichplatz in der näheren Umgebung gezogen. Der Vergleich der chemischen und physikalischen Parameter ergab eine weitgehende Übereinstimmung dieser drei Laichplätze (Kruskal-Wallis-Test: kein signifikanter Unterschied in der Korngröße und den physikalisch-chemischen Parametern,  $p < 0,05$ ). Es ist also davon auszugehen, dass die Laichplätze an allen Probestellen die Verhältnisse in ihrer Umgebung spiegeln.

### 3.3.3.1 Probenentnahme aus natürlichen Laichplätzen

An den natürlichen Laichplätzen sollten neben den Standardparametern auch leicht lösliche Gase bestimmt werden. Da das Interstitialwasser dafür langsam ohne großen Unterdruck und Luftkontakt aus den Schläuchen gesaugt werden musste, wurde eine kombinierten Methode nach HUSMANN (1971) und TILZER (1967, zit. nach SCHWOERBEL 1994) eingesetzt. Die verwendete Apparatur wurde von Steffens entwickelt und bereits erfolgreich angewendet (STEFFENS 1995).



a Probenentnahmeschlauch

b Arbeitsflasche

c Probenflasche

d Rohr

e Verbindungsschlauch 1

f Ventil 1

g Verbindungsschlauch 2

h Belüftungsschlauch mit Schlauchklemme

i Wasserablassschlauch

k Ventil 2

Abbildung 3.1: Entnahmegerät zur Gewinnung von Interstitialwasser (aus STEFFENS 1995)

Das Entnahmegerät (Abb. 3.1) bestand aus einer 10 l großen Arbeitsflasche (b), die zur Erzeugung eines Unterdruckes im nachfolgenden System auf einem ca. 80 cm hohen Gestell platziert war. Ein PVC-Schlauch (g) mit Druckentlastungsventil (h) verband die Arbeitsflasche mit einer 1 l großen Probenflasche (c) luftdicht. In der Probenflasche befand sich eine eingehängte Winklerflasche (45 ml) zur Gas-

bestimmung. Über ein Steigrohr (d) führte von dieser Winklerflasche ein ventilgesicherter Schlauch (e) zu dem Schlauchsystem des Interstitials (a).

Zur Probenentnahme wurde zuerst aus dem im Interstitial liegenden Schlauch (a) mit einer Kolbenspritze 50 ml Wasser abgesogen und verworfen, um Schlauchwasser und Verunreinigungen aus dem Schlauch zu entfernen. Anschließend wurde das Entnahmeggerät angeschlossen. Danach wurde aus der mit Wasser gefüllten Arbeitsflasche über einen Schlauch (i) mit Ventil (k) Wasser abgelassen und ein Unterdruck erzeugt, der das Porenwasser langsam aus dem Lückensystem des Interstitials ansog. Dabei gelangte das Probenwasser über das Steigrohr zuerst in die Winklerflasche; erst danach füllte der restliche Überlauf die Probenflasche. Damit war das zuletzt geförderte Wasser in der Winklerflasche ohne Luftkontakt und konnte so zur Gasbestimmung herangezogen werden. Über ein Schließen der Ventile f und k wurde der Absaugvorgang beendet und über das Ventil h der Unterdruck im Entnahmeggerät aufgehoben.

An jeder Probestelle wurde die Winklerflasche zweimal gefüllt (einmal für die Sauerstoff-, ein zweites Mal für die Kohlendioxidbestimmung) und somit ca. 500 ml Interstitialwasser pro Schlauch entnommen.

### 3.3.3.2 Probenentnahme aus den Versuchsfeldern

Im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojektes "Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral eines anthropogen belasteten Fließgewässers", war es möglich, eine Onlinemessung verschiedener physikalisch-chemischer Parameter in der freien Welle während der Interstitialphase der Äsche durchzuführen. Mit Hilfe der Onlinemessung war zum ersten Mal die Möglichkeit gegeben, die stofflichen Verhältnisse im Interstitial zu modellieren. Dazu musste eine größere Anzahl an Wasserproben aus dem Kieslückensystem entnommen werden. Dies war mit der oben genannten Methode auf Grund des hohen Zeit und Personalbedarfs in der Form nicht zu realisieren. Deshalb wurde zum einen die Methode verändert und zum anderen die Anzahl der zu messenden Parameter (s.u.) begrenzt. Durch die zu diesem Zeitpunkt aktuellen Ergebnisse des Forschungsprojektes (Laborversuche TH Darmstadt) war ein ungefährender Grenzwert für den angelegten Unterdruck zum Absaugen des Porenwassers bekannt. Bei einem Unterdruck  $< 0,2$  bar konnte davon ausgegangen werden, dass Stoffkonzentrationen vor den Schlauchenden nicht beeinflusst wurden (SAENGER 2000). Deshalb wurden die Wasserproben mit Hilfe einer Kolbenspritze bei geringem Unterdruck ( $< 0,2$  bar) direkt aus den im Interstitial

liegenden Schläuchen gezogen. Mittlerweile lagen auch Erfahrungen aus Untersuchungen an Lachs- und Meerforellenlaichplätzen vor, bei denen ebenfalls derart verfahren wurde (INGENDAHL 1999). Bei der Probenentnahme wurden dabei die ersten 50 ml zur Eliminierung des Totvolumens der Schläuche und zu Entfernung von Verunreinigungen verworfen.

### 3.3.3.3 Probenentnahme aus ungestörten Kiesschichten

Zeitgleich zur Probenentnahme für die stofflichen Belastungsszenarien mit Äscheneiern wurden Interstitialwasserproben aus ungestörten Kiesschichten gezogen. Das Wasser wurde aus Multilevel-Sonden gewonnen, die bereits drei Jahre im Sediment lagen. Ursprünglich waren diese Multilevel-Sonden für Versuche mit Tracern zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit im Interstitial konzipiert und besaßen dünne Teflonschläuche. Durch den hohen Druckwiderstand der dünnen Schläuche war ein Ansaugen mit der Spritze nicht mehr möglich und es musste auf die für diese Methode gebauten Unterdruckbehälter zurückgegriffen werden.

Die Multilevel-Sonden bestanden aus einer Stahlspitze und Stahlmantel mit gleichem Außendurchmesser, damit sie mit schlüssigem Kontakt in die Bodenmatrix eingerüttelt werden konnten. In den Stahlmantel waren vier umlaufende Probenentnahmehorizonte in einer Tiefe von 5 cm, 15 cm, 25 cm und 45 cm integriert. Die Probenentnahmehorizonte bestanden aus PE-UhmW- Kunststoff mit angeschlossenen Teflonschläuchen. Der Kunststoff war porös und hatte eine mittlere Porenweite von 10 µm. Die Teflonschläuche wurden am oberen Ende der Sonde herausgeführt und reichten bis an das Ufer. Dort konnten sie an einen Unterdrucksammelbehälter angeschlossen werden. Durch eine Pumpe wurde in dem Behälter ein Unterdruck (< 0,2 bar) erzeugt. Das aufsteigende Porenwasser wurde von im Behälter befindlichen Winklerflaschen aufgefangen.

### 3.3.4 Physikalisch-chemische Wasseranalyse

Unmittelbar nach der Entnahme der Wasserproben wurde die Temperatur, der Sauerstoffgehalt und der Leitwert mit Hilfe von Messgeräten der Firma WTW aus Weilheim bestimmt. Gleichzeitig wurde der Gehalt an freiem Kohlendioxid und gebundener Kohlensäure ( $\text{HCO}_3^-$  und  $\text{CO}_3^{2-}$ , Säurebindungsvermögen, SBV) titrimetrisch ermittelt. Zur Bestimmung des Kohlendioxids wurde Natronlauge gegen Kaliumnatriumtartrat-4-hydrat und Phenolphthaleinlösung titriert. Zur Ermittlung des SBV-Wertes wurde Salzsäure gegen einen Mischindikator (Bromcresolgrün und

Methylrot) titriert (SCHWOERBEL 1994). Die Bestimmung der Stickstoffe ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) und des Ortho-Phosphates ( $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ) erfolgte im Labor photometrisch durch einen Auto-Analyzer der Firma Technicon. Für die Auswertung der Wasserproben zu den stofflichen Belastungsszenarien stand ein Ionenchromatograph der Firma Dionex zur Verfügung ( $\text{NH}_4\text{-N}$  Methode: E5 DIN 38406,  $\text{NO}_2\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  Methode: D28 EN ISO 13395, Ortho-Phosphat Methode: DIN EN 1189). Der Anteil des Ammoniaks am Ammoniumgehalt wurde nach der Dissoziationskonstante von Emerson et al. (1975) berechnet.

### 3.3.5 Stoffliche Belastungsszenarien

#### 3.3.5.1 Herkunft des Eimaterials

Da in der Lahn nur wenige Äschen zur Laichreife kommen, wurde auf ein Abstreifen dieser Tiere verzichtet. Das Eimaterial stammte daher aus der Diemel, einem Zufluss der Weser. Dort wurde am 7. April 2000 nahe der Ortschaft Eberschütz eine Elektrobefischung durchgeführt und Äschen an ihren Laichplätzen gefangen. Durch Abstreifen konnten die Eier eines Weibchens und die Milch von insgesamt sieben männlichen Tieren gewonnen werden. Die Fertilisation der Eier erfolgte nach der Trockenmethode (HUMPESCH 1985). Dabei werden die Geschlechtsprodukte zuerst ca. 5 min vorsichtig mit einer Feder vermischt und danach mit Wasser durchgespült. Die befruchteten Eier wurden ca. zwei Stunden im Wasser zum Quellen stehen gelassen, bis sie ihre volle Größe erreicht hatten. Nicht befruchtete Eier färbten sich durch Wassereintritt in die noch nicht geschlossene Mikropyle weiß (RUBIN 1995) und wurden aussortiert. Danach wurden die Eier an die Probestellen der Lahn transportiert und innerhalb von 8 Stunden an den Versuchsfeldern vergraben.

#### 3.3.5.2 Versuchsaufbau

Um die verschiedenen stofflichen Belastungen auf die Äschen im Interstitial zu erfassen, wurden drei Versuchsfelder angelegt. Ein Versuchsfeld befand sich oberhalb der Kläranlageneinleitung vor einer Stromschnelle, an der die Äschen regelmäßig laichen. Die beiden anderen Felder wurden ca. 100 m unterhalb der Einleitung ebenfalls vor einer Stromschnelle positioniert. Ein Versuchsfeld lag innerhalb, das andere außerhalb der Einleitungsfahne. Jeweils 50 befruchtete Äscheneier wurden in mit Sediment befüllte (Körngröße 8-20 mm) Whitlock-Vibert-Boxen gegeben (VIBERT 1949, WHITLOCK 1978). Eine Ummantelung aller Boxen

mit einem Gaze-Säckchen (Maschenweite 2 mm) verhinderte das Entweichen der frühen und späteren Larvalstadien. In jedes Versuchsfeld wurden insgesamt sechs Boxen, jeweils zwei in einer Reihe, in einer Tiefe von 5 - 10 cm vergraben. Zeitgleich dazu wurden flexible Plastikschläuche in 10, 20 und 30 cm Tiefe eingegraben und daraus innerhalb der fast drei Wochen währenden Interstitialphase der Äsche in regelmäßigen Abständen Wasserproben gezogen (s.o.). Um den Verlauf der Äschenentwicklung kontrollieren zu können, wurde eine Eiprobe in einem Siebkasten in die freie Welle der Lahn eingehängt. Das Überleben der Eier bzw. Larven wurde zu drei Entwicklungszeitpunkten kontrolliert:

1. Zum Zeitpunkt des Augenpunktstadiums
1. Zum Beginn des Dottersackstadiums, als die Tiere gerade geschlüpft waren
2. Zum Aufschwimmen der Larven, als der Dottersack beinahe aufgebraucht war.

Dazu wurden jeweils zwei Boxen pro Versuchsfeld gehoben. Die lebenden und toten Individuen wurden ausgezählt, um die Überlebensraten zu ermitteln. Da sich abgestorbene Larven im Gegensatz zu abgestorbenen Eiern schneller zersetzen (RUBIN 1995), wurden die bis zur Anzahl 50 fehlenden Individuen den toten Tieren zugerechnet. Danach wurden  $\frac{3}{4}$  der lebenden Individuen mit Ethylenglycolmonophenyl-etherlösung betäubt und abgetötet. Das andere Drittel kam zur Kontrolle möglicher Spätschäden in einen Siebkasten und wurde bis zum Ende des Versuches in der freien Welle der Lahn gehältert. Das abgetötete Material wurde in 4 %igem Formol fixiert und später im Labor vermessen.

### 3.3.5.3 Morphometrische Messungen

Die fixierten Embryonen und Larven wurden unter dem Binokular vermessen. Dabei wurden das Gewicht, die Totallänge der Tiere (von der Schnauzenspitze bis zum äußersten Ende der Schwanzflosse, in mm), und 12 weitere morphometrische Parameter nach PENAZ 1975 erfasst: Longitudo corporis, distantia praeanalisis, distantia postanalisis, distantia praeorbitalis, diameter oculi, distantia postorbitalis, longitudo capitis, distantia praedorsalis, longitudo sacculi vitellini, altitudo sacculi vitellini, altitudo corporis, altitudo corporis minima. Die Bestimmung des Embryonal- und Larvalstadium erfolgte ebenfalls nach PENAZ 1975.

#### 3.3.5.4 Onlinemessung

Während des Expositionsversuches lief eine Online-Messung verschiedener physikalisch-chemischer Parameter in der freien Welle der Lahn. Dazu wurde das Wasser über ein Bypass-System mit Pumpen kontinuierlich in eine mobile Messstation am Ufer geleitet. Dort wurden alle 5 min automatisch die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert und die Leitfähigkeit des Wassers mit Geräten der Firma WTW (Weilheim) gemessen. Im gleichen Zeitabstand wurde die Trübung des Wassers im Infrarot-Absorptions-Streulicht-Verfahren (DIN EN 27027, Solitax Plus, Dr. Lange, Düsseldorf) und der Niederschlag im Untersuchungsgebiet bestimmt. Der Messbereich der Trübung reichte dabei von 0,001 bis 1000 FNU (Formazin Nephelometric Units).

#### 3.3.5.5 Modellierung des Ammoniakgehaltes

Der Ammoniakanteil wurde mit Hilfe der Online-Messung für jedes Versuchsfeld im Tiefenhorizont von 10 cm Interstitialtiefe modelliert. Dabei wurden folgende Messwerte verwendet:

1. Ammonium: Die Ammonium Konzentration ergab sich aus dem Mittelwert des Ammoniumgehaltes aus den Interstitialwasserproben ( $n = 7$ ) in 10 cm Tiefe in den jeweiligen Versuchfeldern.
2. pH-Wert: Die pH-Wert Veränderungen aus den Messungen in 10 cm Kiesbetttiefe ( $n = 7$ ) wurden durch Regressionsanalysen über den Zeitraum der Interstitialphase miteinander verbunden. Die Höhe der Veränderung (pH-Wert Abfall oder Anstieg im Laufe der Zeit) wurde dem pH-Wert aus der laufenden Online-Messung hinzugerechnet, bzw. abgezogen.
3. Temperatur: Zur Berechnung des Ammoniakgehaltes wurden die Temperaturwerte aus der Online-Messung verwendet.

### 3.4 Larvenemergenz

In den Untersuchungsjahren 1995-1999 wurde an allen Probestellen die Anzahl der aufgeschwommenen Äschenlarven ermittelt. Ab dem Zeitpunkt, zu dem an einer Stelle die ersten Äschenlarven aufschwammen, wurde der Schlupferfolg an allen Stellen täglich kontrolliert. Die Kontrolle wurde solange fortgeführt, bis es zu einer Stagnation der Abundanzen oder einer Abdrift der Tiere kam.

Nach dem Verlassen des Kiesbettes driften die Larven flussabwärts (BARDONNET & GAUDIN 1990) und sammeln sich unterhalb der Laichplätze in den Buchten des Randbereiches (BARDONNET et al. 1991, SEMPESKI & GAUDIN 1995a). Mit Hilfe einer Polarisationsbrille konnten die Larven in den Buchten lokalisiert und gezählt werden. Die Zählung in den Buchten erfolgte nach folgendem Schema:

- Vorlaufzeit 5 min (Grund dafür war die Fluchtreaktion der Larven, die ausgelöst wurde durch das Herantreten des Beobachters an das Ufer. Nach Ablauf von wenigen Minuten schwammen die Tiere vollzählig vom Bodengrund an die Gewässeroberfläche zurück und konnten dort selbst an trübungsreichen Tagen relativ einfach abgezählt werden).
- 1. Zählung und 2. Zählung:

Von flussabwärts beginnend wurden die Larven als Einzeltiere und gruppenweise in dem jeweiligen Strukturtyp gezählt. Nach Beendigung dieser 1. Zählung ging man zum Ausgangspunkt zurück, wartete 5 Minuten und zählte dann erneut von flussabwärts nach flussaufwärts. Es gab nur selten Differenzen zwischen der 1. und 2. Zählung. Die maximale Differenz betrug 2 Tiere. In diesem Fall wurde das Ergebnis der beiden Zählungen gemittelt.

Da die Anzahl der Tiere auch von der Strukturdiversität des Ufers (Habitatsangebot) abhängig ist, wurde die Habitatstruktur unterhalb der Laichplätze metergenau kartiert und bestimmten Sektoren zugeordnet. Diese wurden mit Pfosten am Ufer gekennzeichnet.

Zur Einarbeitung in die Methodik wurden bereits im Jahr 1994 erste Zählungen der Larven im Uferbereich vorgenommen und die ersten Laichplätze kartiert. Verschiedene Tageszeitpunkte und Zähl schemata wurden in diesem Jahr ausprobiert und miteinander verglichen. Die besten Sichtbedingungen bestanden bei höher stehender Sonne am Mittag und frühen Nachmittag, so dass dieser Zeitpunkt als Standard für die weiteren Untersuchungen gewählt wurde.

### 3.5 Statistik

Zur Prüfung der Daten auf Normalverteilung wurde der Shapiro-Wilk-Test verwendet, der besonders bei kleineren Stichproben eine effektive Trennschärfe aufweist (LOZÁN & KAUSCH 1998). Bei Normalverteilung, wie bei den Totallängen der Äschenlarven im Expositionsversuch, wurde zur Bestimmung signifikanter Unterschiede zwischen den Proben der Tukeys Honest Signifikanz-Test (HSD) für ungleiche N (Spjotvoll/Stoline) (Allgemeine Manova) angewendet.

Meist waren die Daten nicht normalverteilt, oder die Anzahl der Stichproben ließ einen sinnvollen Test nicht zu. Deshalb wurden vor allem nichtparametrische Tests (Mann-Whitney-U-Test, Kruskal-Wallis-Test und Wilcoxon-Test bei verbundenen Stichproben) durchgeführt.

Zur Korrelationsanalyse nichtparametrischer Daten wurde die Rangkorrelation nach Spearman verwendet. Wiesen die Daten untereinander zu viele Bindungen auf, bspw. war die Anzahl der Tage über dem Grenzbereich für eine Kiesumlagerung der Lahn und die Anzahl der aufschwimmenden Äschenlarven oft gleich (s. Kap. 5.2.2), so wurde der Goodman-Kruskals-Gamma- Test verwendet, der diese Bindungen berücksichtigt.

Auch bei der Überprüfung verschiedener Messparameter der Laichplätze und der Anzahl aufschwimmender Äschenlarven, wurde eine Rangkorrelation nach Spearman benutzt. Viele der gemessenen Faktoren schienen miteinander korreliert zu sein und eine Faktorenanalyse der multiplen Regression hätte sich angeboten. Die Voraussetzungen der multiplen Regression waren jedoch nicht vollständig erfüllt: Die Linearität und die Normalverteilung der Residuen waren gesichert, die Faustregel, nach der 10 - 20-mal so viele Beobachtungen wie Variablen für eine multiple Regression notwendig sind, war nicht gegeben (Statistica 5.1 Handbuch, LORENZ 1996). Deshalb wurde von einer weiterführenden schrittweisen multiplen Regression abgesehen.

Bei der Varianzanalyse der Korngrößen der verschiedenen Untersuchungsjahre wurde aufgrund der gegenseitigen Bindung innerhalb einer Kiesprobe die Bonferroni Korrektur angewandt (GROST et al., 1991). Dabei wird das Signifikanzniveau von  $p = \leq 0,05$  durch die Anzahl der gemessenen Korngrößen geteilt. Demnach erhöhte sich das Signifikanzniveau bei insgesamt 14 gesiebten Fraktionen auf  $p = \leq 0,0031$ .

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Hydraulische Parameter

#### 4.1.1 Abfluss im Winterhalbjahr

Die Untersuchungsjahre unterschieden sich sehr im Winterhalbjahresabfluss (gemessen vor der Äschenlaichzeit vom 1. Oktober bis 31. März). Während die Winter 1996 und 1998 mit einem Abfluss von 4,01 m<sup>3</sup>/s bzw. 9,4 m<sup>3</sup>/s im Tagesmittel relativ trocken waren, führte die Lahn 1995 und 1999 doppelt bis viermal so viel Wasser im Winterhalbjahr (Tagesmittelabfluss: 18,21 m<sup>3</sup>/s bzw. 19,99 m<sup>3</sup>/s). Der mittlere Tagesmittelabfluss betrug für die Jahre 1995-1999 12,74 m<sup>3</sup>/s im Winter. 1997 lag der mittlere Tagesabfluss mit 12,09 m<sup>3</sup>/s nur gering unter diesem Wert. Diese Daten beziehen sich auf den Abfluss an den Probestellen Sterzhausen bzw. Sarnau. Die Abflusswerte der Probestelle Cölbe liegen etwas höher, bedingt durch den Zufluss der Wetschaft (s. Tab. 4.1).

Die Durchschnittswerte der fünf Untersuchungsjahre sind vergleichbar mit den Hauptwerten der Jahre 1959-1987 für den Pegel Sarnau, der bis 1987 noch funktionstüchtig war. Der Tagesmittelwert der 5 Untersuchungsjahre liegt nur knapp über dem 29 - Jahresmittelwert. Der mittlere Niedrigwasserabfluss der 5 Jahre ist nur geringfügig niedriger, der mittlere Hochwasserabfluss liegt 10 m<sup>3</sup>/s niedriger als der 29 - Jahreswert.

Sterzh./Sarnau	1994/95	1995/96	1996/97	1997/98	1998/99	95-99	59-87
MNQ	18,21	4,01	12,09	9,40	19,99	12,74	11,20
NQ	0,89	0,89	1,39	0,69	2,78	1,33	1,40
HQ	149,48	35,67	70,89	75,04	124,76	91,17	101,00
Cölbe	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	95-99	59-87
MNQ	20,98	4,88	13,73	10,45	22,17	14,44	o.A.
NQ	1,48	1,44	2,05	1,10	3,96	2,01	o.A.
HQ	170,78	38,27	79,57	80,83	141,76	102,24	o.A.

Tabelle 4.1: Übersicht der Hauptabflusswerte an den Probestellen im Winterhalbjahr vor der Äschenlaichzeit

## 4.1.2 Geschiebetransport

Die Korngrößenfraktionen in den untersuchten Sedimentproben hatten z.T. eine sehr unterschiedliche Zusammensetzung. Damit ergab sich eine große Spannweite bezüglich des Abflussgrenzwertes ( $Q_{cr} = \tau_{cr}$ ) die von 37 bis 79 m<sup>3</sup>/s reichte. Für die Kiesprobe Sarnau I im Jahr 1996 wurde nach der Meyer-Peter & Müller Formel ein Abfluss von 54 m<sup>3</sup>/s errechnet, im Jahr 1997 an demselben Riffle 79 m<sup>3</sup>/s. Für die Kiessohle an dem oberhalb liegenden Riffle Sarnau II ergab sich für das Jahr 1997 ein Abfluss von 65 m<sup>3</sup>/s. Für die Kiessohle Sterzhausen wurde im Jahr 1996 ein Wert von 37 m<sup>3</sup>/s errechnet, für den Kies im Jahr 1997 wären 65 m<sup>3</sup>/s notwendig, damit eine Umlagerung stattfinden würde. Die Sedimentproben von den DFG-Projektteilnehmern in Sarnau aus dem Jahr 1998 (SAENGER 2000), die mit Hilfe von Gefrierkernen gewonnen wurden, waren ähnlich heterogen. Wird auf der Datengrundlage des DFG-Projektes der kritische Abfluss berechnet, so ergeben sich noch größere Spannweiten (72-231 m<sup>3</sup>/s). Der obere Wert von 231 m<sup>3</sup>/s muss als unrealistisch gelten, da in der oberen Lahn dieser Abfluss nicht auftritt. Deshalb wurde in der vorliegenden Arbeit der Mittelwert aller Sedimentproben aus Sterzhausen und Sarnau als unterer Grenzwert angenommen. Es wird somit angenommen, dass in der oberen Lahn die Gewässersohle bei einem Abfluss von **59,8 m<sup>3</sup>/s** erodiert und der Kies zumindest durchspült, bzw. umgelagert wird.

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes 1995-1999 überschritt die Lahn diesen Grenzwert unterschiedlich oft. Im Jahr 1995 waren es in Sterzhausen und Sarnau insgesamt 10 Tage, in Cölbe 11 Tage. Im darauf folgenden Jahr 1996 kam es zu keinem Zeitpunkt zu einer Grenzüberschreitung. 1997 wurde die Kiessohle in Sterzhausen und Sarnau an einem Tag und in Cölbe an insgesamt drei Tagen umgelagert. Im Jahr 1998 geschah dies an allen Probestellen insgesamt an zwei Tagen und 1999 an insgesamt 9 Tagen (vgl. S. 101).

## 4.2 Ablaichphase

### 4.2.1 Territorial- und Ablaichverhalten

In den Jahren 1995-1999 wurde das 1. Auftauchen der laichreifen Äschen und ihre Verweildauer am Laichplatz ermittelt. Die Tiere wurden vom Ufer aus mit Hilfe eines Fernglases beobachtet, um sie in ihrem natürlichen Verhalten nicht zu stören. In den Jahren 1995, 1998 und 1999 waren die Sichtverhältnisse aufgrund der hohen Abflüsse so schlecht, dass nur qualitative und keine quantitativen Daten an den Laichplätzen erhoben werden konnten. Im Frühjahr 1996 und 1997 war der Wasserstand deutlich niedriger. In diesen beiden Jahren gelang eine genaue Beobachtung der Tiere mit anschließender Untersuchung der Laichgruben.

Im Jahr 1995 wurden die laichreifen Äschen vom 6. -15. April an den Kiesbänken unterhalb des Cölber Wehres und zeitgleich vor den Riffeln in Sarnau und Sterzhausen gesehen. In diesem Zeitraum konnten einzelne männliche Tiere beobachtet werden, die vor den Kiesbänken und Riffeln Reviere verteidigten. Die Äschenmännchen schwammen Kopf an Kopf an der Reviergrenze entlang (Lateralschwimmen), stellten die Rückenflosse auf und spreizten die Bauchflosse ab.

Genauere Beobachtungen zum Laichverhalten gelangen im darauffolgenden Jahr unterhalb des Cölber Wehres. Von einer Straßenbrücke aus konnte der gesamte Bereich unterhalb des Wehres ohne Beunruhigung der Tiere eingesehen werden. Am 22. März tauchten dort die ersten großen Äschen (5 - 6 männliche Tiere mit einer Totallänge von 35 - 45 cm) auf, nachdem die Temperatur der Lahn am Vortag sprunghaft auf 9,5 °C gestiegen war. Die Äschenmännchen standen am Spätnachmittag einzeln an der Strömungskante der Kiesbänke in 50 – 60 cm Wassertiefe und verteidigten langgestreckte Reviere mit einer Größe von 1,5 - 2 m x 3 - 4 m (4,5 m<sup>2</sup> - 8 m<sup>2</sup>). Die einzelnen Reviere lagen entweder mindestens 20 Meter voneinander entfernt oder waren optisch durch Kiesinseln oder Flachwasserzonen getrennt. Am Nachmittag (15<sup>30</sup> Uhr) des darauffolgenden Tages kamen zwei weitere Tiere hinzu, die ebenfalls ihre Reviere verteidigten. Bis dahin zeigte keines der Tiere ein Ablaichverhalten. Die Wassertemperatur lag in dieser Zeit (vom 22. bis 26.03.) zwischen 5,7 und 6,1 °C. Sie war am 22.03. von 9,5 °C auf 5,9 °C gefallen. Fünf Tage später (am 27.03.) verschwanden die 7-8 Äschen, ausgelöst durch einen Kälteeinbruch mit zurückgehenden Wassertemperaturen bis auf knapp unter 3°C. Erst am 9. April, mit

Anstieg der Wassertemperatur auf über 8 °C im Randbereich (8,7 °C um 16.15 Uhr), konnten wieder größere Äschen, ca. 15 Tiere, an dieser Stelle beobachtet werden.

Am späten Nachmittag des 10. Aprils (zwischen 15 und 16 Uhr) begann der Ablaichvorgang. Ein vorbeischwimmendes Weibchen wurde von 2 - 3 Männchen verfolgt, bis es schließlich einem Männchen gelangt, das Weibchen in sein Revier zu drängen. Dort laichte das Paar im Flachwasser einer Kiesbank unter heftigem Zittern ab. Dabei drehte sich das Männchen in Seitenlage und überdeckte x-förmig den Schwanzstiel des Weibchens. Dieser Vorgang dauerte nur wenige Sekunden. Beim Ablaichen war deutlich zu sehen, wie Kies und Feinsedimente aufgewirbelt und flussabwärts getragen wurden. In den folgenden Tagen wurden mehrere Laichgruben identifiziert. Am 18. April waren die Äschen von ihren Laichplätzen verschwunden.

In demselben Zeitraum (vom 10.-18. April 1996) konnten in Sarnau und in Sterzhausen mehrere Äschen (Sarnau n = 9, Sterzhausen n = 14 - 17) in Wassertiefen zwischen 30 - 60 cm in den Flachwasserzonen vor den Riffeln und in den Kolken (s.u.) beobachtet werden. Wie in Cölbe verteidigten mehrere größere Männchen ihre langgestreckten Reviere. Die Größe der Reviere konnte nicht abgeschätzt werden, da die Tiere bei Annäherung vom Ufer aus die Flucht ergriffen.

Im Jahr 1997 wurden bereits am 25. Februar zwei männliche Äschen in Laichplatznähe unterhalb des Cölber Wehres gesichtet. Sie hielten sich im strömungsgeschützten Randbereich einer Kiesbank auf und zeigten kein Territorialverhalten, obwohl sie in ca. 2 Meter Entfernung voneinander schwammen. Am 2. April wurden in demselben Lahnabschnitt insgesamt 14 - 18 Äschen an den späteren Laichplätzen gezählt. Dabei konnte das Revierverhalten der Männchen, nicht aber das Ablaichen beobachtet werden. An den Probestellen Sarnau und Sterzhausen wurden zu demselben Zeitpunkt ebenfalls Äschen an den Laichplätzen beobachtet: 12 Äschen in Sarnau und 15 - 18 Tiere oberhalb der Riffel in Sterzhausen. Drei Tage später, am 5. April, wurden an allen Probestellen der Lahn die ersten Laichgruben gefunden. Am 12. April waren im gesamten Untersuchungsgebiet keine Äschen mehr an den Laichplätzen.

Im Jahr 1998 wurden die ersten Äschen am 2. April an den Laichplätzen gesichtet. Sie verschwanden jedoch 5 Tage später bei steigendem Abfluss (bis auf 25 m<sup>3</sup>/s) und sinkenden Temperaturen (bis 6,1°C). Erst am 19. April, nach Absinken des Abflusses und Anstieg der Temperatur auf 8,4 °C, wurden an den Laichplätzen wieder einzelne Äschen gesehen. Die Tiere blieben dort bis zum 27. April.

Im Frühjahr 1999 konnte ein Ablaichen der Äsche ab dem 4.4. nach einem Temperatursprung von 5,8 °C auf 8,1 °C beobachtet werden. Die Tiere blieben bis zum 11.4. an den Laichplätzen. Danach stieg der Abfluss der Lahn bei Sarnau auf 23,8 m<sup>3</sup>/s und in Cölbe auf 27,6 m<sup>3</sup>/s an. Bei nachlassendem Abfluss ab dem 20. April konnten trotz intensiver Suche keine adulten Äschen mehr im Laichgebiet registriert werden.

Die Dauer des Ablaichvorgangs ist hoch signifikant negativ korreliert mit der durchschnittlichen Wassertemperatur (Spearman-Rang-Korrelation  $r_s = -0,97$ ,  $p = 0,005$ ), d.h. je höher die durchschnittliche Wassertemperatur, desto kürzer laichen die Äschen in der Lahn ab. Während des 5 - Jahreszeitraumes konnte ein linearer Zusammenhang zwischen der durchschnittlichen Wassertemperatur und der Dauer der Äschenlaichzeit nachgewiesen werden, der durch folgende Formel ausgedrückt wird:

$$y = -1,1x + 18,64 \quad (R^2 = 0,9505)$$

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Äschenmännchen ab Anfang April (in Ausnahmefällen wie 1996 bei hohen Temperaturen auch Ende März) in der Lahn Reviere verteidigen. Die Reviere sind langgestreckt und ca. 4,5 - 8 m<sup>2</sup> groß. Die Männchen, die Reviere verteidigen, haben in der Regel eine Totallänge von 35 – 45 cm. Der Ablaichvorgang beginnt, wenn die Wassertemperatur auf über 8 °C ansteigt. Oftmals wird das Ablaichen durch einen plötzlichen Temperatursprung um 2 bis 4 °C ausgelöst. In Abhängigkeit von der Wassertemperatur bleiben die Tiere 8 - 10 Tage am Laichplatz. Die Anzahl der ablaichenden Äschen an den einzelnen Stellen ist relativ konstant.

In der nachfolgenden Tabelle werden die wichtigsten Parameter der Äschen-Ablaichphase in der Lahn für 1995 - 1999 dargestellt.

Jahr	Ort	Anzahl Äschen	Ablaichphase			
			Beginn	Temp. Anfang [°C]	Dauer	Temp. Mittel [°C]
1995	Alle Stellen	n.f.	6. April	8,3	10 Tage	7,7
1996	Cölbe	15	9. April	8,8	9 Tage	8,5
	Sarnau	9	"	"	"	"
	Sterzh.	14-17	"	"	"	"
1997	Cölbe	14-18	2. April	8,2	10 Tage	7,7
	Sarnau	12	"	"	"	"
	Sterzh.	15-18	"	"	"	"
1998	Alle Stellen	n.f.	19. April	8,4	8 Tage	9,6
1999	Alle Stellen	n.f.	4. April	8,1	8 Tage	10,2

Tab 4.2.: Charakteristische Parameter der Äschenlaichphase an den verschiedenen Probestellen der Lahn 1995-1999. n.f. = nicht feststellbar

#### 4.2.2 Ruhehabitate in Laichplatznähe

In den Ablaichperioden 1996 und 1997 konnten die Habitate der Äschen außerhalb der Ablaichvorgänge aufgenommen werden. Bei diesen Ruhehabitaten handelte es sich unabhängig von der Probestelle um Kolke (Pools) in Ufernähe. In beiden Jahren und auch bei Kontrolluntersuchungen in den Jahren 1998 - 2003 standen die Tiere, deutlich mehr Weibchen als Männchen, immer in denselben Kolken.

Der Kolk in Cölbe hatte eine ca. 12,5 m<sup>2</sup> große Grundfläche und wurde von einem überhängenden Weidenbusch beschattet. Die Wassertiefe betrug 73 cm (1996) bzw. 86 cm (1997) bei einer Oberflächenströmung von 55 cm/s im Jahr 1996 und 67 cm/s im Jahr 1997. Am Gewässergrund, dem eigentlichen Standort der Äschen, waren die Strömungen mit 26 cm/s bzw. 22 cm/s deutlich niedriger.

In Sarnau war der Kolk ebenfalls von einem Weidenbusch beschattet, nur war seine Grundfläche mit ca. 4 m<sup>2</sup> sehr viel kleiner. Die Wassertiefe lag 1996 bei 96 cm und 1997 bei 107 cm. Die Oberflächenströmung war in beiden Jahren mit 43 cm/s (1996) bzw. 48 cm/s (1997) ähnlich. Die Strömungsgeschwindigkeit am Grund betrug 1996 15 cm/s und 1997 24 cm/s.

Auch in Sterzhausen war der Kolk durch eine weit ins Wasser hängende, teilweise umgestürzte Weide beschattet. Er hatte eine Grundfläche von ca. 13 m<sup>2</sup> und Wassertiefen bis zu knapp einem Meter (84 cm 1996 und 99 cm 1997). Die

Oberflächenströmung lag bei 38 bzw. 46 cm/s, die Strömung am Grund betrug 18 bzw. 27 cm/s.

Fasst man die Ergebnisse an den drei Probestellen zusammen, so lässt sich feststellen, dass die Äsche in der Lahn zwischen den einzelnen Ablaichvorgängen immer in denselben tiefen Kolken zu finden ist. Diese Kolke haben eine durchschnittliche Wassertiefe von 91 cm. Die mittlere Oberflächenströmung beträgt 50 cm/s, die mittlere Strömungsgeschwindigkeit am Gewässergrund liegt mit 22 cm/s deutlich niedriger. Die Kolke sind immer bedeckt durch Äste, Wurzeln oder Totholz, das ins Wasser ragt.

Die nachfolgende Abbildung veranschaulicht die gemessenen Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten in den Ruhehabitaten der Äschen:

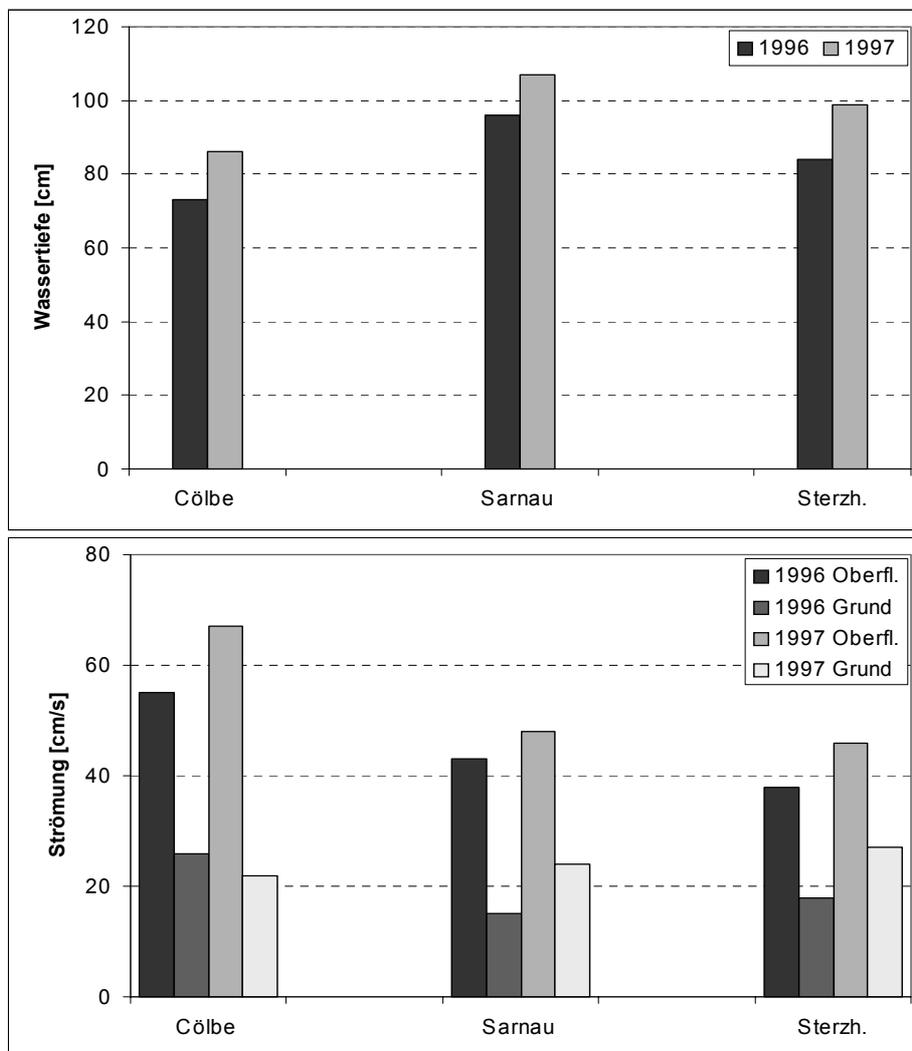


Abb. 4.1: Vergleich der Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten in den Ruhehabitaten der Äsche an den drei Probestellen 1996 und 1997.

## 4.2.3 Charakterisierung der Laichplätze

### 4.2.3.1 Habitatsstruktur

Im Jahr 1996 und 1997 ermöglichte der niedrige Wasserstand eine genaue Untersuchung der Äschenlaichplätze während der Interstitialphase.

Insgesamt 6 Laichplätze wurden in Sterzhausen im Frühjahr 1996 und 1997 lokalisiert. 1996 lagen vier Laichplätze in der Flussmitte (Habitat Fließstrecke) und zwei am oberen Ende eines Riffles. Im darauffolgenden Jahr wurden an diesen zwei Riffeln wieder Laichgruben entdeckt und vor einem weiteren Riffle ein „neuer“ Laichplatz gefunden. An dieser Stelle hatten die Äschen 1996 nicht abgelaicht. In der Flussmitte konnten 1997 nur noch an zwei Laichplätzen des Vorjahres Eier nachgewiesen werden. Die beiden anderen Stellen im Fluss, an denen 1996 Laichplätze zu finden waren, lagen 1997 wegen des vergleichsweise höheren Abflusses (9.4.96 mit  $3,32 \text{ m}^3/\text{s}$  vs. 3.4.97 mit  $5,58 \text{ m}^3/\text{s}$ ) in einer Wassertiefe von ca. 80 cm. Dort waren keine Eier mehr zu finden. Dafür wurde ein „neuer“ Laichplatz an einer Kiesbank entdeckt. Diese Stelle hatte im Vorjahr wegen des geringeren Abflusses zum größten Teil trocken gelegen.

In Sarnau wurden 1996 zwei Laichplätze entdeckt. Einer befand sich in der Flussmitte in einer Fließstrecke, ein anderer am oberen Ende eines Riffles. Im Frühjahr 1997 waren es drei Laichplätze. In der Fließstrecke konnte kein Laichplatz mehr gefunden werden, da auch hier im Vergleich zum Vorjahr die Wassertiefe stark angestiegen war. Alle drei Laichplätze befanden sich am oberen Riffleanfang. Zwei Laichplätze wurden an demselben Riffle wie 1996 entdeckt. Sie hatten untereinander einen Abstand von ca. 7 Metern. Der dritte Platz befand sich in ca. 300 m Entfernung vor einem Riffle, an dem 1996 noch kein Äschenlaich feststellbar war.

In Cölbe wurden 1996 sechs und 1997 fünf Laichplätze gefunden. Im Jahr 1996 verteilten sich die Laichplätze auf zwei Kiesbänke, die Flussmitte (2 Plätze) und das obere Ende eines Riffles (ebenfalls 2 Plätze). Im Jahr 1997 waren zwei Laichplätze an den Kiesbänken des Vorjahres. Wegen des höheren Wasserstandes befanden sich die Laichgruben jedoch nicht an derselben Stelle, sondern etwas ufernäher. Ein weiterer Laichplatz wurde an einer anderen Kiesbank gefunden. In der Fließstrecke konnten keine Laichplätze mehr nachgewiesen werden. Dafür blieb die Situation an den Riffeln unverändert: zwei Plätze an denselben Riffeln des Vorjahres (Abb. 4.2).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Äsche zum Ablaichen überströmte Flachwasserzonen bevorzugt. In beiden Jahren fand sie diese Zonen im Bereich der Riffles. Aufgrund des geringen Abflusses konnte die Äsche 1996 auch die Fließstrecken zum Ablaichen nutzen. 1997 war der Wasserstand deutlich höher, so dass die meisten Fließstrecken zu tief und zu stark strömend zum Ablaichen waren und die Äsche dafür den Randbereich der Kiesbänke nutzte.

Die nachfolgende Abbildung gibt eine Übersicht der Laichplatzstruktur in den Untersuchungsabschnitten in den Jahren 1996 und 1997.

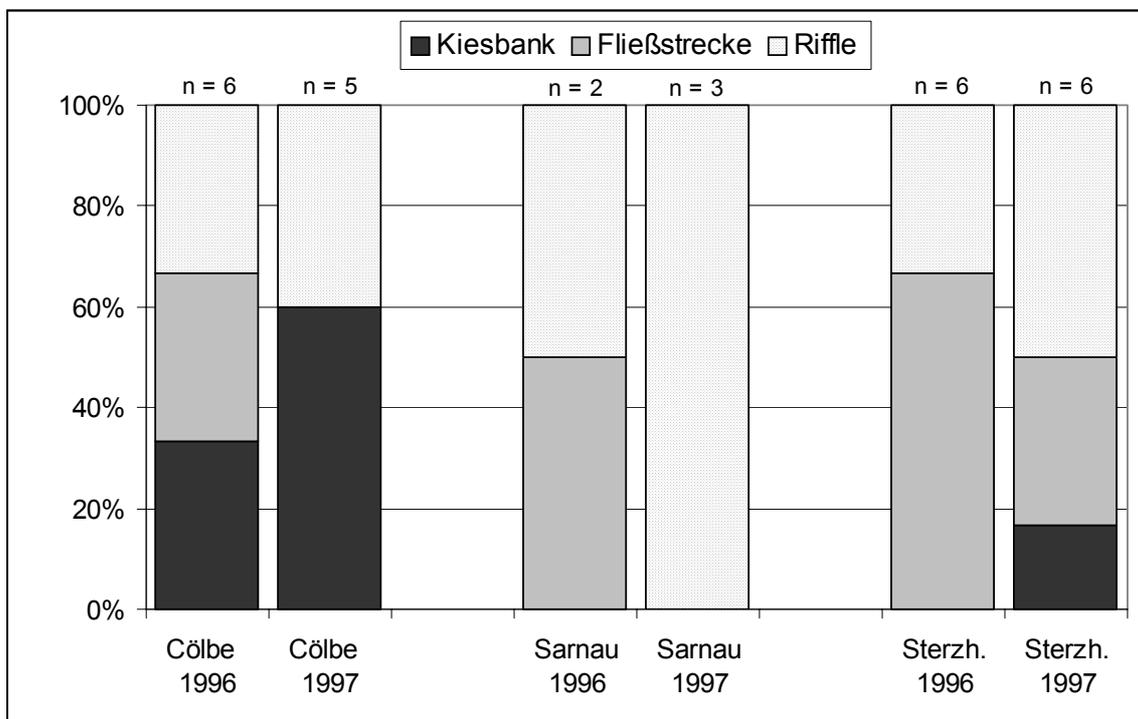


Abb. 4.2: Vergleich der Laichplatzstrukturen an den drei Probestellen 1996 und 1997

#### 4.2.3.2 Wassertiefen und Strömungen

Die Äsche laichte 1996 und 1997 an Stellen mit einer Wassertiefe von 25 cm bis 64 cm (durchschnittlich 41 cm) ab. Die Oberflächenströmung der Laichplätze betrug mindestens 36 cm/s und höchstens 88 cm/s (durchschnittlich 61 cm/s). Die Strömung am Laichplatzgrund lag zwischen 25 cm/s und 56 cm/s (durchschnittlich 34 cm/s).

1996 war der Abfluss deutlich geringer als 1997, die Wassertiefen und Strömungen der Laichplätze lagen in diesem Jahr jedoch nur geringfügig niedriger. Dies weist auf die Bedeutung der beiden Parameter für die Wahl des Laichplatzes hin. Die Äschen

scheint zum Ablaichen Plätze mit bestimmten Wassertiefen und Strömungen zu bevorzugen.

Die Strömung am Laichplatzgrund war an allen Probestellen relativ konstant (im Mittel zwischen 33 und 35 cm/s), während sich die Wassertiefen und Oberflächenströmungen deutlich unterschieden. Die flachsten Laichplätze wurden in Cölbe ermittelt. Hier betrug die Wassertiefe im Mittel 29 cm bei einer Oberflächenströmung von 57 cm/s. Etwas tiefer lagen die Laichplätze in Sterzhausen (im Mittel 42 cm) bei einer niedrigeren Oberflächenströmung von 47 cm/s. Die Laichplätze in Sarnau waren durch höhere Wassertiefen (im Mittel 51 cm, maximal 64 cm) und stärkere Strömungen (im Mittel 79 cm/s, maximal 88 cm/s) charakterisiert. An dieser Probe-stelle wurden in beiden Jahren die wenigsten Laichplätze kartiert (2 - 3 Plätze gegenüber 5 - 6 Plätzen pro Jahr an den anderen Probestellen).

Probestelle und Jahr	Wassertiefe [cm]			Str. Oberfl. [cm/s]			Str. Grund [cm/s]			Struktur
	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	
Cölbe 96	27,5	29	30	52,5	39	69	32,2	27	38	R,Kb,FI
Cölbe 97	30,6	25	33	61,2	46	73	34,0	26	40	R,Kb
Mittelwert	29,05			56,85			33,10			
Sarnau 96	49,0	44	54	78,5	72	85	36,0	35	37	R,FI
Sarnau 97	53,3	46	64	79,0	70	88	38,7	27	56	R
Mittelwert	51,15			78,75			37,35			
Sterzh.96	38,7	31	45	46,8	36	56	32,0	25	40	R,FI
Sterzh.97	45,8	36	57	48,2	38	56	32,7	29	36	R,FI,Kb
Mittelwert	42,25			47,50			32,35			
Gesamt 96	38,4	29	54	59,3	36	85	33,4	25	40	
Gesamt 97	43,2	25	64	62,8	38	88	35,1	26	56	-
96+97	40,80	25	64	61,05	36	88	34,25	25	56	

Tab. 4.3: Wassertiefen, Strömungen und Habitatsstruktur der Äschenlaichplätze zum Zeitpunkt der Ei-ablage, R = Riffle, Kb = Kiesbank, FI = Fließstrecke

## 4.3 Interstitialphase

### 4.3.1 Länge der Inkubations- und Interstitialphase

Die Interstitialphase umfasst die Zeit von der Fertilisation bis zum Aufschwimmen der Larven. Sie wurde in den 5 Jahren jeweils für die ersten und die letzten Larven der Saison, d.h. aus dem ersten und letzten Ablichtertermin und dem ersten und letzten Tag, an dem aufschwimmende Äschenlarven am Ufer gesichtet wurden, errechnet.

Die Inkubationsphase reicht von der Fertilisation bis zum Schlupf. Aus eigenen Versuchen (s. Kap. Stoffliche Belastungsszenarien) ist bekannt, dass die Äschenlarven in der Lahn im Schnitt 6 Tage vom Schlupf (Zeitpunkt, an dem 50% geschlüpft sind,) bis zum Aufschwimmen brauchen. Zur Berechnung der Inkubationsphase wurde daher die Interstitialphase um 6 Tage gekürzt.

Die Länge der Inkubations- und Interstitialphase ist temperaturabhängig. Zum Vergleich der einzelnen Jahre untereinander und zum Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren wurden die Durchschnittstemperaturen und die Tagesgrade bis zum jeweiligen Entwicklungszeitpunkt berechnet.

1995 war geprägt durch relativ niedrige Wassertemperaturen. Die Äsche laichte dementsprechend länger ab (vom 6.4. bis 15.4.). Die ersten Larven erschienen am 1.5. in den Buchten des Randbereiches, so dass sich für die ersten Larven eine Inkubationszeit von 20 Tagen bei 7,8 °C (156 Tagesgrade) errechnet. Anfang Mai stiegen die Wassertemperaturen an, so dass die letzten Larven schneller schlüpfen. Die Inkubationszeit der letzten Larven verkürzte sich auf 16 Tage (147,2 Tagesgrade) bei einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 9,2 °C.

1996 war das wärmste Jahr im Untersuchungszeitraum. Die Inkubationszeit der Äsche fiel dementsprechend kurz aus. Die ersten Eier benötigten 15 Tage bei 9,8 °C (147 T°), die letzten sogar nur 10 Tage bei 13,3 °C (133 T°) bis zum Schlupf.

1997 war das kälteste Jahr im Untersuchungszeitraum. Bei einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 7,1 °C brauchten die ersten Eier 23 Tage (163,3 T°) bis zum Schlupf. Die letzten Eier brauchten 20 Tage bei 7,8 °C (156 T°) bis zum Schlupf.

1998 kam es Mitte April zu einem Kälteeinbruch mit einem Absinken der Wassertemperaturen unter 5 °C. Die Äsche laichte daher relativ spät ab (vom 19.4. bis 26.4.). Die Inkubationsphase der ersten Eier dauerte 15 Tage bei 10,1 °C (151,5 T°), die der letzten Eier 13 Tage bei 10,4 °C (135,2 T°).

1999 dauerte die Inkubationsphase 19 bzw. 18 Tage bei einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 8,5 °C. Hieraus ergibt sich eine Inkubationsphase von 161,5 T° bzw. 153 T°.

Für den Fünf-Jahreszeitraum ergibt sich eine Inkubationsphase von durchschnittlich 16,9 Tagen (10 – 23 Tagen) und eine Interstitialphase von 22,9 Tagen (16 – 29 Tagen). Die durchschnittliche Wassertemperatur während der Inkubationsphase lag bei 9,25°C (7,1°C – 13,3°C). In Tagesgraden ausgedrückt dauert die Inkubationsphase im Schnitt 156,3 T° (133 - 163,3 T°). Die durchschnittliche Wassertemperatur während der Interstitialphase betrug 9,83°C (7,8°C bis 12,4°C). Damit dauert die Interstitialphase der Äsche in der Lahn durchschnittlich 225,1 Tagesgrade (198,4 - 231,4 T°).

Die Dauer der Äschen-Inkubationszeit in Tagen ist höchst signifikant negativ korreliert mit der durchschnittlichen Wassertemperatur der Lahn (Goodman-Kruskal-Gamma-Test  $p = 0,000084$ ;  $Z = -3,93132$ ). Durch folgende Potenzfunktion wird der Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern beschrieben:  $y = 71,674x^{-0,7363}$  ( $R^2 = 0,9838$ ) (s. Abb. 4.3.).

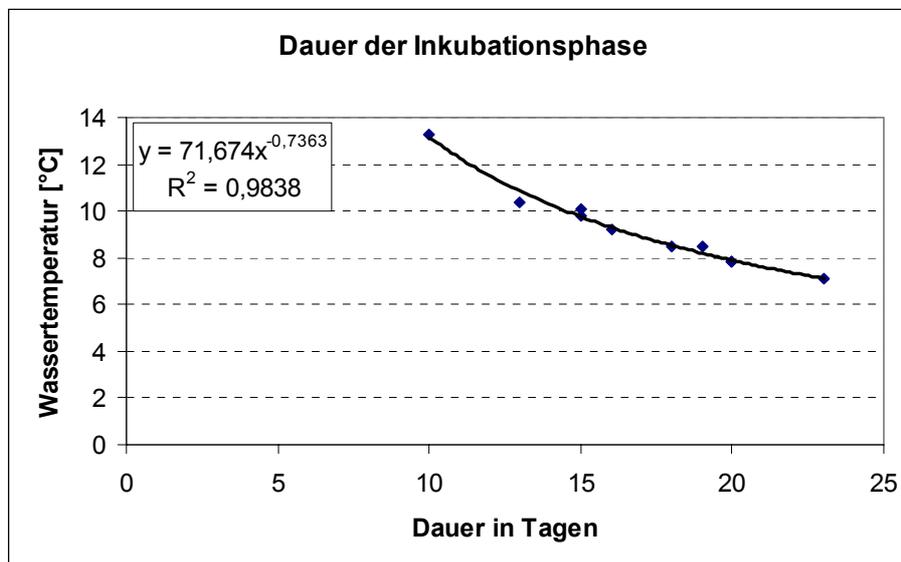
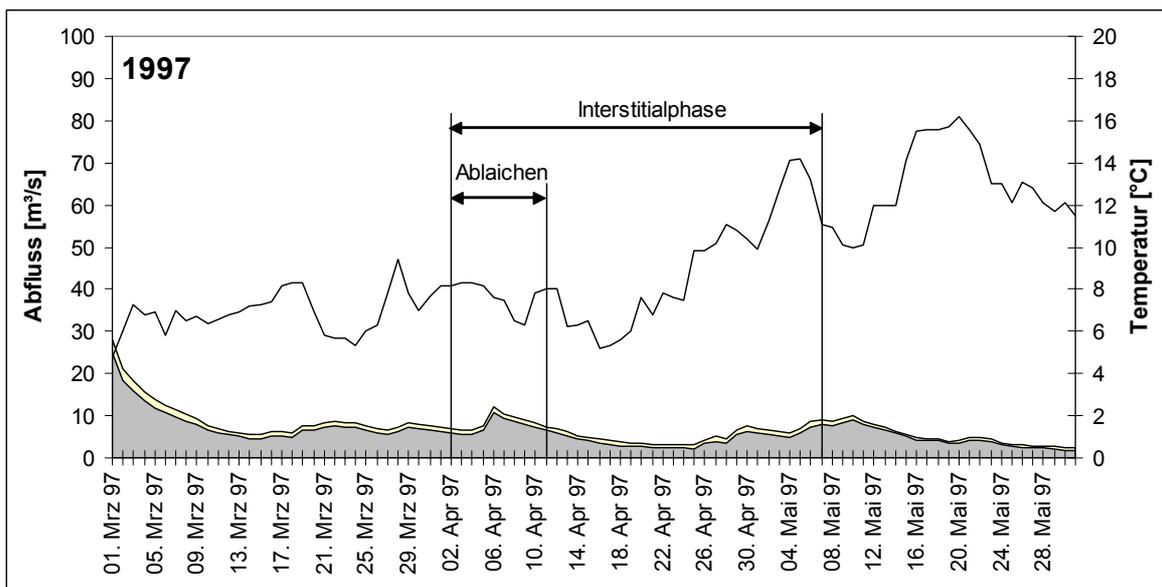
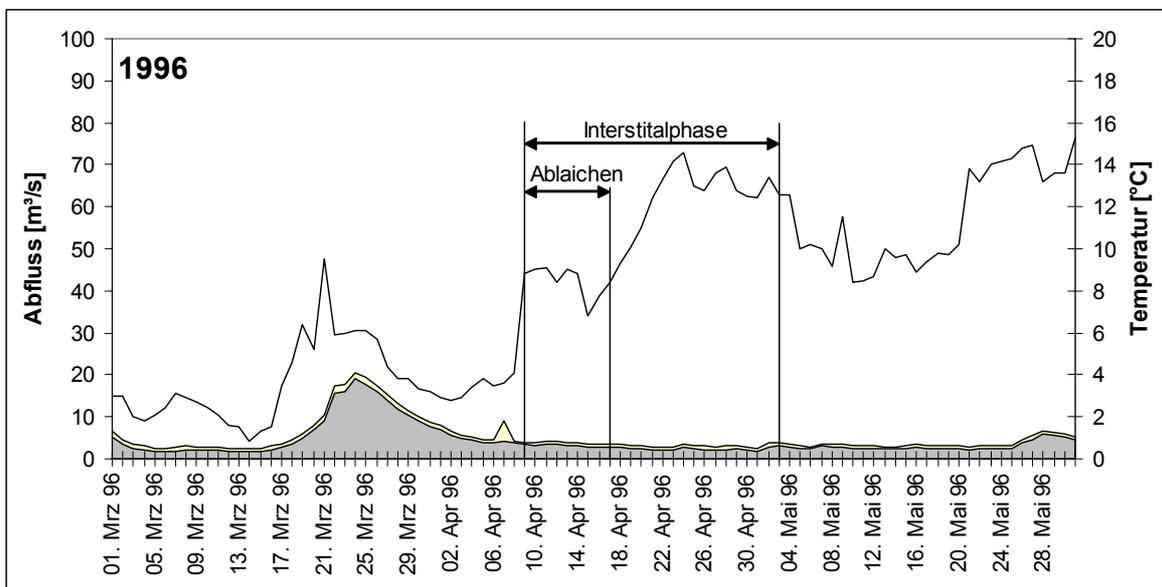
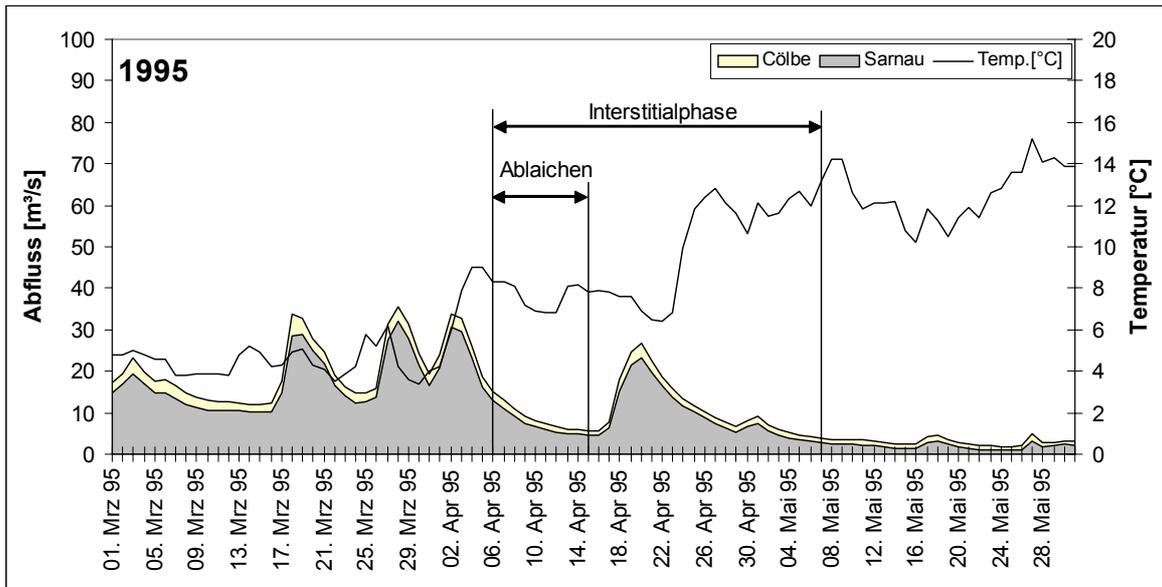


Abb. 4.3. Dauer der Äschen-Inkubationsphase in Abhängigkeit von der durchschnittlichen Wassertemperatur der Lahn

In der nachfolgenden Grafik ist der zeitliche Verlauf des Ablachens und der Interstitialphase bei unterschiedlichen Abflüssen und Wassertemperaturen für die Jahre 1995 - 1999 dargestellt.



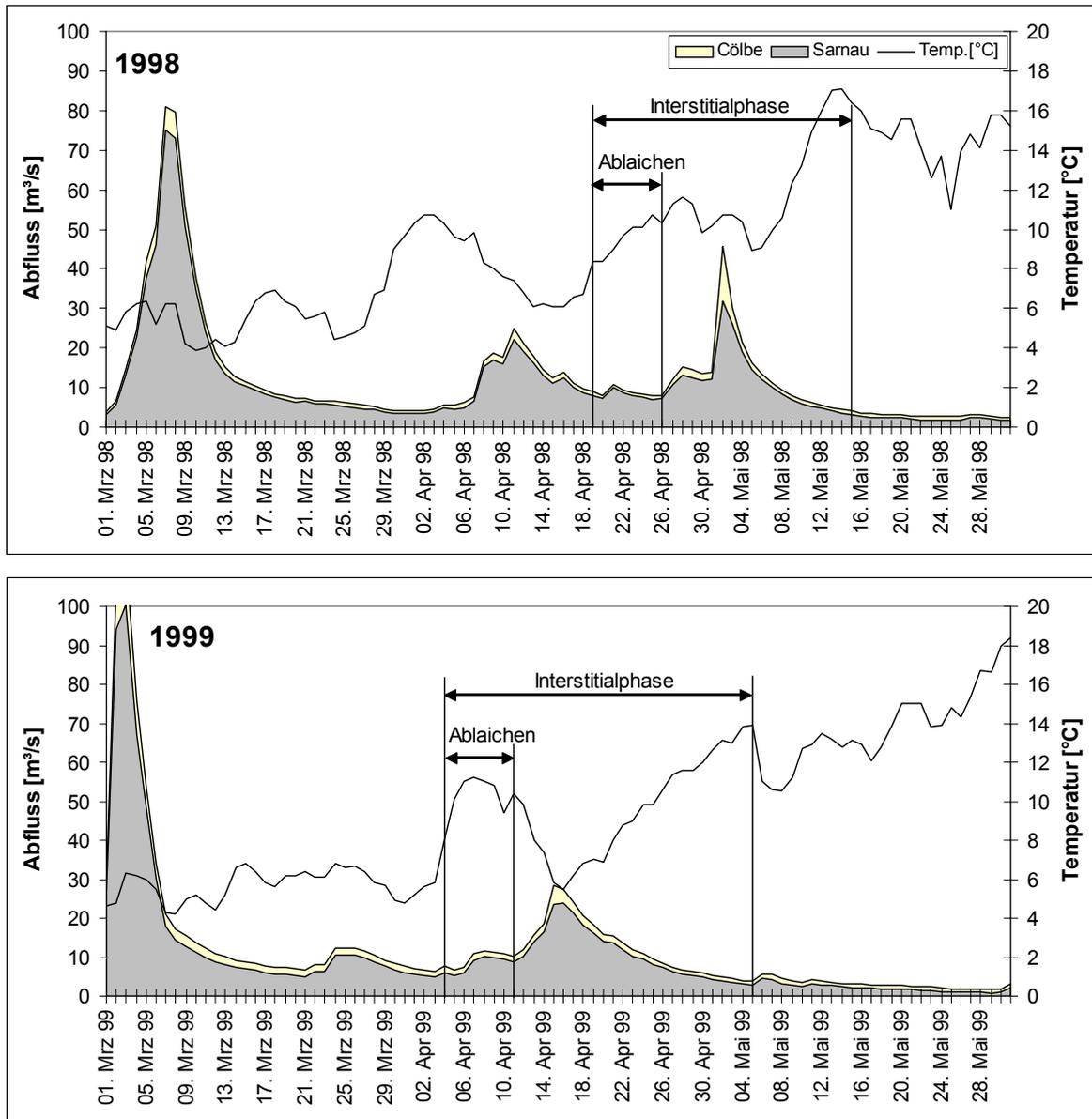


Abb. 4.4: Länge der Ablach- und Interstitialphase mit Abfluss und Temperaturverlauf der Lahn

## 4.3.2 Laichsubstrat

### 4.3.2.1 Korngrößenverteilung an den Laichplätzen

Die Laichplätze an der Lahn hatten ein vorwiegend kiesiges Substrat. Der Anteil der Kiesfraktionen (Feinkies bis Grobkies) lag an allen drei Probestellen über 50%, in Cölbe betrug der Kiesanteil sogar fast 90 %. Die dominierende Einzelfraktion stellte der Grobkies (Korndurchmesser 20 - 63 mm) mit durchschnittlich 30 – 50 % dar. In Sterzhausen und Sarnau kamen noch häufig größere Steine (um die 30 %) vor. Der Anteil der Steine war in Cölbe dagegen mit 3 % recht niedrig. Der Anteil des Grobsandes reichte an den drei Probestellen von fast 5 % bis 12 %. An allen Probestellen gab es nur wenig Feinsedimente bis 0,63 mm Durchmesser (0,17 % bis 0,41 %).

Die detaillierte Aufstellung der einzelnen Korngrößenfraktionen an den drei Probestellen ist in Tab. 4.4 wiedergegeben. Bei den Prozentangaben handelt es sich um Mittelwerte der Korngrößenverteilung aus den Jahren 1996 und 1997.

		Sterzhausen	Sarnau	Cölbe
Fraktion	Korngröße	Anteil [%]	Anteil [%]	Anteil [%]
Schluff	< 0,06 mm	0,03	0,01	0,01
Feinsand	0,06-0,2 mm	0,07	0,02	0,04
Mittelsand	0,2-0,63 mm	0,31	0,19	0,12
Grobsand	0,63-2,0 mm	4,93	12,07	7,10
Feinkies	2,0-6,3 mm	5,01	7,10	9,06
Mittelkies	6,3-20 mm	14,41	15,61	29,72
Grobkies	20-63 mm	45,78	30,38	50,64
Steine	>63 mm	29,46	34,62	3,31

Tab. 4:4: Anteil der Korngrößenklassen in den Sedimentproben der Laichplätze an verschiedenen Probestellen. Mittelwert der Jahre 1996-1997.

1997 bot sich an einer Probestelle (Sarnau) die Möglichkeit, die Substratbeschaffenheit von zwei Laichplätzen mit unterschiedlicher Habitatsstruktur bei gleichem Abfluss zu untersuchen. Der erste Laichplatz (Sarnau I) lag in der Nähe einer Kiesbank. Der zweite Laichplatz (Sarnau II) wurde 300 m flussaufwärts vor einem Riffle entdeckt. Im Gegensatz zu allen anderen riffelnahen Laichplätzen lag dieser nicht am

Ufer sondern in Flussmitte. Die Lahn war in diesem Abschnitt begradigt, die Ufer fielen steil ab.

Überraschenderweise hatten beide Sedimentproben Sarnau I und Sarnau II aus dem Jahr 1997 eine große Ähnlichkeit in der Verteilung ihrer Korngrößen. Nach Anwendung des Kruskal-Wallis-Testes konnte festgestellt werden, dass die Korngrößenverteilung beider Kiesproben nicht signifikant unterschiedlich war (Kruskal-Wallis-Test  $p \leq 0,05$ ). Die mittlere Korngröße von Sarnau I betrug 35,4 mm, von Sarnau II 32,07 mm. Der Sortierungskoeffizient ( $S_o$ ) lag bei beiden Laichplätzen um 3. Der Fredle-Index, als Maß der Permeabilität und der Porengröße, war bei beiden Laichplätzen über 10 und damit sehr hoch. Der Feinsedimentanteil (Korngröße  $< 6,3$  mm) war bei beiden Plätzen mit knapp über 15 % fast gleich. Lediglich die kleineren Feinsedimentanteile fielen am 2. Platz deutlich niedriger aus als am ersten (Korngröße  $< 2$  mm: 4,29 % gegenüber 9,55 %, Korngröße  $< 0,85$  mm 1,15 % gegenüber 3,3 %) (s. Tab. 4.5).

Kenndaten Sediment/ Probestelle	Sarnau I	Sarnau II
$< 0,85$ mm	3,3 %	1,15 %
$< 2$ mm	9,55 %	4,29 %
$< 6,3$ mm	15,26%	15,73 %
$d_m$	35,4 mm	32,07 mm
$S_o$	2,96	3,1
$f_i$	11,97	10,36
$d_{90}$	65 mm	70 mm

Tab. 4.5 Kenngrößen des Sedimentes an den Laichplätzen Sarnau I und II im Jahr 1997

#### 4.3.2.2 Substratbeschaffenheit nach unterschiedlichen Winterhalbjahresabflüssen

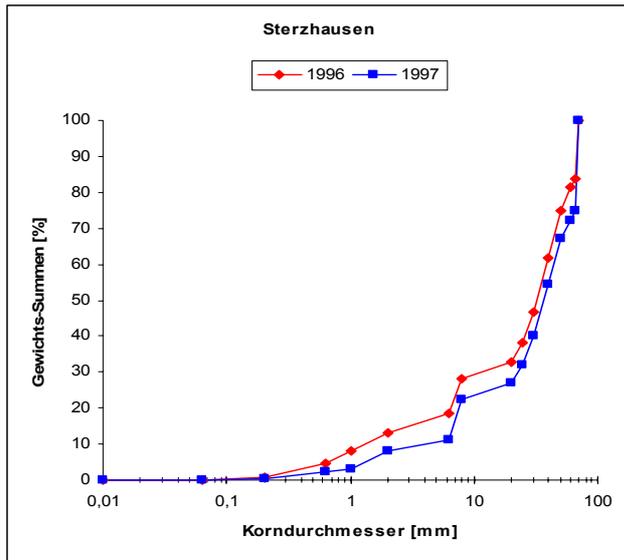
Die beiden Untersuchungsjahre 1996 und 1997 unterschieden sich deutlich im Winterhalbjahresabfluss. Der Winter war 1996 sehr viel trockener als 1997 (s. Kap 4.1.1). Das übliche Winterhochwasser fiel 1996 aus. Die Kiesohele der Lahn wurde nicht umgelagert (s. Kap 4.1.2). 1997 war der Winterhalbjahresabfluss im Mittel drei Mal so hoch wie 1996. Es kam Ende November/ Anfang Dezember und Mitte Februar zu Hochwassersituationen, die zu einer Umlagerung des Kiesbettes führten. In beiden Jahren wurden Kiesproben von denselben Laichplätzen entnommen. Obwohl der Entnahmeort in beiden Jahren derselbe war, unterschied sich die Korngrößenverteilung an allen Laichplätzen 1996 signifikant von 1997 (Wilcoxon-Test, s.u.). Ein Vergleich der Sedimentproben an den Laichplätzen ergab, dass an allen Probestellen der Anteil von Sanden und Feinsedimenten 1996 deutlich höher lag als im Jahr 1997 ( $D < 2 \text{ mm} = 10,6 \% \text{ vs. } 6,1 \%$ , Mittelwert für alle Probestellen). Dadurch war die mittlere Korngröße ( $d_m$ ) an den Laichplätzen 1996 geringer als im Jahr 1997 ( $d_m = 23,3 \text{ mm vs. } 30,4 \text{ mm}$ , Mittelwert für alle Probestellen). Dies hatte im Vergleich zum Jahr 1997 eine deutliche Verringerung der Durchlässigkeit des Laichsubstrates zu Folge, die sich in einer Erniedrigung des fredle index ( $f_i$ ) ausdrückte (1996  $f_i = 7,2 \text{ vs. } 1997 f_i = 13,0$ , Mittelwert für alle Probestellen, s. Kap. 3.3.2).

In Sterzhausen zeigte die Analyse des Substrates, dass der mittlere Korndurchmesser ( $d_m$ ) 1996 mit 27,79 mm deutlich unter dem mittleren Korndurchmesser von 1997 mit 37,99 mm lag. Der  $d_{90}$  Wert war dagegen mit 70 mm in beiden Jahren gleichbleibend hoch. Die Durchlässigkeit des Substrates war 1996 mit einem fredle index von 10,66 deutlich geringer als 1997 ( $f_i = 18,85$ ). Der Anteil der Feinsedimente war in der Fraktion  $< 6,3 \text{ mm}$  1996 fast doppelt so hoch wie 1997 (13,02 % vs. 8,3 %). Die kleineren Fraktionen  $< 2 \text{ mm}$  (8,14 % vs. 3,18 %) und  $< 0,86 \text{ mm}$  (4,74 % vs. 2,14 %) hatten einen mehr als doppelt so hohen Anteil wie im Jahr 1997. Beide Kiesproben zeigten auch nach Erhöhung des Signifikanzniveaus (Bonferroni Korrektur s. Kap. 4.6) einen signifikanten Unterschied in ihrer Korngrößenverteilung (Wilcoxon Test,  $p = 0,0007$ ).

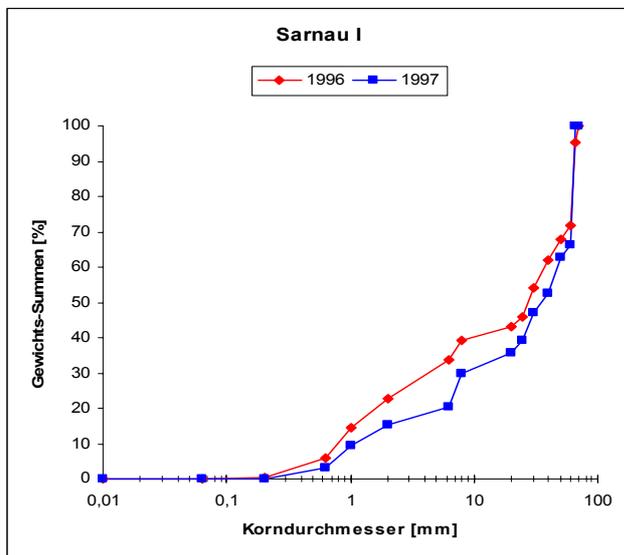
Der Vergleich der Sedimentprobe Sarnau I im Jahr 1996 und 1997 zeigt ein geringeres  $d_m$  im Jahr 1996 (27,8 mm vs. 35,4 mm) und einen gleich bleibenden  $d_{90}$  Wert von 65 mm. Das Substrat war 1996 nur halb so gut durchlässig wie 1997 ( $f_i =$

5,75 vs. 11,97). Die Fraktion < 6,3 mm hatte 1996 einen Anteil von 22,91 % und im darauffolgenden Jahr einen Anteil von 15,26 %. Der Feinsedimentanteil < 2 mm machte 1996 14,63 % und 1997 9,55 % an der Gesamtprobe aus. Er war damit in beiden Untersuchungsjahren deutlich höher als an den anderen Probestellen der oberen Lahn. Der Anteil der kleinsten Größenklassen < 0,85 mm war im Jahr 1996 ebenfalls mit 5,76 % gegenüber 3,3 % im Jahr 1997 erhöht. Beide Kiesproben waren hinsichtlich ihrer Zusammensetzung signifikant unterschiedlich (Wilcoxon Test,  $p = 0,0018$ ).

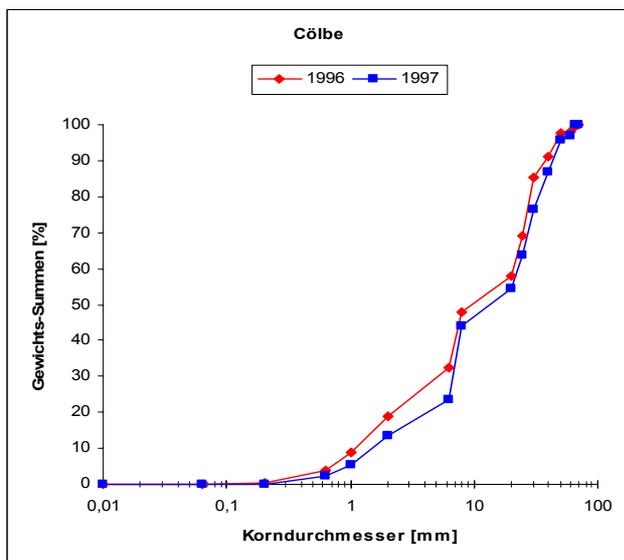
In Cölbe war der mittlere Korndurchmesser im Jahr 1996 mit 14,41 mm niedriger als 1997 (17,72 mm). Auch der  $d_{90}$  Wert war 1996 etwas geringer als im Folgejahr (5,21 mm vs. 8,28 mm), ebenso die Durchlässigkeit des Substrates (fredle index 1996 von 5,21 vs. 8,28 im Jahr 1997). Der Feinsedimentanteil < 6,3 mm war 1996 gegenüber 1997 erhöht (18,96 % vs. 13,48 %), wie auch die Anteile der kleineren Korngrößen < 2 mm (8,88 % vs. 5,5 %) und < 0,85 mm (4,01 % vs. 2,29 %). Beide Kiesproben hatten eine signifikant unterschiedliche Verteilung ihrer Sedimentfraktionen (Wilcoxon Test,  $p = 0,0019$ ).



	1996	1997
D <sub>m</sub> [mm]	27,79	37,99
D <sub>90</sub> [mm]	70	70
D<6,3mm[%]	13,02	8,30
D< 2 mm [%]	8,14	3,18
D<0,85mm[%]	4,74	2,14
So	2,61	2,02
fi	10,66	18,85



	1996	1997
D <sub>m</sub> [mm]	27,80	35,40
D <sub>90</sub> [mm]	65	65
D<6,3mm[%]	22,91	15,26
D< 2 mm [%]	14,63	9,55
D<0,85mm[%]	5,76	3,30
So	4,83	2,96
fi	5,75	11,97



	1996	1997
D <sub>m</sub> [mm]	14,41	17,72
D <sub>90</sub> [mm]	35	43
D<6,3mm[%]	18,96	13,48
D< 2 mm [%]	8,88	5,50
D<0,85mm[%]	4,01	2,29
So	2,77	2,40
fi	5,21	8,28

Abb. 4.5: Halblogarithmische Summenkurve der Korngrößenfraktionen und charakteristische Korndurchmesser an den Laichplätzen in den Jahren 1996 und 1997

### 4.3.3 Physikalisch-chemische Parameter der natürlichen Laichplätze

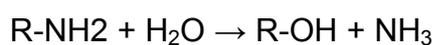
Die physikalisch-chemische Beschaffenheit des Interstitialwassers ist geprägt durch Austauschprozesse zwischen fließender Welle und hyporheischer Zone (SÄNGER 2000) und den Umsatz von Nährstoffen durch die Meio- und Makrofauna des Hyporheals (SCHMIDT 2002) und die interstitiellen Mikrofilme (TER HASEBORG et al. im Druck). Zum besseren Verständnis der einzelnen Parameter werden die Stoffumsätze in der fließenden Welle und im Interstitial im Folgenden kurz erläutert.

Ammonium und Ammoniak gelangen durch häusliche Abwässer, Kläranlagenabläufe und Bodenabschwemmungen von gedüngten Feldern in das Gewässer. Ammoniak ist leicht wasserlöslich. Im Gewässer setzt es sich unter Abspaltung von Wasser bis zu einem Gleichgewicht in Ammonium,  $\text{NH}_4^+$  um. Im alkalischen Milieu kann das Ammoniak wieder aus den Ammonium-Ionen freigesetzt werden:



Das Gleichgewicht zwischen Ammoniak und Ammonium ist somit stark pH-abhängig. Im stark sauren Milieu liegt allein Ammonium und im stark alkalischen Milieu allein freies Ammoniak vor. Nur im pH-neutralen Bereich kommen beide Formen nebeneinander vor.

Ammonium und Ammoniak entstehen im Fließgewässer beim Abbau organischer Stickstoffverbindungen (Ammonifikation, R = organischer Molekülrest):



Unter aeroben Verhältnissen können Ammonium und Ammoniak durch Autoxidation oder mikrobielle Oxidation (Nitrifikation) zu Nitrat oxidieren. Die mikrobielle Oxidation des Ammoniums verläuft dabei in zwei getrennten Schritten. Zuerst wird Ammonium durch Nitrosomonas zu Nitrit ( $\text{NH}_4^+ + 1\frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ ) und dann durch Nitrobacter zu Nitrat ( $\text{NO}_2^- + \frac{1}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ ) oxidiert. Für den gesamten Vorgang ergibt sich damit folgende Reaktionsgleichung:

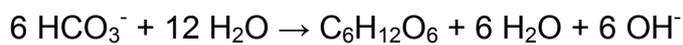
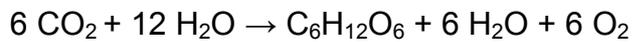


In Fließgewässern, die stark mit organischen, d.h. fäulnisfähigen Stoffen belastet sind, kann das Nitrat unter anaeroben Bedingungen zu freiem Ammoniak reduziert werden (Nitrat-Ammonifikation):



Die organische Belastung eines Fließgewässers spiegelt sich daher in der Ammonium und Ammoniak-Konzentration wieder.

Sauerstoff entsteht im Fließgewässer tagsüber durch die Photosynthese der Wasserpflanzen und Algen. Diese nehmen, je nach Assimilationstyp, Kohlenstoff in Form von gelöstem  $\text{CO}_2$  und/ oder  $\text{HCO}_3^-$ -Ionen auf und bilden daraus Glucose.



In oligotrophen Seen und Gebirgsbächen kommen typischerweise submerse Pflanzen vom Quellmoos-Typ (z.B. *Fontinalis antipyretica*) vor, die nur gelöstes  $\text{CO}_2$  assimilieren. In eutrophen Seen dominiert der Wasserpest-Typ (z.B. *Elodea canadensis*), der neben  $\text{CO}_2$  auch  $\text{HCO}_3^-$ -Ionen aufnimmt. Ein Indikator für stark eutrophe Gewässer ist der Scenedesmus-Typ (z.B. *Scenedesmus quadricauda*), der hauptsächlich  $\text{HCO}_3^-$ -Ionen verwertet. Die Assimilation des Hydrogencarbonates ist mit einer Abgabe von  $\text{OH}^-$  Ionen verbunden. Diese führt tagsüber zu einem Anstieg des pH-Wertes im Gewässer. In der Nacht sinkt der Sauerstoffgehalt durch die fehlende Photosynthese und der Kohlendioxidgehalt steigt durch die Atmung an. Gleichzeitig kommt es zu einem Abfall des pH-Wertes im Fluss (BREHM & MEIJERING 1995, JUNGWIRTH et al. 2003). Die tagesperiodischen Schwankungen des Sauerstoffgehaltes, des pH-Wertes und der Stickstoffverbindungen in der freien Welle wurden im Rahmen der stofflichen Belastungsszenarien erfasst (s. Kap. 4.3.4.4). Die folgenden physikalisch-chemischen Parameter, die an natürlichen Laichplätzen der Äsche in zwei verschiedenen Jahren aufgenommen wurden, stellen dagegen Tagesmessungen dar.

#### 4.3.3.1 Ammonium

Die am Laichplatz während der Inkubationszeit (Anfang April bis Anfang Mai) gemessenen Ammoniumwerte ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) wiesen 1996 und 1997 sehr hohe Schwankungen auf (s. Abb. 4.7). Dies galt vor allem für die oberhalb der Kläranlage gelegenen Probestellen Sterzhausen und Sarnau. Dort schwankten die Werte in beiden Untersuchungsjahren in der freien Welle und in 10 cm Interstitialtiefe um den Faktor 5 bis 14. Unterhalb der Kläranlage an der Probestelle in Cölbe konnten Schwankungen um den Faktor 1,3 bis 2 festgestellt werden.

Im Jahr 1996 wurden in der freien Welle Ammoniumkonzentrationen von 0,12 bis 1,14 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  gemessen. Bei den Äscheneiern, die in einer Sedimenttiefe bis zu 10 cm liegen, wurden minimal 0,09 und maximal 1,12 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  nachgewiesen. Im

Folgejahr 1997 wurden in der freien Welle Konzentrationen von 0,02 bis 0,37 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  festgestellt. In 10 cm Interstitialtiefe waren Konzentrationen von 0,02 mg/l bis 0,34 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  messbar. Die minimalen Konzentrationen in Nähe der Äscheneier sind damit im Jahr 1996 um den Faktor 4,5 und die maximalen Konzentrationen um den Faktor 3,3 höher als 1997. Die Mittelwerte der Ammoniumkonzentration an allen drei Stellen und in verschiedenen Tiefen unterschieden sich nicht signifikant in beiden Jahren, da die Konzentrationsschwankungen und die daraus resultierende Standardabweichung zu groß waren (Mann-Whitney-U-Test,  $p = \leq 0,05$ ). Vergleicht man die Mittelwerte in dem für die Äsche wichtigen Tiefenhorizont von 10 cm miteinander, so ist erkennbar, dass in Sarnau und Cölbe die Ammoniumkonzentrationen 1996 dreimal so hoch waren wie 1997 (Sarnau 0,45 mg/l vs. 0,15 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ; Cölbe 0,75 mg/l vs. 0,25 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ). An der Probestelle Sterzhausen war 1996 der Mittelwert doppelt so hoch wie 1997 (0,49 mg/l vs. 0,24 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ).

In beiden Untersuchungsjahren ließ sich bei höheren Ammoniumkonzentrationen in der freien Welle ( $> 0,12$  mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) eine deutliche Abnahme des Ammoniums im Sediment feststellen, die sich bis in 30 cm Tiefe fortsetzte. Bei niedrigeren Werten in der freien Welle waren im Interstitial z.T. höhere Ammoniumwerte messbar oder die o.g. Tiefenzonierung war nicht mehr deutlich nachweisbar.

#### 4.3.3.2 Ammoniak

Die Ammoniak-Konzentrationen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) lagen 1996 deutlich höher als 1997 (Abb. 4.6). Der Mittelwert der freien Welle war mit 36,8  $\mu\text{g/l}$  (1996) gegenüber 11,2  $\mu\text{g/l}$  (1997) um das 3,3 fache erhöht, in 10 cm Sedimenttiefe betrug der Mittelwert 1996 mit 20,5  $\mu\text{g/l}$  das 2,8 fache des Mittelwertes von 1997 (7,4  $\mu\text{g/l}$ ).

Die freie Welle flussabwärts der Kläranlage (Cölbe) wies in beiden Jahren eine deutlich höhere Ammoniakkonzentration auf, als die freie Welle flussaufwärts (Sarnau und Sterzhausen). 1996 lag die mittlere Ammoniakkonzentration flussabwärts der Kläranlage bei 45  $\mu\text{g/l}$  gegenüber 32,6  $\mu\text{g/l}$  flussaufwärts. 1997 war die mittlere Ammoniakkonzentration flussabwärts sogar doppelt so hoch wie flussaufwärts (16,9  $\mu\text{g/l}$  gegenüber 8,3  $\mu\text{g/l}$ ).

Während der Inkubationszeit nahm die Ammoniakkonzentration an allen Probestellen in der freien Welle und in 10 cm Sedimenttiefe 1996 kontinuierlich ab. In der freien Welle sank die Ammoniakkonzentration von 40 – 60  $\mu\text{g/l}$  auf 23 – 52  $\mu\text{g/l}$ , in 10 cm Tiefe sanken die Ammoniakwerte von 30 – 38  $\mu\text{g/l}$  auf 3 – 6  $\mu\text{g/l}$ . 1997 wiesen die

Ammoniakkonzentrationen zwar ebenfalls eine abnehmende Tendenz auf, allerdings kam es Mitte April, als die Larven das Augenpunkt- bis Dottersackstadium erreicht hatten, zu einem kurzfristigen Ammoniak-Peak. In der freien Welle wurden Mitte April 17 – 32 µg/l NH<sub>3</sub>-N gemessen, in 10 cm Tiefe 16 – 19 µg/l. Die folgende Grafik veranschaulicht den Verlauf der Ammoniakkonzentrationen in 10 cm Tiefe für beide Jahre. Der eingezeichnete Grenzwert von 25 µg/l markiert die Grenze der Salmonidtoxizität von Ammoniak (ALABASTER & LLOYD 1980). Unterhalb des maximalen Sicherheitswertes von 4,9 µg/l sollte die Ammoniakkonzentration langfristig liegen, um Folgeschäden bei Salmoniden zu vermeiden (PETERS et al. 1984).

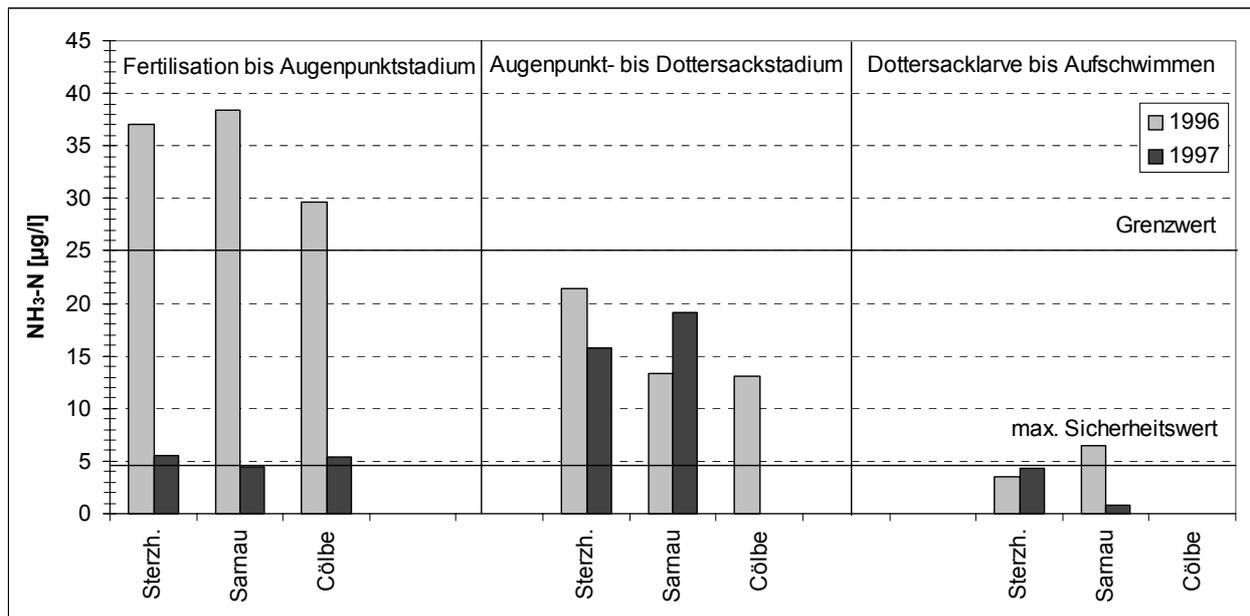


Abb. 4.6: Ammoniakkonzentrationen in 10 cm Interstitialtiefe an den Laichplätzen Sterzhäusern, Sarnau und Cölbe in den Jahren 1996 und 1997. An der Probestelle Cölbe fehlen die letzten Werte, da die Probeschläuche am Ende der Inkubationszeit herausgerissen waren.

Mit zunehmender Sedimenttiefe kam es in beiden Jahren zu einem Abfall der Ammoniakkonzentration. Am deutlichsten konnte dieser Abfall 1996 in Cölbe (flussabwärts der Kläranlage) dokumentiert werden. Hier sank die mittlere Ammoniakkonzentration von 45 µg/l über 21 µg/l (10 cm Tiefe) und 15 µg/l (20 cm) auf 3 µg/l (30 cm Tiefe). Eine Ausnahme bildet die Probestelle Sterzhäuser, wo es 1996 in 30 cm Tiefe zu einem sprunghaften Anstieg der NH<sub>3</sub>-N-Konzentration von 4,1 µg/l (mittl. NH<sub>3</sub>-N Konz. in 20 cm Tiefe) auf 22 µg/l kam. Auch im Jahr 1997 stieg die mittlere Ammoniakkonzentration an dieser Probestelle in 30 cm Tiefe an (von 4 µg/l auf 7,3 µg/l).

#### 4.3.3.3 Nitrit

Die mittleren Nitritkonzentrationen ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) lagen im Jahr 1996 etwas höher als im Jahr 1997 (s. Abb. 4.7). In der freien Welle lag die mittlere  $\text{NO}_2\text{-N}$  Konzentration 1996 bei 0,07 mg/l (Sarnau und Sterzhausen) bis 0,09 mg/l (Cölbe). 1997 betrug die mittlere Nitrit-Konzentration der freien Welle an allen drei Stellen 0,05 mg/l. Damit lagen die Werte der freien Welle 1996 im Mittel nur 0,02 mg/l (Sterzhausen) bis 0,04 mg/l (Cölbe) höher als 1997. In 10 cm Sedimenttiefe waren die Unterschiede der Mittelwerte der beiden Jahre mit 0,01 mg/l (Cölbe) bis 0,03 mg/l (Sarnau und Sterzhausen) sogar noch geringer. In diesem Tiefenhorizont wurden 1996 mittlere  $\text{NO}_2\text{-N}$  Werte von 0,05 mg/l (Cölbe) bis 0,07 mg/l (Sarnau) und 1997 von 0,04 mg/l (Cölbe) bis 0,05 mg/l (Sarnau und Sterzhausen) errechnet.

Insgesamt zeigten die Nitritwerte (mit Ausnahme der Stoßbelastung im Mai 1996) geringe Schwankungen. 1996 variierte die Nitritkonzentration im April an den drei Probestellen von 0,04 bis 0,08 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$  in der freien Welle und in 10 cm Sedimenttiefe. Anfang Mai wurden in der freien Welle von Sarnau und Cölbe relativ hohe Nitritwerte bis 0,17 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$  gemessen. Der  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Wert in 10 cm Tiefe war in Sarnau nur geringfügig niedriger als im Oberflächenwasser (0,10 mg/l gegenüber 0,11 mg/l). In Cölbe fehlte zu dieser Zeit schon die Interstitialsonde, so dass ein direkter Vergleich hier nicht möglich war. Die Verhältnisse im Interstitial dürften jedoch ähnlich wie in Sarnau sein, da die Durchlässigkeit des Substrates an beiden Stellen vergleichbar war (Fredle-Index in Cölbe  $f_i = 5,25$ , in Sarnau  $f_i = 5,75$ ). In Sterzhausen lag die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentration Anfang Mai mit 0,09 mg/l in der freien Welle und 0,07 mg/l in 10 cm Tiefe deutlich niedriger. 1997 schwankte die Nitritkonzentration in der freien Welle und in 10 cm Tiefe an allen drei Stellen zwischen 0,04 und 0,06 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$ . Eine Stoßbelastung wie in 1996 konnte 1997 nicht nachgewiesen werden.

Die Nitritkonzentrationen im Interstitial zeigten zu allen Zeitpunkten und in allen Interstitialtiefen nur geringe oder keine Schwankungen gegenüber den Werten der freien Welle. Tendenziell waren die Interstitialwerte eher niedriger als die Werte der freien Welle.

#### 4.3.3.4 Nitrat

Die Nitratwerte ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) zeigten in beiden Jahren an allen Laichplätzen deutlich weniger Schwankungen als die Ammoniumwerte (s. Abb. 4.7). Im Jahr 1996 lagen die Werte in der freien Welle und in 10 cm Interstitialtiefe zwischen 2,09 mg/l und 4,32 mg/l. 1997 schwankten die  $\text{NO}_3\text{-N}$  Werte von 2,27 mg/l bis 3,33 mg/l.

Die Mittelwerte in der freien Welle und im Interstitialwasser lagen 1996 nur geringfügig höher als 1997. In der freien Welle war die mittlere Nitratkonzentration in Cölbe und Sarnau 1996 0,5 mg/l höher als 1997 (Cölbe: 3,7 mg/l gegenüber 3,2 mg/l, Sarnau: 3,3 mg/l gegenüber 2,8 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). In Sterzhausen ergab sich kein Unterschied in der mittleren Nitratkonzentration (2,8 mg/l in beiden Jahren). Im Tiefenhorizont von 10 cm lagen die mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konzentrationen 1996 an allen drei Stellen 0,3 mg/l höher als 1997 (Cölbe 3,6 mg/l vs. 3,3 mg/l, Sarnau 3,3 mg/l vs. 3,0 mg/l, Sterzhausen 3,1 mg/l vs. 2,8 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). In den tieferen Interstitialschichten waren die  $\text{NO}_3\text{-N}$  Werte 1996 bis zu 0,8 mg/l höher als 1997. Für die Tiefenhorizonte 20 und 30 cm in Sarnau und 20 cm in Sterzhausen war der Unterschied der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Werte von 0,8 mg/l 1996 gegenüber 1997 sogar signifikant (Mann-Whitney-U-Test  $p = \leq 0,05$ ).

In beiden Untersuchungsjahren konnte ein Anstieg der Nitratwerte mit zunehmender Interstitialtiefe registriert werden. Am deutlichsten zeigte sich dieser Anstieg im Jahr 1996. In diesem Jahr stiegen die mittleren  $\text{NO}_3\text{-N}$  Konzentrationen von der freien Welle bis in 30 cm Sedimenttiefe um 0,3 bis 0,5 mg/l an. 1997 betrug die Differenz zwischen freier Welle und 30 cm Sedimenttiefe nur 0,1 bis 0,3 mg/l.

#### 4.3.3.5 Orthophosphat

Die Orthophosphat-Konzentrationen der freien Welle und des Interstitialwassers lagen 1996 etwas höher als 1997 (s. Abb. 4.7). In der freien Welle wurden 1996 Orthophosphatkonzentrationen von 0,09 mg/l bis 0,32 mg/l (im Mittel 0,16 mg/l)  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  und 1997 von 0,09 mg/l bis 0,15 mg/l (im Mittel 0,12 mg/l)  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  gemessen. Die Orthophosphatwerte im Interstitial unterschieden sich kaum von den Werten in der freien Welle. Im Interstitial lag die Orthophosphatkonzentration 1996 zwischen 0,09 mg/l und 0,28 mg/l (im Mittel 0,15 mg/l (10 und 20 cm Tiefe) bzw. 0,16 mg/l (30 cm Tiefe) und 1997 zwischen 0,09 mg/l und 0,16 mg/l (im Mittel 0,13 mg/l (in allen Tiefen)).

Anfang Mai 1996, zum Ende der Interstitialphase, konnte zeitgleich mit der Erhöhung der Stickstofffracht (s.o.) eine Zunahme der Phosphatwerte festgestellt werden.

Oberhalb der Kläranlage an den Laichplätzen Sterzhausen und Sarnau waren bis zu 0,21 mg/l in der freien Welle und bis zu 0,28 mg/l o-PO<sub>4</sub>-P in 10 cm Interstitialtiefe messbar. Unterhalb der Kläranlage an den Laichplätzen in Cölbe konnten Konzentrationen von 0,32 mg/l Phosphat in der freien Welle nachgewiesen werden. An dieser Probestelle wurden zu jedem Probetermin die höchsten Orthophosphatkonzentrationen registriert.

In der folgenden Grafik sind die Mittelwerte der Stickstoff- und Phosphatkonzentrationen in der freien Welle und im Sediment (10 – 30 cm) der beiden Untersuchungsjahre 1996 und 1997 gegenübergestellt.

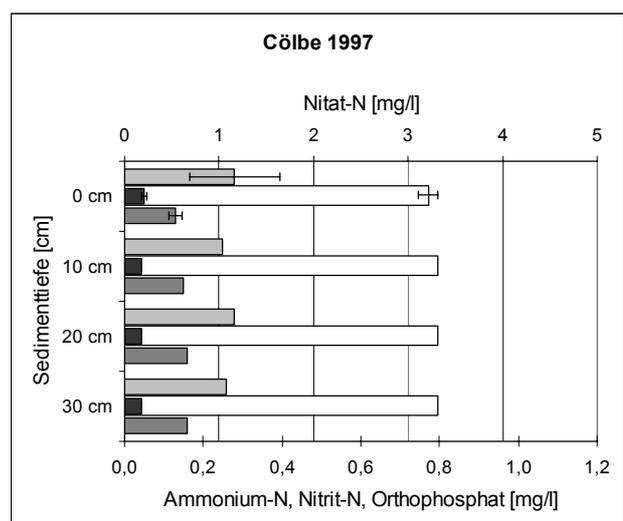
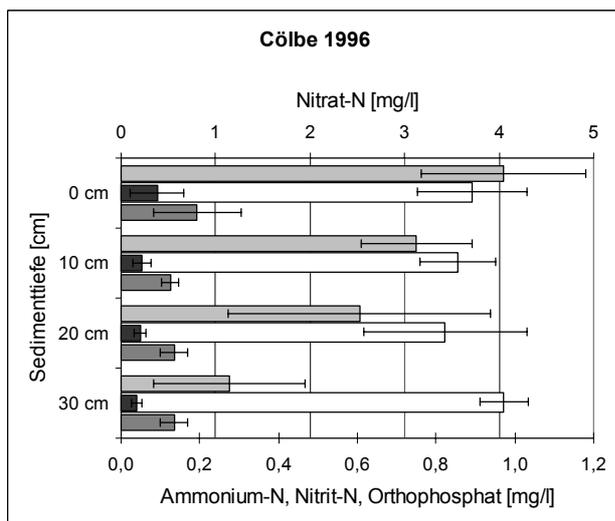
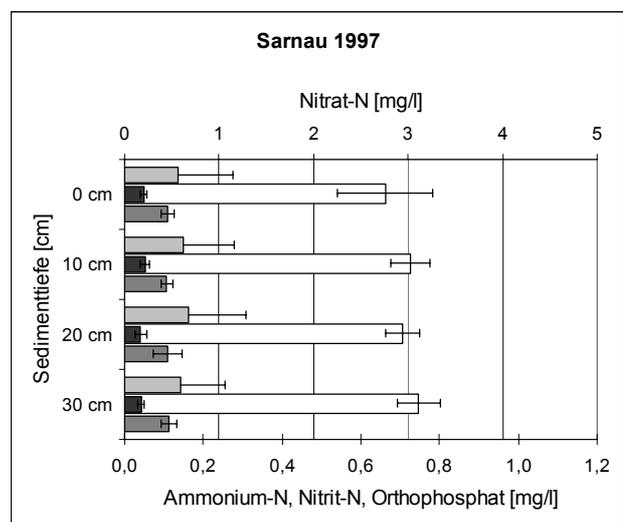
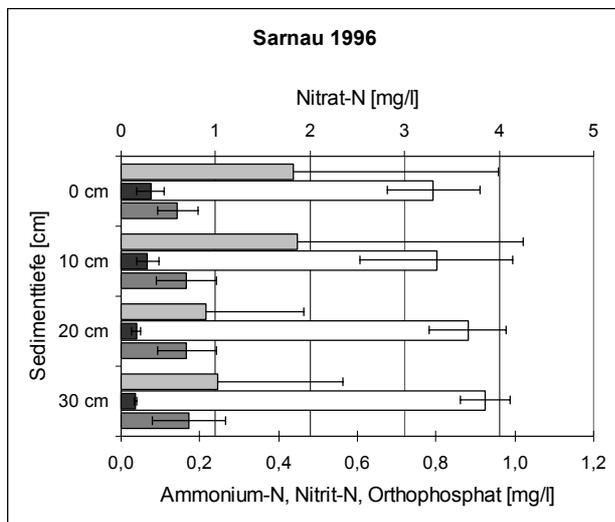
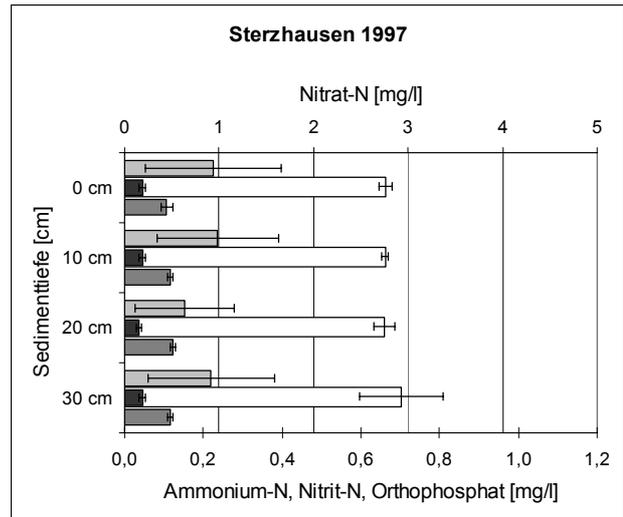
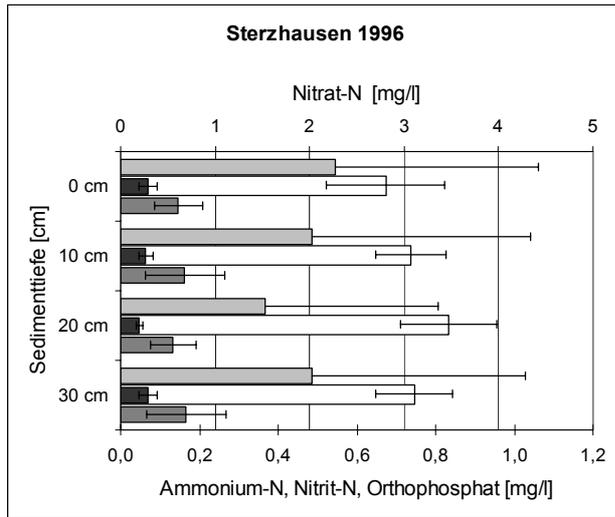


Abb. 4.7: Vergleich der Mittelwerte von anorg. Stickstoff- und Phosphatgehalt 1996 und 1997 an natürlichen Laichplätzen der Äsche in freier Welle und in unterschiedlichen Sedimenttiefen

□ Nitrat ■ Ammonium ■ Nitrit ■ Orthophosphat

#### 4.3.3.6 Sauerstoff

Die Sauerstoffkonzentrationen, die 1996 und 1997 tagsüber in der freien Welle und im Interstitialwasser gemessen wurden, waren mit 11,2 mg/l bis 16,5 mg/l relativ hoch (s. Abb. 4.8). Sie lagen zu jedem Zeitpunkt und an jeder Stelle über der Sauerstoffsättigungskonzentration. 1996 wurden in der freien Welle sogar Sauerstoff-Übersättigungen bis 159 % gemessen. 1997 betrug die maximale Übersättigung 138 %. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen 1996 an allen Probestellen in der freien Welle und in 10 cm Interstitialtiefe um 1 - 2 mg/l höher als 1997. Im Jahr 1996 konnten in der freien Welle schon zu Beginn der Inkubationszeit hohe Sauerstoffwerte  $\geq 13,4$  mg/l  $O_2$  gemessen werden. Dieser Wert wurde 1997 erst Mitte der Interstitialphase erreicht (bei einem Ausgangswert von 12,1 mg/l). Während der Interstitialphase kam es in beiden Jahren erst zu einem Anstieg und später zu einem Abfall der Sauerstoffkonzentration. Ursache für die Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen und insbesondere auch für die erhöhten  $O_2$ -Werte im Jahr 1996 war die vermehrte Besiedlung des Substrates mit epilithischen Algen und der damit verbundenen erhöhten Photosyntheseleistung. Im Jahr 1996 fehlte das Winterhochwasser (siehe Kap. 4.1.1), das das Sohlsubstrat umlagert und den epilithischen Algenbewuchs abspült. In diesem Jahr waren folglich von Beginn der Inkubationszeit an zahlreiche Algen auf den Steinen vorhanden, während 1997 die Algen erst allmählich auf den Steinen aufwuchsen. Gegen Ende der Interstitialphase löste sich dieser Algenbewuchs stellenweise, so dass die Sauerstoffkonzentrationen wieder absanken. Die minimale Sauerstoffkonzentration lag 1996 bei 13,4 mg/l, 1997 bei 11,2 mg/l in der freien Welle, die maximale Sauerstoffkonzentration betrug 1996 16,5 mg/l und 1997 15,5 mg/l.

Die Unterschiede setzten sich auch in der Interstitialtiefe von 10 cm fort. Im Mittel war dort die  $O_2$ -Konzentration 1996 um knapp 1 mg/l bis fast 3 mg/l höher als 1997: An dem Laichplatz in Sterzhausen betrug der Mittelwert der Sauerstoffkonzentration in 10 cm Tiefe 1996 13,6 mg/l, 1997 waren es 12,7 mg/l. Die Laichplätze in Sarnau hatten 1996 einen mittleren Sauerstoffgehalt in 10 cm Tiefe von 14,2 mg/l gegenüber 12,5 mg/l im Folgejahr und in Cölbe waren es 1996 14,5 mg/l gegenüber 11,7 mg/l im Jahr 1997. Auch die Minimal- und Maximalwerte unterschieden sich deutlich in 10 cm Sedimenttiefe: Die minimale Konzentration betrug 1996 13,1 mg/l gegenüber 11,7 mg/l im Folgejahr. Die maximale Sauerstoffkonzentration aller drei Probestellen lag 1996 bei 15 mg/l, gegenüber 13,6 mg/l im Jahr 1997.

In beiden Jahren konnte eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes mit zunehmender Sedimenttiefe registriert werden. Dieser Tiefengradient stellte sich am deutlichsten an der Probestelle Cölbe dar. Dort lagen die Sauerstoffkonzentrationen 1997 in 10 cm Sedimenttiefe im Mittel um 0,7 mg/l niedriger, in 20 cm um 1,4 mg/l und in 30 cm Tiefe um 1,6 mg/l niedriger als die Werte in der freien Welle. Insgesamt waren die Unterschiede 1996 ausgeprägter als 1997. In Cölbe betrug die mittlere Differenz zur freien Welle 1996 in 10 cm Tiefe 0,08 mg/l O<sub>2</sub>, in 20 cm Tiefe 1,02 mg/l O<sub>2</sub> und in 30 cm Tiefe sogar 3,57 mg/l O<sub>2</sub>. An der Probestelle in Sterzhausen kam es in beiden Jahren zu einem Absinken der Sauerstoffkonzentration bis in 20 cm Sedimenttiefe (mittlere Differenz zur freien Welle 1996: 3,16 mg/l O<sub>2</sub>, 1997: 0,2 mg/l O<sub>2</sub>). In 30 cm Sedimenttiefe stieg die Sauerstoffkonzentration hingegen wieder an. Dies ist am ehesten auf die Versorgung dieser Schicht mit sauerstoffreichem Wasser aus der freien Welle zurückzuführen (s. Kap. 5.2.3.4).

Die mittleren Sauerstoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Sedimenttiefen sind in Abbildung 4.8 für alle drei Probestellen 1996 und 1997 dargestellt.

#### 4.3.3.7 pH-Wert

Die mittleren pH-Werte der freien Welle lagen 1996 deutlich höher als 1997 (8,61 gegenüber 8,45, s. Abb. 4.8). Schon zu Beginn der Inkubationszeit (Anfang April) waren die pH-Werte der freien Welle an allen Stellen 1996 höher als 1997. Im Laufe des Monats April kam es 1996 zu einem kontinuierlichen Anstieg des pH-Wertes an den Probestellen oberhalb der Kläranlage, während die pH-Werte unterhalb der Kläranlage in der freien Welle stark schwankten. 1997 zeigte der pH-Wert der freien Welle an allen Stellen eine steigende Tendenz mit einem Peak in der Mitte der Inkubationsphase (Mitte April).

In 10 cm Sedimenttiefe lagen die mittleren pH-Werte 1996 an allen Stellen ebenfalls höher als 1997. Der mittlere pH-Wert aller Probestellen betrug 1996 8,38 während er 1997 bei 8,26 lag. Die Differenz der einzelnen Werte (0,08 bis 0,17 Einheiten) war jedoch nicht signifikant (Mann-Whitney-U-Test  $p \leq 0,05$ ). Im Jahr 1997 schwankten die pH-Werte in 10 cm Sedimenttiefe mit 7,98 bis 8,94 deutlich stärker als 1996 (8,04 – 8,68). Analog zu der freien Welle lagen schon die Ausgangs-pH-Werte zu Beginn der Inkubationszeit 1996 bei 10 cm Tiefe an allen Stellen deutlich höher als 1997. Während die Ausgangs-pH-Werte 1996 im Mittel bei 8,35 lagen, betrugen sie 1997 nur 8,02. Im Vergleich zur freien Welle fiel der pH-Wert an allen Stellen mit zunehmender Sedimenttiefe (von 10 bis 30 cm) ab. Die Differenz der pH-Werte in

10 cm Tiefe zu den Werten der freien Welle wurde in beiden Jahren an allen Stellen im Laufe der Inkubationszeit größer. Vor allem an der Probestelle Sarnau ließ sich diese Tendenz in beiden Jahren gut nachweisen. 1996 betrug die Differenz zur freien Welle Anfang April noch 0,19 Einheiten, Mitte des Monats stieg sie auf 0,31 Einheiten und Ende April lag sie sogar bei 0,49 Einheiten. 1997 konnte dieser Anstieg ebenfalls dokumentiert werden – allerdings auf einem niedrigeren Niveau (von anfangs 0,01 Einheiten auf 0,25 Einheiten).

#### 4.3.3.8 Leitfähigkeit

An allen Probestellen war die Leitfähigkeit des Wassers 1996 gegenüber 1997 signifikant erhöht (Mann-Whitney-U-Test  $p \leq 0,05$ , s. Abb. 4.8). Im Mittel lag die Leitfähigkeit der freien Welle 1996 um  $50 \mu\text{S}/\text{cm}$  höher als 1997. 1996 wurden in der freien Welle  $246 \mu\text{S}/\text{cm}$  bis  $337 \mu\text{S}/\text{cm}$  (im Mittel  $279 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) und im Folgejahr  $197 \mu\text{S}/\text{cm}$  bis  $275 \mu\text{S}/\text{cm}$  (im Mittel  $229 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) gemessen. In der Sedimentschicht von 10 cm war die mittlere Leitfähigkeit 1996 um  $43 \mu\text{S}/\text{cm}$  gegenüber 1997 erhöht. 1996 wurde in dieser Sedimentschicht eine Leitfähigkeit von  $245 \mu\text{S}/\text{cm}$  bis  $299 \mu\text{S}/\text{cm}$  (im Mittel  $274 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) ermittelt. 1997 variierte die Leitfähigkeit in 10 cm Tiefe von  $192 \mu\text{S}/\text{cm}$  bis  $249 \mu\text{S}/\text{cm}$  (im Mittel  $231 \mu\text{S}/\text{cm}$ ). Die höchsten Leitfähigkeitswerte wurden in beiden Jahren an der Probestelle Cölbe dokumentiert. Im Mittel war die Leitfähigkeit in Cölbe 1996 um 30 bis  $34 \mu\text{S}/\text{cm}$  in der freien Welle und um 13 bis  $17 \mu\text{S}/\text{cm}$  in 10 cm Tiefe im Vergleich zu den anderen Probestellen erhöht. 1997 betrug diese Differenz 22 bis  $36 \mu\text{S}/\text{cm}$  in der freien Welle und 23 bis  $38 \mu\text{S}/\text{cm}$  in 10 cm Tiefe.

In beiden Untersuchungsjahren konnten im Interstitial nur geringe Differenzen der Leitfähigkeit ( $< 15 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) gegenüber der fließenden Welle registriert werden. Auch zwischen den verschiedenen Tiefenhorizonten im Sediment waren keine großen Unterschiede feststellbar.

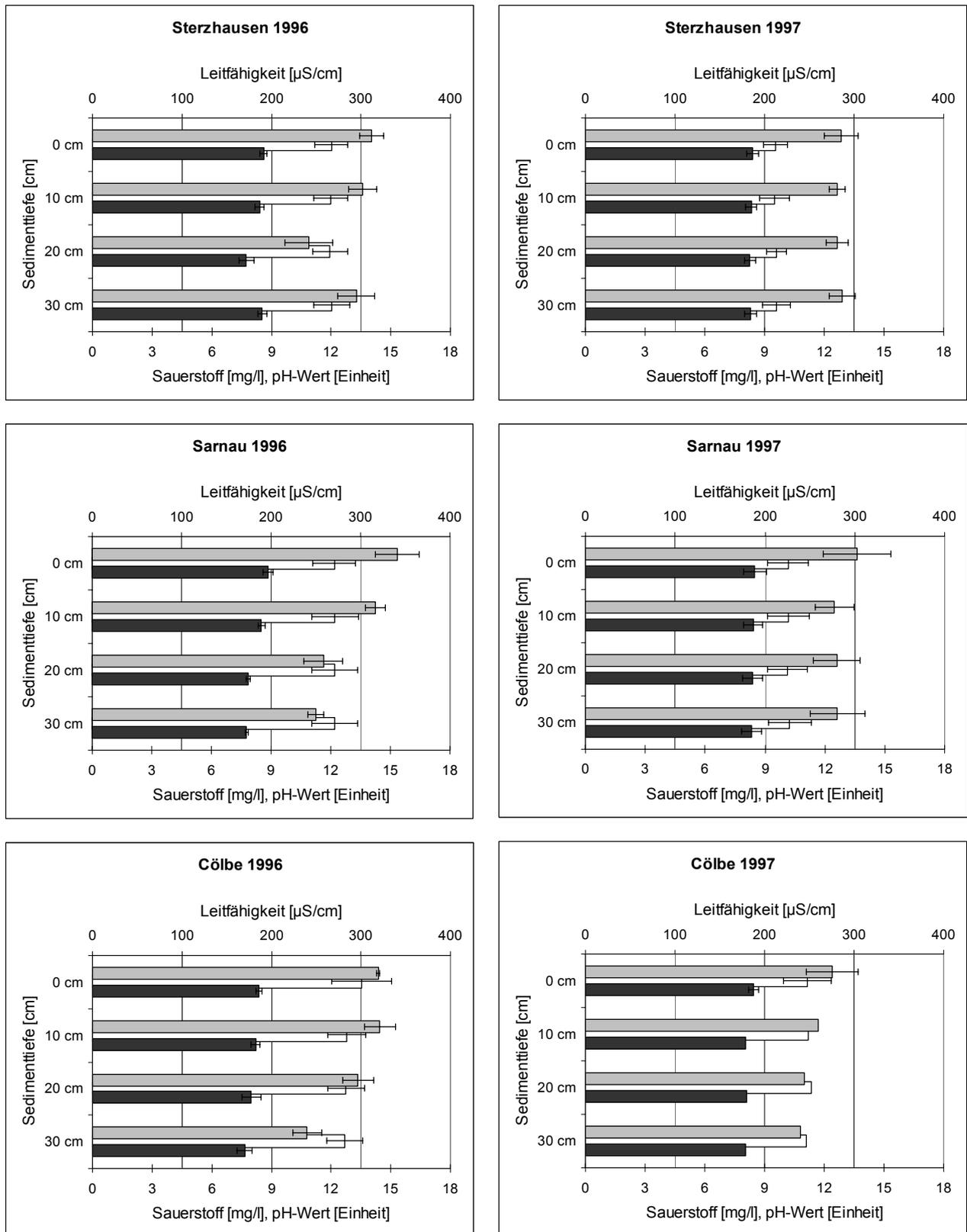
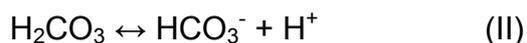


Abb. 4.8: Vergleich der Mittelwerte von  $\text{O}_2$  Gehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit 1996 und 1997 an natürlichen Laichplätzen der Äsche in freier Welle und in unterschiedlichen Sedimenttiefen

□ Leitfähigkeit    ■ Sauerstoff    ■ pH

#### 4.3.3.9 Kohlendioxid

Das im Wasser gelöste Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) hydratisiert in bestimmten Anteilen zu Kohlensäure ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) (s. Gleichung I). Diese dissoziiert in  $\text{H}^+$  und Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) (s. II). Das Hydrogencarbonat wiederum reagiert bei hohem pH-Wert mit den Hydroxyl-Ionen zu Carbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) und Wasser (s. III) (Kalk-Kohlensäure-gleichgewicht):



Somit hängt das Verhältnis der einzelnen Verbindungen vom pH-Wert ab: Im sauren Milieu (bei pH 4) ist nur  $\text{CO}_2$  vorhanden, bei pH 7 bis 10 fast nur noch  $\text{HCO}_3^-$  und im stark alkalischen Bereich (bei pH 11) vorwiegend  $\text{CO}_3^{2-}$  (KLEE 1998).

In der freien Welle fand sich 1996 im Mittel deutlich weniger  $\text{CO}_2$  als 1997 (Mittelwert der April-Konzentrationen: 0,66 mg/l gegenüber 1,39 mg/l, s. Abb. 4.9). In beiden Jahren nahm die  $\text{CO}_2$ -Konzentration der freien Welle im Laufe der Inkubationszeit mit steigendem pH-Wert ab. Sie sank von einer mittleren Ausgangskonzentration von 0,66 mg/l (1996) bzw. 3 mg/l (1997) auf 0 mg/l. In beiden Jahren war damit am Ende der Inkubationszeit kein freies  $\text{CO}_2$  mehr in der freien Welle nachweisbar. Einzige Ausnahme bildete die Probestelle unterhalb der Kläranlage 1997, an der zwar Mitte April kein freies  $\text{CO}_2$  mehr nachgewiesen wurde, jedoch Ende April noch 0,88 mg/l  $\text{CO}_2$  dokumentiert wurde.

Mit zunehmender Sedimenttiefe nahm die  $\text{CO}_2$ -Konzentration in beiden Jahren zu (bis auf wenige Ausnahmen). So war zum Ende der Inkubationszeit zwar kein  $\text{CO}_2$  mehr in der freien Welle vorhanden, im Interstitial waren jedoch noch Werte bis deutlich über 4 mg/l nachweisbar.

In 10 cm Sedimenttiefe lagen die  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen 1996 im Mittel deutlich niedriger als 1997 (1,19 mg/l gegenüber 2,3 mg/l). Diese Mittelwerte waren in beiden Jahren höher als die mittleren  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen im Oberflächenwasser. Im zeitlichen Verlauf schwankten die  $\text{CO}_2$ -Werte in Abhängigkeit vom Jahr und der Probestelle stark. Während die  $\text{CO}_2$ -Konzentration der Probestelle Sarnau 1996 beispielsweise auf 0 mg/l sank, stieg sie im Jahr 1997 an derselben Stelle auf 3,1 mg/l an.

#### 4.3.3.10 Säurebindungsvermögen

Durch das Säurebindungsvermögen werden neben den meist geringen Konzentrationen an Hydroxyl-Ionen vorwiegend das Hydrogencarbonat und das Carbonat erfasst. Dem Hydrogencarbonat kommt als pH-Puffer eine ökochemisch wichtige Funktion zu. Unter Bildung von neutralen Kohlensäure- und Kohlendioxidmolekülen fängt es H<sup>+</sup>-Ionen ab und sorgt dafür, dass der pH-Wert im Gewässer stabil bleibt. Am ausgeprägtesten ist diese pH-stabilisierende Wirkung des Hydrogencarbonats im pH-Bereich 7 - 9.

Die Mittelwerte des Säurebindungsvermögen (SBV) lagen 1996 etwas höher als 1997 und in der freien Welle etwas höher als in 10 cm Tiefe (freie Welle: 5,7 mval/l gegenüber 5,2 mval/l, 10 cm Sedimenttiefe: 5,5 mval/l gegenüber 5,1 mval/l, s. Abb. 4.9). 1996 wurden in der freien Welle 4,7 mval/l bis 7,5 mval/l und in 10 cm Tiefe 4,6 mval/l bis 6,4 mval/l SBV gemessen. 1997 lag das SBV in der freien Welle zwischen 4,3 mval/l und 6,4 mval/l und in 10 cm Tiefe zwischen 4,4 mval/l und 5,7 mval/l.

In beiden Jahren stiegen die SBV-Werte zum Ende der Inkubationszeit sowohl in der freien Welle als auch in 10 cm Sedimenttiefe an. Am deutlichsten stellte sich diese Zunahme in der freien Welle 1996 dar. So stieg das SBV unterhalb der Kläranlage beispielsweise von 5,8 mval/l erst auf 6,7 mval/l und zuletzt auf 7,5 mval/l.

Die Stellen oberhalb der Kläranlage wiesen in beiden Jahren sowohl in der freien Welle als auch in 10 cm Sedimenttiefe ein niedrigeres SBV auf als die Probestelle unterhalb der Kläranlage. In der freien Welle betrug diese Differenz im Mittel 1,4 mval/l (1996) bzw. 1,1 mval/l (1997), in 10 cm Tiefe ergab sich eine Differenz der Mittelwerte von 0,7 mval/l (1996) bzw. 0,9 mval/l (1997).

Mit zunehmender Sedimenttiefe konnte 1997 eine leicht zunehmende Tendenz der SBV-Werte dokumentiert werden. Der größte Anstieg des SBV war in Sterzhausen (oberhalb der Kläranlage) 1997 Mitte April zu verzeichnen. So kam es am 15.04.1997 zu einem Anstieg des SBV von 5,1 mval/l in der freien Welle auf 5,2 mval/l in 30 cm Tiefe. 1996 waren die SBV-Werte im Interstitial stark schwankend und z.T. höher oder niedriger als in der freien Welle.

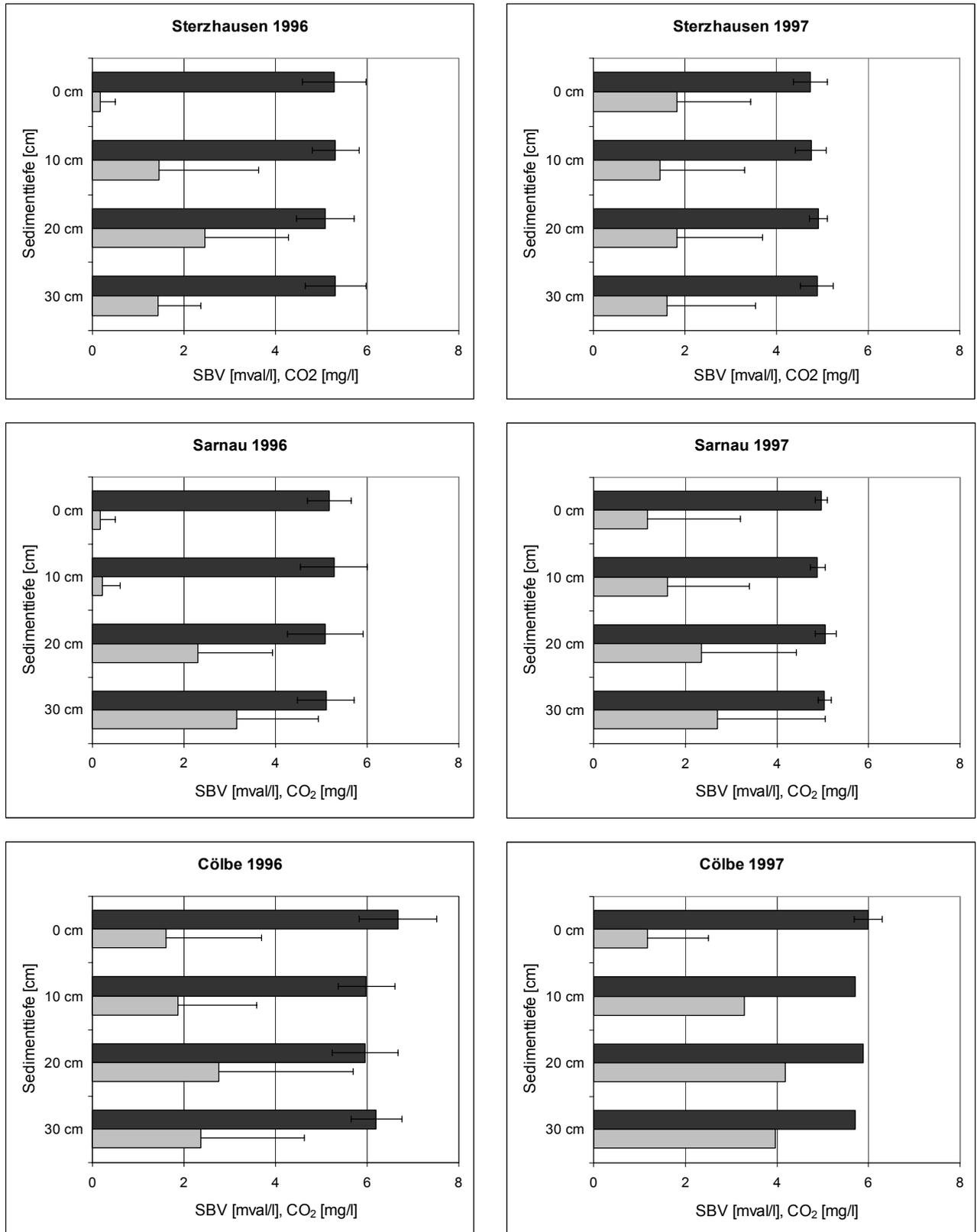


Abb. 4.9: Vergleich der Mittelwerte von CO<sub>2</sub> Gehalt und Säurebindungsvermögen 1996 und 1997 an natürlichen Laichplätzen der Äsche in freier Welle und in unterschiedlichen Sedimenttiefen

■ SBV □ Kohlendioxid

### 4.3.4 Stoffliche Belastungsszenarien

Nachdem sich abgezeichnet hatte, dass das Äschenaufkommen in der Lahn von mehreren Faktoren abhängt, wurden im Jahr 2000 Expositionsversuche mit Äscheneiern durchgeführt. Es sollte überprüft werden, welche stofflichen Parameter den größten Einfluss auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche im Interstitial haben. Insbesondere die Auswirkungen anthropogen erhöhter Stickstoffkonzentrationen sollten am Beispiel einer Kläranlageneinleitungsstrecke untersucht werden. Hierzu wurden frisch befruchtete Äscheneier oberhalb der Kläranlage Sarnau und unterhalb des Kläranlageneinlaufes innerhalb und außerhalb der Einleitungsfahne in Inkubationsboxen im Sediment vergraben (siehe Methodenteil Kap. 3.3.5). Eine Oberflächenbox diente als Kontrolle der Entwicklungsstadien. Durch Heben der Inkubationsboxen zu verschiedenen Zeiten der Embryonal- und Larvalentwicklung konnten die Auswirkungen der unterschiedlichen stofflichen Qualität des Interstitialwassers auf die verschiedenen embryonalen und larvalen Entwicklungsstadien der Äsche im Kiesbett erfasst werden. Die stoffliche Belastung wurde durch Entnahme und Analyse von Interstitialwasser aus 10, 20 und 30 cm Sedimenttiefe zu verschiedenen Zeiten punktuell erfasst. Eine Online-Messung der Sauerstoffkonzentration, des pH-Wertes und der Temperatur in der freien Welle ermöglichte zum einen die Erfassung der Tagesperiodik und zum anderen die Modellierung der Ammoniakschwankungen in der freien Welle. Hierdurch konnte der Verlauf der stofflichen Belastung während der Interstitialphase der Äsche dokumentiert werden. Im Folgenden wird die Entwicklung der Äscheneier in den Kontroll- und Inkubationsboxen dargestellt. Anschließend werden die chemisch-physikalischen Bedingungen im Interstitial und in der freien Welle für die Zeit der Expositionsversuche dargestellt.

#### 4.3.4.1 Mortalität und Entwicklung in der Oberflächenkontrolle

Am 8. April wurden 173 frisch befruchtete Eier als Kontrolle ins Oberflächenwasser gehängt. Fast ein Drittel dieser Eier (30,6%) starb am Folgetag. Bis zum 9. Tag starben nur noch wenige weitere Eier. Eine höhere Mortalität trat erst wieder zwischen dem 9. und 13. Tag auf. Am 11. Tag hatte sich die Zahl der Eier bereits auf die Hälfte reduziert. Ab dem 13. Tag erreichten die ersten Tiere das Augenpunktstadium. Die folgenden 4 Tage, in denen alle Tiere dieses Stadium erreichten, waren

durch eine sehr niedrige Mortalitätsrate (ca. 1 - 3 tote Individuen täglich) charakterisiert. Am 17. Tag traten die ersten „Dottersacklarven“ auf. Mit dem Begriff der Dottersacklarven werden die frisch geschlüpften Larven bezeichnet, die noch einen Dottersack besitzen. Entwicklungsbiologisch handelt es sich hierbei jedoch um das letzte embryonale Stadium (Stadium E 9, PENAZ 1975). Am ersten Tag nach dem Schlupf starben 20,8% der Larven. Innerhalb von 4 Tagen waren alle Larven geschlüpft. Bis zum Aufschwimmen der Tiere am 25. Tag wurden nur noch 1-3 tote Tiere täglich registriert. Am Ende der Interstitialphase hatten 37 Tiere überlebt. Dies entspricht einer Überlebensrate von 21,4% bzw. einer Mortalitätsrate von 78,6%. Die nachfolgende Abbildung zeigt die Mortalität und Entwicklung der Äschen in der Kontrollbox.

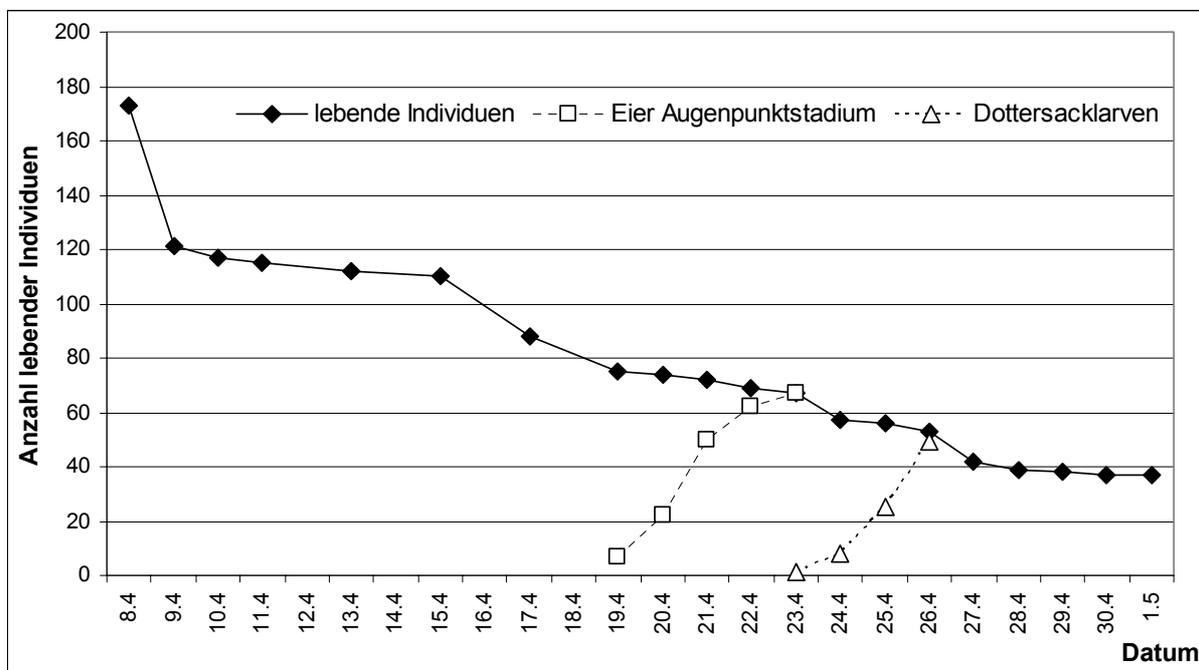


Abb. 4.10: Mortalität und Entwicklung der Äschen in der Oberflächenkontrolle

#### 4.3.4.2 Mortalität und Entwicklung in den Versuchsfeldern

##### 4.3.4.2.1 Phasenabhängige Mortalität

Am 13. Tag, nachdem alle Äscheneier in der Kontrolle das Augenpunktstadium erreicht hatten, wurden jeweils zwei Whitlock-Vibert-Boxen aus den drei Kontrollfeldern ausgegraben und ausgezählt. Zwei weitere Boxen wurden am 18. und am 25. Tag gehoben, als alle Äschen geschlüpft bzw. aufgeschwommen waren (vgl. Methodik S. 30 Kap. 3.3.5.2). Zu jedem dieser charakteristischen Zeitpunkte wurde

die Mortalität ermittelt, um den Einfluss der unterschiedlichen stofflichen Belastung auf das entsprechende Entwicklungsstadium zu erfassen.

Im Versuchsfeld oberhalb der Kläranlage trat die höchste Mortalität von 42 % in der ersten Phase zwischen Befruchtung und Augenpunktstadium (AP) auf. In den nachfolgenden Phasen war die Mortalitätsrate deutlich geringer (17,02 % von AP bis zum Schlupf, 12,7 % von Schlupf bis zum Aufschwimmen).

In dem Versuchsfeld unterhalb des Kläranlageneinlaufes innerhalb der Einleitungsfahne war die Mortalität in allen Phasen deutlich höher: 67 % der Eier starben von der Befruchtung bis zum Augenpunktstadium (AP), 51,7 % von AP bis Schlupf. Keine Larve überlebte bis zum Aufschwimmen (Mortalität = 100 %). Im Versuchsfeld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne lag die Mortalität in allen drei Entwicklungsphasen zwischen 45 - 53 %. Die nachfolgende Tabelle zeigt die phasenbezogene Mortalität, d.h. die Mortalität von einem Entwicklungsstadium bis zum nächsten, in den Versuchsfeldern:

Versuchsfelder	Oberhalb Kläranlage		Unterh. Kläranlage außerhalb Einleitungsfahne		Unterh. Kläranlage innerhalb Einleitungsfahne	
	Mittlere Mortalität	Stabw.	Mittlere Mortalität	Stabw.	Mittlere Mortalität	Stabw.
Befruchtung - Augenpunktstadium	42,00	2,83	53,00	7,07	67,00	4,24
Augenpunktstadium - Schlupf	17,02	8,92	45,51	17,22	51,67	2,36
Schlupf - Aufschwimmen	12,70	6,64	45,13	13,32	100,00	0,00

Tab. 4.6: Entwicklungsphasenabhängige Mortalität [%] und Standardabweichung (Stabw.) in den Versuchsfeldern

#### 4.3.4.2.2 Gesamtmortalität

Wie groß der Einfluss der unterschiedlichen Umweltbedingungen auf die Larvenabundanz und damit auch das spätere Äschenaufkommen ist, zeigt sich besonders eindrucksvoll, wenn man die Unterschiede in der Gesamtmortalität (von der Befruchtung bis zum jeweiligen Entwicklungsstadium) in den Versuchsfeldern betrachtet.

Bis zum Schlupf starben oberhalb der Kläranlage 52 % der Individuen, während unterhalb der Kläranlage 75 % (außerhalb der Einleitungsfahne) bzw. 82 % (innerhalb der Fahne) der Tiere starben. Am Ende der Untersuchung variierte die Gesamtmortalität sogar von 58 % oberhalb der Kläranlage bis 100 % unterhalb der Kläranlage in der Einleitung (86 % außerhalb der Einleitung). Die nachfolgende Grafik veranschaulicht die unterschiedlichen Mortalitätsraten bis zum jeweiligen Entwicklungsstadium.

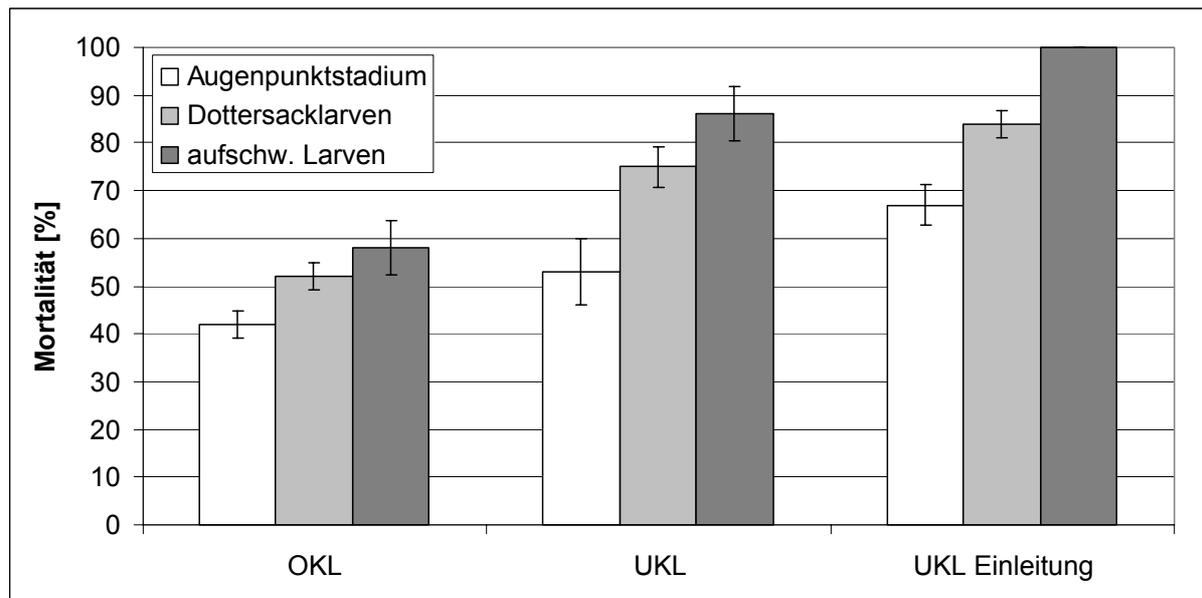


Abb. 4.11: Mortalitätsrate der Eier bzw. Larven in den Versuchsfeldern

#### 4.3.4.3 Morphometrie

##### 4.3.4.3.1 Totallänge

Die Dottersacklarven in dem Siebkasten der Kontrolle waren kleiner als die Larven in den Boxen der Versuchsfelder (s. Abb. 4.12). Der Unterschied in der Totallänge (TL) zwischen den Kontrolltieren und den Tieren im Versuchsfeld oberhalb des Kläranlageeinlaufes war signifikant ( $p = 0,014$ , Tukeys -Test). Der Median der Totallänge der Dottersacklarven in der Kontrolle betrug 13,63 mm (minimale Länge 13,25 mm, maximale Länge 14,13 mm). Unter den Larven in den Kontrollfeldern waren die Larven oberhalb der Kläranlage am längsten (Median: 14,19 mm, Minimum 13,63 mm, Maximum 14,63 mm). Die Larven in den flussabwärts der Kläranlage gelegenen Feldern waren etwas kleiner (Median für beide Gruppen: 14 mm), wobei auffallend war, dass die Larven, die der Einleitungsfahne ausgesetzt waren, eine hohe Variabilität der Totallänge aufwiesen (von 13,25 mm bis 14,63 mm).

Im Laufe der Zeit vergrößerten sich die Längenunterschiede zwischen den Kontrolllarven und den vergrabenen Kiesbettlarven. Am 1. Mai, zum Zeitpunkt des Aufschwimmens, hatten die Larven in der Kontrolle einen Median von 15,88 mm TL und waren damit signifikant kleiner ( $p = 0,001$  Tukeys -Test) als die übriggebliebenen Larven oberhalb (Median: 16,69 mm) und unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitung (Median: 16,75 mm). Ein Längenvergleich der Kontrolllarven mit den Larven innerhalb der Einleitungsfahne konnte nicht durchgeführt werden, da keine einzige Larve innerhalb der Kläranlageneinleitung bis zum Ende des Versuches überlebte (s.o.).

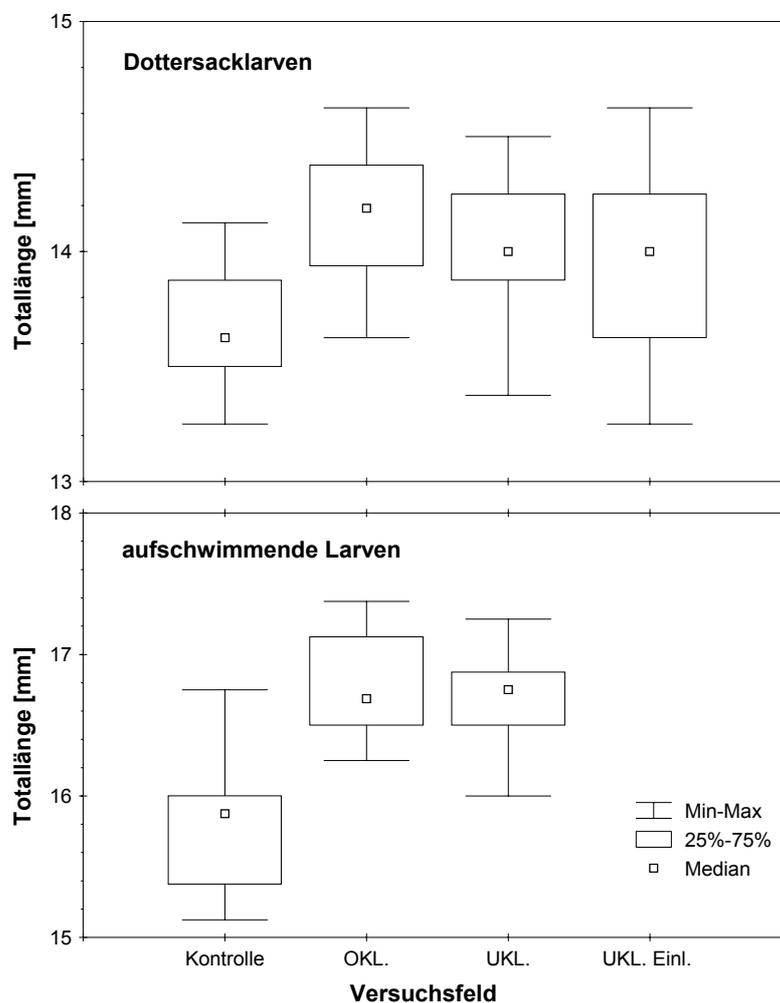


Abb. 4.12: Vergleich der Totallänge von Dottersacklarven (26.4.00) und aufschwimmenden Larven (1.5.00). OKL = oberh. Kläranlage, UKL = unterh. Kläranlage, Einl. = Kläranlageneinleitung.

#### 4.3.4.3.2 Morphometrische Messungen nach Penaz

Alle Embryonen (in der Oberflächenkontrolle und in den Kiesboxen) schlüpften im Stadium E 9 nach PENAZ (1975). Beim Aufschwimmen hatten alle Tiere das larvale Stadium L1 erreicht. Die Entwicklung in der Oberflächenkontrolle und in den Kiesboxen fand somit zeitgleich und regelrecht statt.

Die Tiere in der Kontrolle waren beim Schlupf und beim Aufschwimmen in allen morphometrischen Maßen bis auf die Dottersackhöhe und -länge und die Körperhöhe etwas kleiner als die Tiere, die sich im Kies entwickelten. Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (Kruskal Wallis-Test,  $p > 0,05$ ), so dass davon auszugehen ist, dass sich die Kontrolltiere nur leicht verzögert entwickelten.

Unter den Tieren in den Kiesboxen waren diejenigen, die oberhalb der Kläranlage platziert waren, in allen Maßen bis auf die Dottersackhöhe, und -länge und die Körperhöhe am größten.

Die Tiere, die innerhalb der Einleitungsfahne aufwuchsen, wiesen in allen Parametern die größte Standardabweichung auf. Bei der Dottersackhöhe betrug die Standardabweichung über 10 %. Dies spiegelt die unterschiedliche Entwicklung dieser Tiere wieder.

Tiere gleicher Länge, die sich unter verschiedenen Bedingungen entwickelten (Oberfläche und verschiedene Kiesboxen) wiesen in allen anderen morphometrischen Parametern keine signifikanten Unterschiede auf (Kruskal-Wallis-Test,  $p > 0,05$ ). Bei gleicher Länge waren also die übrigen morphometrischen Kenndaten ähnlich. Es wurden keine Fehlentwicklungen oder größere Abweichungen von der Norm beobachtet.

Für alle Embryonen und Larven wurde der Konditionsfaktor berechnet. Bei älteren Tieren reflektiert der Konditionsfaktor den Ernährungszustand des Tieres, d.h. je größer dieser Wert, desto besser ist die Kondition des Tieres. Bei den Embryonen und Larven kann dieser Rückschluss nicht gezogen werden. Da die Tiere am Anfang ihrer Entwicklung durch den Dottersack kompakter (kürzer und schwerer) sind, ist der Wert anfangs deutlich höher. Im Laufe der Larvalentwicklung wird der Dottersack verbraucht, das Tier wird schlanker und der Konditionsfaktor nimmt ab. In dieser Arbeit wurde der Konditionsfaktor daher als Maß für das Entwicklungsstadium angewandt. Je größer der Konditionsfaktor, desto jünger bzw. unreifer war das Tier. Den größten Konditionsfaktor wiesen die Tiere in der Kontrolle auf. Dies ist als Ausdruck der leichten Entwicklungsverzögerung dieser Tiere zu werten (s.o.).

Kein einziges Tier wies Veränderungen auf, die auf eine Gasblasenkrankheit bei Sauerstoffübersättigung schließen lassen, wie z.B. Exophthalmus, Augenverlust, Bläschen in der Haut oder in den Flossen und fleckige Hautablösungen.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Mittelwerte der morphometrischen Parameter nach Penaz, das Gewicht und der Konditionsfaktor der Embryonen und Larven in den einzelnen Versuchsfeldern dargestellt.

Versuchsfeld	Entw. Stadium	L [mm]	I [mm]	dA [mm]	dpA [mm]	dpr [mm]	doc [mm]	dpo [mm]	lc [mm]	dD [mm]	lv [mm]	av [mm]	a [mm]	am [mm]	Gew. [mg]	K [-]
Oberflächenkontrolle	E 9	13,69 ± 0,27	13,15 ± 0,30	9,15 ± 0,13	4,21 ± 0,12	0,27 ± 0,05	1,06 ± 0,02	1,24 ± 0,03	2,57 ± 0,08	3,25 ± 0,06	4,33 ± 0,09	2,15 ± 0,15	2,64 ± 0,08	1,49 ± 0,04	24,78 ± 0,94	0,97 ± 0,03
Oberhalb Kläranlage	E 9	14,16 ± 0,31	13,65 ± 0,31	9,57 ± 0,14	4,47 ± 0,18	0,35 ± 0,06	1,11 ± 0,05	1,28 ± 0,03	2,74 ± 0,11	3,32 ± 0,04	4,23 ± 0,11	1,95 ± 0,15	2,58 ± 0,07	1,43 ± 0,04	26,59 ± 1,27	0,94 ± 0,02
Außerhalb Einleitungsfahne	E 9	13,99 ± 0,36	13,41 ± 0,41	9,50 ± 0,16	4,36 ± 0,21	0,31 ± 0,05	1,09 ± 0,04	1,27 ± 0,03	2,67 ± 0,12	3,28 ± 0,06	4,25 ± 0,11	2,05 ± 0,21	2,61 ± 0,10	1,46 ± 0,05	25,87 ± 1,38	0,95 ± 0,03
Innerhalb Einleitungsfahne	E 9	13,92 ± 0,44	13,39 ± 0,47	9,50 ± 0,17	4,30 ± 0,28	0,30 ± 0,07	1,10 ± 0,05	1,26 ± 0,03	2,67 ± 0,13	3,28 ± 0,06	4,24 ± 0,13	2,04 ± 0,23	2,61 ± 0,09	1,48 ± 0,06	25,64 ± 1,56	0,95 ± 0,04
Oberflächenkontrolle	L 1	15,83 ± 0,53	15,17 ± 0,47	10,66 ± 0,38	5,05 ± 0,17	0,50± 0,03	1,42 ± 0,04	1,58 ± 0,07	3,49 ± 0,12	3,95 ± 0,12	2,64 ± 0,20	1,46 ± 0,12	2,40 ± 0,07	1,35 ± 0,01	27,71 ± 1,40	0,70 ± 0,04
Oberhalb Kläranlage	L 1	16,78 ± 0,37	16,06 ± 0,38	11,25 ± 0,23	5,41 ± 0,17	0,54 ± 0,03	1,46 ± 0,01	1,71 ± 0,05	3,71 ± 0,08	4,14 ± 0,07	2,32 ± 0,16	1,26 ± 0,10	2,32 ± 0,04	1,34 ± 0,03	30,16 ± 0,90	0,64 ± 0,02
Innerhalb Einleitungsfahne	L 1	16,69 ± 0,40	15,96 ± 0,40	11,19 ± 0,26	5,38 ± 0,17	0,54 ± 0,03	1,45± 0,02	1,69 ± 0,06	3,68 ± 0,08	4,14 ± 0,07	2,33 ± 0,20	1,28 ± 0,08	2,33 ± 0,04	1,33± 0,03	29,88 ± 1,02	0,64 ± 0,03

Tab. 4.7: Vergleich der morphometrischen Parameter der Äschenembryonen und -larven in den verschiedenen Versuchsfeldern (dargestellt sind jeweils die Mittelwerte aus 11-31 Messungen). L = longitudo totalis, I = longitudo corporis, dA = distantia praeanalıs, dpA = distantia postanalıs, dpr = distantia praeorbitalıs, doc = diameter oculi, dpo = distantia postorbitalıs, lc = longitudo capitis, dD = distantia praedorsalis, lv = longitudo sacculi vitellini, av = altitudo sacculi vitellini, a = altitudo corporis, am = altitudo corporis minima, Gew. = Gewicht, K = Konditionsfaktor

#### 4.3.4.4 Physikalisch-chemische Parameter der Belastungsszenarien

##### 4.3.4.4.1 Tag-Nachtschwankungen in der freien Welle

###### 4.3.4.4.1.1 Abfluss

Vom Beginn der Interstitialphase 2000 bis zu deren Ende nahm die Wasserführung der Lahn beständig ab (von 5,7 m<sup>3</sup>/s auf 2,6 m<sup>3</sup>/s). Der durchschnittliche Abfluss betrug 4,1 m<sup>3</sup>/s. Größere Hochwasserereignisse während der Inkubationszeit blieben aus. Vor dem Schlupftermin wurden lediglich kleinere Niederschläge bis maximal 3,8 mm am Tag registriert. Die Niederschläge und damit verbunden der Abfluss waren so gering, dass sie das Ablösen des Algentepichs vom Bodengrund nicht verursachen konnten (s.u.).

###### 4.3.4.4.1.2 Trübung

Während der Interstitialphase der Äsche (7.4. bis 1.5.2000) bewegte sich die Trübung der Lahn auf einem konstant niedrigen Niveau. Es traten nur vereinzelt kleinere Trübungspeaks bis maximal 38 FNU auf. Nach dem Aufschwimmen der Äschen, Anfang Mai, stieg die Trübung deutlich an und erreichte Werte bis 61 FNU. Ab dem 4.5. sank die Trübung wieder ab und stieg am 7.5. sprunghaft an. Das Maximum der Trübung wurde am 8.5. mit 211 FNU erreicht. Der Anstieg der Trübung, insbesondere der Peak am 7./8.5. war unabhängig vom Abfluss und von Niederschlagsereignissen. Die sprunghafte Trübungszunahme wurde vielmehr durch eine erhöhte FPOM-Fracht nach der Ablösung des epilithischen Algenbewuchses verursacht (s.u.).

###### 4.3.4.4.1.3 Sauerstoff

Während der Interstitialphase der Äsche im April wies die Sauerstoffkonzentration in der freien Welle ausgeprägte tagesperiodische Schwankungen auf. Tagsüber erreichte der Sauerstoff maximale Konzentrationen bis 15,2 mg/l, nachts sank die Sauerstoffkonzentration auf Minimalwerte bis 5,9 mg/l ab. Im Laufe der Interstitialphase stieg die Amplitude der Tag-Nachtschwankungen, d.h. die Differenz zwischen den Tageswerten und Nachtwerten wurde bis zum 28.04. beständig größer. Die tagesperiodische Schwankung der Sauerstoffkonzentration betrug am Anfang der Interstitialphase (7.04.) 4,7 mg/l und stieg dann kontinuierlich bis zum 28.04. auf 9,1 mg/l. Ab dem 29.04. sanken die Sauerstoffkonzentrationen am Tage

und damit auch die Tag-Nacht-Differenzen. Am Tag des Aufschwimmens der Äschenlarven (1.5.) betrug die Tag-Nachtschwankung noch 6,2 mg/l. In den folgenden Tagen wurden die Sauerstoffschwankungen immer geringer, bis sie am 8.5. nur noch bei 1,5 mg/l lagen. Die durchschnittliche Tag-Nachtdifferenz für die gesamte Interstitialphase (7.4. – 1.5.) betrug 6,9 mg/l.

Verantwortlich für diese Schwankungen ist die unterschiedliche Photosyntheserate der photoautotrophen Organismen bei Tag und Nacht. In der Lahn war im April 2000 beinahe der gesamte Bodengrund mit Algen bedeckt, während die übrige submerse Vegetation noch wenig entwickelt war. Deshalb war vor allem die photosynthetische Aktivität der benthischen Algen für die Schwankung des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes verantwortlich.

Nach der Interstitialphase, bereits einen Tag nachdem die Äschen das Interstitial verlassen hatten, kam es zu einem Absterben dieser Algen. Der Algenteppich löste sich vom Gewässergrund ab und die Algen wurden als kleine Fetzen und Fäden in der fließenden Welle flussabwärts transportiert. Besonders viele Algenfäden waren am sechsten Tag nach Beendigung der Interstitialphase (07.05.) in der freien Welle der Lahn feststellbar. Dies hatte einen deutlichen Anstieg der Trübung und eine drastische Abnahme der tagesperiodischen Schwankungen der Sauerstoffkonzentration zur Folge (s. Abb. 4.13). Bis zum Aufschwimmen der Äschenlarven (1.5.) lagen die Tagesmessungen der Sauerstoffkonzentration deutlich über der Sauerstoffsättigungskonzentration. Mit Ablösen der Algen Anfang Mai kam es zu einem raschen Abfall der Sauerstoffkonzentrationen am Tage. Ab dem 6.5. lagen alle Sauerstoffmessungen, d.h. die Nacht- und die Tagesmessungen unter der Sättigungskonzentration des Lahnwassers.

Die mittlere tägliche Sauerstoffkonzentration (24-Stunden-Durchschnittswert) in der freien Welle zeigte mit zunehmender Entwicklungsdauer der Äscheneier und -larven eine abnehmende Tendenz. So betrug der Tagesdurchschnitt zum Zeitpunkt der Fertilisation der Eier (7. April) 10,8 mg/l Sauerstoff. Zum Schlupftermin (25. April) wurden durchschnittlich 10,3 mg/l und beim Aufschwimmen der Larven (1. Mai) 8,9 mg/l Sauerstoff in der freien Welle der Lahn gemessen.

#### 4.3.4.4.1.4 pH-Wert

Der pH-Wert zeigte wie der Sauerstoffgehalt nach dem Absterben der Algen eine verminderte Tag-Nachtschwankung. Während der Inkubationszeit, vor dem Ablösen der Algen, wurden Werte von 7,3 bis 9,9 gemessen. Der durchschnittliche pH-Wert betrug 8,3. Nach der Inkubationszeit, nach Ablösen des Algenteppichs, änderten sich die Werte in der Nacht kaum (niedrigster pH-Wert: 7,3). Dagegen sanken die Tageswerte um fast eine Einheit (maximaler pH-Wert: 9). Der durchschnittliche pH-Wert lag demzufolge mit 7,6 Einheiten ebenfalls deutlich niedriger als während der Inkubationszeit (s. Abb. 4.13)

#### 4.3.4.4.1.5 Wassertemperatur

Während der Interstitialphase der Äsche stieg die durchschnittliche Tagestemperatur des Wassers kontinuierlich an. Am ersten Tag der Entwicklung betrug sie 7,4 °C im Tagesmittel mit einem Tagesmaximum von 9 °C. Zum Zeitpunkt des Schlupfes, am 19. Entwicklungstag, hatte die Lahn eine durchschnittliche Temperatur von 12,3 °C (Tageshöchstwert 14,3 °C). Am letzten Tag wurde eine durchschnittliche Temperatur von 15,2 °C (Tageshöchstwert 17 °C) gemessen.

Bezogen auf die verschiedenen Entwicklungsstadien der Äsche ergibt sich ein Anstieg der Durchschnittstemperatur von 10 °C (Fertilisation bis Schlupf der Larven) auf 14,8 °C bis zum Aufschwimmen der Larven (Tagesmittel für die gesamte Entwicklungsdauer: 11,4 °C).

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die physikalisch-chemischen Parameter in der freien Welle der Lahn innerhalb und außerhalb der Interstitialphase der Äsche.

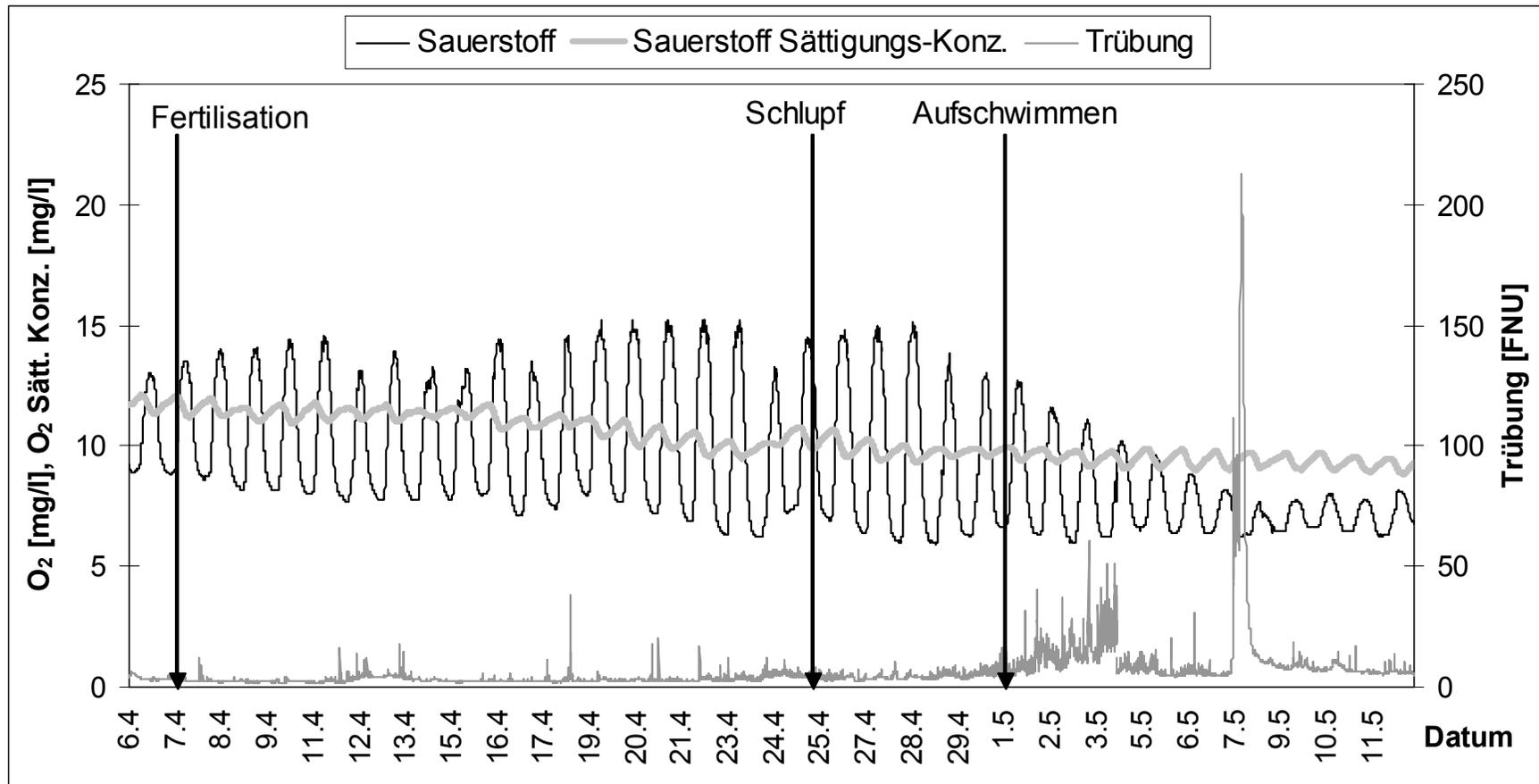


Abb. 4.13: Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigungskonzentration und Trübung in der freien Welle während und nach der Interstitialphase der Äsche

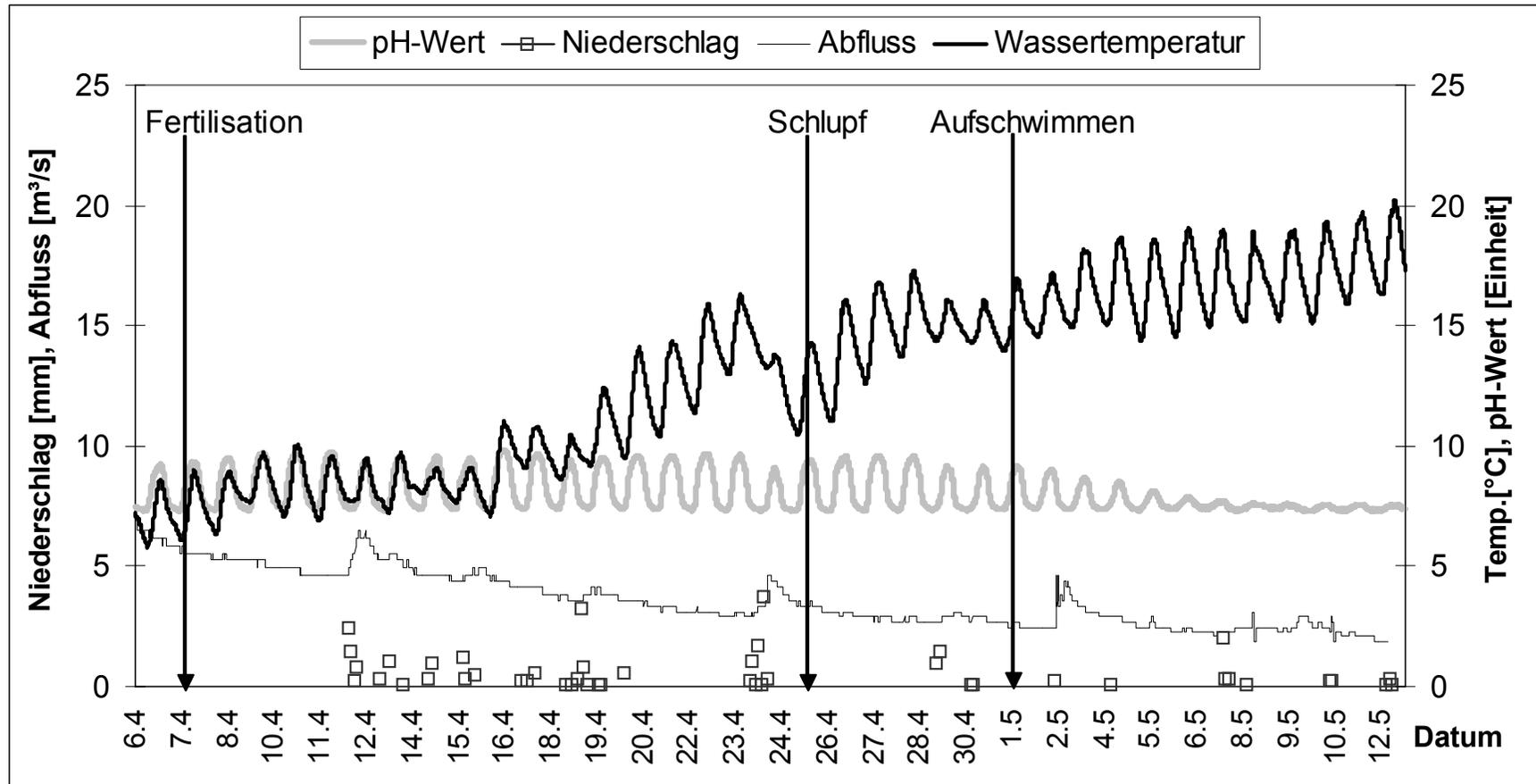


Abb. 4.14: pH-Wert, Niederschlag, Abfluss und Wassertemperatur in der freien Welle während und nach der Interstitialphase der Äsche

#### 4.3.4.4.1.6 Ammoniak

In Abhängigkeit von pH-Wert, Temperaturschwankungen (Online-Messung) und der mittleren Ammoniumbelastung von 0,07 mg/l (7 Wasserproben) konnte der Ammoniakgehalt im in der freien Welle modelliert werden (siehe Methodenteil Kap. 3.3.5.5).

Die Ammoniakkonzentrationen variierten zwischen 0,22 µg/l in der Nacht und 41,54 µg/l NH<sub>3</sub>-N am Tag. Während der gesamten Inkubationszeit wurde eine mittlere Ammoniakkonzentration von 9,19 µg/l NH<sub>3</sub>-N gemessen, wobei die mittlere Konzentration vor dem Schlupf geringfügig niedriger war als nach dem Schlupf (9,31 µg/l vs. 8,83 µg/l NH<sub>3</sub>-N). Auch die maximalen Ammoniakbelastungen vor und nach dem Schlupf zeigten nur geringe Unterschiede (41,54 µg/l vs. 38,47 µg/l NH<sub>3</sub>-N).

Die nachfolgende Abbildung zeigt den pH-Wert der Online-Messung und die modellierten Ammoniakkonzentrationen in der freien Welle der Lahn während der Interstitialphase der Äsche. Der eingezeichnete Grenzwert von 25 µg/l markiert die Toxizitätsgrenze von Ammoniak, während der maximale Sicherheitswert von 4,9 µg/l die Grenze angibt, ab der Salmoniden bei Langzeitbelastung geschädigt werden. (siehe Kapitel Diskussion).

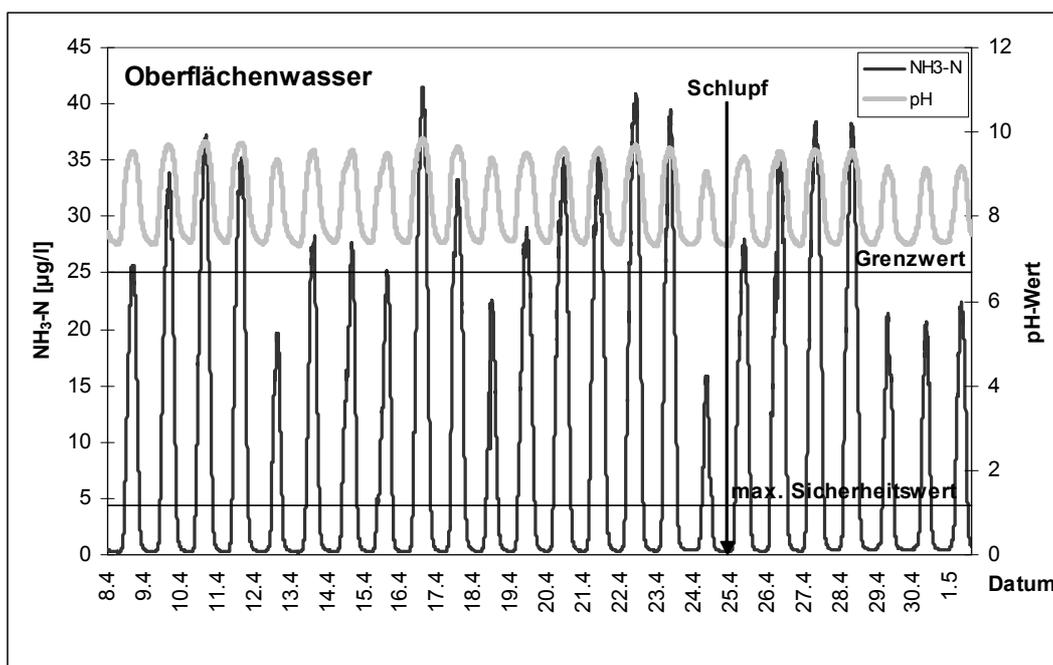


Abb. 4.15: Tag-Nachtschwankungen des pH-Wertes und der Ammoniakkonzentrationen während der Interstitialphase der Äsche in der freien Welle

#### 4.3.4.4.2 Tag-Nachtschwankungen in 10 cm Sedimenttiefe

##### 4.3.4.4.2.1 pH-Wert

Während der Inkubationszeit der Äsche schwankten die modellierten pH-Werte in den drei Versuchsfeldern in 10 cm Sedimenttiefe zwischen 6,6 und 9,9 (Abb. 4.15). Vor dem Schlupf waren die modellierten pH-Werte in allen drei Feldern in 10 cm Sedimenttiefe sehr ähnlich. Der mittlere pH-Wert lag bei 8,2 bzw. 8,3 mit einem Minimum von 6,9 und einem Maximum von 9,9. Nach dem Schlupf sanken die mittleren pH-Werte im Feld oberhalb der Kläranlage und innerhalb der Einleitungsfahne um 0,5 bis 0,6 Einheiten auf 7,7. Der größte Unterschied zeigte sich in den Maximalwerten, die von 9,9 auf 9,3 bzw. 9,2 absanken. Unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne blieben die pH-Wert-Schwankungen während der gesamten Inkubationszeit relativ konstant. Der Unterschied zwischen dem mittleren pH-Wert im Zeitraum vor und nach dem Schlupf war in diesem Versuchsfeld zu vernachlässigen (8,24 vs. 8,11). Auch die maximalen Tageswerte waren kaum unterschiedlich (9,8 vs. 9,9).

##### 4.3.4.4.2.2 Ammoniak

Aus den pH-Wert-Schwankungen und den unterschiedlichen Ammoniumwerten in 10 cm Sedimenttiefe konnten die Ammoniak-Konzentrationen für die gesamte Inkubationszeit modelliert werden (Abb. 4.15). Dabei zeigten sich in allen drei Versuchsfeldern starke Tag-Nachtschwankungen mit minimalen Werten bis 0,1 µg/l in den Nachtstunden und maximalen Werten bis 30 µg/l vor der Einleitung bzw. 95 µg/l innerhalb der Einleitungsfahne in den Nachmittagsstunden.

Während des Untersuchungszeitraumes, der 24 Tage umfasste, wurde der Toxizitätsgrenzwert von 25 µg/l oberhalb der Kläranlage an nur 2 Tagen (vor dem Schlupf der Äsche) überschritten. Unterhalb der Kläranlage kam es außerhalb der Einleitungsfahne an 12 Tagen und innerhalb der Fahne an 21 Tagen zur Grenzwertüberschreitung. Nach dem Schlupf sanken die Höchstwerte der Ammoniakbelastung im Feld vor der Einleitung und unterhalb der Kläranlage innerhalb der Einleitungsfahne auf die Hälfte ab, so dass die Amplitude der Tag-Nachtschwankungen deutlich geringer wurde. Dementsprechend wurde der Grenzwert im Feld oberhalb der Kläranlage nach dem Schlupf kein einziges Mal überschritten. In den Feldern unterhalb der Kläranlage sanken die Maximalwerte erst 4 Tage nach dem Schlupf unter den Toxizitätsgrenzwert.

Der maximale Sicherheitswert von 4,9 µg/l, der die Grenze für Langzeitschäden markiert, wurde in den Versuchsfeldern unterhalb der Kläranlage an allen 24 Tagen überschritten. Im Versuchsfeld oberhalb der Kläranlage sanken die Werte 4 Tage nach dem Schlupf unter diese Grenze.

Innerhalb der Einleitungsfahne waren die Mittelwerte der Ammoniakbelastung sowohl vor als auch nach dem Schlupf dreimal so hoch wie die Werte vor der Kläranlagen-einleitung (vor dem Schlupf: 18 µg/l gegenüber 6 µg/l, nach dem Schlupf 9 µg/l gegenüber 3 µg/l).

Nachfolgende Abbildung veranschaulicht die modellierten pH-Wert Verhältnisse und Ammoniakkonzentrationen in den drei Versuchsfeldern. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der y-Achse im Versuchsfeld innerhalb der Einleitungsfahne.

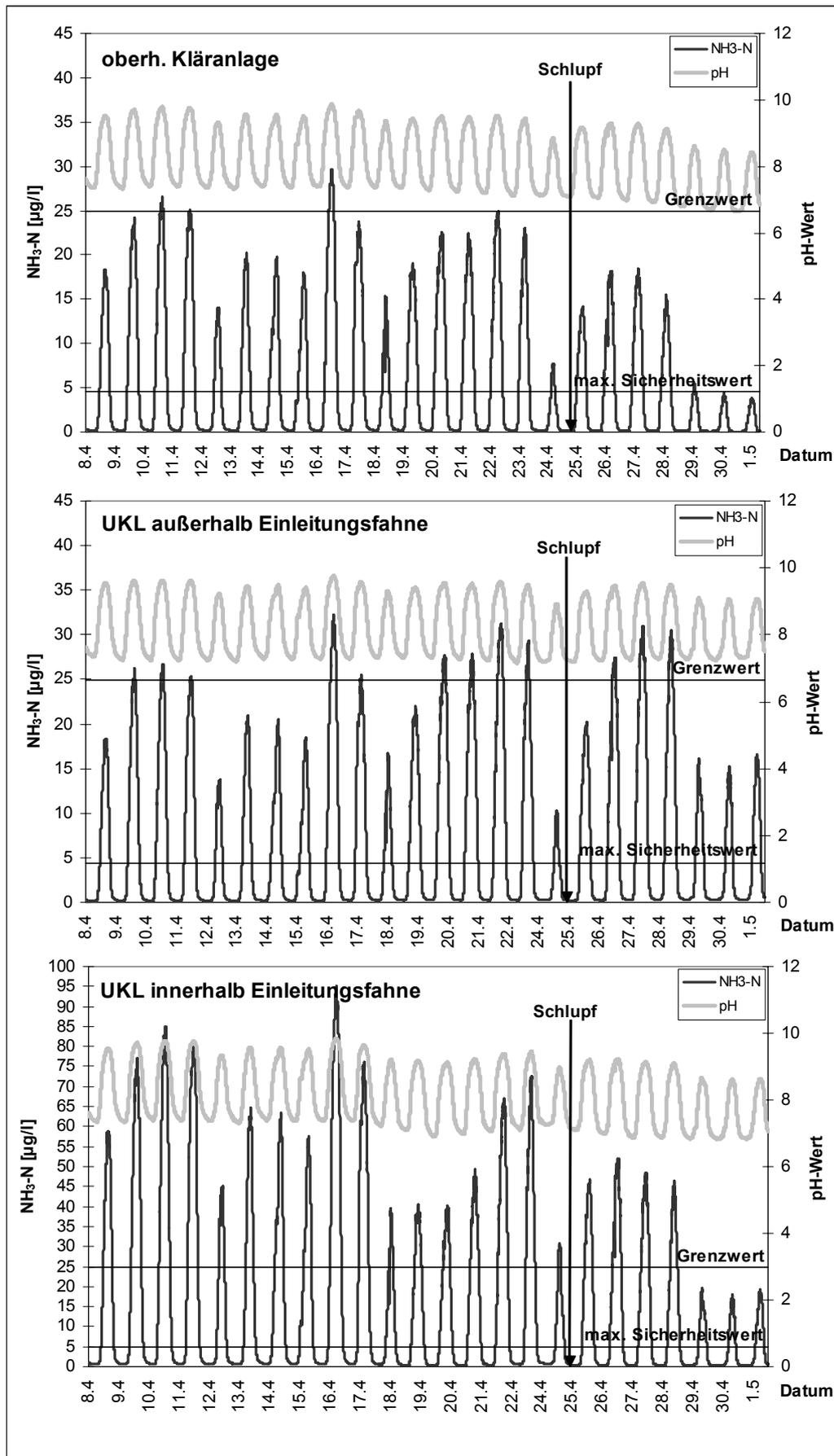


Abb. 4.16: Modellierte pH-Wert Verhältnisse und Ammoniakkonzentrationen in den Versuchsfeldern während der Interstitialphase der Äsche in 10 cm Sedimenttiefe

#### 4.3.4.4.3 Mittlere stoffliche Belastung in 10 cm Tiefe vor und nach dem Schlupf am Tag

##### 4.3.4.4.3.1 Sauerstoff

In der Sedimentschicht von 10 cm, in der die Entwicklung der Äschen stattfand, sank der mittlere Sauerstoffgehalt am Tag während der Inkubationszeit in allen Versuchsfeldern kontinuierlich ab.

Die niedrigsten Konzentrationen wurden innerhalb der Einleitungsfahne festgestellt. Der durchschnittliche Gehalt in 10 cm Interstitialtiefe betrug vor dem Schlupf 11,74 mg/l, nach dem Schlupf 9,7 mg/l Sauerstoff. Am Tag des Aufschwimmens wurden nur noch 8,7 mg/l Sauerstoffgehalt ermittelt. Zu Beginn der Interstitialphase lag der Sauerstoff in diesem Feld noch im übersättigten Bereich (107 – 110 %). Zum Zeitpunkt des Schlupfes und zum Aufschwimmen sank der Sauerstoff unter die Sättigungskonzentration (96 % bzw. 92%).

Die höchsten Konzentrationen konnten im Versuchsfeld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne gemessen werden (Maximum 15,3 mg/l O<sub>2</sub>). In diesem Feld sank der Sauerstoffgehalt von durchschnittlich 13,26 mg/l in im Zeitraum vor dem Schlupf auf durchschnittlich 12,9 mg/l in der Zeit nach dem Schlupf. Zum Zeitpunkt des Aufschwimmens wurden 11,2 mg/l Sauerstoffgehalt im Sediment gemessen. Damit lag der Sauerstoff während der gesamten Interstitialphase der Äsche im übersättigten Bereich (110 % - 129 %).

Oberhalb der Kläranlage betrug der durchschnittliche Sauerstoffgehalt im Zeitraum vor dem Schlupf 13,04 mg/l, danach 10,6 mg/l. Als die Tiere aufschwammen, waren 9,7 mg/l Sauerstoffgehalt in 10 cm Sedimenttiefe feststellbar. Auch in diesem Feld wurde die Sauerstoffsättigungskonzentration immer überschritten (102 % - 122 %)

Die Differenz des Sauerstoffgehaltes in 10 cm Interstitialtiefe zur frei fließenden Welle variierte zwischen 1,8 mg/l und 3,8 mg/l. Im Durchschnitt betrug die Differenz im gesamten Zeitraum der Interstitialphase in allen drei Versuchsfeldern ca. 3 mg/l. (oberhalb Kläranlage 2,8 mg/l, unterhalb Kläranlage außerhalb Einleitung 2,7 mg/l, innerhalb Einleitung 2,9 mg/l Sauerstoff). Eine große Abweichung von diesem Mittelwert konnte im Versuchsfeld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitung in 10 cm Sedimenttiefe festgestellt werden: Dort betrug die Differenz des Sauerstoffgehaltes in 10 cm Interstitialtiefe zur freien Welle zu Beginn der Inkubationsphase 6 mg/l O<sub>2</sub>.

Die Tabelle 4.8 enthält den Überblick über die Sauerstoffkonzentrationen und –sättigungen für alle drei Felder zu den unterschiedlichen Zeitpunkten der Äschenentwicklung.

Versuchsfeld/ Entwicklungsstadium	Fertilisation	Periode vor Schlupf	Schlupf	Periode nach Schlupf	Aufschwimmen
<b>OKL.:</b> O <sub>2</sub> -Sättigung	117	122	111	110	102
O <sub>2</sub> –Konz.	13,30	13,04	11,10	10,60	9,70
Differenz zur fr. W.	2,20	2,36	1,80	3,75	3,30
<b>UKL außerh.:</b> O <sub>2</sub> -Sättigung	110	124	129	127	118
O <sub>2</sub> -Konz.	12,50	13,26	12,90	12,30	11,20
Differenz zur fr. W.	6,00	2,78	1,80	2,65	2,20
<b>UKL Einl.:</b> O <sub>2</sub> -Sättigung	107	110	96	100	92
O <sub>2</sub> -Konz.	12,10	11,74	9,60	9,70	8,70
Differenz zur fr. W.	3,70	2,72	2,80	3,50	3,80

Tab. 4.8: Durchschnittlicher Sauerstoffgehalt [Sättigung in % und Konzentration in mg/l] der Versuchsfelder in 10 cm Sedimenttiefe mit Differenz zur freien Welle (fr. W.).  
OKL = Oberhalb Kläranlage, UKL außerh. = unterhalb Kläranlage außerhalb Einleitung, UKL Einl. = unterhalb Kläranlage innerhalb Einleitung

#### 4.3.4.4.3.2 pH-Wert

Das Interstitialwasser in 10 cm Sedimenttiefe war zu Beginn der stofflichen Belastungsszenarien (am Tag der Fertilisation) mit pH 9,3 (innerhalb der Einleitungsfahne) bis pH 9,7 (oberhalb der Kläranlage) deutlich alkalisch. Im Feld oberhalb der Kläranlage sankt der pH-Wert in 10 cm Tiefe während der Inkubationszeit kontinuierlich von 9,7 auf 8,0. Anfangs entsprach der pH-Wert in 10 cm Sedimenttiefe dem Wert der freien Welle. Ab dem Zeitpunkt des Schlupfes war das Interstitialwasser in 10 cm Tiefe zunehmend saurer als die freie Welle. Zum Zeitpunkt des Aufschwimmens lag der pH-Wert in 10 cm Tiefe 0,7 Einheiten niedriger als in der freien Welle.

Im Feld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitung war der pH-Wert in 10 cm Tiefe mit 9,6 anfangs ebenfalls sehr hoch und sank dann bis zum Schlupf auf 9. Nach dem Schlupf stieg der pH-Wert in diesem Feld wieder leicht an. Während der gesamten Inkubationszeit war das Interstitialwasser in 10 cm Tiefe 0,1 bis 0,2 Einheiten saurer als die freie Welle.

Das Feld innerhalb der Einleitungsfahne wies die niedrigsten pH-Werte in 10 cm Sedimenttiefe auf (bedingt durch das gepufferte Wasser der Kläranlageneinleitung).

Auch in diesem Feld zeigten die pH-Werte eine abnehmende Tendenz. Von anfangs 9,3 sank der pH-Wert in 10 cm Tiefe auf 7,6 zum Zeitpunkt des Schlupfes. Nach dem Schlupf stieg der pH-Wert wieder leicht an auf 8,1. Das Interstitialwasser in diesem Feld war bis zum Schlupf 0,1 pH-Einheit saurer als die freie Welle. Nach dem Schlupf stieg diese Differenz auf 0,5 pH-Einheiten.

Versuchsfeld/ Entwicklungsstadium	Fertilisation	Periode vor Schlupf	Schlupf	Periode nach Schlupf	Aufschwim- men
<b>OKL</b>	9,7	9,4	8,5	8,5	8
Differenz zur fr. W.	0	0	-0,2	-0,5	-0,7
<b>UKL außerh. Einl.</b>	9,6	9,4	9	9,3	9,2
Differenz zur fr. W.	-0,2	-0,1	-0,2	-0,1	-0,1
<b>UKL Einl.</b>	9,3	8,5	7,6	8,1	8
Differenz zur fr. W..	-0,1	-0,1	-0,1	-0,5	-0,5

Tab. 4.9: Durchschnittlicher pH-Wert der Versuchsfelder in 10 cm Sedimenttiefe mit Differenz zur freien Welle (fr. W.)

Während der pH-Wert in 10 cm Sedimenttiefe für die Entwicklung der Äscheneier und -larven von Bedeutung ist, spiegelt der pH-Wert in den unterschiedlichen Sedimenttiefen die Eindringtiefe des alkalischen Wassers der freien Welle ins Interstitial (s. Abb. 4.16). Zu Beginn der Inkubationszeit war die pH-Wert Differenz zwischen freier Welle und Interstitial in allen drei Feldern noch gering (in 30 cm Tiefe 0,05 bis 0,12 pH-Einheiten). Im Laufe von nur 3 Wochen jedoch war das Interstitialwasser mit zunehmender Sedimenttiefe deutlich saurer als die freie Welle. Im Feld oberhalb der Kläranlage betrug die pH-Wert Differenz in 30 cm Tiefe zuletzt 0,69 pH-Einheiten. In diesem Feld konnte die zunehmende pH-Wert-Differenz am besten dokumentiert werden. Zu Beginn der Inkubationsphase war sowohl das Wasser der freien Welle als auch das Interstitialwasser in allen Sedimenttiefen relativ alkalisch (pH 9,73 in der freien Welle und in 10 cm Tiefe bis 9,68 in 30 cm Tiefe). Im Laufe der Inkubationszeit verschob sich der pH-Wert im Interstitial kontinuierlich in Richtung Neutralität, d.h. das Interstitialwasser wurde zunehmend weniger mit dem alkalischeren Wasser der freien Welle vermischt. Ca. 14 Tage nach Einbringen der Sonde (zwischen den Probeterminen vom 20.April und 24.April) konnte ein sprunghafter Anstieg der pH-Wert Differenz zwischen freier Welle und dem Interstitialwasser in allen drei Sedimenttiefen gemessen werden (von 0,1 - 0,2 auf 0,25 - 0,64). Am Ende der Interstitialphase betrug die pH-Wert-Differenz von freier Welle zu 10 cm

Interstitialtiefe 0,75, zu 20 cm Tiefe 0,77 und zu 30 cm Tiefe 0,69 Einheiten. Der pH-Wert der freien Welle war mit 8,73 deutlich alkalischer als der pH-Wert von 7,96 in 20 cm Tiefe.

Unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne waren die pH-Werte der freien Welle und des Interstitialwassers allgemein höher als im Versuchsfeld oberhalb der Einleitung. Ursache dafür war die geringe Wassertiefe (im Mittel 30 cm) dieses Versuchsfeldes am Rande einer Kiesbank. In diesem vergleichsweise kleinen Wasserkörper war der Einfluss der Algenphotosynthese auf den pH-Wert viel höher als in den beiden anderen Feldern in Strommitte, die im Mittel 12 - 13 cm tiefer waren (mittlere Wassertiefe oberhalb der Kläranlage 43 cm, unterhalb der Kläranlage in der Einleitungsfahne 42 cm). In diesem Feld nahm der pH-Wert in der freien Welle und im Interstitial während der Inkubationszeit nicht kontinuierlich ab, sondern schwankte relativ stark. Diese starken Schwankungen des pH-Wertes sowohl in der freien Welle als auch im Interstitial dürften auf den unterschiedlich hohen Anteil des gepufferten Wassers aus der Kläranlageneinleitung zurückzuführen sein.

Im Versuchsfeld innerhalb der Einleitungsfahne waren die pH-Werte allgemein niedriger als in den beiden anderen Versuchsfeldern. Ursache hierfür war der Einfluss der Kläranlage. In dieser wird das geklärte Wasser vor Einleitung in den Fluss neutralisiert. War die eingeleitete Menge sehr groß und der Abfluss im Fluss niedrig, so führte dies im Versuchsfeld zu einer Neutralisierung in der freien Welle und damit zu einer Reduzierung der pH-Wert Differenz zwischen freier Welle und Interstitialwasser. Bei einer geringen Einleitungsmenge aus der Kläranlage kehrten sich die Verhältnisse um. Zwischen den Probeterminen schwankten die pH-Werte in der freien Welle sehr stark. Die Unterschiede betragen bis zu 1,9 pH-Wert Einheiten. Die höchsten pH-Werte wurden auch hier zu Beginn der Inkubationszeit gemessen.

Das Interstitial in diesem Versuchsfeld war von Probetermin zu Probetermin unterschiedlich porös. Innerhalb der ersten 11 Tage nach Versuchsbeginn war das Interstitial noch stark durchlässig und die pH-Wert Schwankungen der freien Welle setzten sich bis in 30 cm Tiefe fort. Zwischen dem 12. und 14. Tag kam es zu einem schlagartigen Anstieg der pH-Wert Differenz zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser (0,54 Einheiten). Dies könnte auf die Kolmatierung des Interstitials zurückzuführen sein. 18 Tage nach Versuchsbeginn waren die pH-Wert Unterschiede zwischen freier Welle und Interstitialwasser in allen Sedimenttiefen wieder gering (< 0,1 Einheiten), was für eine Dekolmatierung spräche. Am 21. Tag trat wieder eine

große pH-Wert Differenz zwischen freier Welle und Interstitial auf (0,45 in 10 cm, 0,54 in 20 cm und 0,6 Einheiten in 30 cm Tiefe), die bis zum Versuchende (am 25. Tag) anhielt. Am Ende des Versuches hatte sich die pH-Wert Differenz zwischen freier Welle und Interstitialwasser vergrößert (0,54 Einheiten pH-Wert Differenz in 10 cm, 0,83 Einheiten in 20 cm und 0,77 Einheiten in 30 cm Tiefe).

Die nachfolgende Abbildung zeigt die pH-Werte in der freien Welle und im Interstitialwasser der Versuchsfelder während der Inkubationszeit der Äsche.

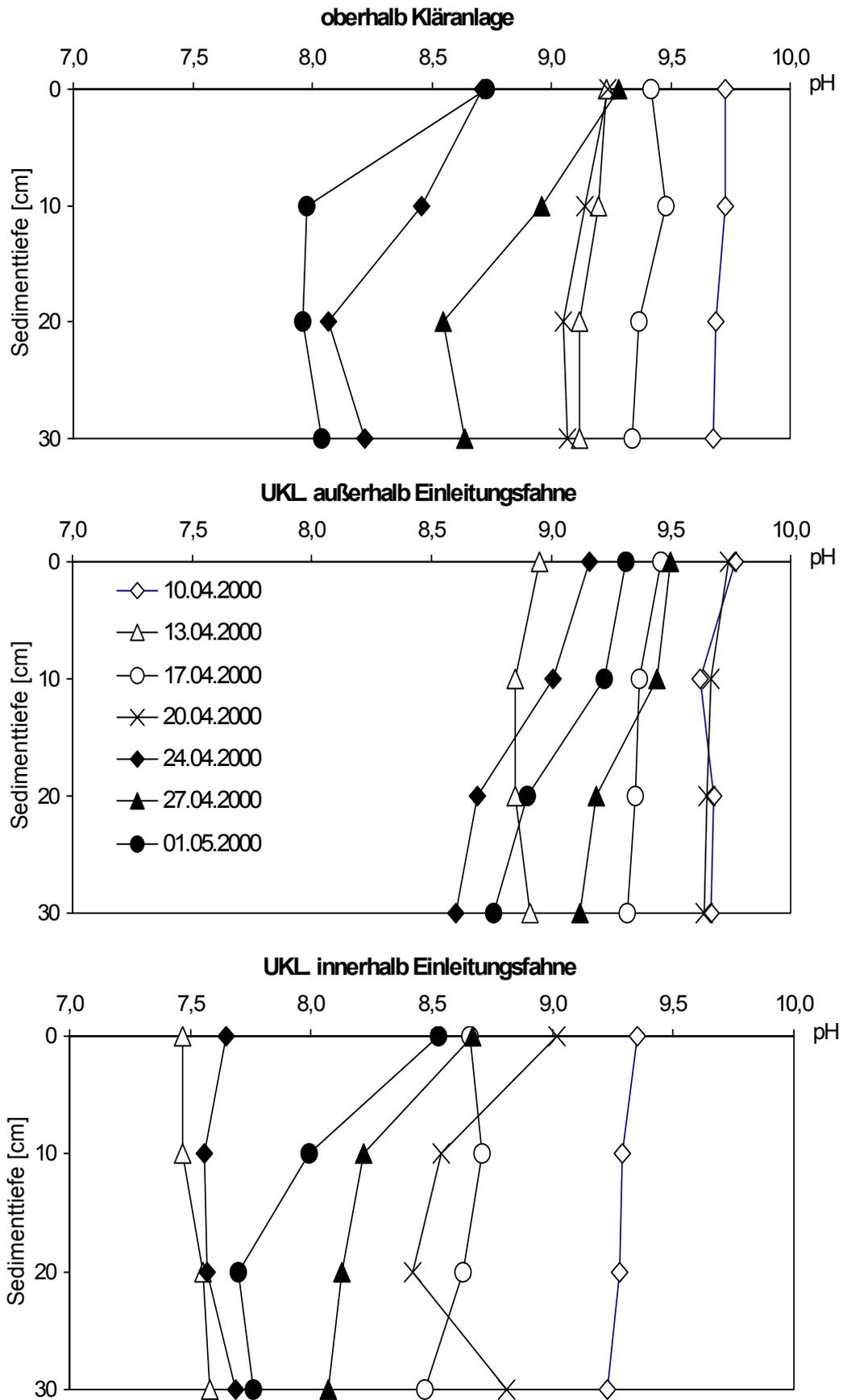


Abb. 4.17: pH-Wert Verhältnisse in der freien Welle und im Interstitialwasser in den Versuchsfeldern während der Interstitialphase der Äsche

#### 4.3.4.4.3.3 Ammoniak

Die niedrigste mittlere Ammoniakkonzentration in 10 cm Tiefe von 13 µg/l wurde im Versuchsfeld vor der Kläranlageneinleitung dokumentiert. Allerdings variierten die Ammoniakkonzentrationen an dieser Stelle während der gesamten Inkubationszeit. Die höchste Konzentration (25 µg/l) wurde zum Zeitpunkt der Fertilisation erreicht. Die niedrigsten Konzentrationen wurden zum Schlupf (2 µg/l) und zum Aufschwimmen (0,8 µg/l) gemessen. Die Differenz zur freien Welle war in 10 cm Sedimenttiefe an dieser Stelle nicht sehr groß.

Das Versuchsfeld innerhalb der Abwasserfahne wies die höchste mittlere Ammoniakbelastung (19 µg/l) bezogen auf die gesamte Inkubationszeit auf. Die Schwankungen der Ammoniak-Werte während der Inkubationszeit waren in diesem Feld noch ausgeprägter als im Feld vor der Kläranlageneinleitung. Zum Zeitpunkt der Fertilisation wurde ein Maximalwert von 108 µg/l gemessen, während zum Schlupf lediglich 0,3 µg/l Ammoniak registriert wurde. Die Differenz zur freien Welle war an dieser Stelle am größten. Vor und nach dem Schlupf war die Ammoniakkonzentration in 10 cm Sedimenttiefe 32,4 µg/l bis 83,1 µg/l niedriger als in der freien Welle. Einzige Ausnahme bildete der Zeitpunkt des Schlupfes, zu dem die Ammoniakkonzentration in 10 cm Tiefe nur 0,1 µg/l höher lag als in der freien Welle. Im Versuchsfeld außerhalb der Einleitungsfahne fand sich eine mittlere Ammoniak-Konzentration von 16 µg/l. Im Gegensatz zu den beiden anderen Feldern kam es jedoch zu keinen größeren Schwankungen während der Inkubationszeit der Äsche. Bis auf den Zeitpunkt des Schlupfes, zu dem die Ammoniakkonzentration in 10 cm Sedimenttiefe 52,7 µg/l niedriger war als in der freien Welle, waren die Ammoniakwerte in 10 cm Tiefe immer etwas höher als die Werte in der freien Welle (s. Tab. 4.10).

Versuchsfeld/ Entwicklungsstadium	Fertilisation	Periode vor Schlupf	Schlupf	Periode nach Schlupf	Aufschwim- men
<b>OKL</b>	25	19,6	2	4,3	0,8
Differenz zur fr. W.	0	+1,2	-1,3	-1,1	-3,3
<b>UKL außerh. Einl.</b>	26,2	16	16,3	16,9	20,8
Differenz zur fr. W.	+5,3	+2,3	-52,7	+6,3	+8,9
<b>UKL Einl.</b>	108,4	31,1	0,4	5	7,4
Differenz zur fr. W.	-83,1	-32,4	+0,1	-36,9	-56,5

Tab. 4.10: Durchschnittlicher Ammoniakgehalt in µg/l in 10 cm Sedimenttiefe in den drei Versuchsfeldern mit Differenz zur freien Welle (fr. W.).

#### **4.3.4.4.4 Tages-Mittelwerte in der freien Welle und im Interstitial im Überblick**

Die Interstitialwasserproben der drei Versuchsfelder unterschieden sich deutlich bezüglich ihres Gehaltes an Ammonium, Orthophosphat und Sauerstoff und des pH-Wertes und der Leitfähigkeit. Diese Unterschiede waren hoch signifikant (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,01$ ). Im Hinblick auf den Nitrit- und Nitratgehalt waren die Unterschiede nicht signifikant (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,05$ ).

##### 4.3.4.4.4.1 Sauerstoff

Der mittlere Sauerstoffgehalt im Interstitial variierte von 10,2 mg/l (innerhalb der Einleitung in 30 cm Tiefe) bis 13 mg/l (außerhalb der Einleitung in 10 cm Tiefe, s. Tab. 4.11). Das sauerstoffreichste Wasser wurde unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsstrecke registriert, das sauerstoffärmste innerhalb der Einleitungsstrecke. Innerhalb der Einleitungsfahne war das Wasser in der freien Welle und im Interstitial um mindestens 1 mg/l O<sub>2</sub> sauerstoffärmer als das Wasser oberhalb der Kläranlage.

In allen Versuchsfeldern war der Sauerstoffgehalt im Interstitial deutlich niedriger als in der freien Welle. Mit zunehmender Sedimenttiefe nahm der Sauerstoffgehalt ab. Oberhalb der Kläranlage betrug der Unterschied zwischen freier Welle und 30 cm Tiefe im Mittel 3,6 mg/l Sauerstoff. Unterhalb der Kläranlage vergrößerte sich diese Differenz mit zunehmender stofflicher Belastung (außerhalb der Einleitungsfahne 3,7 mg/l und innerhalb der Fahne 3,9 mg/l Sauerstoff).

##### 4.3.4.4.4.2 pH-Wert

Der mittlere pH-Wert im Interstitial schwankte zwischen 8,2 und 9,3 (s. Tab. 4.11). Die höchsten pH-Werte fanden sich unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne, die niedrigsten Werte innerhalb der Einleitungsfahne. In allen drei Versuchsfeldern sank der pH-Wert mit zunehmender Sedimenttiefe. In 30 cm Tiefe war der pH Wert im Mittel 0,3 Einheiten niedriger als in der freien Welle.

#### 4.3.4.4.3 Ammonium

Die mittleren Ammoniumkonzentrationen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) in der freien Welle und im Interstitial oberhalb der Kläranlage waren mit 0,04 mg/l relativ niedrig im Vergleich zu den Konzentrationen unterhalb der Kläranlage (s. Tab. 4.11). Außerhalb der Einleitungsfahne lag die mittlere Ammoniumkonzentration in der freien Welle mit 0,07 mg/l fast doppelt so hoch wie oberhalb der Kläranlage. Innerhalb der Einleitungsfahne wurden Höchstwerte bis 0,32 mg/l in der freien Welle und 0,16 mg/l in 10 cm Tiefe gemessen. Damit erreichte die Ammoniumbelastung innerhalb der Einleitungsfahne in der freien Welle das 8-Fache und im Interstitial noch das 4-Fache der Werte des Versuchsfeldes oberhalb der Kläranlage. An beiden Probestellen unterhalb der Kläranlage ließ sich eine Abnahme der Ammoniumkonzentration mit zunehmender Sedimenttiefe dokumentieren. Innerhalb der Einleitungsfahne sank der Mittelwert von 0,32 mg/l in der freien Welle auf 0,13 mg/l in 30 cm Tiefe, außerhalb der Fahne von 0,07 mg/l auf 0,05 mg/l, d.h. je höher die Ausgangskonzentration in der freien Welle war, desto größer war die Differenz zum 30 cm Horizont des Interstitials.

#### 4.3.4.4.4 Nitrit

Die mittlere Nitritbelastung der freien Welle lag an allen Probestellen bei 0,06-0,07 mg/l (s. Tab. 4.11). Unterhalb der Kläranlage fielen die mittleren Nitritkonzentrationen in allen drei Sedimenttiefen etwas niedriger aus (0,05-0,06 mg/l). Oberhalb der Kläranlage lag nur der Wert in 30 cm Tiefe in diesem Bereich (0,05 mg/l), die Mittelwerte in 10 und 20 cm Tiefe fielen mit 0,17 mg/l und 0,13 mg/l deutlich höher aus. Ursache hierfür war eine Spitzenbelastung der beiden obersten Interstitialschichten am 24.04. (0,97 mg/l in 10 cm und 0,69 mg/l Nitrit in 20 cm Tiefe) bei allgemein erhöhten Nitritwerten in der freien Welle (an allen drei Probestellen 0,1 mg/l Nitrit), die zu einem höheren Mittelwert führte.

#### 4.3.4.4.4.5 Nitrat

Die mittlere Nitratkonzentration in der freien Welle war oberhalb und unterhalb der Kläranlage außerhalb der Fahne relativ ähnlich (2,5 mg/l gegenüber 2,3 mg/l, s. Tab. 4.11). Innerhalb der Einleitungsfahne lag der Mittelwert mit 3,2 mg/l deutlich höher. Im Interstitial oberhalb der Kläranlage stieg die Nitratkonzentration von 2,4 mg/l (10 cm) mit zunehmender Sedimenttiefe auf 2,7 mg/l (30 cm) an. Unterhalb der Kläranlage enthielt der 20 cm Horizont die höchsten Nitratwerte (2,5 mg/l außerhalb der Fahne, 3,0 mg/l innerhalb der Fahne). In 30 cm Tiefe sanken die Nitratwerte um 0,3 mg/l auf 2,2 mg/l (außerhalb) bzw. 2,7 mg/l (innerhalb der Fahne).

#### 4.3.4.4.4.6 Phosphat

Die mittlere Phosphatkonzentration in der freien Welle war innerhalb der Einleitungsfahne mehr als doppelt so hoch (0,25 mg/l o-PO<sub>4</sub>) und außerhalb der Fahne nur etwas höher (0,15 mg/l o-PO<sub>4</sub>) als oberhalb der Kläranlage (0,11 mg/l o-PO<sub>4</sub>) (s. Tab. 4.11). Diese Tendenz setzte sich im Sediment fort. Ein vertikaler Konzentrationsgradient ließ sich an keiner Probestelle im Sediment feststellen.

Oberhalb der Kläranlage variierte die Orthophosphatkonzentration nur gering (0,08 mg/l bis 0,2 mg/l). Unterhalb der Kläranlage wies die Orthophosphatkonzentration jedoch starke Schwankungen auf (0,07 mg/l - 0,33 mg/l außerhalb der Einleitungsfahne und 0,14 mg/l - 0,36 mg/l innerhalb der Einleitungsfahne). Die höchsten o-PO<sub>4</sub>-P Konzentrationen in der freien Welle und im Sediment wurden Anfang Mai gemessen.

#### 4.3.4.4.4.7 Leitfähigkeit

Die mittlere Leitfähigkeit war oberhalb und unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne sowohl in der freien Welle als auch im Interstitialwasser relativ ähnlich (s. Tab. 4.11). Die Werte variierten zwischen 246 µS/cm und 258 µS/cm. Innerhalb der Einleitungsfahne war die Leitfähigkeit in der freien Welle und im Interstitial deutlich höher (284 µS/cm bis 295 µS/cm). An dieser Stelle nahm die Leitfähigkeit mit zunehmender Sedimenttiefe ab. An den anderen beiden Stellen stieg die Leitfähigkeit in 10 cm Tiefe erst etwas an, um dann wieder leicht abzunehmen.

Versuchsfeld	Oberhalb Kläranlage				Unterhalb Kläranlage außerhalb Einleitungsfahne				Unterhalb Kläranlage innerhalb Einleitungsfahne			
	0 cm	10 cm	20 cm	30 cm	0 cm	10 cm	20 cm	30 cm	0 cm	10 cm	20 cm	30 cm
Sedimenttiefe												
Parameter												
O <sub>2</sub> [mg/l]	15,10 ± 1,51	12,34 ± 1,60	11,70 ± 1,54	11,53 ± 1,37	15,73 ± 1,82	12,99 ± 1,23	12,17 ± 1,41	12,04 ± 1,58	14,10 ± 1,91	11,16 ± 1,64	10,56 ± 1,76	10,19 ± 1,65
pH-Wert [-]	9,19 ± 0,36	8,99 ± 0,60	8,83 ± 0,66	8,87 ± 0,60	9,41 ± 0,30	9,31 ± 0,30	9,19 ± 0,39	9,15 ± 0,42	8,48 ± 0,69	8,25 ± 0,65	8,18 ± 0,64	8,23 ± 0,63
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	0,04 ± 0,04	0,05 ± 0,04	0,04 ± 0,03	0,04 ± 0,03	0,07 ± 0,09	0,06 ± 0,03	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03	0,32 ± 0,25	0,16 ± 0,13	0,14 ± 0,12	0,13 ± 0,12
NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	0,06 ± 0,02	0,17 ± 0,35	0,13 ± 0,25	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,07 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02
NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	2,53 ± 0,66	2,39 ± 0,69	2,60 ± 0,90	2,72 ± 0,87	2,29 ± 0,76	2,25 ± 0,12	2,46 ± 0,46	2,20 ± 0,36	3,21 ± 0,66	2,85 ± 0,67	2,98 ± 0,81	2,74 ± 0,77
o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	0,11 ± 0,04	0,14 ± 0,04	0,13 ± 0,04	0,13 ± 0,04	0,15 ± 0,09	0,15 ± 0,06	0,12 ± 0,08	0,14 ± 0,06	0,25 ± 0,07	0,22 ± 0,06	0,22 ± 0,07	0,22 ± 0,06
Leitfähigkeit [µS/cm]	250 ± 22	258 ± 24	257 ± 27	252 ± 25	246 ± 21	257 ± 20	251 ± 23	254 ± 19	295 ± 22	292 ± 21	286 ± 19	284 ± 21

Tab 4.11: Mittelwerte und Standardabweichung aus 7 Messungen pro Versuchsfeld von Sauerstoff, pH-Wert, Stickstoffen, Orthophosphat und Leitfähigkeit der Versuchsfelder in der freien Welle und in verschiedenen Sedimenttiefen im Jahr 2000

#### 4.3.4.4.5 Vergleich mit Mittelwerten aus ungestörten Kiesbetten

An 4 Terminen im April 2000 (10.4., 13.4., 20.4. und 27.4.2000) wurde das Interstitialwasser sowohl aus den neu eingegrabenen Sonden (= gestörtes Kiesbett) als auch aus den länger liegenden Multilevel-Sonden des DFG-Projektes (= ungestörtes Kiesbett) gezogen. Die Sonden des Forschungsprojektes befanden sich im Fluss auf gleicher Höhe der Versuchsfelder und lagen zum Zeitpunkt der Probenahme bereits 3 Jahre im Interstitial (siehe Kap.3.3.3).

Die größten Unterschiede zum „ungestörten“ Kontrollwert ergaben sich für den Sauerstoffgehalt, den pH-Wert und die Ammoniakkonzentration. Der Sauerstoffgehalt war in allen Proben aus den neuen Sonden signifikant erhöht gegenüber den ungestörten Proben. Im Mittel lagen die Werte im gestörten Interstitial 4,0 mg/l höher. Dabei war der Unterschied desto höher je höher die stoffliche Belastung war. In den Proben oberhalb der Kläranlage betrug die mittlere Differenz 3,6 mg/l wohingegen sie innerhalb der Abwasserfahne bei 4,4 mg/l lag. Oberhalb der Kläranlage konnte außerdem eine deutliche Zunahme der Differenz mit zunehmender Sedimenttiefe beobachtet werden (1,7 mg/l in 10 cm Tiefe, 5,4 mg/l in 30 cm Tiefe). In der Abwasserfahne konnte nur ein geringer Differenzanstieg in der Tiefe nachgewiesen werden (4,1 mg/l vs. 4,5 mg/l). Die Differenz außerhalb der Abwasserfahne nahm mit zunehmender Tiefe sogar leicht ab (4,4 mg/l vs. 3,7 mg/l). Im 10 cm Horizont, der die Verhältnisse am Äschenlaichplatz spiegelt, lag der Sauerstoffgehalt im gestörten Interstitial 1,7 mg/l (oberhalb der Kläranlage) bis 4,4 mg/l (unterhalb der Kläranlage) höher als im ungestörten Interstitial.

Der pH-Wert war in fast allen Proben aus dem gestörten Interstitial signifikant höher als im ungestörten Interstitial. Die einzige Ausnahme bildete der 10 cm Wert oberhalb der Kläranlage, wo der pH-Wert nur um 0,2 Einheiten erhöht war. Unterhalb der Kläranlage betrug die pH-Wert Differenz zwischen dem gestörten und ungestörten Interstitial in 10 cm Tiefe 0,9 Einheiten innerhalb der Einleitungsfahne und 1,6 Einheiten außerhalb der Einleitungsfahne. Die mittlere pH-Differenz zwischen den verschiedenen Interstitialsystemen betrug 1,2 Einheiten für alle drei Sedimenttiefen. Vergleicht man die pH-Werte im Interstitial mit denen der freien Welle, so finden sich im ungestörten Interstitial sehr viel größere pH-Unterschiede. Im ungestörten Interstitial liegen die pH-Werte 0,3 bis 2 Einheiten niedriger als in der freien Welle. Dabei nimmt die Differenz mit zunehmender Sedimenttiefe zu. Am ausgeprägtesten stellte sich dieses Phänomen im Interstitial oberhalb der Kläranlage dar. Dort lag der

pH-Wert in 10 cm Tiefe 0,3 Einheiten, in 20 cm Tiefe 1,8 Einheiten und in 30 cm Tiefe sogar 2 Einheiten niedriger als der pH-Wert der freien Welle. Im gestörten Interstitial unterschieden sich die pH-Werte im Interstitial nur geringfügig von denen der freien Welle. Geht man davon aus, dass das gestörte Interstitial durchlässiger ist als das ungestörte und der vertikale Wasseraustausch mit der freien Welle schneller stattfindet, so ist die pH-Wert Differenz ein gutes Maß für die Durchlässigkeit des Interstitials. Je höher die pH-Wert Differenz vom Interstitial zur freien Welle ausfällt, desto weniger durchlässig ist das Interstitial.

Die Ammoniakkonzentration war im gestörten Interstitial um ein mehrfaches höher als im ungestörten Interstitial. Bis auf die 10 cm Tiefenprobe oberhalb der Kläranlage, die eine sehr hohe Standardabweichung aufwies, waren die Unterschiede im Ammoniakgehalt signifikant. In 10 cm Sedimenttiefe lag die Ammoniakkonzentration oberhalb der Kläranlage und unterhalb außerhalb der Einleitungsfahne im gestörten Kiesbett 13,5 µg/l höher als im ungestörten. Im Feld innerhalb der Einleitungsfahne betrug die Ammoniakdifferenz nur 3,5 µg/l. In diesem Feld traten die niedrigsten mittleren Ammoniakwerte auf. Im gestörten Interstitial reichten dort die Ammoniakwerte von 2,34 µg/l bis 4,39 µg/l, im ungestörten Interstitial lagen die Ammoniakwerte zwischen 0,06 und 0,17 µg/l. Diese niedrigen Werte waren bedingt durch die pH-Pufferung der Kläranlageneinleitung. Die höchsten Ammoniakkonzentrationen wurden im Feld oberhalb der Kläranlage gemessen: 11,44 µg/l bis 18,76 µg/l im gestörten Interstitial, 0,12 µg/l bis 5,28 µg/l im ungestörten Interstitial. Mit zunehmender Interstitialtiefe nahm die Ammoniakkonzentration in diesem Feld und im Feld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne ab. Innerhalb der Einleitungsfahne wurde dieser Tiefengradient nur im ungestörten Interstitial nachgewiesen. Die Ammoniumwerte waren innerhalb der Abwasserfahne in allen Proben des gestörten Interstitials signifikant erhöht (im Mittel 0,09 mg/l). Oberhalb der Kläranlage und unterhalb der Kläranlage außerhalb der Fahne lagen die Ammoniumwerte zwar auch in allen Proben des gestörten Interstitials deutlich höher (im Mittel 0,04 mg/l). Diese Unterschiede waren jedoch nicht immer signifikant (siehe Tabelle). In 10 cm Tiefe war die Ammoniumkonzentration im gestörten Sediment oberhalb der Kläranlage und unterhalb außerhalb der Einleitung 0,04 mg/l höher als im ungestörten Sediment. Innerhalb der Einleitungsfahne war die Differenz der Ammoniumkonzentration in 10 cm Tiefe mit 1,0 mg/l sogar noch höher.

Die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen lagen im gestörten Interstitial in allen Schichten 0,01 mg/l bis 0,03 mg/l höher. Diese Differenz war bis auf zwei Ausnahmen signifikant.

Die  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{o-PO}_4$ -Konzentrationen wiesen in den gestörten Interstitialfeldern nur geringe Unterschiede zu den älteren Kontrollsonden auf. Die Standardabweichung war beim  $\text{NO}_3\text{-N}$  oft sehr hoch, so dass sich in den meisten Fällen keine Signifikanz ergab. Des Weiteren konnte keine ansteigende oder abfallende Tendenz beobachtet werden. Die Orthophosphatkonzentration in 10 cm Tiefe blieb innerhalb der Einleitungsfahne konstant, in den anderen Feldern stieg sie nur um 0,01 - 0,02 mg/l an.

Bezüglich des Leitwertes und des Leitwertquotienten ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zu den Wasserproben aus den älteren Sonden. Oberhalb der Kläranlage unterschied sich der Leitwertquotient im gestörten und ungestörten Interstitial nur geringfügig bis gar nicht. Unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne war der Leitwertquotient im ungestörten Interstitial tendenziell niedriger, während der Quotient innerhalb der Einleitungsfahne im ungestörten Interstitial eher höher ausfiel. Somit konnte kein eindeutiger Trend bezüglich des Leitwertquotienten im ungestörten Interstitial festgestellt werden.

## Oberhalb Kläranlage

Parameter/ Sedimenttiefe	O <sub>2</sub> [mg/l]		pH-Wert		Leitwert-Quotient		o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	
	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört
10 cm	12,9 ±0,88	11,2 ±0,70	9,3 ±0,29	9,1 ±0,25	1,03 ±0,03	1,03 ±0,01	0,14 ±0,03	0,12 ±0,02
20 cm	12,4 ±0,97	8,7 ±1,13	9,1 ±0,40	7,6 ±0,11	1,03 ±0,03	1,02 ±0,01	0,12 ±0,02	0,12 ±0,01
30 cm	12,1 ±0,68	6,7 ±0,84	9,1 ±0,37	7,4 ±0,08	1,01 ±0,01	1,03 ±0,02	0,12 ±0,02	0,13 ±0,01

## Unterhalb Kläranlage außerhalb Einleitungsfahne

Parameter/ Sedimenttiefe	O <sub>2</sub> [mg/l]		pH-Wert		Leitwert-Quotient		o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	
	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört
10 cm	13,5 ±1,07	9,1 ±1,85	9,4 ±0,33	7,8 ±0,21	1,06 ±0,05	1,02 ±0,02	0,13 ±0,01	0,12 ±0,01
20 cm	12,9 ±1,00	9,1 ±2,07	9,3 ±0,34	7,7 ±0,21	1,03 ±0,02	1,02 ±0,03	0,09 ±0,06	0,10 ±0,02
30 cm	12,9 ±1,19	9,2 ±1,96	9,3 ±0,33	7,7 ±0,18	1,05 ±0,03	1,03 ±0,03	0,13 ±0,02	0,11 ±0,01

## Unterhalb Kläranlage innerhalb Einleitungsfahne

Parameter/ Sedimenttiefe	O <sub>2</sub> [mg/l]		pH-Wert		Leitwert-Quotient		o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]	
	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört
10 cm	12,0 ±1,05	7,9 ±0,76	8,4 ±0,65	7,5 ±0,12	1,05 ±0,03	1,16 ±0,15	0,23 ±0,00	0,23 ±0,02
20 cm	11,3 ±1,08	6,8 ±1,07	8,3 ±0,62	7,4 ±0,18	1,05 ±0,03	1,16 ±0,16	0,24 ±0,01	0,18 ±0,02
30 cm	10,8 ±1,27	6,3 ±1,44	8,4 ±0,64	7,3 ±0,14	1,04 ±0,04	1,17 ±0,16	0,23 ±0,01	0,19 ±0,02

## Oberhalb Kläranlage

Parameter/ Sedimenttiefe	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]		NH <sub>3</sub> -N [mg/l]		NO <sub>2</sub> -N [mg/l]		NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	
	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört
10 cm	0,07 ±0,04	0,03 ±0,01	18,76 ±11,28	5,28 ±3,49	0,04 ±0,01	0,03 ±0,00	2,63 ±0,68	2,12 ±0,40
20 cm	0,05 ±0,04	0,02 ±0,01	12 ±9,84	0,18 ±0,08	0,04 ±0,01	0,02 ±0,00	2,87 ±0,99	2,38 ±0,19
30 cm	0,05 ±0,03	0,02 ±0,00	11,44 ±8,14	0,12 ±0,04	0,04 ±0,01	0,02 ±0,00	2,92 ±1,00	2,49 ±0,11

## Unterhalb Kläranlage außerhalb Einleitungsfahne

Parameter/ Sedimenttiefe	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]		NH <sub>3</sub> -N [mg/l]		NO <sub>2</sub> -N [mg/l]		NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	
	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört
10 cm	0,06 ±0,04	0,02 ±0,00	13,71 ±2,01	0,17 ±0,03	0,06 ±0,01	0,03 ±0,00	2,19 ±0,08	2,45 ±0,12
20 cm	0,06 ±0,04	0,02 ±0,00	13,67 ±6,34	0,15 ±0,03	0,05 ±0,00	0,03 ±0,00	2,20 ±0,08	2,31 ±0,19
30 cm	0,06 ±0,04	0,02 ±0,01	12,04 ±3,8	0,17 ±0,08	0,05 ±0,00	0,03 ±0,00	2,29 ±0,11	2,35 ±0,11

## Unterhalb Kläranlage innerhalb Einleitungsfahne

Parameter/ Sedimenttiefe	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]		NH <sub>3</sub> -N [mg/l]		NO <sub>2</sub> -N [mg/l]		NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	
	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört	gestört	ungestört
10 cm	0,13 ±0,07	0,03 ±0,01	3,73 ±3,31	0,17 ±0,02	0,05 ±0,01	0,03 ±0,00	3,31 ±0,28	3,52 ±0,37
20 cm	0,11 ±0,07	0,02 ±0,00	2,34 ±1,5	0,09 ±0,01	0,05 ±0,01	0,03 ±0,01	3,52 ±0,25	2,75 ±0,22
30 cm	0,11 ±0,06	0,02 ±0,00	4,39 ±5,21	0,06 ±0,02	0,04 ±0,02	0,03 ±0,00	2,94 ±0,69	3,20 ±0,47

Tab. 4.12: Vergleich der Mittelwerte in unterschiedlichen Sedimenttiefen zwischen gestörtem und ungestörtem Interstitial (grau unterlegt: signifikante Unterschiede, U-Test  $p \leq 0,05$ )

## 4.4 Larvenemergenz

### 4.4.1 Anzahl der Larven

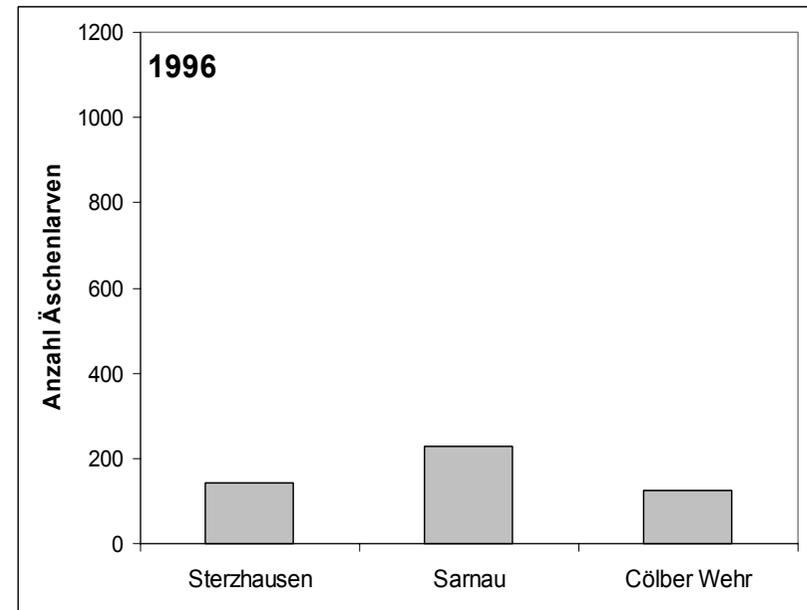
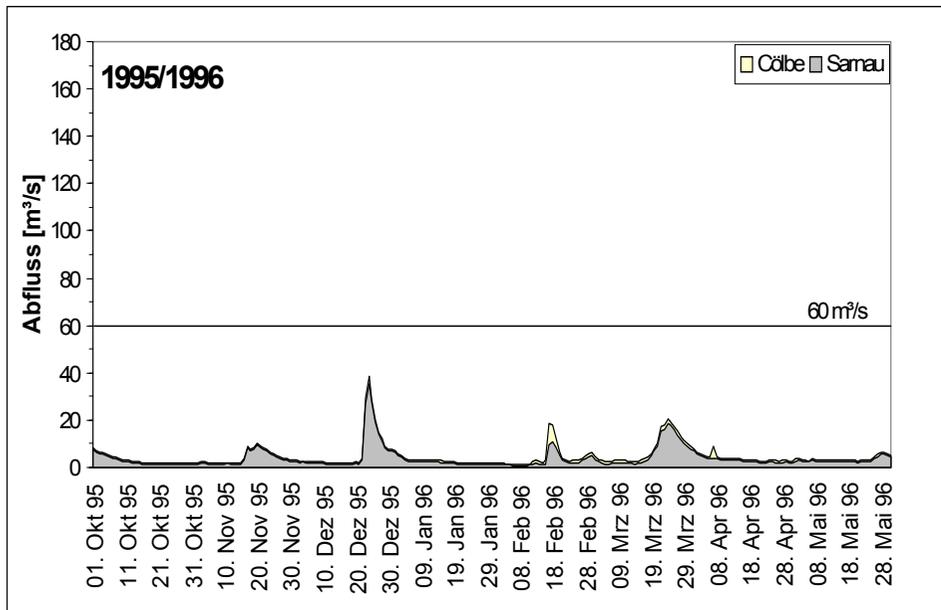
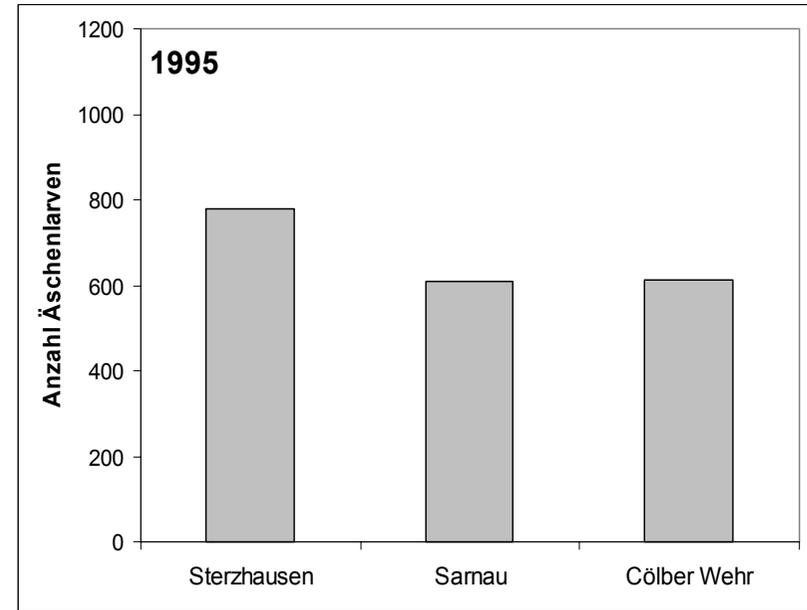
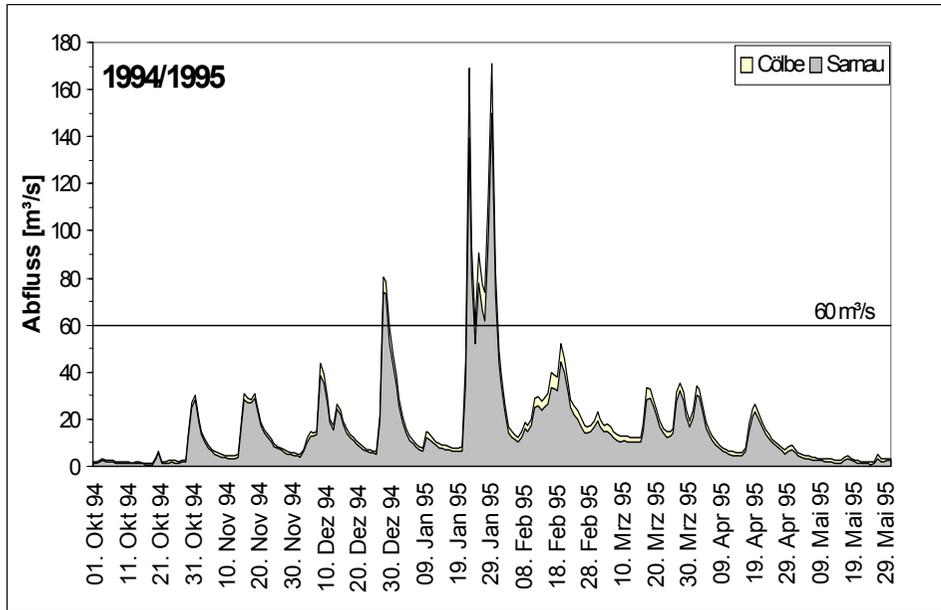
Jahr/ Probestelle	1995	1996	1997	1998	1999	1995- 1999	Mittelwert
Sterzhausen	777	144	1088	471	761	3241	648
Sarnau	608	228	582	291	870	2579	516
Cölbe	612	124	590	343	794	2463	493
Gesamt	1997	496	2260	1105	2425	8283	1657

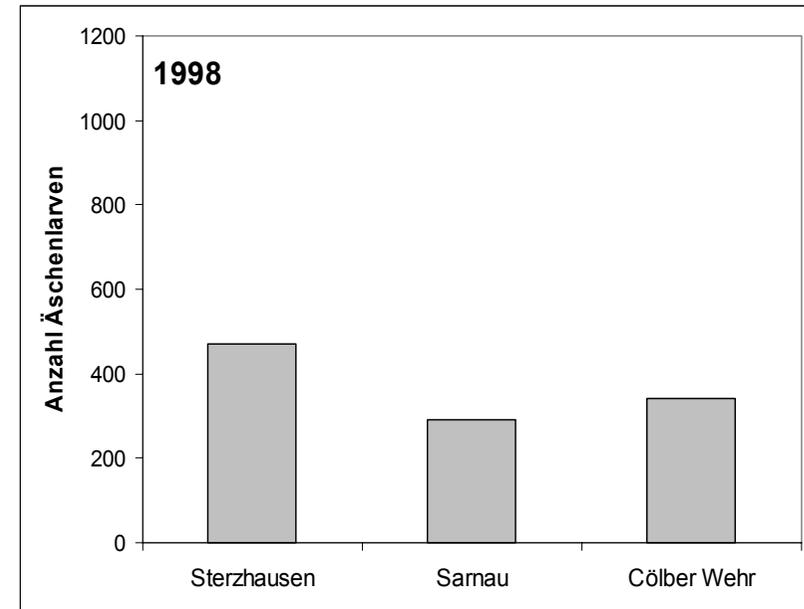
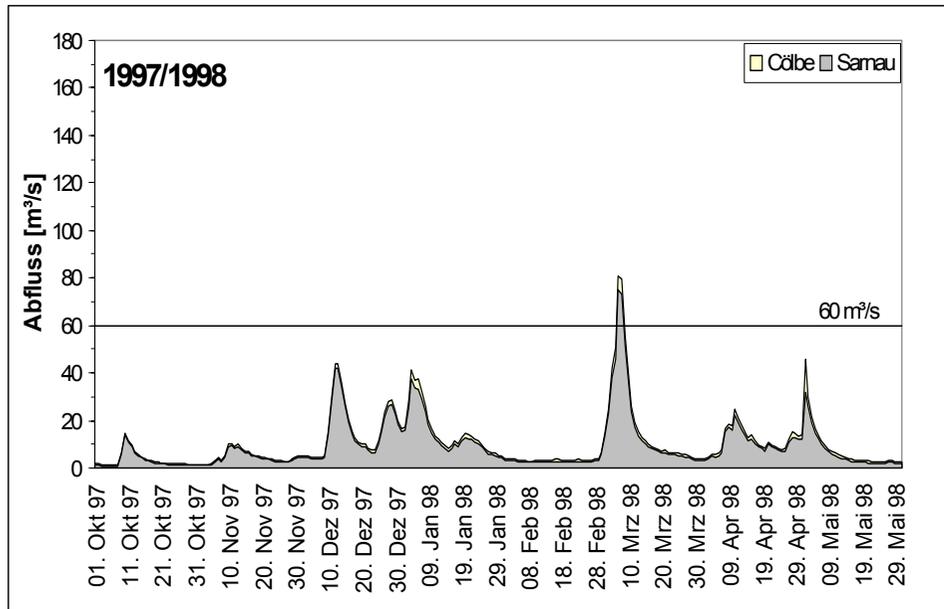
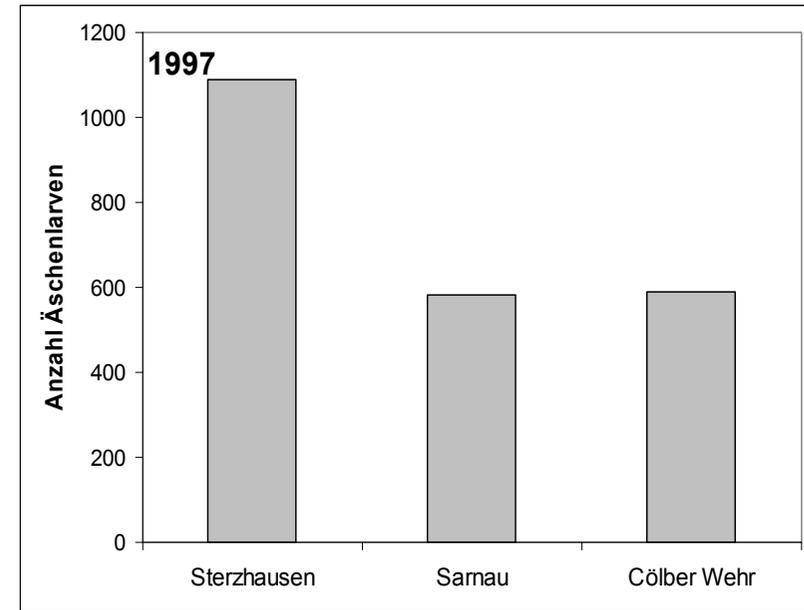
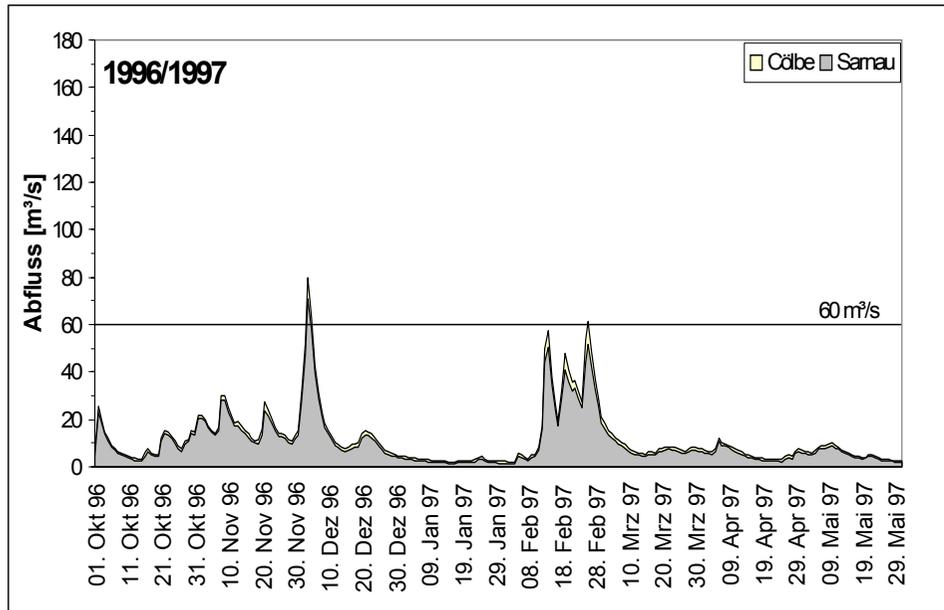
Tab. 4.13: Anzahl der aufgeschwommenen Äschenlarven an den drei versch. Probestellen in 5 aufeinanderfolgenden Jahren

In 5 Jahren konnten insgesamt 8283 aufschwimmende Tiere an drei Probestellen aufgenommen werden. Dies entspricht einem mittleren jährlichen Äschenlarvenaufkommen von 1657 Larven an drei Stellen, bzw. 552 Larven pro Stelle. Die Verteilung der Tiere variierte sehr stark von Jahr zu Jahr. So waren die Jahre 1997 und 1999 mit über 2000 Tieren sehr äschenreich. Im äschenärmsten Jahr (1996) betrug das Aufkommen mit knapp 500 Tieren nur noch 1/3 des Durchschnittswertes. Vergleicht man die einzelnen Probestellen miteinander, so zeigen sich auch hier deutliche Unterschiede im jährlichen Äschenlarvenaufkommen. In Sterzhausen wurden mit 648 Tieren pro Jahr durchschnittlich mehr Äschenlarven gezählt als an den beiden anderen Stellen, an denen das mittlere jährliche Aufkommen bei rund 500 Tieren lag. Das höchste Einzelaufkommen wurde in Sterzhausen 1997 ermittelt (1088 Tiere), während die niedrigste Larvenanzahl in Cölbe 1996 verzeichnet wurde (124 Tiere).

#### 4.4.2 Korrelation mit Abfluss und Geschiebetransport

Im äschenärmsten Jahr, 1996, war der Abfluss extrem niedrig. Es gab keine Winterhochwässer und der Umlagerungsgrenzwert von  $60 \text{ m}^3/\text{s}$  wurde zu keiner Zeit überschritten. Man kann in diesem Jahr also davon ausgehen, dass das Gewässerbett vor der Interstitialphase der Äsche nicht umgelagert wurde. Im äschenreichsten Jahr, 1999, war der Abfluss sehr viel höher. Der Umlagerungsgrenzwert wurde an 9 Tagen überschritten, das Interstitial wurde also vor der Interstitialphase gut gespült. Korreliert man die Anzahl der Tage, an denen eine Umlagerung der Kiessohle stattfindet, mit der Anzahl der aufgeschwommenen Äschen, ist das Ergebnis hoch signifikant ( $p = 0,009$ ,  $\delta = 0,53$ , gültige  $n = 15$ ) (Goodman-Kruskals-Gamma-Test). Die Anzahl der aufschwimmenden Äschenlarven ist demnach abhängig von der Anzahl der Umlagerungstage, oder anders ausgedrückt: je öfter das Kiesbett vor der Interstitialphase der Äsche umgelagert wird, desto höher ist das Aufkommen der Äschenlarven. Die nachfolgende Abbildung veranschaulicht diesen Zusammenhang.





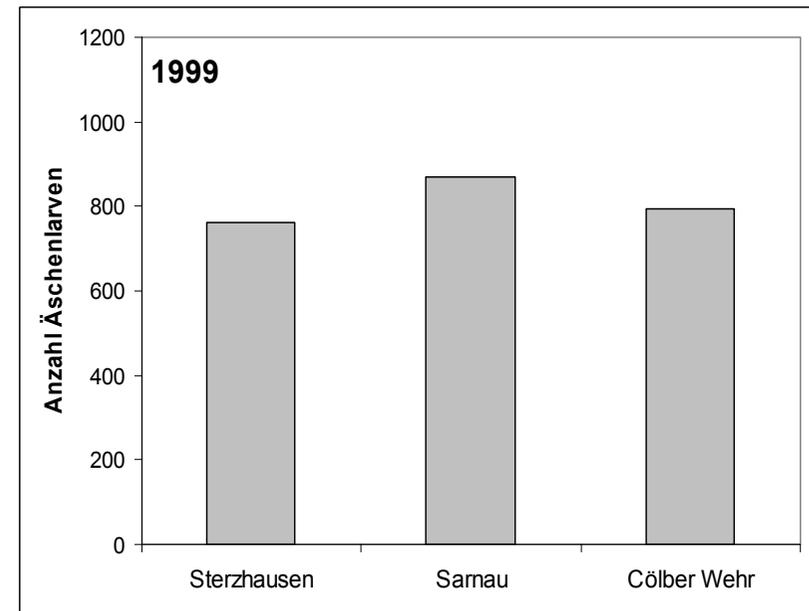
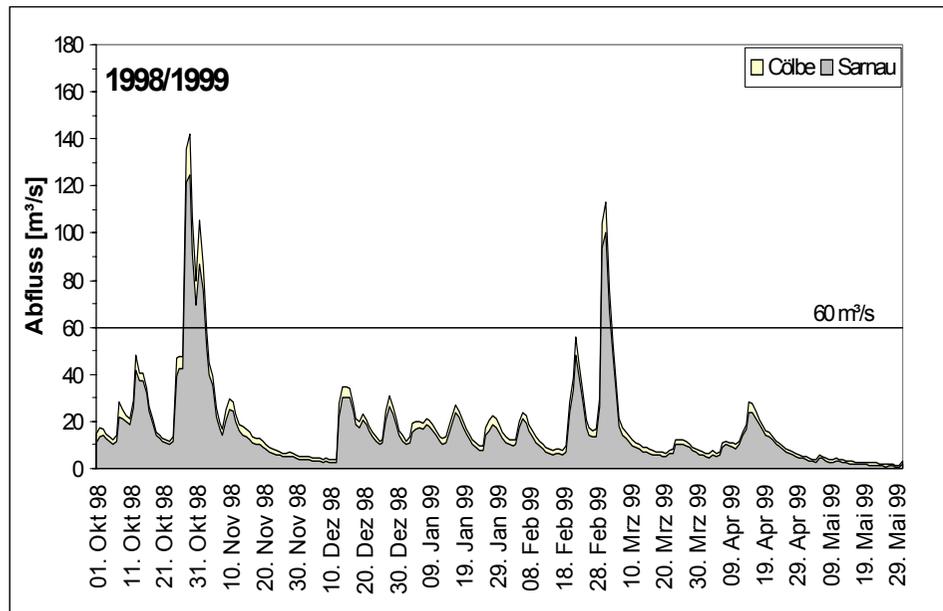


Abb. 4.18: Abflussganglinien im Winterhalbjahr 1994/95 bis 1998/99 und Anzahl der aufschwimmenden Äschenlarven in den Jahren 1995 - 1999

### 4.4.3 Korrelation mit physikalisch-chemischen Parametern

Die Anzahl der aufschwimmenden Äschen ist signifikant negativ korreliert mit dem Feinsedimentanteil (Korngröße < 2mm), der Ammonium- und Ammoniak-Konzentration und dem Sauerstoffgehalt im Interstitial. Während die ersten 3 Parameter auf hohem Signifikanzniveau korrelieren ( $p \leq 0,05$ ), ist die Korrelation mit dem Sauerstoffgehalt etwas weniger signifikant ( $p \leq 0,1$ ). Der fredle index ( $f_i$ ), der Nitrit- und Nitratgehalt sowie die Leitfähigkeit verfehlen das Signifikanzniveau nur knapp (Spearman Rangkorrelationskoeffizient  $r_s = -0,71$  bzw.  $0,71$  (fredle index), die Signifikanzschranke für  $n=6$  und  $p \leq 0,1$  liegt bei  $r_s = 0,77$ ).

Die Korngrößenfraktion < 6,3 mm, der Sortingkoeffizient, der  $\text{CO}_2$ -Gehalt, das Säurebindungsvermögen, der Phosphatgehalt und der pH-Wert korrelierten nicht signifikant mit der Anzahl der aufschwimmenden Äschen.

In der Praxis bedeutet dies, dass die Anzahl der aufschwimmenden Äschen umso höher ist, je niedriger der Feinsedimentanteil ( $D < 2\text{mm}$ ), der Ammonium- und Ammoniakgehalt ist. Auf die Bedeutung des  $\text{O}_2$ -Gehaltes für die Anzahl der Jung-ä-schen wird in der Diskussion näher eingegangen, da dieser Parameter eine besondere Stellung einnimmt.

Unter den Parametern zur Beschreibung der Substratbeschaffenheit ist der Feinsedimentanteil ( $D < 2\text{ mm}$ ) mit den meisten chemischen Interstitialparametern wie dem Sauerstoff-, Nitrit- und Nitratgehalt signifikant positiv korreliert. Die mittlere Korngröße und der fredle index sind lediglich mit dem Ammonium und dem Nitratgehalt, die Korngrößenfraktion < 6,3 mm mit dem Nitratgehalt und der Sortingkoeffizient mit keinem der gemessenen chemischen Parametern signifikant korreliert.

	D <sub>m</sub>	D < 0,85 mm	D < 2 mm	D < 6,3 mm	SO	f <sub>i</sub>	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	SBV	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	p-P0 <sub>4</sub> -p	pH	Leitf.
Äschen	0,66	-0,71	-0,83*	-0,54	-0,54	0,71	-0,77	0,20	-0,66	-0,83*	-0,83*	-0,71	-0,71	-0,37	-0,26	-0,71
D <sub>m</sub>		-0,49	-0,43	-0,37	-0,09	0,83*	-0,31	-0,35	-1,00**	-0,77	-0,37	-0,09	-0,83*	-0,37	0,43	-0,83*
D < 0,85 mm			0,89*	0,60	0,60	-0,71	0,60	-0,49	0,49	0,71	0,54	0,83*	0,71	0,89*	0,54	0,83*
D < 2 mm				0,83*	0,83*	-0,77	-0,77	-0,46	0,43	0,66	0,66	0,89*	0,77	0,60	0,54	0,77
D < 6,3 mm					0,89*	-0,77	0,49	-0,12	0,37	0,31	0,26	0,54	0,77	0,31	0,26	0,77
SO						-0,49	0,43	-0,26	0,09	0,14	0,26	0,71	0,49	0,26	0,60	0,49
f <sub>i</sub>							-0,60	0,03	-0,83*	-0,77	-0,49	-0,43	-1,00**	-0,54	0,09	-1,00**
O <sub>2</sub>								-0,64	0,31	0,77	0,94**	0,77	0,60	0,37	0,37	0,60
CO <sub>2</sub>									0,35	-0,29	-0,55	-0,75	-0,03	-0,52	-0,78	-0,03
SBV										0,77	0,37	0,09	0,83*	0,37	-0,43	0,83*
NH <sub>4</sub> -N											0,83*	0,54	0,77	0,60	0,03	0,77
NH <sub>3</sub> -N												0,71	0,49	0,31	0,31	0,49
NO <sub>2</sub> -N													0,43	0,60	0,83*	0,43
NO <sub>3</sub> -N														0,54	-0,09	1,00**
p-P0 <sub>4</sub> -p															0,43	0,54
pH																-0,09

Tab. 4.14: Spearman-Rangkorrelation (zweiseitig) zwischen der Anzahl aufschwimmender Äschenlarven und gemessener Parameter an den Laichplätzen. Das Signifikanzniveau ist wie folgt angegeben: \* =  $p < 0,05$ , \*\* =  $p < 0,01$  ( $n = 6$ ). Bei  $R = 1$  oder  $-1$  wurde wegen der Bindungen das  $p$  des Goodman-Kruskals-Gamma Testes verwendet.

## 5 Diskussion

### 5.1 Laichphase

#### 5.1.1 Territorial- und Ablaichverhalten

In der Lahn erscheinen die Äschenmännchen vor den Weibchen ab Anfang April am Laichplatz. Sie verteidigen dort langgestreckte Reviere mit einer Größe von 4,5 - 8 m<sup>2</sup>. Die Reviergröße ist abhängig von den Gewässerstrukturen wie Kiesbänken oder ins Wasser ragenden Äste, die die einzelnen Reviere optisch voneinander trennen. Je größer die Strukturvielfalt, desto mehr kleinräumige Reviere werden eingenommen. Dies entspricht den Beobachtungen von FABRICIUS (1951), nach denen die Anzahl der Reviere von der Möglichkeit der visuellen Isolation abhängig ist. In der Literatur reichen die Angaben zu den Reviergrößen von 0,8 - 16 m<sup>2</sup> (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955) bis zu 8,75 m<sup>2</sup> - 13,5 m<sup>2</sup> (KRATT & SMITH 1980 für *Thymallus arcticus*). Vor allem die größeren Männchen mit einer Totallänge von 35 - 45 cm verteidigten in der Lahn Reviere. Dies entspricht den Angaben anderer Autoren. So beobachtete Poncin ein dominantes größeres Männchen mit einer Totallänge von 43 cm, das drei Mal mehr Angriffe ausführte als die kleineren Männchen (PONCIN 1996). Nach den Untersuchungen von DARCHAMBEAU & PONCIN (1997) sind die territorialen Männchen erfolgreicher beim Ablaichen als die nicht territorialen.

Der Zeitpunkt des Ablaichens ist abhängig von der Wassertemperatur. In der Lahn laicht die Äsche erst ab Temperaturen über 8 °C ab. Dies entspricht den Beobachtungen anderer mitteleuropäischer Autoren (PONCIN 1996 und DARCHAMBEAU & PONCIN 1997 in Belgien, STEIN 1981 in der deutschen Isar, UIBLEIN & JAGSCH 1994 in der Salzach in Österreich). Viele Autoren, die die Äsche in nördlicheren Regionen untersucht haben, konnten das Ablaichverhalten schon bei niedrigeren Temperaturen von 5 - 7 °C dokumentieren (DYK 1959, MÜLLER 1961, PETERSON 1968, WITKOWSKI & KOWALEWSKI 1988, GÖNCZI 1989, KRISTIANSEN & DØVING, 1996). MAISSE und Mitarbeiter (1987) fanden eine physiologische Grenze von 5 °C, unter der es zu keiner Ovulation kommt. Nach KUPKA (1969) wird der Laich vom Ovar resorbiert, wenn die Temperatur längere Zeit unter 6 °C liegt. ZAYTSEV (1987) fand jedoch eine Äschenpopulation im Lake Ladoga (nördlich von

Leningrad, 60 °nördl. Breite), die schon ab 3 °C laichte und deren Temperaturmaximum bei 8 – 9 °C lag. Oberhalb dieser Grenze würden die Eier und Spermien resorbiert. Diese unterschiedlichen Temperaturangaben erklären sich durch die genetische Divergenz unterschiedlicher Äschenpopulationen (BOUVET et al. 1990, GROSS et al. 2001). Nach WITKOWSKI & KOKUREWICZ (1978) wächst die europäische Äsche in isolierten Populationen unter verschiedenen Umweltbedingungen auf und weist daher unterschiedliche Temperaturoptima auf. HAUGEN & VØLLESTAD konnten an 3 Äschenpopulationen nachweisen, dass die Äsche sich im Lauf von 13 - 18 Generationen an unterschiedliche Umweltbedingungen insbesondere verschiedene Temperaturen angepasst hat (HAUGEN & VØLLESTAD 2000, 2001).

Eine Verzögerung des Ablachens konnte in der Lahn 1996 beobachtet werden. Die Tiere erschienen in diesem Jahr relativ früh, am 22. März, bei einem sprunghaften Anstieg der Wassertemperatur auf 9,5 °C an den Laichplätzen. 5 Tage lang verteidigten die Männchen ihre Reviere ohne abzulaichen. Die Temperatur lag in dieser Zeit zwischen 5,7 und 6,1 °C. Ein Kälteeinbruch mit Absinken der Wassertemperatur unter 5 °C führte zum Abwandern der Tiere. Erst als die Temperaturen wieder über 8 °C anstiegen, kamen die Tiere zurück und laichten erfolgreich ab. UIBLEIN & JAGSCH (1994) konnten ein Abwandern von laichbereiten Äschen schon bei einem Temperaturabfall unter 5,7 °C und Zurückkehren der Tiere bei 7,5 °C beobachten. Daraus lässt sich für Mittelgebirgsflüsse schließen, dass ein sprunghafter Anstieg der Wassertemperatur die Wanderung der laichbereiten Äschen auslöst. Die Äsche laicht jedoch erst ab, wenn die Temperaturen auch längere Zeit über 7,5 - 8 °C liegen. In einem Grenzbereich zwischen 5,7 °C und 7 °C bleibt die Äsche am Laichplatz stehen, unter 5,7 °C wandert sie wieder ab, um bei einem erneuten Anstieg der Temperatur zurückzukommen und ggf. abzulaichen.

Der Ablachvorgang begann in der Lahn nachmittags zwischen 15 und 16 Uhr und hielt bis zum frühen Abend an. In der Literatur finden sich unterschiedliche Angaben zum Tageszeitpunkt des Ablachens. Bei einigen Autoren fingen die Tiere schon mittags an zu laichen (DARCHAMBEAU & PONCIN 1997, UIBLEIN & JAGSCH 1994, GÖNCZI 1989), ein anderer Autor wiederum konnte abends ein Maximum an Laichaktivität feststellen (ZAYTSEV 1987). Bei PONCIN (1996) laichten die Äschen von 12 Uhr bis 19 Uhr. Die genauesten Angaben zum Ablachzeitpunkt finden sich bei Persat (PERSAT 1988, PERSAT & ZAKHARIA 1992), der das Laichverhalten der

Äsche mit einem Tonbandgerät aufgezeichnet hat. Die maximale Laichaktivität konnte PERSAT am Nachmittag (15 - 16 Uhr) und frühen Abend (gegen 19 Uhr) aufzeichnen, die minimale Laichaktivität in den Morgenstunden (6 - 8 Uhr). Außerdem konnte er nachweisen, dass das Ablachen bis in die Nacht hinein anhält, vorausgesetzt, die Wassertemperatur ist entsprechend hoch.

Die Dauer der Ablachphase ist hoch signifikant negativ mit der durchschnittlichen Wassertemperatur korreliert, d.h. je höher die Wassertemperatur, desto kürzer ist die Ablachphase. In der Lahn dauerte das Ablachen 8 Tage bei einer durchschnittlichen Temperatur von 9,9 °C, 9 Tage bei 8,5 °C und 10 Tage bei 7,7 °C. Zur Dauer der Ablachphase finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben. DYK (1959) konnte eine verkürzte Ablachphase von 1 Woche bei Temperaturen über 10° C beobachten. In der Untersuchung von GUSTAFSON (1948) laichten die Äschen durchschnittlich 14 Tage (2 - 37 Tage) ab, wobei die durchschnittliche Wassertemperatur nicht angegeben ist. Da die Tiere in dieser Untersuchung schon ab 5 °C laichten, ist davon auszugehen, dass die Wassertemperatur deutlich niedriger lag als in der Lahn. Bei KRISTIANSSEN & DOVING (1996) wanderten die weiblichen Äschen 10 Tage und die männlichen Äschen 15 Tage nach Laichbeginn ab. Leider ist auch in dieser Arbeit die durchschnittliche Wassertemperatur nicht angegeben. Nach WITKOWSKI & KOWALEWSKI (1988) dauert die Laichwanderung und das Laichen in warmen Jahren 1,5 - 2 Wochen, in kalten Jahren einen Monat. In der vorliegenden Arbeit konnte erstmals ein linearer Zusammenhang zwischen der Dauer der Ablachphase und der Wassertemperatur nachgewiesen werden, der durch folgende Formel ausgedrückt wird:  $y = -1,1x + 18,64$ . In Jahren mit größeren Temperatursprüngen ist diese Formel nur bedingt anzuwenden, da die Äsche den Ablachvorgang bei plötzlichem Kälteeinbruch verschiebt bzw. abbricht (s.o.). Ob diese Formel nur für die Lahn Gültigkeit hat oder auch für andere mitteleuropäische Flüsse, muss noch durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Die Verlängerung der Ablachphase bei niedrigeren Wassertemperaturen lässt sich physiologisch erklären. Das Temperaturoptimum für die Inkubationszeit der Äsche im Interstitial beträgt 6 - 13,5 °C (JUNGWIRTH & WINKLER 1984). In kalten Jahren würden die Äschenlarven „erfrieren“, wenn sie zu früh schlüpfen würden. Die Verkürzung der Ablachphase bei höheren Temperaturen ist physiologisch sinnvoll, da die Äscheneier und -larven sich nur bis zu einer gewissen Temperaturschwelle optimal entwickeln können. JUNGWIRTH & WINKLER (1984) konnten eine Mortalität

der Äschenlarven von 100% bei Temperaturen über 16°C nachweisen. Würde die Äsche in warmen Jahren länger ablaichen, könnten während der Inkubationszeit im Interstitial zu hohe, subletale oder letale Wassertemperaturen wirksam werden.

Die Anzahl der ablaichenden Äschen war 1996 und 1997 an den einzelnen Probestellen der Lahn relativ konstant, unabhängig von der Wassertemperatur. Dies widerspricht den Beobachtungen von UIBLEIN UND JAGSCH (1994), die bei höheren Wassertemperaturen eine vermehrte Anzahl an laichbereiten Äschen gefunden haben. Der limitierende Faktor im Ablaichgebiet ist in der vorliegenden Arbeit nicht die Temperatur, sondern das Strukturinventar. Die wenigsten laichbereiten Tiere fanden sich in beiden Jahren an einer Probestelle, die nur auf 100 Metern flach überströmte Bereiche mit geringer stofflicher Belastung bot. An den beiden anderen Stellen hatte die Äsche eine 180 - 200 Meter lange strukturreiche flach überströmte Strecke zum Ablaichen zur Verfügung. Dementsprechend fanden sich an diesen beiden Stellen fast doppelt so viele laichbereite Äschen.

Auffällig war, dass die Äsche in der Lahn immer an denselben Riffeln ablaichte und dass die Anzahl der ablaichenden Tiere am jeweiligen Riffle relativ konstant war. Dies spricht für die Standorttreue der Äsche in Bezug auf die Laichplätze, die auch schon bei ALBRECHT & TESCH (1959) beschrieben ist. Für genauere Angaben müsste man allerdings die ablaichenden Tiere markieren und die Laichplatzwahl der markierten Tiere über mehrere Jahre verfolgen.

### 5.1.2 Ruhehabitate in Laichplatznähe

Bei der Wahl der Ruhehabitate ist die Äsche in der Lahn sehr standorttreu. Zwischen den einzelnen Ablaichvorgängen ist sie jedes Jahr an denselben ufernahen Kolken zu finden. Diese Kolke sind durch eine mittlere Wassertiefe von 91 cm (minimal 73 cm, maximal 107 cm) eine mittlere Oberflächenströmung von 50 cm/s (minimal 38 cm/s, maximal 67 cm/s) und eine Strömungsgeschwindigkeit von 22 cm/s am Gewässergrund (minimal 15 cm/s, maximal 27 cm/s) charakterisiert. Ins Wasser ragende Äste, Wurzeln oder Totholz bedecken die Kolke.

DYK beobachtete bereits 1959, dass die ablaichende Äsche nur nachmittags an den Laichplätzen ist und nachts in tieferen Gruben verweilt (DYK 1959). SEMPEski & GAUDIN fanden die Äschen zwischen den Ablaichvorgängen flussabwärts in tieferen Kolken (Wassertiefe > 60 cm), die durch ins Wasser ragende Äste und Wurzeln bedeckt waren (SEMPEski & GAUDIN 1995b). Die Strömungsgeschwindigkeit

dieser Kolke lag jedoch mit  $\leq 20$  cm deutlich niedriger als die Oberflächenströmung in der vorliegenden Studie. Sie ist höchstens mit der Strömung am Gewässergrund vergleichbar. Das Phänomen der Ruhehabitate lässt sich damit erklären, dass sich die Äschen zwischen den kräftezehrenden Abblanchprozessen an tieferen, leicht strömenden Stellen ausruhen. Ins Wasser ragende Äste, Wurzeln oder Totholz bieten der Äsche Schutz vor Prädatoren aus der Luft wie z.B. dem Kormoran.

### 5.1.3 Charakterisierung der Laichplätze

Die Äsche laicht in überströmten Flachwasserzonen (MÜLLER 1961, SEMPEski & GAUDIN 1995b). Diese findet sie an der Lahn im Bereich der Rauschen und am Rand von Kiesbänken oder, bei niedrigem Wasserstand, auch in den Fließstrecken. Dies entspricht den Beobachtungen von MEYER & PELZ (1998), die die Äschenlaichplätze an Rauschen lokalisiert haben und DYK (1959), der die abblanchenden Tiere im Hauptstrom des Flusses fand.

Die Oberflächenströmung der Laichplätze ist mit 36 cm/s bis 88 cm/s (durchschnittlich 61 cm/s) sehr heterogen und spiegelt die unterschiedlichen Habitattypen wider. Die niedrigsten Oberflächenströmungen wurden am Rande der Kiesbänke gemessen, die höchsten im Bereich der Riffle. Ähnliche Angaben finden sich bei anderen Autoren (siehe Tab. 5.1). Die Strömung am Gewässergrund hingegen fällt mit 34 cm/s durchschnittlich niedriger aus und weist eine geringere Variationsbreite auf (von 25 cm/s bis 56 cm/s). Auch SEMPEski & GAUDIN (1995b) fanden eine ähnliche mittlere Grundströmung (33,7 cm/s bis 37,2 cm/s). Dies weist darauf hin, dass die Äsche aktiv Bereiche mit Grundströmungen um 35 cm/s zum Abblanchen auswählt.

Die Wassertiefe der Laichplätze reichte von 25 - 64 cm (im Mittel 41 cm). Dies entspricht den Angaben der meisten Autoren (DYK 1959, MÜLLER 1983, PONCIN 1996, DARCHAMBEAU & PONCIN 1997, MEYER & PELZ 1998, s. Tab 5.1). Lediglich bei SEMPEski & GAUDIN 1995b wählte die Äsche flachere Laichplätze mit einer Wassertiefe von 10 - 40 cm aus, wobei 60 % der Tiere in 20 - 30 cm Wassertiefe abblanchte. Geht man davon aus, dass die Körperhöhe einer 35 cm langen Äsche bis zu 9,1 cm ohne (DUJMIC 1997) und 12 - 13 cm mit aufgestellter Dorsale (eigene Messungen) beträgt, so verwundert es, wenn dieses Tier in Arealen mit 10 cm Wassertiefe oder knapp darüber abblancht. Eine Erklärung für diese niedrige Wassertiefe wäre, dass die abblanchenden Äschen im Untersuchungsgebiet von SEMPEski &

GAUDIN jünger und damit kleiner waren. Eine andere Ursache könnte die Methodik der Laichplatzkartierung sein. Da o.g. Autoren die Wassertiefen nicht unmittelbar nach dem Ablachen gemessen haben, sondern lediglich die Tiefen der Gebiete mit „hellen Flecken“ aufgenommen haben, ist nicht sicher, ob der Wasserstand in der Zwischenzeit gesunken ist.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Literaturangaben zu Wassertiefe und Strömungen an Äschenlaichplätzen und die eigenen Ergebnisse vergleichend dargestellt.

Autor	Wassertiefe [cm]	Strömung [cm/s]	
		Oberfläche	Grund
DYK 1959	30 - 50	40 – 70	-
MÜLLER 1961	20 - 40	40 – 70	-
WITKOWSKI & KOKUREWICZ 1978	30 - 50	40 – 70	-
GÖNCZI 1989	30 – 50	23- 90	-
UIBLEIN & JAGSCH 1994	52 – 67	74	41
SEMPEski & GAUDIN 1995	10 – 40	26 – 92	34 – 37
PONCIN 1996	30 – 40		20
MEYER & PELZ 1998	-	50	-
HÜBNER 2003	25 - 64	36 - 88	25 – 56

Tab. 5.1: Vergleich der Literaturangaben zu Wassertiefe und Strömungen an Äschenlaichplätzen mit eigenen Ergebnissen

## 5.1.4 Laichsubstrat

### 5.1.4.1 Korngrößenverteilung

Die vorliegende Arbeit ist die erste, in der das natürliche Laichsubstrat der Äsche mit standardisierten Sieben ausgesiebt wurde. In der Literatur finden sich meist nur ungenaue Angaben zum Laichsubstrat wie z.B. grober Sand und Kies (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955, MÜLLER 1953, 1961), Mittel- bis Grobkies (UIBLEIN & JAGSCH 1994, MEYER & PELZ 1998) oder Kies mit 1 – 3 cm Durchmesser (PONCIN 1996). Bei SEMPEski & GAUDIN (1995) finden sich zwar genaue Prozentangaben zu den Größenklassen des Laichsubstrates. Im Methodenteil ist jedoch beschrieben, dass das Laichsubstrat „visuell“ ausgewertet wurde, d.h. die 12 Größenklassenangaben sind nur Schätzwerte des Autors. Vor allem bei den 4

sandigen Kategorien stellt sich die Frage, wie man Körner mit 2 µm von 4 µm oder 62,5 µm Durchmesser visuell unterscheiden kann. GÖNCZI (1989) hat das Laichsubstrat mit einer „Scuba-Tauchausrüstung“ untersucht und nur sehr grob, d.h. in 4 Größenklassen eingeteilt (Sand (ohne Korngrößenangabe), Kies (< 2 cm), Steine (2 - 10 cm) und größere Steine).

In der vorliegenden Arbeit wurde das Laichsubstrat der Äsche an 3 natürlichen Laichplätzen mit einem standardisierten Siebsatz ausgesiebt und in 8 Größenklassen (nach SCHWOERBEL 1994) eingeteilt. Dabei überwogen an allen Probestellen und in allen Jahren die Kiesfraktionen (Anteil von Fein- bis Grobkies durchschnittlich 53 - 89 %). Die dominierende Einzelfraktion stellte der Grobkies (Korndurchmesser 20 - 63 mm) mit durchschnittlich 30 - 50 %, gefolgt von größeren Steinen (> 63 mm: 3 - 35 %), Mittelkies (6,3-20 mm: 14 - 30 %) und Grobsand (0,63 - 2,0 mm: 5 - 12 %) dar. Der Anteil der kleineren Partikel (< 0,63 mm) war an allen drei Stellen sehr gering (0,17 - 0,22%). GÖNCZI (1989) fand 10 - 20 % Sand, 50 - 70 % Kies (< 2 cm), 20 - 30 % Steine (2 - 10 cm Durchmesser) und wenige größere Steine. Leider ist bei der Größenklasse des Sandes kein Korndurchmesser angegeben. Definiert man „Sand“ als Summe der Korngrößenklassen bis inklusive Grobsand, dann ist der Sandanteil der Laichplätze in der Lahn deutlich geringer (5,3 % - 12,3 %). Die Kiesfraktion von GÖNCZI entspricht vom Korndurchmesser dem Fein- und Mittelkies der vorliegenden Untersuchung. Sie liegt mit 50 - 70 % wesentlich höher als die entsprechende Fraktion in der Lahn (19,4 % - 28,8 %). Der Anteil der Steine, deren Korndurchmesser der Grobkiesfraktion entspricht, ist niedriger als in der Lahn (30,4 - 50,6 %). Zudem fanden sich in der Lahn an 2 von 3 Probestellen sehr viel mehr große Steine (29,5 - 34,6 %). Die visuelle Einschätzung des Laichsubstrates von SEMPESKI & GAUDIN (1995) ergab eine Dominanz der Korngrößenfraktion „fine pebble“ 16 - 32 mm, gefolgt von der Fraktion „fine gravel“ 2 - 8 mm. Aufgrund der unterschiedlichen Korngrößeneinteilung lässt sich die erste Fraktion nur schlecht mit den Ergebnissen der Lahn vergleichen. Vom Korngrößendurchmesser liegt sie genau zwischen Mittel- und Grobkies. Die Fraktion „fine gravel“ ist etwas größer als die Feinkiesfraktion. Damit fällt der Korngrößendurchmesser der dominierenden Fraktionen auch bei SEMPESKI & GAUDIN deutlich niedriger aus als in der Lahn.

Insgesamt gesehen ist das Laichsubstrat der Lahn durchschnittlich grobkörniger als das Substrat der o.g. Untersuchungen. Der Feinsediment- und Sandanteil ist deutlich

geringer, der Korndurchmesser des Kiesel ist deutlich größer und an 2 Stellen finden sich sogar viele größere Steine. Diese Unterschiede lassen sich durch die Wahl des Gewässers und der Methode erklären. Einige Autoren entfernen vor dem Sieben der Sedimentproben die größeren Partikelfraktionen (in Anlehnung an ADAMS & BESCHTA 1980). SOWDEN & POWER (1985) entfernen z. B. Partikel mit einem Korndurchmesser  $> 48$  mm. Würde man auch in der vorliegenden Arbeit diese Partikelfraktionen vor Berechnung der Substratzusammensetzung streichen, so ergäben sich wesentlich höhere Prozentangaben für die kiesig-sandigen Fraktionen. Der Feinsedimentanteil ( $< 2$  mm) läge beispielsweise an den verschiedenen Probestellen 1996 und 1997 zwischen 5,9 % und 23,7 %. Diese Angaben sind dann zwar besser mit der Literatur vergleichbar, repräsentieren jedoch wesentlich schlechter die natürliche Substratzusammensetzung der Äschenlaichplätze. In der vorliegenden Untersuchung wurde davon ausgegangen, dass auch die Steinfraction charakteristisch für das Lahnsustrat ist. Es gibt nur wenige Stellen unterhalb von Wehren, wie z.B. Cölbe, die fast ausschließlich aus Kies bestehen. Außerdem bieten die größeren Steine den schlüpfenden Larven Schutz vor der Strömung und vor Prädatoren.

Vergleicht man die drei Probestellen an der Lahn miteinander, so fällt auf, dass es in Cölbe nur sehr wenig große Steine und dafür mehr Grob-, Mittel- und Feinkies gibt. Man hat fast den Eindruck, dass es sich bei dem Substrat um „gewaschenen Kies“ handelt. Dieses Phänomen lässt sich durch die Lage der Probestelle erklären. Sie befindet sich direkt unterhalb des Cölber Wehres. Bei Hochwassersituationen werden vor allem die sandigen und kiesigen Sedimentfraktionen der Lahn über das Wehr gespült. Die sandigen Fraktionen werden vom Tosbecken verwirbelt und noch etwas weiter flussabwärts getragen. Die kiesigen Fraktionen lagern sich an den Äschenlaichplätzen unterhalb des Wehres ab. Die Probestelle in Cölbe repräsentiert damit die Laichplätze unterhalb von Wehren, während die Probestellen in Sarnau und Sterzhausen typische Laichplätze in den Fließstrecken der Lahn darstellen.

Während des Abbläichens wühlt das Äschenweibchen die obersten Kiesschichten auf. Es säubert mit seinem Körper und Schwanz den zukünftigen Laichplatz (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955, DYK 1959). In der Lahn konnte beobachtet werden, wie sich durch die Laichaktivität der Äsche größere Feinsedimentfraktionen aus dem Kies lösten und wolkenartig flussabwärts trieben. Der Vorteil dieses Verhaltens liegt in der Reduktion der Feinsedimente und des organischen Materials. Die Permeabilität des

Interstitials wird erhöht, der Sauerstoffeintrag in das Sediment wird verbessert. Die Aufwuchsbedingungen für die Eier und Larven im Interstitial werden optimiert. In der Lahn hatte die erhöhte Permeabilität des Interstitials bei den stofflichen Belastungsszenarien allerdings den Nachteil, dass sich der erhöhte pH-Wert der freien Welle auch in den obersten Sedimentschichten niederschlug. Bedingt durch den erhöhten pH-Wert kam es zu einer erhöhten Ammoniakkonzentration im Interstitial. Sowohl der erhöhte pH-Wert als auch die vermehrte Ammoniakkonzentration dürften sich negativ auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche ausgewirkt haben (s. Kap. 5.2.3 Kritische Parameter der Interstitialphase).

#### 5.1.4.2 Einfluss von Hochwässern

Im Winterhalbjahr kommt es in der Lahn bedingt durch erhöhte Niederschlagsmengen und Schneeschmelze fast regelmäßig zu Hochwassersituationen. Diese Hochwässer lagern die oberen Kiesschichten der Lahnsohle bis maximal 20 cm um (SÄNGER 2000, FISCHER & BORCHARDT 2002). Hierdurch werden die Feinsedimente und das feinpartikuläre organische Material in den Schichten reduziert, in denen sich die Äscheneier und –larven später entwickeln. Außerdem wird der Aufwuchs benthischer Algen, die in eutrophen Gewässern im Frühjahr zu einem Anstieg des pH-Wertes am Tage und nächtlichem Sauerstoffdefizit führen (s.u.), durch Hochwässer entfernt und weggespült (BIGGS & CLOSE 1989, GRIMM & FISHER 1989, PETERSON et al. 1994). Die Äsche profitiert also von den Hochwasserereignissen an der Lahn. FRENZ et al. (1997) konnten an der Lenne, einem Nebenfluss der Ruhr, nachweisen, dass die Spülstöße der Winterhochwässer zu einem Ausspülen von Feinsedimenten führten und dass sich daraufhin die Fangzahlen von Äschen erhöhten. In Jahren ohne Winterhochwässer kam es zu brutgefährdenden oder –vernichtenden Sauerstoffzehrungen an den Äschenlaichplätzen (FRENZ et al. 1997). Die Folgen des fehlenden Winterhochwassers auf die Äschenbrut der Lahn zeigten sich im Jahr 1996. In diesem Jahr war der Abfluss der Lahn auch im Winterhalbjahr so niedrig, dass die Lahnsohle niemals umgelagert wurde. Der Feinsedimentanteil stieg auf fast das Doppelte an, der O<sub>2</sub>-Gehalt sank deutlich ab. Der erhöhte Anteil an feinpartikulärem organischem Material (FPOM) im Sediment bildete den Nährboden für eine frühe Algenblüte. Diese Algenblüte führte zu einem Anstieg des pH-Wertes und damit auch des Ammoniakgehaltes im Sediment. All diese Faktoren wirkten sich negativ auf das Äschenaufkommen aus.

An einer Probestelle sank die Anzahl der aufgeschwommenen Äschen sogar um 87 %. Der Einfluss der einzelnen Faktoren auf die Ei- und Larvalentwicklung wird im Kapitel 5.2.3 (s.u.) ausführlich diskutiert.

## 5.2 Inkubations- und Interstitialphase

### 5.2.1 Länge der Inkubations- und Interstitialphase

Die Länge der Inkubationsphase ist abhängig von der durchschnittlichen Wassertemperatur. In der vorliegenden Arbeit konnte eine durchschnittliche Länge von 156,3 T° bzw. 16,9 Tagen bei 9,25 °C ermittelt werden. Dies entspricht den Ergebnissen von KUPKA (1968), der eine durchschnittliche Inkubationsphase von 150 T° bei 8 – 12 °C ermittelt hat. In vielen älteren Publikationen (SCHINDLER 1934, SOMMANI 1953, WÜLKER 1954, DYK 1959) wird die Dauer mit 200 – 220 T° bzw. 22 - 23 Tagen bei 8 – 10 °C deutlich länger angegeben. Andere Autoren dokumentieren eine kürzere Inkubationszeit von 139 T° bei 9,9 °C (PODUBSKY 1958), 130 – 140 T° (HAUGEN 2000) und 124,8 T° bzw. 9 Tage bei 13 °C (WITKOWSKI & KOKUREWICZ 1978). Die Differenz lässt sich durch die unterschiedlichen Temperaturoptima der verschiedenen Äschenpopulationen erklären (HAUGEN & VØLLESTAD 2000, s. Kap. 5.1.1). Wie wichtig diese evolutionäre Anpassung in Bezug auf die Inkubationsphase ist, zeigte sich im Jahr 1998 an der Lahn: In diesem Jahr laichte die Äsche relativ spät. Die letzten Larven schlüpften bei steigenden Wassertemperaturen schon nach 135 Tagesgraden bei 12 °C. Nur 3 Tage später hatte die Lahn bereits 16 °C erreicht, was als Letaltemperatur für den Schlupfzeitpunkt der Äsche gilt (JUNGWIRTH & WINKLER 1984). Eine längere Inkubationsphase hätte in diesem Jahr also zum Absterben der Äschenbrut geführt.

Die Abhängigkeit der Inkubationszeit (in Tagen) von der durchschnittlichen Wassertemperatur wird in dieser Arbeit durch eine Potenzfunktion beschrieben ( $y = 71,674x^{-0,7363}$  ( $R^2 = 0,9838$ )). JUNGWIRTH & WINKLER (1984) stellten diesen Zusammenhang als Belehrádek-Funktion  $y = 6484,6 / [(x + 5,103)^{2,099}]$  dar, während die Ergebnisse von PENAZ (1975) eine Hyperbel ergaben. DUJMIC (1997) verwendet eine Potenzfunktion, die durch Logarithmieren linearisiert wurde, um die Beziehung zwischen der Dauer der Embryonalentwicklung (d in Tagen) und der

Wassertemperatur (T in °C) zu beschreiben ( $\log d = 2,63 - 1,29 * \log T$ ). Die Form der Abhängigkeit ist demnach populationsspezifisch.

## 5.2.2 Mortalität und Entwicklung

Die hohe Mortalität der Eier und Larven in den Kontrollboxen des stofflichen Belastungsszenariums ist am ehesten durch die unphysiologische Platzierung der Boxen bedingt. Um die Tiere besser beobachten und vor allem auch die entscheidenden Entwicklungsstadien erfassen zu können, hingen die Boxen in der freien Welle der Lahn. Dort führte die relativ hohe Oberflächenströmung zur mechanischen Erschütterung der Tiere. Die höchste Mortalität trat am Anfang und am 9. bis 13. Entwicklungstag auf. Dies entspricht den Beobachtungen von KOWALEWSKI et al. 1981 zum Einfluss von mechanischen Erschütterungen auf die Embryonalentwicklung der Äsche. In ihrer Studie war das Stadium des Blastoporenschlusses während der Gastrulation (10. bis 13. Tag bei 7 - 8 °C, entspricht Embryonalstadium 5 nach PENAZ 1975) am empfindlichsten gegenüber Erschütterungen. Auch von anderen Salmoniden weiß man, dass die Eier während der Gastrulation, d. h. vor Erreichen des Augenpunktstadiums am empfindlichsten gegenüber Erschütterungen sind (JOHNSON et al. 1983, JENSEN & ALDERDICE 1983, VAN DEN BERGHE & GROSS 1984, FITZSIMONS 1994). Im Augenpunktstadium sind die Eier relativ unempfindlich (JENSEN & ALDERDICE 1983). Diese Erkenntnis macht man sich auch beim Transport von Salmonideneiern zu nutze. So ist es bei Fischwirten gängige Praxis, die Eier von Forellen oder Lachsen erst nach dem Augenpunktstadium zu verschicken. Vor dem Rückgang der Äschenpopulationen in Deutschland erfolgte auch der Versand der Äscheneier im Augenpunktstadium.

Die Erschütterung der Eier führte bei KOWALEWSKI et al. (1981) außerdem zu einer Entwicklungsverzögerung. Dies erklärt die signifikant kleinere Totallänge und den größeren Dottersack der Kontrolltiere im der freien Welle. Unter den Tieren, die sich in den Kiesboxen entwickelten, waren diejenigen oberhalb der Kläranlage etwas größer und schwerer und hatten kleinere Dottersäcke als die Tiere unterhalb der Kläranlage. Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant, so dass davon auszugehen ist, dass sich die Tiere unterhalb der Kläranlage nur leicht verzögert entwickelten.

Die phasenbezogene Mortalität im Versuchsfeld oberhalb der Kläranlage ist vergleichbar mit den Ergebnissen anderer Studien. Bei HAUGEN (2000) trat die höchste Mortalität (bis zu 59,8 %) im Eistadium auf. Dies entspricht der hohen Mortalität der Eier im Augenpunktstadium oberhalb der Kläranlage von 42 %. Die Mortalität der nachfolgenden Entwicklungsstadien war deutlich geringer. Mit 17 % für die Periode des Schlupfes und 12,7 % für das Aufschwimmen der Larven lag die Mortalitätsrate in dieser Studie nur etwas höher als bei HAUGEN (2000) (bis zu 8 % während der Dottersackabsorption, bis zu 10 % während des Aufschwimmens). BARDONNET & GAUDIN (1990) berichten über eine Mortalitätsrate der Äschenlarven von 31- 41 % bis zum Aufschwimmen unter optimalen Bedingungen in einer Freilandrinne. Die Gesamtmortalität der Äschenlarven bis zum Aufschwimmen lag in der Lahn bei 58 % an einem natürlichen Laichplatz (oberhalb der Kläranlage). Unterhalb der Kläranlage lag die Gesamtmortalität mit 86 %-100% deutlich höher – allerdings laicht die Äsche an diesen Stellen natürlicherweise nicht ab. Die extrem hohe Mortalität in diesen Versuchsfeldern dürfte am ehesten auf die hohe Ammoniakbelastung zurückzuführen sein (s.o.). Nach YOUNG et al. (1990) ist die Überlebensrate von Salmonidenembryonen abhängig vom Untersuchungsjahr, dem ablaichenden Weibchen und der Population und variiert zwischen 45-90 %. PAUWELS & HAINES (1994) ermittelten eine durchschnittliche Mortalität der Salmonideneier bis zum Schlupf von 70 %. In einigen Freilanduntersuchungen fanden sich sehr viel niedrigere Mortalitätsraten. Dies ist jedoch methodisch bedingt. Einige Autoren schätzen die Überlebensrate von Salmoniden im Sediment ab, in dem sie natürliche Laichgruben ausheben und die lebenden und toten Individuen zählen (SOWDEN & POWER 1985, MACKENZIE & MORING 1988). Da die ursprüngliche Eianzahl in diesen Studien nicht bekannt ist, kommt es zu falsch niedrigen Mortalitätsraten: viele Eier und Larven sterben im Sediment ab und werden relativ schnell zersetzt (PAUWELS & HAINES 1994, RUBIN 1995), so dass sie beim Auszählen des Laichplatzes nicht mehr präsent sind. Bei anderen Autoren fällt die Mortalität der Eier bis zur Larve ebenfalls zu niedrig aus, weil sie die Eier erst im Augenpunktstadium einsetzen, so dass die großen Verluste bis zum Augenpunktstadium nicht erfasst werden (MACCRIMMON et al. 1989).

Einige Autoren kritisieren an Freilandversuchen mit Inkubationsboxen, dass die Bedingungen in diesen Boxen zu künstlich seien. Die Eier würden oft zu dicht gepackt und die Boxen würden zur Sediment- und Pilzfalle (HARSHBARGER &

PORTER 1979, 1982, WEBSTER 1981). Bei den Expositionsversuchen mit Inkubationsboxen in der Lahn wurden nur 50 Eier pro Box eingefüllt. Für die größeren Salmonideneier wird eine maximale Dichte von 30 Eiern/ 103 cm<sup>3</sup> empfohlen (RUBIN 1995). Die Inkubationsboxen der stofflichen Belastungsszenarien hatten ein Volumen von 631 cm<sup>3</sup>, so dass dort theoretisch 184 Salmonideneier Platz gehabt hätten. Beim Ausgraben der Boxen konnte weder ein vermehrter Feinsedimentanteil noch ein gehäuftes Auftreten von Pilzinfektionen in den Boxen beobachtet werden. Hinzu kommt, dass die Inkubationszeit der Äsche deutlich kürzer ist als die der anderen Salmoniden. Während andere Salmonideneier und -larven mehrere Monate im Interstitial verbringen, reduziert sich diese Interstitialphase bei der Äsche auf 3 - 4 Wochen. HARSHBARGER & PORTER (1979) beobachteten einen Anstieg der Eimortalität nach 4 Wochen in den Boxen. Nach 4 Wochen hat die Äschenlarve das Interstitial in den Boxen bereits verlassen.

Der Transport der frisch befruchteten Eier zu den Versuchsfeldern dauerte nur 2 Stunden. Das Einfüllen der Eier in die Boxen und das Vergraben der Boxen im Sediment nahm weitere 6 Stunden in Anspruch. Damit liegt die Transport- und Arbeitszeit an den Eiern im unkritischen Bereich. Nach RUBIN (1995) lassen sich frisch befruchtete Eier in frischem sauerstoffreichen Wasser einen halben Tag lang vorsichtig transportieren und hältern, ohne dass die Mortalität signifikant ansteigt.

## 5.2.3 Kritische Parameter

### 5.2.3.1 Einfluss von Feinsedimenten

Die vorliegende Arbeit ist die erste, die den Einfluss von Feinsedimenten auf die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche untersucht hat. Bei den nahe verwandten Salmoniden sind sich die meisten Autoren darüber einig, dass die Mortalität der Eier und Larven mit zunehmendem Feinsedimentanteil steigt (KOSKI 1966, 1975, PHILLIPS et al. 1975, TAGART 1976, MC CUDDIN 1977, PETERSON & METCALFE 1981, WITZEL & MAC CRIMMON 1983, OLSSON & PERSSON 1988, CHAPMAN 1988, SCRIVENER & BROWNLEE 1989, YOUNG et al. 1990).

Die negativen Auswirkungen eines erhöhten Feinsedimentanteils sind zum einen mechanischer Natur, d.h. die Fischlarven bleiben bei ihrer Wanderung durch das Sediment im Sand stecken (SCRIVENER & BROWNLEE 1989). Zum anderen führt ein erhöhter Feinsedimentanteil zu einer reduzierten Interstitialströmung (YOUNG et

al. 1990) und zu niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen im Substrat (RUBIN 1998), d.h. die Fischlarven „ersticken“ im Interstitial.

Die Toleranz verschiedener Salmonidenarten gegenüber einem erhöhten Feinsedimentanteil ist unterschiedlich (KOSKI 1981, TAPPEL & BJORNIN 1983, SCRIVENER & BROWNLEE 1989). Sie hängt von der Embryogröße, der Larvenvitalität und der Sedimenttiefe, in der die Eier vergraben werden, ab (CHAPMAN 1988). Je kleiner die Fischlarve ist, desto besser kann sie sandige Schichten im Sediment passieren (SCRIVENER & BROWNLEE 1989). Mehrere Autoren konnten nachweisen, dass die relativ kleinen Larven der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) durch sandige Schichten besser durchkommen als die großen Larven verschiedener Lachsarten wie *Oncorhynchus kisutch* (Silberlachs) und *Oncorhynchus tshawytscha* (BJORNIN 1969, HALL & LANTZ 1969; TAPPEL & BJORNIN 1983). Des Weiteren führt ein hoher Feinsedimentanteil bei einigen Salmonidenarten (*Oncorhynchus kisutch*, *Oncorhynchus keta* und *Salmo trutta*) dazu, dass die aufschwimmenden Larven deutlich kleiner sind als bei niedrigem Feinsedimentanteil (PHILLIPS et al. 1975, KOSKI 1981, RUBIN 1998). Ursache hierfür ist wahrscheinlich die größenabhängige Mortalität der Larven im sandigen Substrat, d.h. die großen Larven werden im sandigen Sediment „gefangen“ und verhungern dort (PHILLIPS 1971).

Die Eier und Larven der Äsche sind deutlich kleiner als die der anderen Salmoniden. In der vorliegenden Arbeit hatten die Äschenlarven beim Aufschwimmen eine Totallänge von 15 - 17 mm. Die Bachforellenlarven (*Salmo trutta* f. *fario*), die zu den kleineren Salmoniden zählen, sind schon 22 – 23 mm groß (BAGLINIERE & MAISSE 1991). Die Larven der größeren Salmoniden, wie z.B. *Oncorhynchus kisutch* mit 37,1 mm (ANDERSEN 1987) und die von *Oncorhynchus keta* mit 41,8 mm (SCRIVENER & BROWNLEE 1989) sind im Mittel mehr als doppelt so groß. Es ist also zu erwarten, dass die kleineren Äschenlarven einen höheren Sandanteil im Sediment tolerieren. Der maximale Feinsedimentanteil (Korngröße < 2 mm) an einem natürlichen Äschenlaichplatz lag in dieser Arbeit bei 14,6 %. An diesem Laichplatz war das Äschenaufkommen zwar nur halb so groß wie das des darauffolgenden Jahres (Feinsedimentanteil 6,9 %). Es wurden aber noch über 200 aufschwimmende Äschen an diesem Platz gezählt. Es ist also davon auszugehen, dass ein Feinsedimentanteil von fast 15 % das Äschenaufkommen zwar deutlich reduziert, jedoch keine letale Grenze für das Überleben der Larven im Sediment darstellt. Zum

Vergleich mit den Feinsedimentangaben in der Literatur muss man allerdings diesen Feinsedimentanteil nach oben korrigieren (bedingt durch die Methodik, s.o.). Abzüglich der größeren Partikelfractionen ergäbe sich dann ein maximaler Feinsedimentanteil von 23,7 %. Dieser liegt in einem Bereich, der für andere Salmoniden als kritisch bewertet wird. So berichten SCRIVENER & BROWNLEE (1989) von einer Reduktion der aufschwimmenden Larven von *O. keta* und *O. kisutch* auf 11,5 % bzw. 16,4 % bei einem Anstieg der Feinsedimentfraktion (< 2,38mm) von 11 % auf 20 %. OLSSON & PERSSON (1988) konnten in künstlichen Kiesbetten nachweisen, dass die Anzahl der aufschwimmenden Bachforellenlarven (*Salmo trutta* f. *fario*) von 90 % auf 28 % sinkt, wenn der Sandanteil 20 % beträgt. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit geben erste Hinweise darauf, dass die Äsche einen höheren Feinsedimentanteil als andere Salmoniden toleriert. Detaillierte Studien mit ansteigendem Feinsedimentanteil in künstlichen Kiesbetten sind jedoch nötig, um die genauen Grenzwerte für die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche festlegen zu können.

Die Definition von Feinsedimenten (englisch „fines“) variiert in der Literatur erheblich (von < 0,5 mm bis < 9,5 mm Korndurchmesser). Viele Autoren verstehen unter Feinsedimenten Partikel mit einem Korndurchmesser bis 0,85 mm. CEDERHOLM und Mitarbeiter (1981) haben festgestellt, dass diese Korngröße den schädlichsten Einfluss auf die Eier und Larven von *Oncorhynchus kisutch* hat. Beträgt der Anteil dieser Korngröße 15%, so überleben nur noch 30 % der Larven im natürlichen Kiesbett. Steigt dieser Anteil auf 25 %, so sinkt die Überlebensrate auf 15 % (CEDERHOLM et al. 1981). Für die Äsche konnte in der vorliegenden Arbeit nachgewiesen werden, dass die Feinsedimentfraktion mit einem Partikeldurchmesser < 2 mm den größten Einfluss auf das Überleben der Äscheneier und Larven im Sediment hat. So korreliert die Anzahl der aufschwimmenden Larven signifikant negativ mit der Partikelfraktion < 2 mm ( $r_s = -0,83$ ). Dementsprechend war das Äschenaufkommen an der Stelle mit dem geringsten Feinsedimentanteil (3,2 %, bzw. nach Korrektur 5,9 %) am größten. Der Feinsedimentanteil < 0,85 mm korreliert ebenfalls negativ jedoch nicht signifikant mit der Anzahl der aufschwimmenden Äschenlarven.

Ein weiteres Phänomen, das durch einen hohen Feinsedimentanteil ausgelöst wird, ist die Verzögerung der Embryonalentwicklung (KOSKI 1966) und der Schlupf von frühreifen Embryonen (TAPPEL & BJORNIN 1983, MAC CRIMMON & GOTS 1986,

OLSSON & PERSSON 1988, RUBIN 1998). So fanden TAPPEL & BJORNN (1983) bei hohem Feinsedimentanteil Larven von *O. tshawytscha* und *Oncorhynchus mykiss*, die den Dottersack beim Aufschwimmen noch nicht aufgebraucht hatten. Bei OLSSON & PERSSON (1988) schlüpfen 55 % der Larven von *Salmo trutta* frühreif in Kiesbetten mit einem Sandanteil von 20 %. Durch die Dottersackreste können diese Larven schlechter schwimmen und sind leichte Beute für Prädatoren. Indirekt, d. h. über den erhöhten Prädatorendruck, führt der erhöhte Feinsedimentanteil somit zu einer höheren Mortalität der aufschwimmenden Larven und damit zu einem verringerten Aufkommen an 0+ Salmoniden.

Für die Äsche konnte dieses Phänomen in der vorliegenden Arbeit nicht bestätigt werden. Bei einem maximalen Feinsedimentanteil von 23,7 % wurden keine frühreifen Äschenlarven an natürlichen Laichplätzen gefunden. Auch bei den morphometrischen Messungen an Äschenlarven im stofflichen Belastungsszenarium wurden keine Anzeichen der Frühreife entdeckt. Allerdings enthielt der Kies der WV-Boxen im Expositionsversuch mit Äscheneiern ein kiesiges Substrat mit geringem Sandanteil. Innerhalb der kurzen Inkubationszeit der Äsche (25 Tage in diesem Versuch) ist dieses Sediment nicht versandet, so dass die Auswirkungen eines erhöhten Feinsedimentanteils nicht dokumentiert werden konnten. Hinzu kommt, dass die Boxen oberhalb der natürlichen Kolmationsschicht der Lahn, die bei 20 cm liegt (SÄNGER 2000, FISCHER & BORCHARDT 2002), vergraben wurden.

### 5.2.3.2 Ammoniak

An den natürlichen Äschenlaichplätzen in der Lahn ist das Aufkommen der Larven signifikant negativ mit der Ammoniakkonzentration im Sediment korreliert. Dieser Zusammenhang wird besonders deutlich im Vergleich der Jahre 1996 und 1997. Das Jahr 1996 ist charakterisiert durch ein sehr geringes Äschenlarvenaufkommen. In diesem Jahr wurden 4,5 Mal weniger Larven gezählt als im darauffolgenden Jahr. Die mittlere Ammoniakkonzentration in 10 cm Tiefe betrug hingegen das 2,8-fache des Wertes für 1997. Die höchsten Ammoniakkonzentrationen von 30 bis 38 µg/l NH<sub>3</sub>-N wurden zu Beginn der Interstitialphase 1996 gemessen. 1997 waren die Ammoniakwerte bis auf einen Peak in der Mitte der Interstitialphase (bis zu 19 µg/l NH<sub>3</sub>-N) sehr viel niedriger.

An den natürlichen Laichplätzen wurde die Ammoniakkonzentration nur zu verschiedenen Zeitpunkten der Embryonalentwicklung vormittags gemessen, um die

Dimension der Ammoniakbelastung im Sediment zu erfassen. In den stofflichen Belastungsszenarien wurden zusätzlich zur punktuellen Ammoniakmessung im Sediment die tagesperiodischen Schwankungen der Ammoniakkonzentration in 10 cm Tiefe modelliert. Dabei wurden die starken Schwankungen der  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert im Interstitial erfasst und die Spitzenwerte in den Nachmittagsstunden dokumentiert. Analog zu den Ergebnissen an den natürlichen Laichplätzen ergab sich ein enger Zusammenhang zwischen hohen Ammoniakwerten im Interstitial und hoher Mortalität der Äschenlarven. Die höchsten Ammoniakwerte traten im Feld unterhalb der Kläranlage innerhalb der Einleitungsfahne auf. Hier wurden zu Beginn der Inkubationsphase bis zu  $108 \mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  in 10 cm Sedimenttiefe gemessen. Bei der Modellierung der Ammoniakwerte im Interstitial ergaben sich für die Nachmittagsstunden sehr hohe Konzentrationen bis  $95 \mu\text{g/l}$ . Bis 4 Tage nach dem Schlupf lagen die Ammoniakwerte nachmittags immer über  $25 \mu\text{g/l}$ . In diesem Feld überlebte keine einzige Larve bis zum Ende des Versuches. Im Kontrollfeld oberhalb der Kläranlage lagen die Ammoniakkonzentrationen deutlich niedriger. Im Sediment wurden maximal  $30 \mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  in den Nachmittagsstunden ermittelt, der Grenzwert von  $25 \mu\text{g/l}$  wurde an nur 3 Tagen vor dem Schlupf überschritten. Dementsprechend war die Gesamtmortalität mit 58 % deutlich niedriger als im Feld innerhalb der Einleitungsfahne.

Für die Äscheneier und -larven gibt es bisher noch keine Grenzwerte zur Ammoniaktoxizität. Von den nahe verwandten Salmoniden weiß man, dass die Ammoniaktoxizität vom Entwicklungsstadium abhängt. Die Eier der Salmoniden vertragen wesentlich höhere Ammoniakkonzentrationen als die juvenilen und adulten Tiere. Erst bei extrem hohen Konzentrationen von  $2,95 \text{ mg/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  sterben 50 % der Eier in 24 Stunden (RICE & STOKES 1975). Allerdings berichten BURKHALTER & KAYA (1977) von ausgeprägten Wachstumsverzögerungen, Krankheiten und einer Hypertrophie der Kiemenlamellen nach Ammoniak-Exposition (über  $0,19 \text{ mg/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$ ) von Regenbogenforelleneier. Insofern scheinen hohe Ammoniakkonzentrationen keine direkt letalen Effekte auf die Eier zu haben, sondern eher zu entwicklungsbedingten Schäden zu führen. Die Eier sind durch ihre Hülle weitgehend vor äußeren Einflüssen geschützt. Außerdem können die Embryonen Ammoniak über zwei verschiedene Wege eliminieren. Zum einen scheiden sie Ammoniak mittels Diffusion entlang eines  $\text{NH}_3$ -Partialdruckgradienten ( $\text{pNH}_3$ -Gradient) aus. Eine unbewegte saure Schicht um das Chorion, die  $0,32$  pH-Einheiten saurer als das

umgebende Wasser ist, verstärkt dabei den  $\text{pNH}_3$ -Gradient und erleichtert somit die Diffusion aus dem Ei (RAHAMAN-NORONHA et al. 1996). Zum anderen können die Embryonen bis zu 26 % der anfallenden Stickstoffverbindungen als Harnstoff ausscheiden (WRIGHT & LAND 1998). Mithilfe von Enzymen des Ornithin-Harnstoffzyklus wird Ammoniak in Harnstoff umgewandelt (WRIGHT et al. 1995, WRIGHT & LAND 1998) und passiv über Diffusion oder aktiv mittels eines phloretin-sensitiven Transportproteins ausgeschieden (PILLEY & WRIGHT 2000). WRIGHT und Mitarbeiter gehen davon aus, dass alle Teleostere Gene besitzen, die für Enzyme des Ornithin-Harnstoff-Zyklus codieren. Diese Gene werden während der Embryogenese aktiviert und bei einigen Spezies auch später noch, um mit ungewöhnlichen Umweltbedingungen wie z.B. alkalischem Wasser (s.u.) fertig zu werden (WRIGHT et al. 1995). Die hohe Ammoniaktoleranz der Eier ist dafür verantwortlich, dass im Feld innerhalb der Einleitungsfahne noch Individuen bis zum Schlupf überlebten, obwohl die Ammoniakwerte nachmittags bis  $95 \mu\text{g/l}$  anstiegen. Nach dem Schlupf sankt die Ammoniakkonzentration in diesem Feld zwar deutlich, die Ammoniaksensibilität der Äsche stieg jedoch bei Erreichen des Larvenstadiums (s.u.).

Der Grenzwert der Ammoniaktoxizität für juvenile Salmoniden variiert in der Literatur erheblich. Während man in älteren Veröffentlichungen noch relativ hohe Grenzwerte von  $0,5$  bis  $0,8 \text{ mg/l NH}_3\text{-N}$  als 96h-LC50, d.h. Konzentration bei der in 4 Tagen die Hälfte der Tiere stirbt, findet (THURSTON et al. 1978, BUCKLEY 1978), liegen die Werte der neueren Publikationen mit  $0,08 \text{ mg/l}$  als 24h-LC50 (ALABASTER et al. 1983, BORCHARDT 1992) um den Faktor 10 niedriger. Bei juvenilen und adulten Salmoniden schädigen hohe Ammoniakkonzentrationen die Kiemen (SMART 1976, PETERS et al. 1984, BUCHER & HOFER 1993, BURKHARDT-HOLM et al. 1993) und das Leber- und Nierengewebe (THURSTON et al. 1984, BUCHER & HOFER 1993). Eine Schädigung der Kiemen kann sich lebensbedrohlich auf Fische auswirken, da die Kiemen der Atmung, Exkretion, Osmoregulation und Abwehr von pathogenen Keimen dienen (PETERS et al. 1984). Des Weiteren führen hohe Ammoniakkonzentrationen zu einer hämolytischen Anämie (PETERS et al. 1984, AMLACHER 1992) und einer Reduktion des Immunsystems (HURVITZ et al. 1997). Ammoniak ist außerdem ein Neurotoxin (COOPER & PLUM 1987), das den Gehalt an Aminosäuren im Gehirn von Fischen verändert (LEVI et al. 1974, VEDEL et al. 1998).

Am empfindlichsten gegenüber Ammoniak sind die Larven der Salmoniden (RICE & STOKES 1975, ALABASTER & LLOYD 1980). Mit ansteigenden Ammoniakkonzentrationen verändert sich die Epidermis der Larven und die Tiere entwickeln eine Störung des Säure-Basen- und Elektrolyt-Haushaltes (CAMERON & HEISLER 1983). Bei einer Ammoniakbelastung von 36,2  $\mu\text{mol/l}$   $\text{NH}_3$  über 24 Stunden sinkt die Natrium-, Kalium- und Chloridkonzentration im Blut von Regenbogenforellenlarven um 28 bis 35 % (PALEY et al. 1993) ohne dass die Tiere makroskopische Veränderungen aufweisen. Nach der Belastungssituation wird Ammoniak innerhalb von 10 Stunden wieder komplett ausgeschieden, während die Aufnahme der Natriumionen erst verspätet nach 5 Stunden wieder einsetzt. Der große Verlust an Kaliumionen (14  $\mu\text{mol/g}$ ) kann für mehrere Tage nicht ausgeglichen werden (PALEY et al. 1993). Würde man diese Tiere nach einer kurzen Zeit, d.h. innerhalb der „Erholungsphase“ erneut einer erhöhten Ammoniakkonzentration aussetzen, würde dies zu einer starken Schädigung der Tiere führen. Dies erklärt die hohe Mortalität der Larven im stofflichen Belastungsszenarium innerhalb der Einleitungsfahne. In diesem Feld sind die Larven nach dem Schlupf hohen Ammoniakkonzentrationen bis zu 52  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  am Nachmittag ausgesetzt. In der Nacht sinken die Ammoniakwerte zwar wieder in den unkritischen Bereich. Diese Zeitspanne dürfte jedoch für die Larven zu kurz sein, um die Störungen im Elektrolythaushalt ausgleichen zu können. In den anderen beiden Feldern waren die maximalen Ammoniakkonzentrationen nach dem Schlupf wesentlich niedriger (18  $\mu\text{g/l}$  oberhalb der Kläranlage, 30  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitungsfahne). Die Mortalität im Feld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Fahne ist jedoch mit 86 % noch sehr hoch. Daraus lässt sich schließen, dass der Grenzwert der Ammoniaktoxizität für Äschenlarven sehr niedrig, d.h. unter 30  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  liegt. Im Ergebnisteil wurden daher zwei verschiedene Grenzwerte in die Ammoniakgrafiken eingezeichnet. Der höhere Wert von 25  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  markiert die Grenze der Ammoniaktoxizität für die Entwicklung gesunder Salmonidenpopulationen nach ALABASTER & LLOYD (1980). Der niedrigere Wert von 5  $\mu\text{g/l}$  ist der maximale Sicherheitswert nach WEDEMEYER et al. (1976), COLT & ARMSTRONG (1979) und PETERS et al. (1984). Da eine Hyperplasie der Kiemen bei Fischen schon ab 6  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  beobachtet wurde (BURROWS 1964, SMITH & PIPER 1975), ist langfristig ein Unterschreiten dieses Wertes im Gewässer zu fordern.

Ursache der hohen Ammoniakkonzentration im Gewässer ist ein erhöhter Eintrag von Stickstoffverbindungen bei erhöhtem pH-Wert des Wassers. Ein Großteil der Stickstoffverbindungen in der Lahn kommt aus kommunalen Abwässern (z.B. Kläranlage Sarnau) und der angrenzenden Landwirtschaft. Nach dem Einbau der neuen Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe in der Kläranlage Sarnau (Ende 2000) haben sich die Ammonium und Nitratkonzentrationen in der Lahn mittlerweile deutlich reduziert. Die Ammoniumkonzentration im Kläranlagenauslauf sank von 13 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  auf 0,5 mg/l, die Nitratkonzentration verminderte sich auf 2 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (TER HASEBORG et al. (im Druck)). Es ist also davon auszugehen, dass hierdurch auch die Ammoniakkonzentration gesunken ist.

### 5.2.3.3 Nitrit

In unbelasteten Gewässern liegt die Nitritkonzentration weltweit in der Größenordnung von 1-3  $\mu\text{g/l}$  (VAN BENNEKOM et al. 1978, MEYBECK 1982). In der Lahn konnten auch schon in früheren Untersuchungen sehr viel höhere Nitritkonzentrationen vor allem in den Sommermonaten nachgewiesen werden. Im Endbericht eines BMFT-Projektes des Regierungspräsidiums Gießen wurden in den 90er Jahren Konzentrationen von 150-250  $\mu\text{g/l}$  und sogar Maximalwerte bis 400  $\mu\text{g/l}$  angegeben (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN 1994). In einer anderen Studie wurden an der Lahn bei Marburg Nitritwerte bis knapp über 300  $\mu\text{g/l}$  im Monat Juli in den Mittagsstunden gemessen (VON DER WIESCHE & WETZEL 1998). Bei den punktuellen Messungen der Werte im Interstitial der natürlichen Laichplätze lagen die meisten Nitritkonzentrationen deutlich niedriger. Bis auf eine Stoßbelastung im Mai wurden 1996 in 10 cm Tiefe Nitritwerte von 40 bis 80  $\mu\text{g/l}$  gemessen. 1997 waren die  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen mit 40 bis 60  $\mu\text{g/l}$  etwas niedriger. Am 3. Mai 1996 wurden in 10 cm Tiefe Nitritkonzentrationen nachgewiesen, die mit 170  $\mu\text{g/l}$  doppelt so hoch waren wie die Maximalwerte der übrigen Messungen. Sie dürften Ausdruck einer Stoßbelastung sein, die in der freien Welle etwas früher auftauchte und mit leichter Verzögerung das Interstitial erreichte. Der  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Wert der freien Welle war zu derselben Zeit mit 100  $\mu\text{g/l}$  schon wieder abgesunken. Zu den anderen Messzeitpunkten entsprachen die Nitritwerte in 10 cm Tiefe denen der freien Welle oder lagen sogar etwas darunter. Diese Abnahme der Nitritwerte im Interstitial entspricht den Ergebnissen von SCHMIDT (2002). Sie ist Folge von Nitrifikationsprozessen im hyporheischen Interstitial. Hierbei wird das Ammonium

zunächst von nitrifizierenden Bakterien (*Nitrosomonas* spp.) zu Nitrit oxidiert. Anschließend wird dieses zusammen mit dem Nitrit der freien Welle von anderen Bakterien (*Nitrobacter* spp.) zu Nitrat oxidiert. Normalerweise ist die Oxidationsrate der *Nitrobacter* größer als die der *Nitrosomonas*, d.h. Nitrit wird schneller zu Nitrat oxidiert als Ammonium zu Nitrit (HEATHWAITE 1993). Zu einer Nitritakkumulation im Interstitial kann es jedoch kommen, wenn die Oxidation des Nitrits zu Nitrat durch *Nitrobacter* gehemmt oder verlangsamt wird, während Ammonium weiterhin zu Nitrit oxidiert wird. Hohe Ammoniak-Konzentrationen (ANTHONISEN et al. 1976, SUTHERSAN & GANCZARCZYK 1986, BALMELLE et al 1992, SMITH et al. 1997), erhöhte pH-Werte (ALLEMAN 1985), niedrige Sauerstoffkonzentrationen (RICHTER & KRÜNER 1994) und höhere Temperaturen ( $> 17\text{ °C}$ , RANDALL & BUTH 1984, VON DER WIESCHE & WETZEL 1998) hemmen die Aktivität der *Nitrobacter* mehr als die der *Nitrosomonas* und führen somit zu einer Nitritakkumulation im Interstitial. Von diesen Faktoren scheinen die hohen Ammoniakkonzentrationen die größte Praxisrelevanz zu haben (SMITH et al 1997). Schon ab Ammoniakkonzentrationen über  $50\text{ }\mu\text{g/l N}$  verlangsamt sich die Aktivität der *Nitrobacter* (PRAKASAM & LOEHR 1972, ANTHONISEN et al 1976) durch kompetitive Hemmung der  $\text{NO}_2$ -Oxidoreduktase an der Zellmembran (YANG & ALLEMAN 1992). Im Mai 1996 war die Ammoniakkonzentration der Lahn an der Probestelle mit der höchsten Nitritkonzentration mehr als doppelt so hoch wie an den anderen Stellen ( $52\text{ }\mu\text{g/l NH}_3\text{-N}$  gegenüber  $23\text{-}24\text{ }\mu\text{g/l NH}_3\text{-N}$ ). Somit dürfte die erhöhte Ammoniakkonzentration zumindest den hohen Nitritwert in Cölbe verursacht haben. Ein Parameter, der die hohen Nitritwerte an allen drei Stellen erklärt, ist der hohe pH-Wert. Am 3. Mai 1996 lag der pH-Wert der freien Welle zwischen 8,4 und 9 und in 10 cm Tiefe zwischen 8,2 und 8,5. Das pH-Optimum der *Nitrobacter* ist mit 7,9 bis 8,2 (ALLEMAN 1985) deutlich alkalischer als das Optimum der *Nitrosomonas* von 7,2 bis 7,6. Im alkalischen Bereich sind die *Nitrobacter* folglich aktiver, so dass Nitrit akkumuliert. Alle anderen Faktoren, die die Nitritbildung fördern, lagen an der Lahn im Mai 1996 im unkritischen Bereich. Die Sauerstoffkonzentration im Sediment lag tagsüber an allen drei Stellen zwischen 14 und 15 mg/l. Erhöhte Nitritwerte treten jedoch erst bei Sauerstoffkonzentrationen zwischen 0,5 und 1,5 mg/l  $\text{O}_2$  auf (STIEF & NEUMANN 1998). Auch die Wassertemperatur kann die erhöhten Nitritwerte im Interstitial nicht erklären, da sie am 3.5.96 zwischen 12 und 13 °C und damit unter dem Grenzwert von 17 °C lag.

Während der stofflichen Belastungsszenarien lag der Nitritwert in der freien Welle zwischen 25 und 90 µg/l NO<sub>2</sub>-N und in 10 cm Tiefe zwischen 25 und 70 µg/l NO<sub>2</sub>-N. Die einzige Ausnahme bildete der 24.04.2000, an dem in der freien Welle 90 bis 100 µg/l NO<sub>2</sub>-N und in 10 cm Tiefe 50 bis 970 µg/l NO<sub>2</sub>-N gemessen wurden. Das Maximum von 970 µg/l NO<sub>2</sub>-N wurde in 10 cm Tiefe oberhalb der Kläranlage erfasst. Diese Nitritstoßbelastung lässt sich am ehesten durch den erhöhten pH-Wert von 8,5 an dieser Stelle erklären. Die Ammoniakkonzentration in 10 cm Tiefe betrug zu diesem Zeitpunkt nur 2 mg/l, die Sauerstoffkonzentration 11,5 mg/l und die Wassertemperatur 13,5 °C. Somit scheiden diese Faktoren als Ursache der hohen Nitritkonzentration aus.

Der Grenzwert der Nitrittoxizität für Äscheneier und –larven ist noch nicht bekannt. Bei den nahe verwandten Salmoniden hängt die Toxizität des Nitrits vom Entwicklungsstadium ab. Am empfindlichsten reagieren adulte Salmoniden auf erhöhte Nitritwerte. Bei einer Nitritkonzentration von 200 µg/l NO<sub>2</sub>-N (RUSSO et al. 1974) bis 230 µg/l NO<sub>2</sub>-N (BROWN & MCLEAY 1975) sterben 50 % der adulten Regenbogenforellen innerhalb von 96 Stunden (96h-LC50). Die höchste Konzentration, bei der über einen längeren Zeitraum (10 Tage) alle adulten Regenbogenforellen überleben, liegt jedoch mit 60 µg/l sehr viel niedriger (RUSSO et al. 1974). Nitrit wird aktiv von den Chloridzellen der Kiemen aufgenommen (WILLIAMS & EDDY 1986). Es diffundiert in die Erythrozyten (LEWIS & MORRIS 1986, JENSEN 1990) und oxidiert das Eisen des Hämoglobins (JENSEN et al. 1987, JENSEN 1990). Das veränderte Hämoglobin (=Methämoglobin) ist nicht mehr in der Lage, Sauerstoff zu binden (BODANSKY 1951, JENSEN 1990). Mit steigendem Methämoglobinanteil sinkt die Sauerstoffkapazität des Blutes (CAMERON 1971), es kommt zu einer funktionellen Anämie (VEDEL et al. 1998). Bei einem Methämoglobinanteil von 70 - 80 % werden Lachsartige wie z.B. *Oncorhynchus tshawytscha* träge (WESTIN 1974). Ein Methämoglobinanteil von 80 % wird im Blut von jungen Regenbogenforellen schon bei einer Nitritkonzentration von 200 µg/l erreicht (BROWN & MCLEAY 1975). Beträgt der Anteil des Methämoglobins 100 % reagieren Fische nicht mehr und sind desorientiert (LEWIS & MORRIS 1986). Da inaktive Fische wenig Sauerstoff verbrauchen, sterben sie nicht direkt an einer Methämoglobinämie (CRAWFORD & ALLEN 1977). Erst wenn diese Fische erschreckt werden oder zur Aktivität gezwungen sind, sterben sie an einer Anoxie (HUEY et al. 1980). Makroskopisch ist die Methämoglobinämie als

schokoladenbraune Farbe des Blutes zu erkennen (RUSSO et al. 1974, SMITH & WILLIAMS 1974). Die Toxizität des Nitrits wird durch die Zugabe von Chlorid reduziert bzw. verzögert (THURSTON et al. 1978, RUSSO et al. 1981, GAINO et al. 1984, BARTLETT & NEUMANN 1998). Da Nitrit und Chlorid über dieselben Zellen an den Kiemen aufgenommen werden, führen hohe Chloridkonzentrationen zu einer kompetitiven Hemmung der Nitritaufnahme (WILLIAMS & EDDY 1986). Erhöht man die Chloridkonzentration im Wasser von 0,5 mg/l auf 10 mg/l stirbt die Hälfte der Regenbogenforellen nicht mehr bei  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen von 170 bis 540  $\mu\text{g/l}$  sondern erst bei 3500 bis 5300  $\mu\text{g/l}$   $\text{NO}_2$ -N innerhalb von 96 Stunden (RUSSO et al. 1981). Beobachtet man die Mortalität der Regenbogenforellen allerdings über einen längeren Zeitraum, so führt eine erhöhte Chloridkonzentration lediglich zu einer zeitlichen Verzögerung der Nitrittoxizität. BARTLETT & NEUMANN (1998) konnten an Regenbogenforellenlarven beobachten, dass bei Zugabe von 3 mg/l Chlorid zu einer  $\text{NO}_2$ -N-Konzentration von 4 mg die Mortalität erst ab dem 15. Tag beginnt, dann jedoch mit einer konstanten Rate ansteigt.

Die Eier und Larven der Salmoniden tolerieren relativ hohe Nitritwerte. Bei einer Nitritkonzentration von 540  $\mu\text{g/l}$   $\text{NO}_2$ -N sterben 50 % der Larven von *Salmo Clarki* innerhalb von 11 Tagen (THURSTON et al. 1978). Damit liegt der LC-50 Wert der Larven für 11 Tage doppelt so hoch wie der LC-50 Wert der Adulten für nur 4 Tage (=200  $\mu\text{g/l}$  – 240  $\mu\text{g/l}$  s.o.). Während bei einer Konzentration von 200 – 240  $\mu\text{g/l}$   $\text{NO}_2$ -N die Hälfte der adulten Salmoniden innerhalb von 4 Tagen stirbt, überleben alle Salmonidenlarven diese Konzentration über 36 Tage (THURSTON et al. 1978). Durch die Zugabe von Chlorid lässt sich die Mortalität der Larven sogar noch verzögern. Bei einer höheren Chloridkonzentration von 3 mg/l und einer  $\text{NO}_2$ -N-Konzentration von 4 mg/l stirbt die Hälfte der Regenbogenforellenlarven erst nach 22 Tagen (BARTLETT & NEUMANN 1998).

Zur Ursache der höheren Nitrittoleranz von Larven gibt es bisher nur Spekulationen. BARTLETT & NEUMANN (1998) erklären die höhere Nitrittoleranz der Larven mit der larvalen Sauerstoffaufnahme über die Haut. Da die Larven noch keine Schuppen entwickelt haben (BALON 1975), kann der Sauerstoff bei Larven über die gesamte Körperoberfläche diffundieren (ROMBOUGH & MOROZ 1990). Mithilfe dieser erhöhten Sauerstoffdiffusionsrate kann die funktionelle Anoxie (s.o.) besser ausgeglichen werden. Nach RUSSO et al. (1974) könnte die höhere Nitrittoleranz der Larven auf die höhere Sauerstoffaffinität des larvalen Hämoglobins (IUCHI 1973)

zurückzuführen sein. Eine weitere mögliche Ursache der höheren Nitrittoleranz könnte aber auch die geringere Aufnahme von Nitrit sein, da die Kiemen bei Larven noch nicht sehr gut entwickelt sind. Bei adulten Salmoniden kann  $\text{NO}_2\text{-N}$  durch den aktiven Transportmechanismus im Blut akkumulieren und dort höhere Konzentrationen erreichen als im umgebenden Wasser (BATH & EDDY 1980, MARGIOCCO et al. 1983, VEDEL et al. 1998). Diese Nitritakkumulation erscheint bei Larven mit weniger entwickelten Kiemen eher unwahrscheinlich.

Die Eihüllen der Salmoniden scheinen für Nitrit undurchlässig zu sein. So vertragen, z.B. die Eier von Regenbogenforellen Nitritkonzentrationen bis  $3,1 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$  (=  $3100 \text{ }\mu\text{g/l}$ ) (BARTLETT & NEUMANN 1998).

Während der stofflichen Belastungsszenarien erreichte die Nitritkonzentration im Feld innerhalb der Kläranlageneinleitungsfahne in 10 cm Tiefe maximal  $100 \text{ }\mu\text{g/l NO}_2\text{-N}$ . Dieser Wert liegt deutlich unter dem Grenzwert von  $200\text{-}250 \text{ }\mu\text{g/l NO}_2\text{-N}$  für die Salmonidenlarven und erst recht unter dem Grenzwert der Salmonideneier von  $3100 \text{ }\mu\text{g/l NO}_2\text{-N}$ . Geht man davon aus, dass die Grenzwerte für Äscheneier und –larven in einer ähnlichen Dimension liegen, so lässt sich die hohe Mortalität der Eier und Larven im Feld innerhalb der Einleitung nicht durch die Nitritbelastung erklären. Bei einer Bewertung der Lahn als potentiell Salmoniden- bzw. Thymallidengewässer muss die erhöhte Nitritkonzentration jedoch berücksichtigt werden, da sie in der freien Welle Werte bis  $170 \text{ }\mu\text{g/l NO}_2\text{-N}$  erreicht. Diese Werte dürften sich auf adulte Salmoniden schädlich auswirken. Der Richtwert der europäischen Union für Salmonidengewässer liegt mit  $3,0$  bis  $9,0 \text{ }\mu\text{g/l}$  sehr viel niedriger (EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY 1978). Kurzzeitige Nitritstoßbelastungen dürften jedoch in der Lahn durch die leicht erhöhte Chloridkonzentration von  $25 \text{ mg/l}$  (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN 1994) besser von den Salmoniden bzw. Thymalliden toleriert werden. Die kompetitive Hemmung der Nitritaufnahme durch die Chloridionen führt wahrscheinlich dazu, dass die Fische zum Zeitpunkt der Stoßbelastung deutlich weniger Nitrit in der Lahn aufnehmen als im chloridarmen Wasser der o.g. Studien (durchschnittlich  $0,5 \text{ mg/l Cl}^-$ ). Damit dürfte die Dauer der Belastung ausschlaggebend für die Salmoniden- bzw. Thymallidentoxizität des Nitrits sein.

#### 5.2.3.4 Sauerstoff

Die Sauerstoffkonzentrationen, die tagsüber an natürlichen Laichplätzen der Äsche in 10 cm Sedimenttiefe gemessen wurden, waren in beiden Messjahren sehr hoch (1996: 13,1 mg/l bis 15 mg/l und 1997: 11,7 mg/l bis 13,6 mg/l). Sie lagen immer über der Sauerstoffsättigungskurve. Die Sauerstoffkonzentrationen, die während der stofflichen Belastungsszenarien in 10 cm Tiefe gemessen wurden, waren in den Feldern außerhalb der Kläranlageneinleitung tagsüber ebenfalls immer im übersättigten Bereich (102 % bis 129 % bzw. 9,7 mg/l bis 13,3 mg/l). Diese Werte spiegeln jedoch nur die Sauerstoffverhältnisse am Tage wieder. Nachtmessungen in 10 cm Tiefe wurden nicht durchgeführt. In den Online-Messungen der Belastungsszenarien konnten die tagesperiodischen Schwankungen der Sauerstoffkonzentration in der freien Welle dokumentiert werden. Dabei stellten sich während der Inkubationsphase der Äsche ausgeprägte Tag-Nachtdifferenzen von 4,7 mg/l bis 9,1 mg/l dar. Tagsüber wurden Spitzenwerte bis 15,2 mg/l Sauerstoff gemessen, nachts sank der Sauerstoff auf Minimalwerte bis 5,9 mg/l ab. Über die Sauerstoffbedürfnisse der Äscheneier und -larven weiß man bisher noch wenig. Bei den nahe verwandten Salmoniden variieren die Angaben zur limitierenden Sauerstoffkonzentration während der Interstitialphase. In Freilandversuchen wurden Grenzwerte von 4,6 mg/l O<sub>2</sub> für den Keta-Lachs (*Oncorhynchus keta*) (SCRIVENER 1988) bis 10,0 mg/l O<sub>2</sub> für die Meerforelle (*Salmo trutta*) (RUBIN UND GLIMSÄTER 1996) ermittelt. MASSA und Mitarbeiter beobachteten nur geringe bis keine Überlebensraten von Bachforellenlarven in einem Fluss mit z.T. sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen von 1,8 mg/l bis 3 mg/l im Interstitial (MASSA et al. 1998). Die meisten Autoren geben Sauerstoffkonzentrationen zwischen 6,0 mg/l und 7,7 mg/l O<sub>2</sub> als kritische Grenze für die Salmonidenentwicklung an (PHILLIPS & CAMPBELL 1962, SOWDEN & POWER 1985, LACROIX 1985, HARTMANN 1988, INGENDAHL 2001). Die Grenzwerte, die bei Laboruntersuchungen ermittelt wurden, liegen z.T. deutlich niedriger und lassen sich nicht ohne weiteres auf die Freilandbedingungen übertragen. In der vorliegenden Arbeit lagen die Sauerstoffkonzentrationen sowohl an den natürlichen Laichplätzen als auch im Interstitial der Expositionsversuche außerhalb der Kläranlageneinleitung tagsüber immer im übersättigten Bereich und sind damit als unkritisch für die Äschenentwicklung zu werten. Die Online-Messung in der freien Welle zeigt jedoch ein deutliches Sauerstoffdefizit in den Nachtstunden auf. Es wurden nächtliche Sauerstoffkonzentrationen um 6 mg/l gemessen, die an

sich schon kritisch für die Äschenentwicklung sein dürften. Im Interstitial wurden tagsüber jedoch Sauerstoffwerte gemessen, die durchschnittlich 3 mg/l (1,8 mg/l bis 6 mg/l) unter den Werten der freien Welle lagen. Geht man also davon aus, dass die Sauerstoffkonzentrationen auch nachts im Interstitial niedriger sind als in der freien Welle, dann werden dort Sauerstoffkonzentrationen erreicht, die deutlich unter 6 mg/l liegen. Diese niedrigen nächtlichen Sauerstoffwerte dürften ein Grund für die hohe Mortalität in den Kiesboxen der stofflichen Belastungsszenarien sein.

Im Versuchsfeld, das innerhalb der Einleitungsfahne lag, sank die Sauerstoffkonzentration ab dem Zeitpunkt des Schlupfes schon tagsüber in den untersättigten Bereich (8,7 mg/l, 92 % Sättigung). Man kann davon ausgehen, dass die Sauerstoffwerte im Interstitial dieses Feldes nachts noch weiter in den untersättigten Bereich abgesunken sind und die hohe Mortalität von 100 % zum Ende der Inkubationszeit mitverursacht haben. So stellt auch CHAPMAN (1988) fest, dass jede Reduktion von gelöstem Sauerstoff unter die Sättigung das Überleben von Salmoniden bis zum Aufschwimmen reduziert.

Von den Salmoniden weiß man, dass sie im Laufe ihrer Entwicklung im Interstitial zunehmend höhere Sauerstoffkonzentrationen benötigen (ALDERDICE et al. 1958, DAVIS 1975, MASSA et al. 1999). Am geringsten ist der Sauerstoffbedarf von frisch befruchteten Eiern (LINDROTH 1942). In diesem Stadium wird der Sauerstoff über Diffusion in die Eihülle aufgenommen. Voraussetzung hierfür ist eine ausreichende Interstitialströmung, die den Sauerstoffgradienten um das Ei aufrechterhält (O'BRIEN et al. 1978). Die Fischlarven nehmen den Sauerstoff anfangs über die Haut auf, da ihre Kiemen nur wenig entwickelt sind (ROMBOUGH 1988, BURGGREN & PINDER 1991, ROMBOUGH & URE 1991). Der Sauerstoff wird über direkte Diffusion vom Gewebe aufgenommen (WELLS & PINDER 1996a). Mit zunehmender Kiemenentwicklung erfolgt ein steigender Anteil der Sauerstoffaufnahme branchial (ROMBOUGH & MOROZ 1990). Kurz vor der Dottersackresorption werden schon 60 % des benötigten Sauerstoffs über die Kiemen aufgenommen. Ab einem Gewicht von 0,3 g finden sogar 69 - 81 % der Atmung von Lachslarven an den Kiemen statt (WELLS & PINDER 1996b).

MASSA et al. (1999) fanden bei anhaltendem O<sub>2</sub>-Mangel schwer geschädigte Larven und eine hohe Mortalität vor allem nach dem Schlupf und der Dottersackresorption. Ursache für den erhöhten Sauerstoffbedarf der Larven dürfte der limitierte Gasaustausch bei wenig entwickelten Kiemen sein (s.o.).

Der steigende Sauerstoffbedarf der sich entwickelnden Fischlarve erklärt auch die steigende Mortalität der Larven in den Kiesboxen unterhalb der Kläranlage innerhalb der Einleitungsfahne. Die Larven brauchen zunehmend mehr Sauerstoff, die Sauerstoffsättigung im Interstitial nimmt dagegen im Laufe der Entwicklung in diesem Feld ab. Die Diskrepanz zwischen Angebot und Nachfrage wird somit zunehmend größer.

Bei Salmoniden konnte bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen nicht nur eine erhöhte Mortalität sondern auch eine Verzögerung des Schlupfes, eine reduzierte Fischlänge, eine langsamere Dottersackresorption und eine verzögerte Nahrungsaufnahme dokumentiert werden (CARLSON & SIEFERT 1974, MASSA et al. 1999). Die Sauerstoffkonzentrationen in diesen Studien waren jedoch mit 3 mg/l (MASSA et al. 1999) und einer Sättigung von 50 % (CARLSON & SIEFERT 1974) ausgesprochen niedrig. Die Sauerstoffwerte des Lahnsedimentes in den stofflichen Belastungsszenarien fielen vor allem tagsüber deutlich höher aus. Dementsprechend konnte keine Verzögerung des Schlupfes in den Kiesboxen beobachtet werden. Die morphometrischen Messungen der Larven im stofflichen Belastungsszenarium ergaben nur geringfügige Entwicklungsverzögerungen und eine geringere Totallänge bei den Tieren in der Oberflächenkontrolle, die am ehesten auf die ungünstige Platzierung der Tiere zurückzuführen ist (s. Kap. 5.2.8). Symptome einer Gasblasenkrankheit (Exophthalmus, Augenverlust, Bläschen in der Haut oder in den Flossen und fleckige Hautablösungen), wie sie als Folge der Sauerstoffübersättigung bei MOHR (1984) beschrieben werden, wurden bei keiner Larve festgestellt.

An den natürlichen Laichplätzen der Äsche als auch bei den stofflichen Belastungsszenarien konnte eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes mit zunehmender Sedimenttiefe registriert werden. Am deutlichsten stellte sich dieser Tiefengradient im Sediment unterhalb der Kläranlage innerhalb der Einleitungsfahne dar. Hier wurde eine durchschnittliche Differenz von 3,9 mg/l O<sub>2</sub> zwischen 30 cm Tiefe und freier Welle dokumentiert. Auch WHITMAN & CLARK (1982) fanden bei ihren Untersuchungen an einem kleinen sandigen Fluss sinkende Sauerstoffwerte mit zunehmender Sedimenttiefe. Der Unterschied der 30 cm Schicht zur freien Welle betrug in dieser Untersuchung 4 - 9 mg/l O<sub>2</sub>. Die niedrigeren Sauerstoffwerte im Interstitial sind bedingt durch Respirations- und Nitrifikationsprozesse der hyporheischen Lebensgemeinschaft (NAEGELI & UEHLINGER 1997, SCHMIDT 2002, INGENDAHL 2002, 2003 im Druck). Durch den Austausch mit der freien Welle

gelangt sauerstoff- und detritusreiches Wasser ins Interstitial und wird dort von der interstitiellen Fauna umgesetzt (BOULTON 1993). Die Eindringtiefe des sauerstoffreichen Wassers ist dabei abhängig von der Porengröße des Interstitials. In sandigen Sedimenten ist die Infiltration von sauerstoffreichem Wasser geringer. Dies erklärt die größere Sauerstoffdifferenz zur freien Welle bei WHITMAN & CLARK (1982). PETERSON & QUINN (1996) fanden an Laichplätzen des Keta-Laches (*Oncorhynchus keta*) zwar keinen Sauerstoff-Tiefengradienten, aber eine geringere Sauerstoffkonzentration des Sedimentes im Vergleich zur freien Welle. Sie erklären diese Tatsache durch den Sauerstoffverbrauch der sich entwickelnden Larven und der sich zersetzenden toten Embryonen (PETERSON & QUINN 1996).

In 30 cm Tiefe registrierten WHITMAN & CLARK (1982) Sauerstoffkonzentrationen von 1,4 mg/l bis 3,6 mg/l O<sub>2</sub>. Allerdings fanden diese Messungen von Mai bis Januar an einem kleineren Fluss (durchschnittliche Wassertiefe 7 cm bei einer Breite von 3,3 m) statt. Die Sauerstoffkonzentrationen, die in der vorliegenden Arbeit tagsüber in 30 cm Tiefe gemessen wurden, lagen mit 10,2 mg/l bis 13,8 mg/l wesentlich höher. Ursache dieser hohen Sauerstoffkonzentrationen ist die vermehrte Primärproduktion der Algen im eutrophierten Gewässerabschnitt. Durch die photosynthetische Aktivität dieser Algen wurden die freie Welle und die oberen Sedimentschichten tagsüber mit Sauerstoff versorgt. Die oberen Interstitialschichten, die in direktem Austausch mit der freien Welle stehen, waren daher tagsüber sauerstoffreicher als die tieferen Schichten.

Die negative Korrelation der Sauerstoffkonzentration im Interstitial mit dem Äschenaufkommen überrascht auf den ersten Blick. Man würde erwarten, dass das Äschenaufkommen höher ist, je höher die Sauerstoffkonzentration im Sediment ist. An den eutrophierten Abschnitten der Lahn ist die extrem hohe Sauerstoffkonzentration am Tage jedoch Ausdruck der strahlungsabhängigen Assimilation der Primärproduzenten. Nachts kehren sich die Sauerstoffverhältnisse um, d.h. die Algen veratmen den Sauerstoff, was zu extrem niedrigen Sauerstoffkonzentrationen in der freien Welle führt (s.o.). Diese niedrigen Sauerstoffkonzentrationen wirken sich wiederum negativ auf das Überleben der Äschenlarven im Interstitial aus. Die negative Korrelation der Sauerstoffkonzentration mit dem Äschenaufkommen spiegelt also indirekt das nächtliche Sauerstoffdefizit: Anders ausgedrückt: Je höher die Sauerstoffkonzentration am Tage, desto niedriger ist sie in der Nacht und desto schlechter sind die Aufwuchsbedingungen der Äschenlarven und damit verbunden

auch das Äschenaufkommen. Diese Arbeit liefert damit erste Hinweise auf die Auswirkungen nächtlicher Sauerstoffdefizite auf die Äschenentwicklung im Interstitial. Folgestudien mit nächtlichen Messungen der physikalisch-chemischen Parameter am Laichplatz wären wünschenswert.

### 5.2.3.5 pH-Wert

Die pH-Werte der natürlichen Laichplätze in 10 cm Sedimenttiefe lagen mit 7,98 bis 8,94 im alkalischen Bereich. Hierbei handelte es sich jedoch nur um Tagesmessungen. Während der stofflichen Belastungsszenarien konnte der pH-Wert des Interstitialwassers mithilfe der Onlinemessung über 24 Stunden modelliert werden. Für die Inkubationszeit der Äsche ergaben sich dabei pH-Wert-Schwankungen in 10 cm Sedimenttiefe von 6,6 bis 9,9 (im Mittel 8,2). Bedingt durch die erhöhte Photosyntheserate der Wasserpflanzen und Algen (HALSTEAD & TASH 1982) lag der pH-Wert in den Nachmittagsstunden regelmäßig über 9. Diese Werte sind als kritisch für die Äschenentwicklung einzustufen. Zwar fehlen Untersuchungen zur pH-Toxizität für die Äsche. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die für die nahe verwandten Salmoniden ermittelten pH-Grenzwerte auch für die Äsche gelten. Nach KRISHNA (1953) und KLEE (1991) wirkt sich auch eine kurzfristige Erhöhung des pH-Wertes über 9 tödlich auf Bachforelleneier aus. RAHAMAN-NORONHA et al. (1996) beobachteten eine Autintoxikation von Bachforellenembryonen in alkalischem Wasser (pH 10), die durch eine Reduktion der Ammoniakexkretion um 50 % bedingt war. Symptome der Ammoniakvergiftung (s.o.) treten somit nicht nur bei hohen Ammoniakkonzentrationen des Gewässers auf, sondern sind auch Folge einer gestörten Exkretion des körpereigenen Ammoniaks bei erhöhtem pH-Wert. Der Ammoniak fällt bei allen Embryos von oviparen Teleostern wie der Äsche beim Abbau der Dottersackproteine (KAMLER 1992) an. Von Embryos der Regenbogenforelle weiß man, dass die Ammoniak- und Harnstoffproduktion in den ersten 40 Tagen stetig zunimmt (RICE & STOKES, 1974, WRIGHT et al. 1995). Ammoniak wird über Diffusion entlang des Ammoniak-Partialdruckgradienten ausgeschieden. Eine unbewegte Schicht um das Chorion, die 0,32 pH-Einheiten saurer als die Umgebung ist, erleichtert die Ammoniakdiffusion (RAHAMAN-NORONHA et al. 1996). In alkalischem Wasser fehlt diese saure Schicht und die Ammoniakausscheidung sinkt (RAHAMAN-NORONHA et al. 1996).

WILKIE und Mitarbeiter (WILKIE & WOOD 1991, WILKIE et al. 1996, WILKIE et al. 1999) konnten nachweisen, dass adulte Regenbogenforellen sich an eine andauernde Erhöhung des pH-Wertes auf 9,5 im Wasser physiologisch anpassen. Anfangs sinkt die Ammoniakausscheidung dieser Tiere während die Harnstoffausscheidung zunimmt. Die erhöhte Ammoniakkonzentration im Plasma führt zu einem höheren Partialdruckgradienten von  $\text{NH}_3$ , der die Ammoniakausscheidung auch bei hohem pH-Wert ermöglicht (WILKIE et al. 1999, LAURENT et al. 2000). Im alkalischen Gewässer kommt es zu einer respiratorischen Alkalose der Regenbogenforellen: alkalische, eutrophe Gewässer sind in der Regel  $\text{CO}_2$  arm (durch erhöhte Photosyntheserate) und fungieren als „ $\text{CO}_2$ -Vakuum“ (WILKIE et al. 1996): der Fisch gibt vermehrt  $\text{CO}_2$  über die Kiemen ab (JOHANSEN et al. 1975), was im Blut zu einem Absinken des  $\text{pCO}_2$  und einem Anstieg des pH-Wertes führt (LIN & RANDALL 1990, WILKIE & WOOD 1991, YESAKI & IWAMA 1992). Die respiratorische Alkalose der Regenbogenforellen wird durch eine metabolische Azidose (vermehrte Laktatbildung) ausgeglichen (WILKIE et al. 1996). Während sich adulte Regenbogenforellen an ein alkalisches Milieu längerfristig bis zu einem gewissen Grade anpassen können, hat eine plötzliche Erhöhung des pH-Wertes auf diese Tiere letale Folgen. So vertragen adulte Regenbogenforellen, die in pH-neutralem Wasser gezogen wurden, ein Umsetzen in alkalischeres Milieu nur schlecht. Bei pH 9,5 sinkt die Überlebensrate in 48 Stunden auf 68 %, bei pH 10,0 überlebt kein einziger Fisch über 48 Stunden (WITSCHI & ZIEBELL, 1979). Bei einem raschen Anstieg des pH-Wertes wird die Ammoniakausscheidung über die Kiemen gehemmt (WRIGHT & WOOD 1985, RANDALL et al. 1989, LIN & RANDALL 1990). An den Kiemen wird Ammoniak über Diffusion entlang eines  $\text{NH}_3$ -Gradienten ausgeschieden. Dieser  $\text{NH}_3$ -Diffusionsgradient wird verstärkt durch eine saure Grenzschicht an den Kiemen (WRIGHT et al. 1986, 1989), die durch Ausscheidung von  $\text{CO}_2$  und anschließender Umwandlung in  $\text{HCO}_3^-$  und  $\text{H}^+$  aufrechterhalten wird (WRIGHT et al. 1986, LIN & RANDALL 1990, 1991). Wenn der pH-Wert im Gewässer den negativen Logarithmus der Dissoziationskonstante von Ammoniak erreicht (bei 15 °C ist dies bei pH 9,5) verringert sich der Diffusionsgradient für  $\text{NH}_3$  an den Kiemen und  $\text{NH}_3$  kann schlechter branchial ausgeschieden werden (CAMERON & HEISLER 1983). Demnach liegt der Grenzwert für adulte Regenbogenforellen bei pH 9,5. Der Grenzwert für Salmonideneier und -larven liegt nach Literaturangaben (s.o.) mit pH 9 etwas niedriger. Überträgt man diesen Grenzwert auf die Entwicklung der Äsche, so

sind die Äscheneier und -larven in der Lahn nachmittags kritischen pH-Situationen ausgesetzt. Allerdings hängt die Toxizität des alkalischen Wassers von der Expositionsdauer ab (JORDAN & LOYD 1964). In der Lahn liegt der pH-Wert nachmittags zwar immer über 9, sinkt aber in den Abendstunden auf neutrale bis leicht saure Werte bis pH 6,6 in der Nacht. In dieser Zeit dürfte sich ein Grossteil der Äscheneier und -larven physiologisch gesehen „erholen“. Vergleicht man außerdem die mittleren Tages pH-Werte in den verschiedenen Feldern, so fällt auf, dass das Feld mit den niedrigsten, d.h. unkritischsten pH-Werten (innerhalb der Einleitungsfahne, bedingt durch die Einleitung von pH-neutralem Wasser aus der Kläranlage) die höchste Mortalität der Eier und Larven aufwies. Bei einem mittleren Tages pH-Wert in 10 cm Sedimenttiefe von 8,3 betrug die Gesamtmortalität 100 % innerhalb der Einleitungsfahne. Oberhalb der Kläranlage war die Mortalität mit 58 % deutlich niedriger bei einem höheren durchschnittlichen Tages pH-Wert von 9. Demnach kann der hohe pH-Wert in der Lahn nicht der ausschlaggebende Faktor für die hohe Letalität der Tiere in der Einleitungsfahne sein. Der hohe pH-Wert führt allerdings zu einer vermehrten Bildung des fischtoxischen Ammoniaks aus Ammonium. Ein Anstieg des pH-Wertes um eine Einheit führt zu einer Verzehnfachung der Ammoniakkonzentration (s.o.).

#### 5.2.4 Sonstige Parameter (CO<sub>2</sub>, SBV, Leitfähigkeit, Phosphat)

Der Gehalt an freiem Kohlendioxid war an den natürlichen Laichplätzen der Lahn sehr niedrig. 1996 lag der CO<sub>2</sub>-Gehalt in der freien Welle und in 10 cm Tiefe zwischen 0 und 3,96 mg/l, 1997 zwischen 0 und 3,52 mg/l. Diese niedrigen Werte sind Ausdruck der Eutrophierung der Lahn. Durch das erhöhte Nährstoffangebot wachsen vermehrt Pflanzen und Algen im Gewässer, die bei ihrer Photosynthese CO<sub>2</sub> verbrauchen. In beiden Jahren nahm der Gehalt an freiem CO<sub>2</sub> von April bis Mai in der freien Welle ab. Anfang Mai war in beiden Jahren kein freies CO<sub>2</sub> mehr in der freien Welle vorhanden. Dieses Phänomen ist durch die zunehmende Photosyntheserate der submersen Vegetation im Frühjahr und den Anstieg des pH-Wertes im Gewässer bedingt. Bis auf wenige Ausnahmen lag der CO<sub>2</sub>-Gehalt im Sediment höher als in der freien Welle. Diese höheren CO<sub>2</sub>-Werte sind Folge von Respirationprozessen im Interstitial (WILLIAMS & HYNES 1974, WHITMAN & CLARK 1982, PUSCH & SCHWOERBEL 1994) und fehlender Photosyntheseleistung bei permanenter Lichtlosigkeit (SCHÖNBORN 1992).

Das Säurebindungsvermögen war mit Werten zwischen 4,3 und 7,5 mval/l in der freien Welle und 4,4 bis 6,4 mval/l in 10 cm Tiefe an den natürlichen Laichplätzen der Äsche relativ hoch. Es spiegelt damit den erhöhten Gehalt an gebundener Kohlensäure in der Lahn wieder.

Die Leitfähigkeit ist ein Maß der Gesamtionen-Konzentration. Von den 4 Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) und 3 Anionen ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) machen das Calcium und das Hydrogencarbonat im unbelasteten Süßwasser mengenmäßig die größte Fraktion aus. Im Gewässer mit kommunalen Einleitern und angrenzender landwirtschaftlicher Nutzfläche kommen jedoch noch die Ionen der Stickstoff- und Phosphorverbindungen wie Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und Orthophosphat ( $\text{o-PO}_4^{3-}$ ) hinzu. Damit spiegelt die elektrolytische Leitfähigkeit im stofflich belasteten Gewässer vor allem Veränderungen der Stickstoff- und Phosphorfracht wieder.

Die Leitfähigkeit der Lahn war 1996 in der freien Welle und in 10 cm Tiefe signifikant höher als 1997 (50  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in der freien Welle und 43  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in 10 cm Tiefe). Ursache dieser erhöhten Leitfähigkeit war der größere abwasserbürtige Anteil. 1996 war der Abfluss im April sehr viel niedriger als 1997, so dass der Anteil der Kläranlageneinleitung und der diffusen Einleitung durch die Landwirtschaft am Gesamtabfluss deutlich höher ausfiel. Dementsprechend höher fielen auch die Ammoniak-, Nitrat-, Nitrit- und Phosphatkonzentrationen im Gewässer aus.

An der Probestelle Cölbe war die Leitfähigkeit in beiden Untersuchungsjahren deutlich höher (1996: 30 - 34  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in der freien Welle, 13 - 17  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in 10 cm Tiefe, 1997 22 - 36  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in der freien Welle, 23 - 38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in 10 cm Tiefe) als an den anderen Probestellen. Diese erhöhte Leitfähigkeit spiegelt den erhöhten Nährstoffeintrag durch die Kläranlage Sarnau-Göttingen wieder, die flussaufwärts von Cölbe in die Lahn einleitet. In den stofflichen Belastungsszenarien war die Leitfähigkeit dementsprechend an der Probestelle innerhalb der Kläranlageneinleitung fast 40  $\mu\text{S}/\text{cm}$  höher als an den Probestellen außerhalb der Einleitungsfahne. Da die Leitfähigkeit durch biochemische Umbauvorgänge nur wenig beeinflusst wird, wird sie gerne als konservativer Tracer zur Messung von hydraulischen Austauschprozessen im Interstitial verwendet (LENK 2000). Im Gegensatz zu INGENDAHL (1999) eignete sich der Leitfähigkeitsquotient in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht als Maß des vertikalen Wasseraustausches zwischen fließender Welle und Interstitial. Bei INGENDAHL (1999) war der Leitwertquotient desto höher, je langsamer der Wasseraustausch stattfand. Beim Vergleich der neuen und älteren

Interstitialsonden (ungestörtes Interstitial) würde man demzufolge in den älteren Sonden einen höheren Leitfähigkeitsquotienten erwarten, da das Interstitial im Laufe der Zeit kolmatiert und damit den Wasseraustausch verlangsamt. Im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit konnte diese Theorie jedoch nicht bestätigt werden: Nur an einer Probestelle zeigte der Leitwertquotient eine abnehmende Tendenz im ungestörten Interstitial. Die Unterschiede zwischen dem Leitwertquotienten des gestörten und ungestörten Interstitials waren an keiner Stelle signifikant. Ein besseres Maß für den aktuellen vertikalen Wasseraustausch in der Lahn stellte die pH-Wert Differenz zwischen freier Welle und Interstitial dar. Im ungestörten Interstitial lag der pH-Wert 0,3 bis 2 Einheiten niedriger als in der freien Welle, während sich der pH-Wert im gestörten Interstitial nur wenig von dem Wert der freien Welle unterschied. Analog zum Leitwertquotienten ließe sich auch ein pH-Wert-Quotient bilden. Dabei würde man den jeweils höheren pH-Wert durch den niedrigeren Wert teilen. Ein Wert von 1 ergibt sich damit bei gleichen pH-Werten und steht für einen schnellen vertikalen Wasseraustausch. Höhere Werte bedeuten dann eine schlechtere Durchlässigkeit des Interstitials bzw. einen langsamen Wasseraustausch mit der freien Welle. Für die Probestelle oberhalb der Kläranlage ergaben sich für das gestörte Interstitial pH-Wert-Quotienten zwischen 1,01 und 1,03 und für das ungestörte Interstitial Quotienten zwischen 1,03 und 1,27. Die pH-Wert Differenz bzw. der pH-Wert-Quotient wird jedoch durch die Höhe der Respirationsprozesse im Interstitial einerseits sowie der Photosynthese an der Sohlenoberfläche andererseits beeinflusst, so dass Stoffwechselprozesse die Werte mitbestimmen.

Die Orthophosphatkonzentrationen, die an den natürlichen Laichplätzen der Lahn und während der stofflichen Belastungsszenarien gemessen wurden, lagen in der freien Welle zwischen 0,07 mg/l und 0,36 mg/l  $\text{o-PO}_4\text{-P}$ . Die Maxima der Orthophosphatbelastung wurden Anfang Mai dokumentiert. Schon Anfang der 90er Jahre wurden in der Lahn ähnlich hohe Phosphatkonzentrationen gemessen (RP GIESSEN 1991). Nach WOLF (in RP GIESSEN 1991) gehört die Lahn aufgrund dieser hohen Phosphatbelastung in die naturferne Gewässergütegruppe C ( $\text{o-PO}_4\text{-P} > 0,2 \text{ mg/l}$ ). Als unmittelbar pflanzenverfügbarer und in der Regel limitierender Nährstoff ist das Orthophosphat in hohen Konzentrationen für die Algenblüte in der Lahn verantwortlich. Nach der EG-Richtlinie vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser (aus GUNKEL 1996) liegt der Richtwert für Fischgewässer mit

potentiellen Salmonidenbeständen bei 0,065 mg/l Gesamtphosphor. Dieser Wert wurde in der oberen Lahn im Untersuchungszeitraum bis 2000 regelmäßig überschritten.

### 5.2.5 Veränderung der hyporheischen Milieubedingungen durch die Laichaktivität der Äsche

Während des Ablaichens wühlt die Äsche den Kies am späteren Laichplatz auf (FABRICIUS & GUSTAFSON 1955). Man geht davon aus, dass dies der Optimierung des Laichsubstrates dient. Von anderen Salmoniden weiß man, dass der Feinsedimentanteil beim Aufwühlen des Sedimentes reduziert wird (RINGLER & HALL 1988, YOUNG et al 1989, GROST et al. 1991). Genauere Untersuchungen zur Veränderung der physikalisch-chemischen Parameter durch die Laichaktivität der Äsche gibt es allerdings noch nicht. In dieser Arbeit wurden erstmals die Veränderungen der hyporheischen Milieubedingungen durch Lockerung der obersten Kiesschichten erfasst. Dabei wurde das Interstitialwasser aus Multilevelsonden, die bereits 3 Jahre lang im Kies lagen (= ungestörtes Sediment), verglichen mit dem Interstitialwasser neu eingegrabener Sonden (= gestörtes Sediment) (vgl. Kap. 3.3.3). Durch das Eingraben der Sonden wurde die Wühltätigkeit der Äsche sozusagen simuliert. Auch wenn das Wühlen der Äsche den Kies sicherlich nicht so tiefgreifend verändert wie das Eingraben der Sonden, so reflektieren die Ergebnisse der gestörten Kiessonden zumindest den Trend der physikalisch-chemischen Veränderungen im Interstitial beim Ablaichprozess. Vor allem der 10 cm Horizont der neu gelegten Sonden dürfte die Verhältnisse im Laichsubstrat gut widerspiegeln, da die Äsche mindestens die ersten 10 cm des Sedimentes aufwühlt, um ihre Eier in 5 - 10 cm Sedimenttiefe zu vergraben (eigene Beobachtungen, GÖNCZI 1989).

Des Weiteren konnte der Einfluss unterschiedlicher stofflicher Belastung auf neu angelegte Laichgruben untersucht werden, indem die Sonden oberhalb und unterhalb einer Kläranlage platziert wurden.

Das Versuchsfeld oberhalb der Kläranlage repräsentierte dabei die Verhältnisse an natürlichen Laichplätzen. 1996 wurde 10 m flussaufwärts des späteren Versuchsfeldes ein natürlicher Äschenlaichplatz kartiert. 1997 lagen sogar 2 natürliche Laichplätze ganz in der Nähe des späteren Versuchsfeldes und ein Laichplatz in 300 Meter Entfernung. Vergleicht man das Interstitialwasser der gestörten Sonden im Kontrollfeld mit dem der natürlichen Laichplätze, so lässt sich besonders im Sauer-

stoffgehalt eine große Ähnlichkeit feststellen. Im Jahr 1997 lag die Sauerstoffkonzentration im 10 cm Horizont der natürlichen Laichplätze in Cölbe, Sarnau und Sterzhausen durchschnittlich bei 12,5 mg/l. Der vergleichbare O<sub>2</sub>-Wert im gestörten Interstitial des Kontrollfeldes oberhalb der Kläranlage betrug 12,9 mg/l im Jahr 2000. Der O<sub>2</sub>-Wert des ungestörten Interstitials lag mit 11,2 mg/l dagegen deutlich niedriger. Die mittleren Stickstoffkonzentrationen der Jahre 1996, 1997 und 2000 sind nicht so gut vergleichbar, da die Stickstoffbelastung der Lahn sehr stark vom Abfluss der Lahn und eventuellen Stoßbelastungen abhing und von Jahr zu Jahr stark schwankte. Der Vergleich der Stickstoffparameter an verschiedenen Stellen ist somit nur innerhalb desselben Zeitraumes möglich.

Die größten Unterschiede vom gestörten zum ungestörten Kiesbett zeigten sich in der Sauerstoffkonzentration, dem pH- Wert und der Ammoniakkonzentration. Die neu angelegten Felder enthielten deutlich mehr Sauerstoff in 10 cm Tiefe. Vor allem bei höherer stofflicher Belastung erhöhte sich der Sauerstoffgehalt in 10 cm Tiefe durch das Graben. So konnte unterhalb der Kläranlage in beiden Feldern ein über 4 mg/l höherer Sauerstoffgehalt in 10 cm Tiefe gemessen werden. Durch das Wühlen verbessert die Äsche die Überlebensbedingungen ihrer Brut in Bezug auf die Sauerstoffversorgung.

Beim pH-Wert hat das Umgraben des Sedimentes allerdings eher negative Auswirkungen auf die Äschenbrut in der Lahn. In 10 cm Tiefe war der pH-Wert vor allem in den stofflich höher belasteten Feldern im gestörten Interstitial deutlich höher als im ungestörten. Die Differenz betrug hier bis zu 1,6 Einheiten (UKL außerhalb der Einleitung: 9,4 vs. 7,8). Durch die Umlagerung des Kieses beim Abbläuen verschiebt sich der pH-Wert somit noch weiter in den alkalischen Bereich, d.h. die Äsche verschlechtert das pH-Milieu für ihre Larven im Interstitial eines eutrophierten Flusses.

Noch ausgeprägter war die Erhöhung der Ammoniakkonzentration in 10 cm Sedimenttiefe nach dem Graben. Bedingt durch das alkalische Milieu (s.o.) wurde vermehrt Ammoniak aus Ammonium freigesetzt. Die mittlere Ammoniakkonzentration im Feld oberhalb der Kläranlage und unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitung stieg durch das Graben in 10 cm Tiefe um 13,5 µg/l an. Im Feld innerhalb der Kläranlage wirkte sich die pH-neutrale Einleitungsfahne erfreulich positiv aus. Durch die pH-Pufferung waren die Ammoniakkonzentrationen in 10 cm Tiefe nur um 3,6 µg/l gegenüber dem ungestörten Kiesbett erhöht. Insgesamt schwankten die

Ammoniakkonzentrationen in 10 cm Tiefe im gestörten Kiesbett wesentlich stärker als im ungestörten. Oberhalb der Kläranlage variierte die  $\text{NH}_3\text{-N}$  Konzentration in 10 cm Tiefe von 7,7  $\mu\text{g/l}$  bis 25  $\mu\text{g/l}$  im gestörten Kiesbett, während sie im ungestörten Kiesbett nur von 12,2  $\mu\text{g/l}$  bis 16  $\mu\text{g/l}$  reichte. Durch das lückigere Sediment des gestörten Kiesbettes wurden die Schwankungen der Ammoniakkonzentration aus der freien Welle offensichtlich schneller ins Kiesbett übertragen. Im eutrophierten, alkalischen Milieu führt die Wühltätigkeit der Äsche also auch zu einer schnelleren Erhöhung der Ammoniakkonzentration im Sediment und damit wiederum zur Verschlechterung der Überlebensbedingungen der Larven im Sediment.

Die Ammoniumkonzentration stieg nach dem Graben in 10 cm Tiefe in den stofflich weniger belasteten Feldern nur um 0,04 mg/l an. Bei höherer stofflicher Belastung (innerhalb der Einleitungsfahne) stieg die Ammoniumkonzentration deutlich stärker, d.h. um 0,1 mg/l, an. Diese höhere Ammoniumkonzentration ist bedingt durch den niedrigeren pH-Wert der Kläranlageneinleitung. Da Ammonium nicht fischtoxisch ist, ist ein Anstieg dieses Parameters in 10 cm Tiefe nur insofern von Bedeutung, als hieraus im alkalischen Milieu auch das toxische Ammoniak freigesetzt werden kann (s.o.).

Der Einfluss des Grabens auf die Nitratkonzentration war nur gering. Lediglich im Feld unterhalb der Kläranlage außerhalb der Einleitung war eine signifikante Reduktion des mittleren Nitratgehaltes um 0,26 mg/l in 10 cm Tiefe zu verzeichnen.

Die Auflockerung der obersten Kiesschichten führte in 10 cm Tiefe zu keiner signifikanten Änderung der Orthophosphatkonzentration und des Leitwertes.

### 5.3 Erfassung der Larvenemergenz

Zur Erfassung des Äschenlarvenaufkommens wurden die aufgeschwommenen Larven im Randbereich der Probestellen zum Zeitpunkt des Aufschwimmens gezählt. Diese Methodik wurde gewählt, um ein möglichst repräsentatives Ergebnis für den jeweiligen Flussabschnitt zu erhalten. Alternativ hätte man die Laichplätze auch mit Netzen oder Emergenzfallen abdecken können. Für andere Salmoniden wurden spezielle Netzkonstruktionen und Emergenzfallen (PHILLIPS & KOSKI 1969, PORTER 1973, FIELD-DODGSON, 1983) entwickelt, die die aufschwimmenden Larven über der Laichgrube abfangen. Im Gegensatz zur Forelle und zum Lachs vergräbt die Äsche ihre Eier jedoch nicht in einer einzelnen größeren Laichgrube, sondern verteilt sie über mehrere kleinere Laichplätze. Um alle Laichplätze der Äsche in einem Gebiet zu erfassen, müsste man daher ein sehr großes Netz oder sehr viele kleinere Emergenzfallen benutzen. Das Netz müsste sehr feinmaschig sein, da die Äschenlarven im Vergleich zu den Larven der größeren Salmoniden sehr klein sind. Es böte somit einen hohen Strömungswiderstand und könnte leicht durch Blätter und Geäst zugesetzt oder verdriftet werden. Ein weiterer Nachteil wäre, dass die Netze täglich kontrolliert werden müssten (FIELD-DODGSON 1983), was sich bei hohem Wasserstand und stärkerer Strömung schwierig bis unmöglich gestaltet. Für die Äsche wurde die Emergenzfalle bisher lediglich in künstlichen Kiesbetten zur Beobachtung des Emergenzverhaltens eingesetzt. (BARDONNET & GAUDIN 1990 und 1991, BARDONNET et al. 1993).

Bei Verwendung von Netzen oder Fallen kommt noch das Risiko der Verletzung und des Absterbens der Larven hinzu. Die toten Larven werden relativ schnell zersetzt und sind nicht mehr quantifizierbar. Hierdurch ergäbe sich eine falsch niedrige Larvenemergenz. Da die Äschenlarven nach dem Aufschwimmen zuverlässig die strömungsarmen, flacheren Uferbereiche aufsuchen, war das Auszählen der Äschenlarven im Randbereich die effektivste und schonendste Methode zur repräsentativen Erfassung des Aufkommens in einem größeren Flussabschnitt.

Die Sicherheit der Zählmethode beruht auf dem Zeitpunkt des Aufschwimmens und der Größe der Larven. Ende April bis Anfang Mai schwimmen die Äschenlarven auf und sind damit die ersten Fischlarven, die im Frühjahr am Gewässerrand auftauchen. Die Larven des Hasels verlassen etwas später das Interstitial und sind mit 8 - 10 mm deutlich kleiner als die Äschenlarven mit 14 - 15 mm (HÜBNER 1993). Ein

Verwechseln der Äschenlarven mit der Brut anderer Fischarten ist mit etwas Sachkenntnis und nach einer gewissen Einarbeitungszeit sehr unwahrscheinlich. Das Äschenlarvenaufkommen variierte an allen Probestellen sehr stark von Jahr zu Jahr. Es war hoch signifikant positiv korreliert mit der Anzahl der Umlagerungstage der Kiesohe und signifikant negativ korreliert mit dem Feinsedimentanteil und dem Ammoniakgehalt an den Laichplätzen. Damit ist die vorliegende Studie die erste, die den Einfluss dieser Parameter auf das jährliche Äschenlarvenaufkommen an natürlichen Laichplätzen nachweisen konnte. Insbesondere durch die Erfassung möglichst vieler Einflussgrößen über mehrere Jahre ist das Ergebnis sehr aussagekräftig. Für andere Salmoniden gibt es Freilandversuche, die sich aber zumeist mit einigen wenigen Parametern wie z.B. dem Feinsedimentanteil (ALEXANDER & HANSEN 1983, SOWDEN & POWER 1985), der Zusammensetzung des Interstitialwassers am Laichplatz (INGENDAHL 1999) oder der Auswirkung von Hochwässern (SEEGRIST & GARD 1972, JOWETT & RICHARDSON 1989) und Niedrigwasserperioden (BECKER & NEITZEL 1985) beschäftigt haben. Die Anzahl der Kiesumlagerungstage wurde bisher noch nicht in Verbindung mit dem Larvenaufkommen gebracht.

## 6 Auswirkungen anthropogener Belastungen

### 6.1 Folgen der stofflichen Belastung

Der untersuchte Flussabschnitt der Lahn enthielt größere Mengen an Ammonium, Nitrat und Phosphat durch punktuelle Einleiter, insbesondere Kläranlagen und den diffusen Eintrag der angrenzenden Landwirtschaft. Diese Nährstofffracht führte im Frühjahr regelmäßig zu einer Algenblüte. Durch die erhöhte Photosyntheserate dieser Algen kam es zu einem Anstieg des pH-Wertes im Gewässer. Der erhöhte pH-Wert wiederum führte zu hohen Ammoniakkonzentrationen im Interstitial. Folge dieser hohen Ammoniakkonzentrationen war die hohe Mortalität der Äschenlarven im Versuchsfeld unterhalb der Kläranlage. Auch das verringerte Äschenlarvenaufkommen im Jahr 1996 dürfte zum Teil auf die erhöhten Ammoniakwerte bei niedrigem Abfluss und hohem abwasserbürtigem Anteil zurückzuführen sein.

Die erhöhte Ammoniakkonzentration und der erhöhte pH-Wert fördern die Bildung von Nitrit. Im Interstitial lagen die Nitritwerte (maximal 100 µg/l NO<sub>2</sub>-N) zwar immer unter den Grenzwerten der Toxizität für Eier und Larven, in der freien Welle wurden jedoch Nitritwerte erreicht (bis zu 170 µg/l NO<sub>2</sub>-N), die sich schädlich auf die adulten Äschen und Salmoniden auswirken können. Der Richtwert der EU für Salmonidengewässer (3,0 - 9,0 µg/l) wurde in der Lahn zu jedem Messzeitpunkt um ein Vielfaches überschritten. Nach WOLF und Mitarbeitern (WOLF & BORCHARDT 1990, WOLF 1991) ist der Nitritwert der Lahn in die Gütegruppe C, naturfern einzuordnen.

Die Respiration der Algen, des Benthos, sowie eventuell des Sestons führten nachts zu sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen bis 5,9 mg/l in der freien Welle. Geht man davon aus, dass der entsprechende Wert im Interstitial noch etwas niedriger liegt, so dürfte sich dieser niedrige O<sub>2</sub>-Wert limitierend auf das Überleben der Äscheneier und -larven im Interstitial ausgewirkt haben.

Eine weitere Folge des vermehrten Algenbewuchses ist die biogene Kolmation (GUTKNECHT et al. 1998, BATTIN & SENGSCHEMITT 1999, IBISCH et al. im Druck). IBISCH und Mitarbeiter (IBISCH et al, im Druck, IBISCH & BORCHARDT, im Druck) konnten an der Lahn nachweisen, dass die vermehrte periphytische Biomasse zu einer äußeren Kolmation des hyporheischen Interstitials führt. Dabei spielen sowohl der vermehrte Bewuchs an epilithischen Algen mit der Ausbildung eines starken mehr oder minder geschlossenen Biofilmes, als auch das Ablösen derselben eine

große Rolle. Während des ausgeprägten Algenwachstums wird zunehmend mehr Sauerstoff produziert, der in Form von kleinen Bläschen in die freie Welle abgegeben wird. Außerdem wird die gallertige Grundsubstanz mit zunehmender Dicke mechanisch immer instabiler. Letztendlich lösen sich die Algen und der Biofilm durch den Auftrieb der Sauerstoffbläschen vom Gewässergrund (NAKAMOTO et al. 2000). In der Lahn kam es Anfang Mai 2000 zu einem Ablösen und Abwärtstreiben des Algenbiofilmgeflechtes. Dieser vermehrte Gehalt an fein-partikulärem organischen Material (FPOM) verursachte einen Trübungsanstieg in der freien Welle (s. Abb. 4.11). Anhand von künstlichen Sedimenten, die durch ein Bypass-System mit der Lahn verbunden waren, konnten IBISCH & BORCHARDT (im Druck) das Ablösen der Algen und den Anstieg des FPOM-Gehaltes der Lahn mit Kolmationsprozessen im Interstitial in Verbindung bringen. Durch den erhöhten FPOM-Gehalt sank die hydraulische Leitfähigkeit als Maß der Durchlässigkeit von  $k_f = 3,5 \cdot 10^{-2}$  auf  $2,1 \cdot 10^{-3}$  und die mittlere Fließgeschwindigkeit von 4,7 m/h auf 0,4 m/h. Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial reduzierte sich zeitweise auf 1,5 bis 3,5 mg/l O<sub>2</sub> (IBISCH & BORCHARDT, im Druck). Mithilfe von Tracerversuchen, Gefrierkernen und Messung der chemisch-physikalischen Parameter konnte auch LENK (2000) intensive Kolmationserscheinungen unterhalb des Ablaufes der Kläranlage Sarnau-Göttingen nachweisen, die zu kritischen Situationen bei der Sauerstoffversorgung führten. Die Folgen der schlechten Sauerstoffversorgung sind schwere Schäden und eine erhöhte Mortalität der Fischlarven im Interstitial (eigene Ergebnisse, s.o., MASSA et al. 1999).

Die Stickstoffbelastung der Lahn konnte durch den Einbau einer neuen Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe in der Kläranlage Sarnau-Göttingen deutlich gemindert werden (s.o.). Zur Reduktion der hohen Phosphatkonzentrationen wäre zusätzlich noch der Einbau einer Phosphatfällung in die Kläranlage wünschenswert. Die erhöhten Phosphat- und Nitratwerte oberhalb der Kläranlage Sarnau-Göttingen sind Ausdruck der Vorbelastung durch die oberhalb gelegenen Kläranlagen und des diffusen Nährstoffeintrags durch die angrenzende Landwirtschaft. Durch die Kooperation von Landwirtschaft und Gewässerschutz müsste es möglich sein, die Ursachen der erhöhten Nährstofffracht in den Griff zu bekommen. Nach BACH & FREDE (1992) beträgt der Stickstoffüberschuss im Oberlauf der Lahn bei Cölbe 90 kg/ha landwirtschaftlicher Fläche. Die Nährstoffbilanzüberschüsse könnten durch eine gefügestabilisierende und pflanzenbedarfsgerechte Düngung reduziert werden.

Das Einhalten bzw. Anlegen eines Uferrandstreifens würde der natürlichen Uferbefestigung und der Reduktion von erosiven Stoffeinträgen dienen. Die Boden-erosion ließe sich des Weiteren durch das Anlegen von Gehölzstreifen mindern. Gleichzeitig würde hierdurch der Feinsedimenteintrag zurückgehen.

## 6.2 Folgen des Gewässerausbaus

Die Morphologie der Lahn ist im untersuchten Abschnitt durch Querverbau (Cölber Wehr), Begradigung (z.B. Sterzhausen) und Ufersicherung mittels Steinschüttung (z.B. Sarnau) anthropogen verändert. Der Querverbau führt zu höheren Wassertiefen und verringerten Strömungsgeschwindigkeiten im Staubereich. Dieser Bereich bietet rheophilen Fischarten wie der Äsche keinen adäquaten Lebensraum, insbesondere keine Ablaichmöglichkeiten. Die Laichplätze der Äsche reduzieren sich somit auf die Fließstrecken zwischen den einzelnen Staubereichen. Im Untersuchungsgebiet liegt nur ein einzelnes Wehr (Cölbe) mit kurzem Staubereich. Die angrenzenden Fließstrecken sind hier noch relativ lang im Vergleich zum Lahnabschnitt flussabwärts von Marburg, der durch eine Folge von unpassierbaren Wehren mit langen Staubereichen charakterisiert ist. Der Flussabschnitt von Marburg bis nach Limburg enthält alleine 26 Wehre, von denen kein einziges für alle aufwandernden Fischarten und Altersstadien problemlos passierbar ist (WEHRKATASTER FÜR DAS HESSISCHE LAHNSYSTEM 1996). Diese Situation ist typisch für ein ausgebautes Fließgewässer in Mitteleuropa. Bis zum Einbau einer funktionierenden Fischeufstiegshilfe im Jahr 1997 stellte das Wehr in Cölbe ebenfalls ein unpassierbares Fischwanderungshindernis dar. Es machte größere Laichwanderungen der Äsche und einen genetischen Austausch mit flussabwärts angesiedelten Äschenpopulationen im Oberlauf der Lahn unmöglich.

Die Begradigung und Ufersicherung der Lahn und die Verschmälerung des Flussbettes führt zur Strukturverarmung. Das Geschiebe kann sich nur selten im Randbereich ablagern. Das für die Kiesbankbildung flache, relativ breite Querprofil ist nur noch selten vorhanden. Deshalb findet die Äsche im untersuchten Lahnabschnitt nur wenige flach überströmte Kiesbänke im Randbereich, die als Laichplätze und 0+ Aufwuchshabitate dienen. Diese wenigen Kiesbänke werden nicht umgelagert und damit auch nicht gut durchgespült. Einzige Ausnahme bilden anthropogene Maßnahmen wie Kiesentnahmen zur Gewässerunterhaltung. Solche Auskiesungen können zur Verlagerung aber auch zur Vernichtung von Kiesbänken führen. Im Unterwasser des

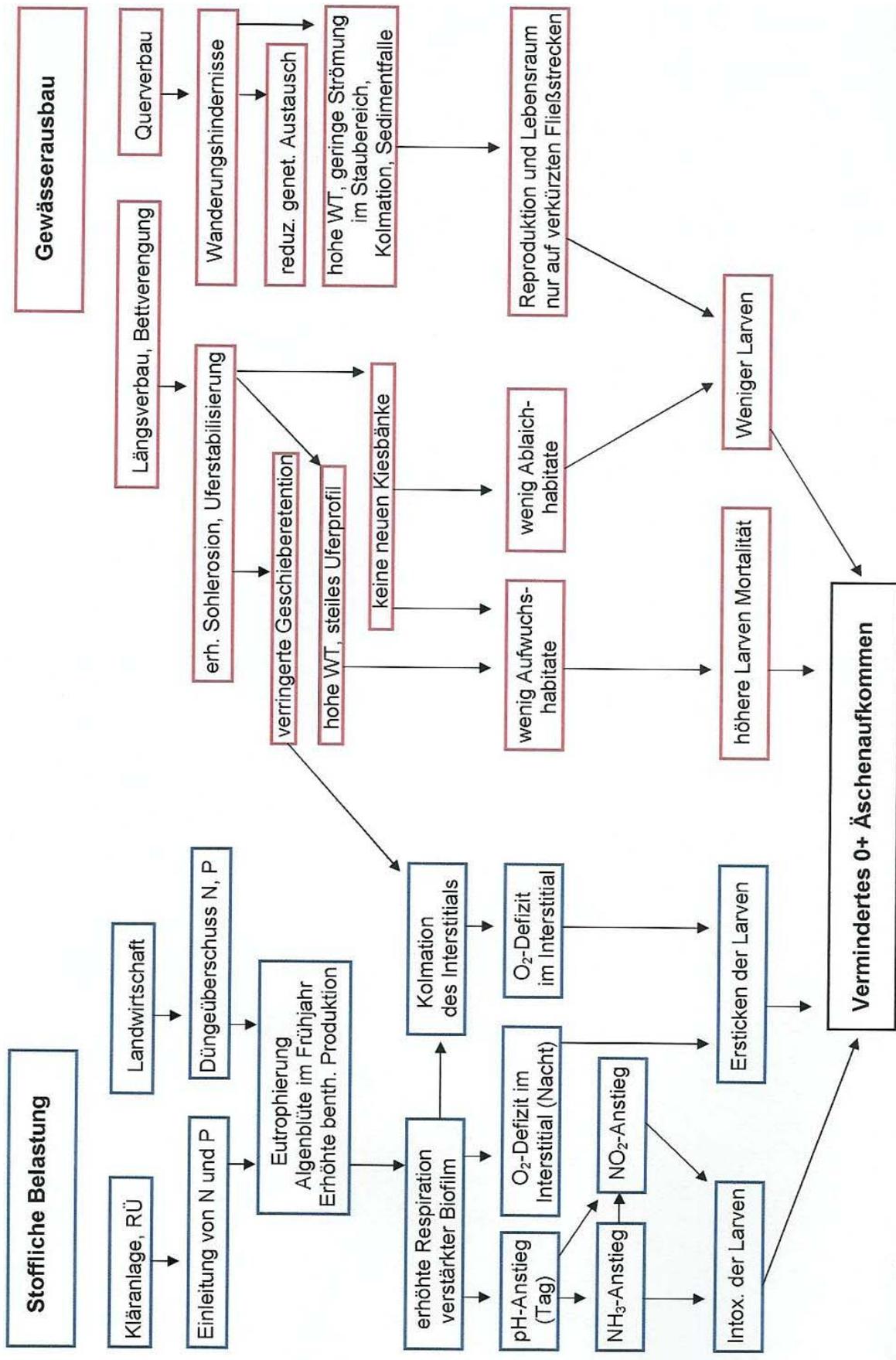
Wehrdaer Wehres, dem nächsten Wehr flussabwärts von Cölbe, wurde beispielsweise im Herbst 1995 im großen Maße ausgekiest. Im darauffolgenden Frühjahr lag das ehemalige Laichsubstrat der Äsche in Form eines Hügels auf der Wiese am linken Ufer. In diesem Jahr laichte die Äsche nicht unterhalb des Wehrdaer Wehres und der gesamte 0+-Jahrgang der Äsche fehlte 1996 an dieser Stelle (HÜBNER 1998).

Die fehlende Umlagerung des Substrates im Randbereich begünstigt Kolmationserscheinungen, die wiederum zu kritischen Situationen bei der Sauerstoffversorgung der Larven im Interstitial führen können.

Die hohen Wassertiefen im Randbereich der Lahn bieten den frisch geschlüpften Äschenlarven keine adäquaten Aufwuchshabitate. Ein Teil der Larven wird flussabwärts verdriftet, ein anderer Teil von Prädatoren gefressen. Die fehlende Uferstruktur erhöht damit die Mortalität der O+-Äschen (HÜBNER 1998).

Die geringe Strukturdiversität der Lahn limitiert des Weiteren die Anzahl der Reviere an den Laichplätzen. Nach FABRICIUS (1951) und eigenen Beobachtungen ist die Anzahl der Reviere von der Möglichkeit der visuellen Isolation abhängig. Das heißt: Je größer die Strukturvielfalt, desto mehr kleinräumige Abschnitte können als Reviere von den Äschenmännchen genutzt werden. Eine Erhöhung der Strukturdiversität, z.B. durch Einbringen von Totholz oder Rückbau der Ufersicherung, könnte die Dichte der Äschenmännchen an den Laichplätzen steigern. Ein Rückbau der Ufersicherung würde außerdem zu natürlicher Erosion und Sedimentation im Randbereich und damit zur Entstehung von Sand- und Kiesbänken führen. Hiervon würde nicht nur die Äsche profitieren, sondern auch andere rheophile Kieslaicher wie z.B. Barbe (*Barbus barbus*), Nase (*Chondrostoma nasus*) und Hasel (*Leuciscus leuciscus*). Die große Bedeutung der Flussbettstruktur für ausgewogene Ichthyozöosen konnte von JUNGWIRTH und Mitarbeitern an unterschiedlich regulierten Gewässern der Äschen-, Barben- und Brassenregion nachgewiesen werden (JUNGWIRTH & WINKLER 1983, JUNGWIRTH et al. 1993).

Die Situation der Lahn ist charakteristisch für viele ausgebaute und stofflich belastete Flüsse in Mitteleuropa (Gewässergüteklasse II und II bis III). Die Erkenntnisse über die Auswirkungen der anthropogenen Fließgewässerbelastung auf die Äschenbrut der Lahn sind damit auf andere Gewässer übertragbar. Das folgende Diagramm gibt eine kurze Übersicht über das Wirkungsgefüge der einzelnen Parameter im Hinblick auf das 0+ Äschenaufkommen.



## 7 Zusammenfassung

Günstige Ablaihbbedingungen und die ungestörte Entwicklung der Eier und Larven im Interstitial sind die Grundlagen einer erfolgreichen Äschenreproduktion. In den letzten Jahrzehnten sind die Äschenbestände (*Thymallus thymallus*, L. 1758) in Mitteleuropa deutlich zurückgegangen. Die vorliegende Arbeit hat es sich daher zum Ziel gemacht, die Ablaihmöglichkeiten und die limitierenden Faktoren der Embryonal- und Larvalentwicklung der Äsche in einem anthropogen belasteten Fluss zu ermitteln. Im Besonderen sollten die Auswirkungen der stofflichen Gewässerbelastung auf die Entwicklung der Äscheneier und -larven im Interstitial erfasst werden.

An einem deutschen Mittelgebirgsfluss, der Lahn, wurde die Anzahl und Struktur der Äschenlaichplätze in drei unterschiedlichen Gewässerabschnitten aufgenommen, das Ablaihverhalten beobachtet und das Larvenaufkommen von 1995-1999 dokumentiert. Mithilfe von standardisierten Siebsätzen gelang es erstmals, die genaue Zusammensetzung des Laichsubstrates zu beschreiben. Das Sieben des Laichsubstrates erfolgte in zwei Jahren mit unterschiedlichen Abflussverhältnissen (1996 und 1997).

Zur Erfassung der Milieubedingungen im Interstitial wurden in zwei Jahren (1996 und 1997) Schlauchsysteme an den natürlichen Laichplätzen vergraben. Aus den unterschiedlichen Tiefenhorizonten (10 - 20 - 30 cm) wurde damit das Interstitialwasser gezogen und das SBV sowie der Gehalt an  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $NH_3$  und  $o-PO_4$ , sowie der pH-Wert, die Temperatur und die Leitfähigkeit bestimmt. Die Auswirkungen unterschiedlicher stofflicher Belastung auf das Interstitialmilieu und auf die Entwicklung von Äscheneiern und Larven wurden im Jahr 2000 in Freilandexperimenten untersucht. In drei Versuchsfeldern mit unterschiedlicher Abwasserbelastung (oberhalb der Kläranlage (OKL) = Kontrollfeld, unterhalb der Kläranlage innerhalb (UKLI) und außerhalb (UKLA) der Einleitungsfahne) wurden Expositionsboxen mit Äscheneiern vergraben. Parallel dazu wurden Schlauchsysteme zur Interstitialwasserentnahme ins Sediment eingebracht. Der Tagesgang der Temperatur, der Sauerstoffkonzentration, des pH-Wertes, der Trübung und der Leitfähigkeit in der freien Welle wurde parallel während der Inkubationszeit durch eine Onlinemessung erfasst. Anhand der Onlinemessung in der freien Welle wurde der Tagesgang der entsprechenden Parameter im Interstitial

modelliert. Die Expositionsboxen wurden zu drei verschiedenen Entwicklungszeitpunkten der Äsche ausgegraben und die Mortalität und Morphometrie der Tiere bestimmt.

In der Lahn wanderte die Äsche Anfang April an die Laichplätze. Die Männchen verteidigten dort langgestreckte Reviere mit einer Größe von 4,5 – 8 m<sup>2</sup>. Der Ablaichvorgang begann nachmittags bei Wassertemperaturen ab 8 °C und dauerte 8 – 10 Tage. Zwischen den einzelnen Ablaichvorgängen suchte die Äsche tiefe ufernahe Kolke, die von Ästen, Wurzeln oder Totholz bedeckt wurden, als Ruhehabitats auf. Diese Ruhehabitats waren zwischen 73 cm und 107 cm tief (durchschnittlich 91 cm) und hatten eine mittlere Oberflächenströmung von 50 cm/s (38 - 67 cm/s) und eine mittlere, wenig variable Grundströmung von 22 cm/s (15 - 27 cm/s).

Als Laichplatz wählte die Äsche überströmte Flachwasserzonen im Bereich von Riffeln oder Kiesbänken, bei niedrigem Wasserstand auch Kiessubstrate innerhalb von Fließstrecken. Die Oberflächenströmung der Laichplätze variierte zwischen 36 cm/s und 88 cm/s (im Mittel 61 cm/s) und die Strömung am Gewässergrund zwischen 25 cm/s und 56 cm/s (im Mittel 34 cm/s). Die Wassertiefe der Laichplätze reichte von 25 cm bis 64 cm (durchschnittlich 41 cm). Die Anzahl an potentiellen Laichplätzen war durch den Querverbau (Staubereiche vor Wehren sind zu tief und wenig strömend) und den Längsverbau (Ufersicherung verhindert das Entstehen neuer Kiesbänke im Randbereich) in der Lahn begrenzt.

Das Laichsubstrat war überwiegend kiesig (Anteil von Fein- bis Grobkies durchschnittlich 53 - 89 %). Die dominierende Einzelfraktion stellte der Grobkies (Korndurchmesser 20 - 63 mm) mit durchschnittlich 30 - 50 %, gefolgt von größeren Steinen (> 63 mm: 3 - 35 %), Mittelkies (6,3-20 mm: 14 - 30 %) und Grobsand (0,63 - 2,0 mm: 5 - 12 %) dar. Der Anteil der kleineren Partikel (< 2 mm) war an allen drei Stellen sehr gering (5 – 12 %). Der Ausfall des Winterhochwassers 1996 führte zu einer Veränderung der Substratzusammensetzung. Der Feinsedimentanteil (Korndurchmesser < 2 mm) an den Laichplätzen erhöhte sich von durchschnittlich 6,1 % auf 10,6 %, der Fredle-Index (f<sub>i</sub>) als Maß der Substratdurchlässigkeit sank von 13,0 auf 7,2 und der mittlere Korndurchmesser (D<sub>m</sub>) fiel von 30,4 mm auf 23,3 mm (alle Angaben sind Mittelwerte von drei Laichplätzen).

Die Dauer der Embryonalentwicklung der Äsche (Inkubationszeit im Interstitial) hing von der Wassertemperatur ab. Sie betrug in der Lahn durchschnittlich 156,3 Tagesgrade bzw. 16,9 Tage bei 9,25 °C. Die Abhängigkeit der Inkubationszeit von der

durchschnittlichen Wassertemperatur wurde in der vorliegenden Arbeit durch eine Potenzfunktion beschrieben:  $y = 71,674x^{-0,7363}$  ( $R^2 = 0,9838$ ).

Die limitierenden Faktoren für die Ei- und Larvalentwicklung der Äsche an der Lahn waren die Ammoniakkonzentration und der Feinsedimentanteil im Interstitial. Ihre Erhöhung ist Folge der erhöhten stofflichen Belastung und der hydraulisch morphologischen Veränderungen der Lahn.

Das Äschenlarvenaufkommen an den natürlichen Laichplätzen war signifikant negativ mit der Ammoniakkonzentration in 10 cm Sedimenttiefe korreliert ( $p < 0,05$ ). Die maximale Ammoniakbelastung eines natürlichen Laichplatzes lag bei 38  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$ . Im stofflichen Belastungsszenarium traten im Feld unterhalb der Kläranlage innerhalb der Einleitungsfahne Ammoniakkonzentrationen bis 108  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  vor dem Schlupf in den Nachmittagsstunden auf. In der sensiblen Phase nach dem Schlupf waren die Larven einer  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentration von maximal 52  $\mu\text{g/l}$  ausgesetzt. In diesem Feld überlebte keine einzige Larve bis zum Ende des Versuches. Im Versuchsfeld außerhalb der Kläranlageneinleitungsfahne (UKLA) war die Gesamtmortalität mit 86 % ebenfalls noch sehr hoch bei einer maximalen  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentration von 30  $\mu\text{g/l}$  nach dem Schlupf. Die Mortalität im Kontrollfeld (OKL) lag mit 58 % deutlich niedriger. Als Grenzwert für die Larvalentwicklung der Äsche wird daher eine  $\text{NH}_3\text{-N}$  Konzentration von 25  $\mu\text{g/l}$  diskutiert.

Ursache der hohen Ammoniakwerte war der am Tage erhöhte pH-Wert der Lahn, der zu einer Verschiebung des Ammonium/Ammoniak-Gleichgewichtes zugunsten des Ammoniaks führte. An den natürlichen Laichplätzen lag der pH-Wert mit 8 bis 8,9 im alkalischen Bereich. Auch in den stofflichen Belastungsszenarien wurden alkalische pH-Werte bis 9,9 für den 10 cm Horizont modelliert. Der pH-Wert der freien Welle zeigte ausgeprägte tagesperiodische Schwankungen (7,3 bis 9,9) mit Maximalwerten in den Nachmittagsstunden. Diese nachmittäglichen pH-Maxima sind Folge der erhöhten Photosyntheserate der Algen. Die Algenblüte wiederum ist zurückzuführen auf die erhöhte Nährstofffracht der Lahn. An den natürlichen Laichplätzen konnten in der freien Welle Orthophosphatkonzentrationen von 0,09  $\text{mg/l}$  bis 0,32  $\text{mg/l}$   $\text{o-PO}_4\text{-P}$  (im Mittel 0,14  $\text{mg/l}$ ), Nitratkonzentrationen von 2,1  $\text{mg/l}$  bis 4,32  $\text{mg/l}$   $\text{NO}_3\text{-N}$  (im Mittel 3,1  $\text{mg/l}$ ) und Ammoniumkonzentrationen von 0,02  $\text{mg/l}$  bis 1,14  $\text{mg/l}$   $\text{NH}_4\text{-N}$  (im Mittel 0,43  $\text{mg/l}$ ) nachgewiesen werden. Der Einfluss der Kläranlage auf diese Parameter konnte im stofflichen Belastungsszenarium dokumentiert werden. So war die mittlere Ammoniumkonzentration der Lahn innerhalb der Einleitungsfahne mit

0,32 mg/l NH<sub>4</sub>-N acht Mal höher als der entsprechende Kontrollwert oberhalb der Kläranlageneinleitung (0,04 mg/l NH<sub>4</sub>-N). Die mittlere o-PO<sub>4</sub>-P Konzentration innerhalb der Einleitungsfahne war mit 0,25 mg/l mehr als doppelt so hoch wie der Kontrollwert von 0,11 mg/l.

Eine weitere Folge der erhöhten Photosyntheserate war die hohe Sauerstoffkonzentration am Tage. An den natürlichen Laichplätzen lag die Sauerstoffkonzentration in der freien Welle mit 11,2 mg/l bis 16,5 mg/l O<sub>2</sub> und in 10 cm Sedimenttiefe mit 11,7 mg/l bis 15 mg/l O<sub>2</sub> tagsüber immer im übersättigten Bereich. In der Nacht kehrten sich die Sauerstoffverhältnisse durch die Respiration um. So wurden in den stofflichen Belastungsszenarien nachts sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen bis 5,9 mg/l in der freien Welle dokumentiert. Im Interstitial lag die Sauerstoffkonzentration generell niedriger als in der freien Welle, so dass davon auszugehen ist, dass die Äscheneier und -larven nachts kritischen Sauerstoffwerten ausgesetzt waren.

Die relativ hohen Nitritwerte im Interstitial dürften sich durch die hohen Ammoniakkonzentration und den hohen pH-Wert erklären. An den natürlichen Laichplätzen wurden 170 µg/l und in den Versuchsfeldern 970 µg/l NO<sub>2</sub>-N als maximale Konzentration in 10 cm Sedimenttiefe ermittelt (Folge einer Stoßbelastung). Zu den übrigen Messzeitpunkten lagen die NO<sub>2</sub>-N-Werte an den natürlichen Laichplätzen mit 36 -80 µg/l und in allen drei Versuchsfeldern mit 25 bis 70 µg/l deutlich niedriger. Die Nitritstoßbelastung wirkte sich anscheinend nicht toxisch auf die Äscheneier und -larven aus.

Das Äschenlarvenaufkommen war signifikant negativ mit dem Feinsedimentanteil (Korndurchmesser < 2 mm) des Laichplatzes korreliert (p < 0,05). Der maximale Feinsedimentanteil an einem natürlichen Äschenlaichplatz lag bei 14,6 % bzw. 23,7 % (abzüglich der größeren Partikelfractionen). Ursache dieses erhöhten Feinsedimentanteils war die fehlende Durchspülung des Interstitials bei Ausbleiben des Winterhochwassers. Als Folge hiervon halbierte sich das Äschenlarvenaufkommen im Vergleich zum entsprechenden Wert eines Jahres mit Winterhochwasser (228 Larven gegenüber 582 Larven).

Zur Förderung der bestehenden Äschenpopulation müsste die Nährstofffracht der Lahn deutlich gesenkt und die Kiesumlagerung bzw. -durchspülung gefördert, das Bettprofil verbreitert und damit verflacht werden. Der Einbau einer Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe in die Kläranlage Sarnau-Göttingen und die Renaturierung der

Lahn (mit Mäanderbildung) bei Cölbe sind erste Schritte in diese Richtung. Die Nährstoffkonzentrationen insbesondere die Phosphatkonzentrationen liegen in der Lahn derzeit noch deutlich über der Kategorie naturnah und sind weit entfernt vom EU-Richtwert für Salmonidengewässer. Auf gewässerbaulicher (hydraulisch-morphologischer) Seite könnte schon der Rückbau der Ufersicherung zu einer dynamischen Veränderung des Flussbettes mit vermehrter, naturgemäßer Strukturvielfalt führen: zu einem breiteren und verflachten Bettprofil mit Flachwasserzonen und Kiesbänken und zur Entstehung eines Furkationsgerinnes. Hierdurch würde sich die Anzahl an potentiellen Laichbiotopen und Aufwuchshabitaten der Äsche erhöhen. Die Probleme der Lahn sind typisch für die Situation von ausgebauten und stofflich belasteten Flüssen in Mitteleuropa. Insofern lassen sich die Erkenntnisse zur Förderung der Äschenbrut in der Lahn auf andere mitteleuropäische Flüsse übertragen.

## Summary

Good spawning conditions and the unhindered development of the eggs and larvae in the interstitial form the basis of a successful reproduction of the grayling. In central Europe the grayling populations are declining over the last decades. Therefore the aim of the present study was to assess the spawning possibilities and limiting factors of the embryonic and larval development of the grayling in the interstitial. The study focussed on the influence of anthropogenic changes in water quality on embryonic and larval development. In the river Lahn, a right-bank tributary of the River Rhine in Germany, the number and structure of spawning sites in three different river sections were noticed, the spawning behaviour was observed and the number of swim-up-fry was counted from 1995 to 1999. In two consecutive years with different discharge (1996 and 1997) substrat samples were taken at each spawning ground, oven-dried and sorted through sieves from  $> 63$  mm to  $< 0,063$  mm according to standard procedures.

For the assessment of interstitial water conditions, a multilevel tube-sample-system was buried at natural spawning grounds. The pore water was extracted simultaneously from three sediment depths (10, 20 and 30 cm) and analysed for  $O_2$ ,  $CO_2$ , alkalinity,  $NO_3-N$ ,  $NO_2-N$ ,  $NH_4-N$ ,  $NH_3-N$ ,  $o-PO_4-P$ , pH-value, temperature and conductivity. The influence of different nutrient loads to the developing eggs and larvae of the grayling was studied in the reach of a waste-water-treatment plant (wwtp) effluent. Exposition boxes with grayling eggs were buried into the sediment at three study sites with different nutrient load (upstream the wwtp (= control-field), downstream the wwtp outside and inside the sewage plume). Simultaneously a multilevel-tube-system was placed in the sediment. Daily variations of temperature, oxygen concentration, pH-value, turbidity and conductivity were registered every 5-minutes in the surface water and recorded on computer. These data were used to model the daily variations of the corresponding parameters of the interstitial water. The exposition boxes were retrieved at three different developing stages of the grayling (eyed-eggs, hatching and emergence). The mortality of the eggs and larvae was noticed and morphometric parameters were measured using a dissecting microscope.

In the River Lahn, the spawning migration of the grayling took place at the beginning of April. Male grayling defended rectangular-shaped territories of 4.5 to 8 m<sup>2</sup>. The

spawning act started in the afternoon when water temperature reached 8 °C. The spawning period lasted for 8 to 10 days. Between spawning acts graylings rested in pools at the river banks. These pools were characterized by a mean depth of 91 cm (73 – 107 cm), a mean current velocity of 50 cm/s (38 – 67 cm/s) at the surface and 22 cm/s (15 – 27 cm/s) at the bottom. They were covered by overhanging branches, roots or dead wood.

The graylings used shallow areas at a riffle, a gravel bank or- in years with low discharge – also in the channel for spawning. The current velocity of these spawning sites ranged from 36 cm/s to 88 cm/s (mean 61 cm/s) at the surface and from 25 cm/s to 56 cm/s (mean 34 cm/s) at the bottom. The depth of the spawning sites was in the range of 25 cm and 64 cm (mean 41 cm). The number of available spawning sites was limited by anthropogenic changes of river structure. River damming leads to impoundments that are not suitable for graylings, the reinforcement of the river banks result in a limited number of gravel banks.

The spawning areas were characterized by a gravely substrate. It consisted mainly of coarse pebble (particle size 20 – 63 mm: 30 – 50 %), some bigger stones (> 63 mm: 3 - 35 %) and coarse gravel (6.3 – 20 mm: 14 – 30 %). The percentage of fines (< 2 mm) was low at all three spawning sites (5 – 12 %). The missing flood in winter 1996 led to a change of substrate composition: the percentage of fines increased from 6.1 % to 10.6 %, the fredle-index (fi) as a measure of substrate permeability decreased from 13.0 to 7.2 and the mean particle size ( $d_m$ ) decreased from 30.4 to 23.3 mm (mean values of three spawning sites).

The duration of the embryonic incubation period depended on water temperature. The average incubation period lasted 156.3 day degrees (16.9 days at 9.25 °C). The temperature-dependence of the incubation time was described by the following equation:  $y = 71.674x^{-0.7363}$  ( $R^2 = 0.9838$ ).

The limiting factors of the egg and larval period of the grayling in the River Lahn were the ammonia concentration and the percentage of fines in the interstitial. The increasing of these parameters were the results of anthropogenic changes in water quality (increased nutrient load) and river structure (damming, reinforcements of the banks).

The amount of swim-up-fry was significantly correlated with the ammonia concentration in a sediment-depth of 10 cm ( $p < 0.05$ ). The maximum ammonia concentration of a natural spawning ground was 38 µg/l NH<sub>3</sub>-N. At the observation

field downstream the wwtp inside the sewage plume the maximum ammonia concentration of 108  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  appeared in the pre-hatch period. In the post-hatch period, when the larvae were more sensitive to ammonia, the maximum concentration was 52  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$ . Due to the high concentration of  $\text{NH}_3\text{-N}$  not a single larva survived in this observation field until the end of the study. At the other observation field downstream the wwtp but outside the plume, the mortality of the larvae was still high (86 % vs. 58 % in the control-field). The maximum ammonia concentration of the post-hatch period was 30  $\mu\text{g/l}$  in this field. Therefore a toxic threshold of 25  $\mu\text{g/l}$   $\text{NH}_3\text{-N}$  is discussed for the post-hatch period.

The high ammonia concentrations were caused by the alkaline water of the River Lahn that led to a shift of the  $\text{NH}_4/\text{NH}_3$ -equilibrium towards the  $\text{NH}_3$  species. The water pH at natural spawning grounds was in the range of 8 to 8.9. At the observation fields a maximum pH of 9.9 was modelled for a sediment depth of 10 cm. The pH of the surface water showed great daily variations from 7.3 to 9.9 with maxima in the afternoon. These maxima were caused by the increased photosynthetic activity of the algae, the growth of which was strongly increased by the high nutrient load of the River Lahn. In the surface water of natural spawning grounds phosphate concentrations ranged from 0.09 mg/l to 0.32 mg/l  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  (mean 0.14 mg/l), nitrate concentrations from 2.1 mg/l to 4.32 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  (mean 3.1 mg/l) and ammonium concentrations from 0.02 mg/l to 1.14 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (mean 0.43 mg/l). The impact of the waste water treatment plant on these measures of nutrient load was well documented at the three observation fields. At the field inside the sewage plume the mean ammonia concentration of the surface water was eight times higher than the control value at the field upstream the wwtp (0.32 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  vs. 0.04 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ). The mean phosphate concentration inside the sewage plume was twice as high as the control value (0.25 mg/l vs. 0.11 mg/l  $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ).

Another result of the increased photosynthetic activity was the high oxygen content of the surface and interstitial water at day time which ranged from 11.2 mg/l to 16.5 mg/l  $\text{O}_2$  and 11.7 mg/l to 15 mg/l  $\text{O}_2$  (sediment-depth: 10 cm), respectively. The dissolved oxygen levels always exceeded the saturation curve at day time. At night time the respiration of the algae led to oxygen consumption. Values as low as 5.9 mg/l  $\text{O}_2$  were recorded at night time in the surface water. In the interstitial water the dissolved oxygen level tended to be lower. Therefore it is to assume, that the grayling eggs and larvae suffered from critical oxygen supply in the interstitial.

High nitrite concentrations of the interstitial water could be explained by high ammonia concentrations and high water pH. Maximum nitrite concentrations of 170 µg/l NO<sub>2</sub>-N at natural spawning grounds and 970 µg/l NO<sub>2</sub>-N at the observation fields (in a sediment depth of 10 cm) were measured during events of high organic pollution. At the other measuring times nitrite concentrations were much lower at natural spawning grounds as well as in the observation fields (36 – 80 µg/l and 25 – 70 µg/l NO<sub>2</sub>-N, respectively). The nitrite peak seemed to have no toxic effect on grayling eggs and larvae.

The amount of swim-up-fry (alevins) was significantly correlated with the percentage of fines (particle size < 2 mm) at the natural spawning grounds. The maximum percentage of fines at a natural spawning ground was 14.6 % (or 23.7 % without the bigger stones). This high amount of fines was caused by the missing scouring of the interstitial due to the absence of a flood in winter 1996. Consecutively the amount of swim-up fry was reduced to the half compared to the corresponding value of a year with a winter flood (228 larvae vs. 582 larvae).

To support grayling populations of the Lahn the nutrient load has to be reduced, scouring and shifting of the gravel has to be intensified and the riverbed has to be made broad and shallow. The installation of a new nitrification and denitrification system at the studied waste-water treatment plant and the restoration of the floodplain within the river catchment near Cölbe are first steps to enhance the reproduction of the grayling in the River Lahn. But the nutrient load of the River Lahn, especially the phosphate concentration is still high. The concentrations of phosphate and ammonium in springtime exceed the guide values of the European Community for rivers supporting salmonids. From the hydrologic-morphologic point of view, the abolishment of the riverbank reinforcements like rip-raps would help to restore the spawning and nursery areas of the grayling. As a result of natural river banks the gravel would be easily scoured (leading to a reduction of fines) and new gravel banks would emerge.

The problems of the River Lahn are typical for regulated rivers in Europe. Therefore the results of the present study represent the situation of the grayling in Central Europe. To support grayling populations and healthy functioning native aquatic ecosystems, the reduction of nutrient load and the increase of a riverine biodiversity are absolutely essential.

## 8 Literaturverzeichnis

ABEL, G. & JOHNSON, T. (1978):

Vorkommen und Verbreitung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Küstengebiet der nördlichen Ostsee. Österreichs Fischerei 31: 1-4

ADAMS, J.N. & BESCHTA, R.L. (1980):

Gravel bed composition in Oregon coastal streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 1514-1521

ALABASTER & LLOYD (1980):

Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO, Butterworth, London, Boston, 297 S.

ALABASTER, J.S., SHURBEN, D.G. & MALLETT, M.J. (1983):

The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia smolts of salmon, *Salmo salar* L., at low concentrations of dissolved oxygen. J. Fish Biol. 22: 251-222

ALBRECHT, M.L. (1960):

Die Elbe als Fischgewässer. Wass. Wirt. Wass. Tech. 10: 461-465

ALBRECHT, M.L. & TESCH, F.W. (1959):

Standorttreue von Bachforelle (*Salmo trutta fario* L.) und Äsche (*Thymallus thymallus* L.). Dt. Fischerei Zeitung 6: 202-206

ALDERDICE, D:F., WICKETT, W.P. & BRETT, J.R. (1958):

Some Effects of Temporary Exposure to Low Dissolved Oxygen Levels on Pacific Salmon Eggs. J. Fish. Res. Bd. Canada, 15 (2): 229-249

ALEXANDER, G.R. & HANSEN, E.A. (1983):

Sand Sediment in a Michigan Trout Stream Part II. Effects of Reducing Sand Bedload on a Trout Population. N. Am. J. Fish. Man. 3: 365-372

ALLEMAN, J.E. (1985):

Elevated nitrite occurrences in biological wastewater treatment systems. Water Sci. Technol. 17: 409-419

AMLACHER, E. (1992):

Taschenbuch der Fischkrankheiten. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 500 S.

ANDERSEN, B.C. (1987):

Fish populations of Carnation Creek and other Barkley Sound streams 1985-86 Can: Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 657: 59 S.

ANTHONISEN, A.C., LOEHR, R.C., PRAKASAM T.B.S. & SRINARH, E.G. (1976):

Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. J. Wat. Pollut. Control Fed. 48 (5): 835-852

BACH, M. & FREDE, H.G. (1992):

Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. 2. Zwischenbericht. BMFT Forschungsvorhaben. Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.).

BACH, M. & FREDE, H.G. (1994):

In: Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Abschlußbericht BMFT Forschungsvorhaben. Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.).

BAGLINIERE, J.L. & MAISSE, G. (1991):

Biology and Ecology of the Brown and Sea Trout. 286 S. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York

- BALMELLE, B., NGUYEN, K.M., CAPDEVILLE, B., CORNIER, J.C. & DEGUIN, A. (1992):  
Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5-6): 1017-1025
- BALON, E.K. (1975):  
Terminology of intervals in fish development. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1663-1670
- BARAS, E. (1995):  
An improved electrofishing methodology for the assessment of habitat use by young-of-the-year fishes. *Arch. Hydrobiol.* 134 (3): 403-415
- BARDONNET, A. & GAUDIN, P. (1990):  
Diel pattern of first downstream displacement at the time of emergence in grayling (*Thymallus thymallus* L. 1758). *J. Fish Biology* 37: 623-627
- BARDONNET, A., GAUDIN, P. & PERSAT, H. (1991):  
Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Biology* 26: 365- 376
- BARDONNET, A., GAUDIN, P. & THORPE, J.E. (1993):  
Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*S. salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *J. Fish Biology* 43: 755-762
- BARTLETT, F. & NEUMANN, D. (1998):  
Sensitivity of Brown Trout Alevins (*Salmo trutta* L.) to Nitrite at Different Chloride Concentrations. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 340-346
- BATH, R.N. & EDDY, F.B. (1980):  
Transport of nitrite across fish gills. *J. Exp. Zool.* 214: 119-121
- BATTIN, T.J. & SENGSCHEMITT, D. (1999):  
Linking sediment biofilms, hydrodynamics and river bed clogging: evidence from a large river. *Microb. Ecol.* 37: 185-196
- BECKER, C.D. & NEITZEL D.A. (1985):  
Assessment of intergravel conditions influencing egg and alevin survival during salmonid redd dewatering. *Env. Biol. Fish.* 12 (1): 33-46
- BEDNARZ, T. & STARZECKA, A. (1993):  
The production and destruction of organic matter in the water and surface layer of bottom sediments on the stream-estuary – Dobczyce dam reservoir line (southern Poland). *Acta Hydrobiol.* 35 (1): 109-119
- BIELEK, E. (1974):  
Die Entwicklung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). *Zool. Jb. Anat.* 92: 137-162
- BIGGS, B.J.F. & CLOSE, M.E. (1989):  
Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biol.* 22: 209-231
- BJORN, T.C. (1969):  
Embryo survival and emergence studies. Salmon and Steelhead Investigations, Job Completion Report, Project F-49-R-7. Idaho Department of Fish and Game, Boise, Idaho, USA.
- BLESS, R., LELEK, A. & WATERSTRAAT, A. (1998):  
Rote Liste der in Binnengewässern lebenden Rundmäulern und Fische (Cyclostomata & Pisces). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55. Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg, 434 S.
- BORCHARDT, D. (1992):  
Wirkung stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen. PhD Dissertation, Universität Kassel.

- BORCHARDT, D. & REHRMANN, F. (1992):  
Bewertungskonzept für den Stoffhaushalt und Prognosen für den Zustand der Lahn mit einem Gewässergütemodell. In: Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. 2. Zwischenbericht. BMFT- Forschungsvorhaben. 237 S.
- BOUVET, Y., SOEWARDI K. & PATTEE, E. (1990):  
Genetic divergence within natural populations of grayling (*Thymallus thymallus*) from two French river systems. Arch. Hydrobiol. 119: 89-101
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. (1995):  
Fließgewässerkunde. Quelle & Meyer Verlag Wiesbaden, 3. Auflage, 302 S.
- BROWN, D.A. & MCLEAY, D.J. (1975):  
Effect of nitrite on methemoglobin and total haemoglobin of juvenile rainbow trout. Prog. Fish Cult. 37 (1): 36-38
- BRUNKE, M. & GONSER, T. (1997):  
The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology 37: 1-33
- BUCHER, F. & HOFER, R. (1993):  
The effects of treated domestic sewage on three organs (gills, kidney, liver) of brown trout (*Salmo trutta*). Water research 27, 255-261
- BUCKLEY, J.A. (1978):  
Acute Toxicity of un-ionized ammonia to fingerling coho salmon. Progressive Fish Culturist 40 (1): 30-32
- BURGGREN, W.W. & PINDER, A.W. (1991):  
Ontogeny of cardiovascular and respiratory physiology in lower vertebrates. A. Rev. Physiol. 53: 107-135
- BURKHALTER, D.E. & KAYA, C.M. (1977):  
Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilised eggs and sac-fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Trans. Am. Fish. Soc. 106 (5): 470-475
- BURKHARDT-HOLM, P., ESCHER, M. & MEIER, W. (1997):  
Waste-water management plant effluents cause cellular alterations in the skin of brown trout. Journal of Fish Biology 49, 744-758
- BURROWS, R.E. (1964):  
Effects of accumulated excretory products on hatchery-reared salmonids. U.S. Dep. Int. Fish Wildl. Serv., Washington, DC, Res. Rep. 66, S. 1-12
- CAMERON, J.N. (1971):  
Methemoglobin in erythrocytes of rainbow trout. Comp. Biochem. Physiol. A, Comparative Physiology 40: 743-749
- CAMERON, J.N. & HEISLER, N. (1983):  
Studies of ammonia in the rainbow trout: physico-chemical parameters, acid-base behaviour and respiratory clearance. J. exp. Biol. 105: 107-125
- CARLSON, A.R. & SIEFERT, R.E. (1974):  
Effects of reduced oxygen on the embryos and larvae of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*). J. Fish. Res. Board Canada 31: 1393-1396
- CEDERHOLM, C.J., LEWIS, L.M. & SALO, E.O. (1981):  
Cumulative effects of logging road sediment on salmonids populations in the Clearwater River, Jefferson County, Washington. S. 38-74 In: Salmon-spawning gravel: a renewable resource in the Pacific Northwest? Report 39, State of Washington Water Research Center, Washington State University, Pullman, Washington, USA.

- CHAPMAN, D.W. (1988):  
Critical Review of Variables Used to Define Effects of Fines in Redds of Large Salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 1-21
- CIHAR, J. (1995):  
Süßwasserfische. Gondrom Verlag, Bindlach. 191 S.
- COLT, J. & ARMSTRONG, D. (1979):  
Nitrogen toxicity to fish, crustaceans and molluscs. Dep. Civil Engineering, Univ. California, Davis, CA. Präsentiert auf dem Bio-Engineering Symposium, Fish Culture Section of the Am. Fish. Soc., 1979, Traverse City, MI, S. 1-25
- COOPER, A.J.L. & PLUM, F. (1987):  
Biochemistry and physiology of brain ammonia. *Physiol. Rev.* 67: 440-519
- CRAWFORD, R.E. & ALLEN, G.H. (1977):  
Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106: 105-109
- CRISP, D.T. & CARLING, P.A. (1989):  
Observations on siting, dimensions and structure of salmonids redds. *J. Fish Biol.* 34: 119-134
- DAHM, C.N., MARMONIER, P., VALETT, H.M. & VERVIER, P. (1998):  
Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology* 40: 427-451
- DARCHAMBEAU, F. & PONCIN, P. (1997):  
Field observations of the spawning behaviour of European grayling. *J. Fish Biol.* 51: 1066-1068
- DAVIS, J.C. (1975):  
Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 32: 2295-2332
- DOLE-OLIVIER, M.J. & MARMONIER, P. (1992):  
Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. *Freshwater Biology* 27: 177-191
- DUJMIC, A. (1997):  
Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche- Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang- Facultas Universitätsverlag, Wien. 111 S.
- DYK, V. (1959):  
Zur Biologie und Physiologie der Äschenvermehrung. *Zeitschrift für Fischerei*, 8 N.F. (1959): 447-470.
- ELLIOTT, J.M. (1990):  
Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. III. The role of territorial behaviour. *J. Anim. Ecol.* 59: 327-350
- EMERSON, K., RUSSO, R.C., LUND, R.E. & THURSTON, R.V. (1975):  
Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 2379 –2383.
- EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY (1978):  
A directive of the quality of freshwater needing protection or improvement in order to support fish life. 78/659/EEC. *Off. J. Eur. Comm.* L222: 334-354
- FABRICIUS, E. (1951):  
The topography of the spawning bottom as a factor influencing the size of the territory in some species of fish. *Rept. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 32, 43-49.
- FABRICIUS, E. & GUSTAFSON, K.J. (1955):  
Observations on the Spawning Behaviour of the Grayling, *Thymallus thymallus* (L.). *Inst. Freshwater Res. Drottningholm Report* 36: 75-103

- FIEBIG, D.M. (1995):  
Groundwater discharge and its contribution of dissolved organic carbon to an upland stream. Arch. Hydrobiol. 134: 129-155
- FIELD-DODGSON, M.S. (1983):  
Emergent Fry Trap for Salmon. Prog. Fish-Cult. 45 (3): 175-176
- FISCHER, J., BORCHARDT, D., INGENDAHL, D., IBISCH, R., SAENGER, N., WAWRA, B. & LENK, M. (im Druck):  
Vertical gradients of nutrients in the hyporheic zone of the River Lahn (Germany): Relevance of surface versus hyporheic conversion processes. Arch. Hydrobiol. Suppl Advances in Limnology.
- FITZSIMONS, J.D. (1994):  
Survival of Lake Trout Embryos after Receiving Physical Shock. Prog. Fish-Cult. 56: 149-151
- FREDE, H.G. (1991):  
Flächenbezogene Nutzung. In: Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. 1. Zwischenbericht. BMFT-Forschungsvorhaben. 383 S.
- FRENZ; CH., KLINGER, H. & SCHUHMACHER, H. (1997):  
Zwischenbericht zur Situation von Äsche (*Thymallus thymallus* L.) und Bachforelle (*Salmo trutta* L.) in der Lenne (NRW) – Lebensraum, Kormorane und Angelfischerei. Natur und Landschaft, 72 (9): 401-407
- GAINO, E., ARILLO, A. & MENSI, P. (1984):  
Involvement of the gill chloride cells of trout under acute nitrite intoxication. Comp Biochem Physiol 77A: 611-617
- GRIMM, N.B. & FISHER S.G. (1989):  
Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 8: 293- 307
- GROSS, R., KÜHN, R., BAARS, M., SCHRÖDER, W., STEIN, H. & ROTTMANN, O. (2001):  
Genetic differentiation of European grayling populations across the Main, Danube and Elbe drainages in Bavaria. J. Fish Biology 58: 264-280
- GROST, R.T. HUBERT, W.A. & WESCHE, T.A. (1991):  
Description of brown trout redds in a mountain stream. Transactions of the American Fisheries Society, 120: 582-588
- GUSTAFSON, K.J. (1948):  
Movements and growth of grayling. Inst. Freshwater Res. Drottningholm Report 29: 35-44
- GUTKNECHT; D., BLASCHKE, A.P., SENGSCHEMITT; D. & STEINER, K.H. (1998):  
Kolmationsvorgänge in Flußstauräumen – Konzeptionen und Beobachtungen. Österr. Ing.- u. Architekt. Z. 143 (1): 21-32
- GÖNCZI, A. P. (1989):  
A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). Regulated Rivers: Research & Management, 3: 221-224
- GUNKEL, G. (1996):  
Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart. 471 S.
- HALL, J.D. & LANTZ, R.L. (1969):  
Effects of logging on the habitat of coho salmon and cutthroat trout in coastal streams. S. 355-375 in T.G. Northcote: Symposium on salmon and trout in streams. Institute of Fisheries, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.
- HALSTEAD, B.G. & TASH, J.C. (1982):  
Unusual diel pHs in water as related to aquatic vegetation. Hydrobiologia 96: 217-224

- HARSHBARGER, T.J. & PORTER, P.E. (1979):  
Survival of brown trout eggs: two planting techniques compared. *The Progressive Fish-Culturist* 41: 206-209
- HARSHBARGER, T.J. & PORTER, P.E. (1982):  
Embryo survival and fry emergence from two methods of planting brown trout eggs. *North American Journal of Fisheries Management* 2: 84-89
- HARTMANN, U. (1988):  
Probleme der Eientwicklung der Meerforelle in der Stör – Vorschläge zu einer Lösung. In: *Arbeiten des Deutschen Fischerei Verbandes Heft 46*: 72-94.
- HAUGEN, T.O. (2000):  
Early survival and growth in populations of grayling with recent common ancestors – field experiments. *J. Fish. Biol.* 56: 1173- 1191
- HAUGEN, T.O. & VØLLESTAD, L.A. (2000):  
Population differences in early life-history traits in grayling. *J. Evol. Biol.* 13: 897-905
- HAUGEN, T.O. & VØLLESTAD, L.A. (2001):  
A century of life-history evolution in grayling. *Genetica* 112-113: 475-491
- HAUSLE, D.A. & COBLE, D.W. (1976):  
Influence of sand in redds on survival and emergence of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 105: 57-63
- HEATHWAITE, A.L. (1993):  
Nitrogen cycling in surface waters and lakes. In Burt et al. (Hrsg.): *Nitrate: Processes, patterns and management*. John Wiley and Sons, Chichester, England. S. 99-140.
- HEINE, K. (1970):  
Fluß- und Talgeschichte im Raum Marburg- Eine geomorphologische Studie-. *Bonner Geographische Abhandlungen*, 42. Bonn. 195 S.
- HONSIG-ERLENBURG, W. (2001):  
Zur Verbreitung und Gefährdungssituation der Äsche (*Thymallus thymallus*) in Kärnten (Österreich). *Verh. Ges. Ichthyol.* Bd. 2: 49 - 57
- HONSIG-ERLENBURG, W. & FRIEDL, TH. (1997):  
Einfluß des Kormorans auf die Fischbestände in der mittleren Gail (Kärnten). *Österreichs Fischerei* 50: 113-117
- HOUDE, E.D. (1997):  
Patterns and trends in larval-stage growth and mortality of teleost fish. *J. Fish Biol.* 51 (Suppl. A): 52-83
- HÜBNER, D. (1993):  
Untersuchungen zur Entwicklung der Fischbrut in der Lahn. Staatsexamensarbeit Univ. Marburg. 110 S.
- HÜBNER, D. (1997):  
Nahrungsspektrum und –selektivität von 0+-Äschen (*Thymallus thymallus* L.). Tagungsbericht der DGL und der SIL, Sept. 1996, Schwedt/Oder, Band II: 447-451
- HÜBNER, D. (1998):  
Untersuchungen der Lebensraumannsprüche von 0+ Äschen (*Thymallus thymallus* L.) in naturnahen und ausgebauten Flußabschnitten der oberen Lahn. -Grundlagen zu einer Bewertung kleiner Fließgewässer (Äschenregion) im Rahmen des Biotop- und Artenschutzes- Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen – Obere Fischereibehörde-. 104 S.

HÜBNER, D. (1999 a):

Zustandsanalyse der Aufwuchsareale von Äschen (*Thymallus thymallus* L.) im Unterwasser von Wehren in der Lahn. – Roth, Argenstein, Nehmühle - . Die Äsche als Indikator der Situation rheophiler Fischarten in einem ausgebauten Fließgewässer. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen - Obere Fischereibehörde - 56 S.

HÜBNER, D. (1999 b):

Die Ansprüche der Äsche im Zusammenhang mit Unterhaltungsmaßnahmen in Fließgewässern. In: Fricke, Neugirg, Pitzge-Widdig: Schutz bedrohter Tierarten in den Fließgewässern Mittelhessens – Chancen und Aktivitäten-. Berichte der Akademie für Natur- und Umweltschutz Hessens. NHZ Verlag, Wetzlar. 57 S.

HÜBNER, D. & KORTE, E. (2001):

Zustandsanalyse der Aufwuchsareale von Äschen (*Thymallus thymallus* L.) im Unterwasser von Wehren in der Lahn. – Steinmühle, Am Grün, Afföller - . Die Äsche als Indikator der Situation rheophiler Fischarten in einem ausgebauten Fließgewässer. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen - Obere Fischereibehörde - 52 S.

HUET, M. (1949):

Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes.- Schweiz. Z. Hydrol. 11: 322-351.

HUET, M. (1962):

Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. - Schweiz. Z. Hydrol. 24: 412-431.

HUEY, D.W., SIMCO, B.A. & CRISWELL, D.W. (1980):

Nitrite-induced methemoglobin formation in channel catfish. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 558-562

HUMPESCH, U.H. (1985):

Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. Arch. Hydrobiol. 104 (1): 129-144

HUNZIKER, R.P. (1995):

Fraktionsweiser Geschiebetransport. Dissertation, Mitteilungen Nr. 138 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH Zürich.

HURVITZ, A., BERCOVIER, H. & VAN RIJN, J. (1997):

Effect of ammonia on the survival and the immune response of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum) vaccinated against *Streptococcus iniae*. Fish & Shellfish Immunology 7 (1): 45-53

HUSMANN, S. (1971):

Eine neue Methode zur Entnahme von Interstitialwasser aus subaquatischen Lockergesteinen. Arch. Hydrobiol. 68: 519-527

IBISCH, R.B. & BORCHARDT, D. (im Druck):

Effects of periphyton biomass and suspended solids on river bed permeability and hyporheic oxygen balances. Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol.

IBISCH, R.B., BORCHARDT, D. & SEYDELL, I. (im Druck):

Influence of periphytonbiomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). Arch. Hydrobiol.

INGENDAHL, D. (1999):

Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials. Dissertation Univ. Köln, 157 S.

INGENDAHL, D. (2001):

Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. J. Fish Biol. 58: 325-341

IUCHI, I. (1973):

Chemical and physiological properties of the larval and the adult hemoglobins in rainbow trout, *Salmo gairdneri irideus*. Comp. Biochem. Physiol. B Comp. Biochem. 44: 1087-1101

JENSEN, F.B. (1990):

Nitrite and red cell function in carp: control factors for nitrite entry, membrane potassium ion permeation, oxygen affinity and methaemoglobin formation. J. Exp. Biol. 152: 149-166

JENSEN, J.O.T., & ALDERDICE, D.F. (1983):

Changes in mechanical shock sensitivity of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) eggs during incubation. Aquaculture 32: 303-312

JENSEN, F.B., ANDERSEN, N.A. & HEISLER, N. (1987):

Effects of nitrite exposure on blood respiratory properties, acid-base and electrolyte regulation in the carp (*Cyprinus carpio*). J. Comp. Physiol. B, Biochem. Syst. Environ. Physiol. 157: 533-541

JOHANSEN, K., MALOIY, G.M.O. & LYKKEBOE, G. (1975):

A fish in extreme alkalinity. Respir. Physiol. 24: 163-171

JOHNSON, S.C., CHAPMAN, G.A. & STEVENS, D.G. (1983):

Sensitivity of Steelhead Trout Embryos to Handling. Prog. Fish-Cult. 45 (2): 103-104

JONES, J.B. JR. (1995):

Factors controlling hyporheic respiration in a desert stream. Freshwater Biology 34: 91-99.

JORDAN, D. H.M. & LLOYD, R. (1964):

The resistance of rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson) and roach (*Rutilus rutilus*, L.) to alkaline solutions. Int. J. Air Wat. Pollut. 8: 405-409

JOWETT, I.G. & RICHARDSON, J. (1989):

Effects of a severe flood on instream habitat and trout populations in seven New Zealand rivers. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 23: 11-17

JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1983):

Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. Österr. Wasserwirtschaft 35: 229-234

JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1984):

The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), danube salmon (*Hucho hucho*), arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). Aquaculture, 38: 315-327.

JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2003):

Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien, 547 S.

JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & MUHAR, S. (1993):

Effects of River Bed Restructuring on Fish and Benthos of a Fifth Order Stream, Melk, Austria. Regulated Rivers. Research & Management 8: 195-204

KAMLER, E. (1992):

Early Life History of Fish: an Energetics Approach. Chapman & Hall, London.

KAMMERAD, B. & WÜSTEMANN O. (1990):

Wachstum und Nahrung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in der Zorge (Südharz, DDR). Fischökologie aktuell 2 (1): 4-8

KILIAN, T. (1994):

Abflußdauerlinientypen und Gerinneformen hessischer Fließgewässer. Wasser und Boden 1994

KLEE, O. (1985):

Angewandte Hydrobiologie, Trinkwasser, Abwasser, Gewässerschutz. Thieme Verlag Stuttgart, New York

- KLEE, O. (1998):  
Wasser untersuchen. Quelle & Meyer Verlag Wiesbaden, 3. Auflage. 263 S.
- KOSKI, K.V. (1966):  
The survival of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) from egg deposition to emergence in three Oregon streams. Master's thesis. Oregon State University. Corvallis.
- KOSKI, K.V. (1975):  
The survival and fitness of two stocks of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) from egg deposition to emergence in a controlled stream environment at Big Beef Creek. Doctoral dissertation. University of Washington, Seattle.
- KOSKI, K.V. (1981):  
The survival and quality of two stocks of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) from egg deposition to emergence. Rapports et Procès Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer. 178: 330-333
- KOWALEWSKI, M, KOKUREWICZ, B. & WITKOWSKI, A. (1981):  
Influence of mechanical shocks on embryonic development of European grayling *Thymallus thymallus* (L.). Zool. Pol. 28: 305-314
- KRATT, L.F. & SMITH, R.J.F. (1980):  
An analysis of the spawning behaviour of the Arctic grayling *Thymallus arcticus* (Pallas) with observations on mating success. J. Fish Biol. 17: 661-666
- KRISHNA, D. (1953):  
Effect of changing pH on developing trout eggs and larvae. Nature, London 171: 434
- KRISTIANSEN, H. & DØVING, K.B. (1996):  
The migration of spawning stocks of grayling *Thymallus thymallus*, in Lake Mjosa, Norway. Environmental Biology of Fishes 47: 43-50
- KUPKA, J. (1968):  
Biotechnika chovu lipana [Biotechnique of breeding of the grayling]. Metodiky pro zavadeni vysledku vyzkumu do praxe, 9: 1-20
- KUPKA, J. (1969):  
Vyvoj vackoveho pludku lipana podhorniho (*Thymallus thymallus* L.) Buletin VUR, Vodnany, 4: 25-29.
- LACROIX, G.L. (1985):  
Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. Can. J. Fish Aquat. Sci. 42::292-299
- LANGE, G. & LECHER, K. (1986):  
Gewässerregulung, Gewässerpflege- Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin. 1. Aufl., 288 S.
- LAURENT, P., WILKIE, M.P., CHEVALIER, C. & WOOD, C.M. (2000):  
The effect of highly alkaline water (pH 9.5) on the morphology and morphometry of chloride cells and pavement cells in the gills of the freshwater rainbow trout: relationship to ionic transport and ammonia excretion. Can. J. Zool. 78: 307-319
- LENK, M. (2000):  
Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Fließgewässer und Interstitial- Felduntersuchungen in einer Pool-Riffle Sequenz an der oberen Lahn. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TH Darmstadt. Heft 114, 166 S.
- LEVI, G., MORISI, G., COLETTI, A. & CATNZARO, R. (1974):  
Free amino acids in fish brain: normal levels and changes upon exposure to high ammonia concentrations in vivo and upon incubation of brain slices. Comp. Biochem. Physiol. 49 A: 623-636.

- LEWIS, W.M. & MORRIS, D.P. (1986):  
Toxicity of Nitrite to Fish: A Review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 (2): 183-195
- LIN, H.L. & RANDALL, D.J. (1990):  
The effect of varying water pH on the acidification of expired water in rainbow trout. *J. Exp. Biol.* 149: 149-160
- LIN, H.L. & RANDALL, D.J. (1991):  
Evidence for the presence of an electrogenic proton pump on the trout gill epithelium. *J. Exp. Biol.* 161: 119-134
- LINDROTH, A. (1942):  
Sauerstoffbedarf der Fische. II. Verschiedene Altersstadien vom Lachs und Hecht. *Zeitschrift für vergleichende Physiologie* (29): 583-594
- LORENZ, R.J. (1996):  
Grundbegriffe der Biometrie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena Lübeck Ulm. 4 Aufl., 238 S.
- LOTSPEICH, F.B. & EVEREST, F.H. (1981):  
A new Method for Reporting and Interpreting Textural Composition of Spawning Gravel. U.S. Forest Service Research Note PNW-369
- LOZÁN, J.L. & KAUSCH, H. (1997):  
Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Parey Verlag, Berlin, 2 Aufl., 287 S.
- MAARS, M., BORN, O. & STEIN, H. (2000):  
Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern. Heft 5.
- MACCRIMMON, H.R. & GOTS, B.L. (1986):  
Laboratory observations on emergent patterns of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, relative to test substrate composition. S. 63-76. In: J.C. Miller, J.A. Arway, R.F. Carline: Proceedings of the fifth trout stream habitat improvement workshop. Pennsylvania State Fish Commission, Harrisburg
- MACCRIMMON, H.R., GOTS, B.L. & WITZEL, L.D. (1989):  
Simple apparatus for assaying embryo survival and alevins emergence of stream salmonids. *Aquaculture and Fisheries Management* 20: 333-335
- MACKENZIE, CH. & MORING, J.R. (1988):  
Estimating survival of Atlantic salmon during the intragravel period. *North American Journal of Fisheries Management* 8: 45-49
- MAISSE, G., CARMIE, H. & JONARD, L. (1987):  
Influence de la température sur l'ovulation de l'ombre commun *Thymallus thymallus*. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 305: 54-60
- MALLET, J.P. (1994):  
Essai de caractérisation des changements intervenus au sein de la population d'ombres communs (*Thymallus thymallus* L.) de la basse rivière d'Ain au cours des deux dernières décennies. Rapport technique de DEA, Université Lyon 1.
- MARGIOCCO, C., ARILLO, A., MENSI, P. & SCHNENONE, G. (1983):  
Nitrite bioaccumulation in *Salmo gairdneri* (Rich.) and haematological consequences. *Aquat. Toxicol.* 3: 261-270
- MASSA, F., GRIMALDI, C., BAGLINIERE, J.L. & PRUNET, P. (1998):  
Evolution des caractéristiques physico-chimiques de deux zones de frayères à sédimentation contrastée et premiers resultants de survie embryo-larvaire de truite commune (*Salmo trutta*). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 350-351: 359-376

- MASSA, F., DELFORME, C., BAGLINIERE, J.L., PRUNET, P. & GRIMALDI, C. (1999):  
Expositions d'œufs de truite commune (*Salmo trutta*) à des hypoxies temporaires ou continue: effets sur la branchie, la résorption de la vésicule vitelline et les caractéristiques morphométriques des alevins. Bull. Fr. Pêche Piscic. 355: 421-440
- MC CUDDIN, J.E. (1977):  
Survival of salmon and trout embryos and fry in gravel-sand mixtures. Master's thesis. University of Idaho. Moscow.
- MEYBECK, M. (1982):  
Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. Am. J. Sci. 282: 401-450
- MEYER, L. & PELZ, G.R. (1998):  
Radiotelemetrische Untersuchungen an Äschen *Thymallus thymallus* (L.) in der Ilmenau (Niedersachsen) Fischökologie 11: 21-34
- MOHR, A. (1984):  
Gasübersättigung und Gasblasenkrankheit. Fischer & Teichwirt 35: 37-40
- MÜLLER, K. (1961):  
Die Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Lule Älv (Schwedisch Lappland) Z. Fischerei, X N.F. (1 – 3): 173-201
- MÜLLER, H. (1983):  
In „Fische Europas“, S.152, Enke Verlag Stuttgart, 320 Seiten
- MÜLLER, K. & KARLSSON, L. (1983):  
The biology of the grayling, (*Thymallus thymallus* L.), in coastal areas of the Bothnian Sea. Aquilo Ser. Zool: 65-68
- NAEGELI, M.W. & UEHLINGER, U. (1997):  
Contribution of the hyporheic zone to ecosystem metabolism in a prealpine gravel-bed river. J.N. Am. Benthol. Soc. 16 (4): 794-804.
- NAKAMOTO, N., YASUDA, M., SAKAI, M. & NOZAKI, K. (2000):  
Oxygen production and bubble formation by algal mat on the bed in a slow sand filter pond. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 3092-3096
- NIKOLSKI, G.W. (1952):  
Spezielle Fischkunde VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin. 632 S.
- O'BRIEN, R.N., VISAISOUK, S., RAINE, R. & ALDERDICE, D.F. (1978):  
Natural Convection: A Mechanism for Transporting Oxygen to Incubating Salmon Eggs. J. Fish Res. Board Canada (35): 1316- 1321
- OLSSON, T.I. & PERSSON, B.-G. (1988):  
Effects of deposited sand on ova survival and alevins emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). Arch. Hydrobiol. 113 (4): 621-627
- ORGHIDAN, T. (1959):  
Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: Das hyporheische Biotop. Arch Hydrobiol. 55: 392-414
- PALEY, R.K., TWITCHEN, I.D. & EDDY, F.B. (1993):  
Ammonia, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> levels in rainbow trout yolk-sac fry in response to external ammonia. J. exp. Biol. 180: 273-284
- PATT, H., JÜRGING, P. & KRAUS, W. (1998):  
Naturnaher Wasserbau- Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer Verlag, Berlin [u.a.], 358 S.

- PAUWELS, S.J. & HAINES T.A. (1994):  
Survival, Hatching, and Emergence Success of Atlantic Salmon Eggs Planted in Three Maine Streams. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 125-130
- PENAZ, M. (1975):  
Early development of the grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758). *Acta Sc. Nat. Brno* IX: 3-35
- PERSAT, H. (1988):  
De la biologie des populations de l'ombre commun *Thymallus thymallus* (L. 1758) à la dynamique des communautés dans un hydrosystème fluvial aménagé, le Haut-Rhone français. Elements pour un changement d'échelles. Thèse présentée devant l'université Claude Bernard- Lyon.
- PERSAT, H. & ZAKHARIA, M.E. (1992):  
The detection of reproductive activity of the grayling *Thymallus thymallus* (L. 1758) by passive listening. *Arch. Hydrobiol.* 123 (4): 469-477
- PETERS, G., HOFFMANN, R. & KLINGER, H. (1984):  
Environment-induced gill disease of cultured rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquaculture* 38: 105-126
- PETERSON, C.G., WEIBEL, A.C., GRIMM, N.B., & FISHER, S.G. (1994):  
Mechanisms of benthic algal recovery following spates: comparison of simulated and natural events. *Oecologia* 98: 280-290
- PETERSON, H.H. (1968):  
The grayling, *Thymallus thymallus* (L.), of the Sundsvall Bay Area. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 48: 36-56
- PETERSON, R.H. & METCALFE (1981):  
Emergence of Atlantic salmon fry from gravels of varying composition: a laboratory study. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1020.
- PETERSON, N.P. & QUINN, T.P. (1996):  
Spatial and temporal variation in dissolved oxygen in natural egg pockets of chum salmon, in Kennedy Creek, Washington. *J. Fish Biol.* 48: 131-143
- PHILLIPS, R.W. (1971):  
Effects of sediment on the gravel environment and fish production. S.64-74. In: J.T. Krygier and J.D. Hall: *Proceedings of a symposium Forest Land Uses and Stream Environment*. Oregon State University Corvallis, OR. 252 S.
- PHILLIPS, R.W. & CAMPBELL, H.J. (1962):  
The embryonic survival of coho salmon and steelhead trout as influenced by some environmental conditions in gravel beds. *Marine Fisheries Commission Annual Report* (14): 60-75
- PHILLIPS, R.W. & KOSKI, K.V. (1969):  
A fry trap method for estimating salmonids survival from eggs deposition to fry emergence. *J. Fish. Res. Board. Can.* 26: 133-141
- PHILLIPS, R.W., LANTZ, R.L., CLAIRE, E.W. & MORING, J.R. (1975):  
Some effects of gravel mixtures on emergence of coho salmon and steelhead trout fry. *Trans. Am. Fish. Soc.* 104 (3): 461-466
- PILLEY, C.M. & WRIGHT, P.A. (2000):  
The mechanisms of urea transport by early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Exp. Biol.* 203: 3199-3207.
- PODUBSKY, V. (1958):  
Kolísani inkubacni doby pri lihnuti jiker (Variation of incubation period in hatching of fish eggs). *Sbor. CAZV* 3: 69-78 (in Tschechisch mit Zusammenfassung in Russisch, Englisch und Deutsch).

PONCIN, P. (1996):

A field observation on the influence of aggressive behaviour on mating success in European grayling. *J. Fish Biol.* 48: 802-804

PORTER, T.R. (1973):

Fry emergence trap and holding box. *Prog. Fish-Cult.* 35 (2): 104-106

PRAKASAM, T.B.S. & LOEHR R.C. (1972):

Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes. *Water Res.* 6: 859-869

PUSCH, M & SCHWOERBEL, J. (1994):

Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest) *Arch. Hydrobiol.* 130: 35-52

RAHAMAN-NORONHA, E., O'DONNELL, M.J., PILLEY, C.M. & WRIGHT, P.A. (1996):

Excretion and distribution of ammonia and the influence of boundary layer acidification in embryonic rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Exp. Biol.* 199: 2713-2723

REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (HRSG.) (1994):

Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. BMFT-Projekt, Endbericht

RANDALL, C.W. & BUTH, D. (1984):

Nitrite build-up in activated sludge resulting from temperature effects. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 56 (9): 1039-1044

RANDALL, D.J., WOOD, C.M., PERRY, S.F., BERGMAN, H., MALOY, G.M.O., MOMMSEN, T.P. & WRIGHT, P.A. (1989):

Ureotelism in a completely aquatic teleost fish: a strategy for survival in an extremely alkaline environment. *Nature* 337: 165-166

RICE, S.D. & STOKES, R.M. (1974):

Metabolism of nitrogenous wastes in the eggs and alevins of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. In: *The Early Life History of Fish* (Hrsg. J.H.S. Blaxter), Springer Verlag, New York. S. 325-337.

RICE, S.D. & STOKES, R.M. (1975):

Acute toxicity of ammonia to several developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Fish. Bull.* 73: 207-211

RICHTER, K.U. & KRÜNER, G. (1994):

Elimination of nitrogen in two flooded and statically packed bed biofilters with aerobic and anaerobic microsites. *Water Research* 28 (3): 709-716

RINGLER, N.H. & HALL, J.D. (1988):

Vertical Distribution of Sediment and Organic Debris in Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) Redds in Three Small Oregon Streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 742-746

ROMBOUGH, P.J. (1988):

Respiratory gas exchange, aerobic metabolism and effects of hypoxia during early life. In: *Fish Physiology*, vol. XIA, S. 59-161. Academic Press, New York, London.

ROMBOUGH, P.J. & MOROZ, B.M. (1990):

The scaling and potential importance of cutaneous and branchial surfaces in respiratory gas exchange in young chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *J.exp. Biol.* 154: 1-12

ROMBOUGH, P.J., & URE, D. (1991):

Partitioning of oxygen uptake between cutaneous and branchial surfaces in larval and young juvenile chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *Physiol. Zool.* 64: 717-727

RUBIN, J.F. (1995):

Estimating the success of natural spawning of salmonids in streams. *J. Fish Biol.* 46: 603-622

RUBIN, J.F. (1998):

Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. J. Fish Biol. 53: 84-92

RUBIN, J.F. & GLIMSÄTER, C. (1996):

Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. J. Fish Biology 48: 585-606

RUSSO, R.C., SMITH, C.E. & THURSTON, R.V. (1974):

Acute Toxicity of Nitrite to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 31 (10):1653-1655

SAENGER, N. (2000):

Identifikation von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. Dissertation Technische Univ. Darmstadt, 109 S.

SCHAUMBURG, J. (1995):

Der Fischbestand im Gebiet der oberen Lahn (Hessen) und seine Bewirtschaftung als Indikator für den ökologischen Zustand eines Fließgewässers im Mittelgebirgsraum. Lauterbornia (20):1-22.

SCHÄLCHLI, U. (1993):

Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. VAW Mitteilungen 124 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich. 225 S.

SCHINDLER, O. (1934):

Über die Brut von vier einheimischen Süßwasserfischen (Äsche, Hecht, Flussbarsch und Karpfen). Allg. Fisch. Z. 20: 305-319.

SCHMIDT, J. (2002):

Methodische Konzeptionen zur Charakterisierung der funktionalen Rolle der interstitiellen Fauna im Hyporheal eines anthropogen belasteten Fließgewässers. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg.

SCHMITZ, W. & SCHUMANN, G.O. (1982):

Sommerliche Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. Arch. Hydrobiol. 95: 435-444

SCHÖNBORN, W. (1992):

Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 504 S.

SCHWEVERS, U. & ADAM B. (1998):

Fische in der oberen Lahn -Fischbesiedlung, Verbreitung, Gefährdung und Schutz-. Natur in Hessen. Hrsg.: Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz. 116 S.

SCHWOERBEL, J. (1961):

Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. Arch. Hydrobiol. Suppl. 25: 182-214

SCHWOERBEL, J. (1964):

Die Bedeutung des Hyporheals für die benthischen Lebensgemeinschaften des Fließgewässers. Verh. Int. Ver. Theoret. Angew. Limnol. 15: 215-226

SCHWOERBEL, J. (1967):

Das hyporheische Interstitial als Grenzbiotop zwischen oberirdischem und subterranean Ökosystem und seine Bedeutung für die Primär-Evolution von Kleinsthöhlenbewohnern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 33: 1-62

SCHWOERBEL, J. (1994):

Methoden der Hydrologie - Süßwasserbiologie-, Gustav Fischer Verlag (4), 368 S.

SCRIVENER, J.C. (1988):

Two devices to assess incubation survival and emergence of salmonid fry in an estuary stream bed. North American Journal of Fisheries Management 8; 248-258

- SCRIVENER, J.C. & BROWNLEE, M.J. (1989):  
Effects of Forest Harvesting on Spawning Gravel and Incubation Survival of Chum (*Oncorhynchus keta*) and Coho Salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 681-696
- SEEGRIST, D.W. & GARD, R. (1972):  
Effects of Floods on Trout in Sagehen Creek, California. *Trans. Am. Fish. Soc.* 101 (3): 478-482
- SEMPEski, P. & GAUDIN, P (1995a):  
Habitat selection by grayling- II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *J. Fish Biology* 47: 345-349
- SEMPEski, P. & GAUDIN, P (1995b):  
Habitat selection by grayling- I. Spawning habitats. *J. Fish Biology* 47: 256-265
- SEMPEski, P. & GAUDIN, P (1996):  
Size-related shift in feeding strategy and prey size selection in young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1842-1848
- SEMPEski, P., GAUDIN, P, PERSAT, H. & GROLET, O. (1995):  
Diet selection in early-life stages of grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Arch. Hydrobiol.* 132 (4): 437-452
- SMITH, C.E. & PIPER, R.G. (1975):  
Lesions associated with chronic exposure to ammonia. In: W.E. Ribelin & G.Migaki (Hrsg.): *The Pathology of Fishes*. The University of Wisconsin Press, Madison, WI, S. 497-514
- SMITH, C.E. & WILLIAMS, W.G. (1974):  
Experimental nitrite toxicity in rainbow trout and Chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103: 89-90
- SMITH, R.V., BURNS, L.C., DOYLE, R.M., LENNOX, S.D., KELSO, B.H.L., FOY, R.H. & STEVENS, R.J. (1997)  
Free Ammonia Inhibition of Nitrification in River Sediments Leading to Nitrite Accumulation. *J. Environ. Qual.* 26: 1049-1055
- SOMMANI, E. (1958):  
Esperimenti dei allevamento artificiale del temolo (*Thymallus thymallus* L.). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*: 47-57 (in Italienisch, mit Zusammenfassung in Französisch und Englisch).
- SOWDEN, T.K. & POWER, G. (1985):  
Prediction of Rainbow Trout Embryo Survival in Relation to Groundwater Seepage and Particle Size of Spawning Substrates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 804-812
- STEFFENS, U.M. (1995):  
Milieubedingungen und Biozönose im hyporheischen Interstitial der Lahn unter dem Einfluss von Kläranlagenabwässern. Diplomarbeit Univ. Marburg, 122 S.
- STEIN, H. (1981):  
Die künstliche Vermehrung der Äsche. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 31 (9): 61-63
- STEINHÖRSTER, U., REINARTZ, R. & STEIN, H. (1996):  
Veränderungen von pH-Wert und Sauerstoffsättigung in den bayerischen Voralpenflüssen Isar und Loisach und mögliche Auswirkungen auf die Fischfauna. *Münchener Beitr. Abwasser, Fischerei-, Flußbiol.* 49:441-452
- STIEF, P. & NEUMANN, D. (1998):  
Nitrite formation in sediment cores from nitrate-enriched running waters. *Arch. Hydrobiol.* 142 (2): 153-169
- SUTHERSAN, S. & GANCZARCZYK, J.J. (1986):  
Inhibition of nitrite oxidation during nitrification – Some observations. *Water Pollut. Res. J. Canada* 21: 257-266

TAGART, J.V. (1976):

The survival from egg deposition to emergence of coho salmon in the Clearwater River, Jefferson County, Washington. Master's thesis. University of Washington, Seattle.

TAPPEL, P.D. & BJORNN, T.C. (1983):

A new method of relating size of spawning gravel to salmonids embryo survival. North American Journal of Fisheries Management 3: 123-135

TENT, L. (1984):

Überlebenschancen gefährdeter Fischarten (*Salmo trutta* f. *trutta* L., *Thymallus thymallus* L.) in Nebenflüssen des Elbe-Aestuars. Arch. Hydrobiol./Suppl. 61 (4): 604-620

THURSTON, R.V., RUSSO, R.C. & SMITH, C.E. (1978):

Acute toxicity of ammonia and nitrite to cutthroat trout fry. Transactions of the American Fisheries Society 107 (2): 361-368

THURSTON, R.V., RUSSO, R.C., LUEDTKE, R.J., SMITH, C.E., MEYN, E.L., CHAKOUMAKOS, C., WANG, K.C. & BROWN, C.J.D. (1984):

Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. Transactions of the American Fisheries Society 113: 56-73

TICHY, F. (1951):

Die Lahn - Geographische Grundlagen einer Wasserwirtschaft. Marburger Geographische Schriften Bd. 2. Dt. Schriftenreihe Dissertation, 124 S.

TILZER, M. (1967):

Ein neues Gerät zur chemischen Probenentnahme aus interstitiell-aquatischen Lebensräumen. Gewässer und Abwasser 44/45: 117-120

TRÄBING, K. & SCHRÖDER, W. (1992):

Abflusssdynamik und Morphologie. In: Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. 2. Zwischenbericht. BMFT-Forschungsvorhaben. 237 S.

TRÄBING, K. (1994):

Einflussgrößen, Belastungen und Belastungsgrade. In: Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Abschlußbericht BMFT Forschungsvorhaben. Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.).

UIBLEIN, F. & JAGSCH, A. (1994):

Wassertemperatur, Laichaktivität und Laichplatzwahl – Beobachtungen an der Salzach-Äsche, *Thymallus thymallus* (Pisces; Salmonidae). Artenschutzreport, Heft 4/1994, 38-41

VAN BENNEKOM, A.J., BERGER, G.W., HELDER, W. & DE VRIES R.T.P. (1978):

Nutrient distribution in the Zaire estuary and river plume. Neth. J. Sea Res. 12. 296-323

VAN DEN BERGHE, E.P. & GROSS, M.R. (1983):

Female size and nest depth in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Can. J. Fish Aquat. Sc. 41: 19-27

VEDEL, N.E., KORSGAARD, B. & JENSEN, F.B. (1998):

Isolated and combined exposure to ammonia and nitrite in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): effects on electrolyte status, blood respiratory properties and brain glutamine/glutamate concentrations. Aquatic Toxicology 41: 325-342

VIBERT, R. (1949):

Du repeuplement en truites et saumons par enfouissement de boîtes d'alevinage garnies d'œufs dans les graviers. Bull. Français Pisciculture, 153 : 125-150

VON DER WIESCHE, M & WETZEL A. (1998) :

Temporal and spatial dynamics of nitrite accumulation in the river Lahn. Wat. Res. 32 (5) : 1653-1661

WEBSTER, D.A. (1981):  
Spawning. Trout 2(4) : 6-13

WEDEMEYER, G.A., MEYER, F.P. & SMITH, L. (1976):  
Environmental stress and fish diseases. In: S.F. Snieszko und H.R. Axelrod (Hrsg.) : Diseases of Fishes. Band 5, T.H.F. Publ. Inc., Jersey City, NJ, 192 Seiten

WEHRKATASTER FÜR DAS HESSISCHE LAHNSYSTEM (1996):  
Herausgeber: Hess. Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz. 48 S.

WELLS, P.R. & PINDER, A.W. (1996a) :  
The respiratory development of atlantic salmon. I. Morphometry of gills, yolk sac and body surface. J. exp. Biol. 199: 2725-2736

WELLS, P.R. & PINDER, A.W. (1996a):  
The respiratory development of atlantic salmon. I. Partitioning of oxygen uptake among gills, yolk sac and body surfaces. J. exp. Biol. 199: 2737-2744

WESTIN, D.T. (1974):  
Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. Prog. Fish Cult. 36: 86-89

WHITLOCK, D. (1978):  
The Whitlock-Vibert Box Handbook.-Federation of Fly Fishermen, 47 S.

WHITMAN, R.L. & CLARK, W.J. (1982):  
Availability of dissolved oxygen in interstitial waters of a sandy creek. Hydrobiologia 92: 651-658

WILKIE, M.P. & WOOD, CH.M. (1991):  
Nitrogenous waste excretion, acid-base regulation, and ionoregulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to extremely alkaline water. Physiol. Zool. 64: 1069-1086.

WILKIE, M.P., SIMMONS, H.E. & WOOD, CH.M. (1996):  
Physiological Adaptations of Rainbow Trout to Chronically Elevated Water pH (pH = 9.5). J. Exp. Zool. 274:1-14

WILKIE, M.P., LAURENT, P. & WOOD, C.M. (1999):  
Differential regulation of Na<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> movements across rainbow trout gills: the influence of highly alkaline (pH = 9.5) water. Physiol. Biochem. Zool. 72: 360-368

WILLIAMS, E.M. & EDDY, F.B. (1986):  
Chloride uptake in freshwater teleosts and its relationship to nitrite uptake and toxicity. J. Comp. Physiol. B, Biochem. Syst. Environ. Physiol. 156: 867-872

WILLIAMS, D.D. & HYNES, H.B.N. (1974):  
The occurrence of benthos deep in the substratum. Freshwater Biology 4. 233-256

WITKOWSKI, A. & KOKUREWICZ, B. (1978):  
The embryonal and postembryonal development of European grayling *Thymallus thymallus* (L.) from Dunajec River Basin, Poland. Zoologica Poloniae (27): 5-27

WITKOWSKI, A., KOWALEWSKI, M. (1988):  
Migration and structure of spawning population of European grayling *Thymallus thymallus* (L.) in the Dunajec basin. Arch Hydrobiol. 112 (2): 279-297

WITSCHI, W.A. & ZIEBELL, CH. D. (1979):  
Evaluation of pH Shock on Hatchery-reared Rainbow Trout. Prog. Fish-Culturist 41: 3-5

WITZEL, L.D. & MAC CRIMMON, H.R. (1983):  
Embryo survival and alevins emergence of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and brown trout, *Salmo trutta*, relative to redd gravel composition. Canadian Journal of Zoology 61: 1783-1792.

WOLF, P. & BORCHARDT, D. (1990):

Ein Ansatz für die ökologische Bewertung der Gewässerbelastung aus Mischwasserentlastungen, Korrespondenz Abwasser, November 1990. S. 1350-1355

WOLF, P. (1991)

In: Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. 1. Zwischenbericht. BMFT Forschungsvorhaben. Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.).

WRIGHT, P.A. & WOOD, C.M. (1985):

An analysis of branchial ammonia excretion in the freshwater rainbow trout: effects of environmental pH change and sodium uptake blockade. J. Exp. Biol. 114: 329-353

WRIGHT, P.A., HEMING, T. & RANDALL, D. (1986):

Downstream pH changes in water flowing over the gills of rainbow trout. J. exp. Biol. 126: 499-512

WRIGHT, P.A., RANDALL; D.J. & PERRY, S.F. (1989):

Fish gill water boundary layer: a site of linkage between carbon dioxide and ammonia excretion. J. comp. Physiol. B 158: 627-635.

WRIGHT, P.A., FELSKIE, A. & ANDERSON, P.M. (1995):

Induction of ornithine-urea cycle enzymes and nitrogen metabolism and excretion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during early life stages. J. Exp. Biol. 198: 127-135.

WRIGHT, P.A. & LAND, M.D. (1998):

Urea production and transport in teleost fishes. Comp. Biochem. Physiol. 119 A: 47-54.

WÜLKER, V. (1954):

Bewegungsvorgänge im Äschen-Ei (*Thymallus vulgaris*). Arch. Hydrobiol., Suppl B. 1 (4): 524-536.

YANG, L. & ALLEMAN, J.E. (1992):

Investigations of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification culture. Water Sci. Technol. 26: 997-1005

YESAKI, T.Y. & IWAMA, G.K. (1992):

Some effects of water hardness on survival, acid-base regulation, ion regulation and ammonia excretion in rainbow trout in highly alkaline water. Physiol. Zool. 65: 763-787

YOUNG, M.K., HUBERT, W.A. & WESCHE, T.A. (1989):

Substrate Alteration by Spawning Brook Trout in a Southeastern Wyoming Stream. Trans Am. Fish. Soc. 118: 379-385

YOUNG, M.K., HUBERT; W.A. & WESCHE, T.A. (1990):

Fines in Redds of Large Salmonids. Trans. Am. Fish. Soc. 119: 156-162

ZAYTSEV, A.M. (1987):

Embryonic – Larval development of grayling, *Thymallus thymallus*, from Lake Ladoga. J. Ichthyol. 26 (4): 123-132



Äsche während der Laichzeit



Äscheneier im Augenpunktstadium



Äschenlarven kurz nach dem Schlupf



Entnahmegert zur Gewinnung von Interstitialwasser



aufschwimmende Äschenlarven



Unterdruckkasten zur Interstitialwasserentnahme aus Multilevelsonden

### Mittelwerte Wasserproben natürliche Laichplätze 1996

Ort/Parameter	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]		NH <sub>3</sub> -N [µg/l]		NO <sub>2</sub> -N [mg/l]		NO <sub>3</sub> -N [mg/l]		o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]		O <sub>2</sub> [mg/l]		[mg/l]		Leitf. [µS/cm]		CO <sub>2</sub> [mg/l]		SBV [mval/l]		
	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	
<b>Cölbe</b>																					
0 cm	0,97	0,21	45,02	19,04	0,092	0,069	3,71	0,58	0,19	0,11	14,37	0,06	8,39	0,16	301,00	33,78	1,61	2,08	6,67	0,84	
10 cm	0,75	0,14	21,34	11,78	0,053	0,023	3,57	0,40	0,13	0,02	14,45	0,78	8,20	0,23	284,00	21,21	1,87	1,71	5,98	0,62	
20 cm	0,61	0,33	14,91	16,85	0,049	0,015	3,43	0,86	0,14	0,04	13,35	0,78	7,98	0,48	283,50	20,51	2,75	2,96	5,96	0,72	
30 cm	0,28	0,19	2,99	3,35	0,040	0,012	4,05	0,25	0,14	0,04	10,80	0,71	7,65	0,38	282,00	19,80	2,37	2,26	6,20	0,56	
<b>Samau la</b>																					
0 cm	0,44	0,52	34,83	17,32	0,075	0,036	3,31	0,49	0,14	0,05	15,37	1,10	8,85	0,26	270,67	24,01	0,18	0,32	5,18	0,48	
10 cm	0,45	0,58	19,41	16,82	0,067	0,028	3,34	0,81	0,17	0,08	14,23	0,49	8,52	0,16	271,33	26,03	0,22	0,38	5,28	0,73	
20 cm	0,22	0,25	2,63	2,48	0,039	0,012	3,67	0,41	0,17	0,07	11,63	0,97	7,83	0,10	271,00	26,00	2,31	1,62	5,09	0,82	
30 cm	0,25	0,32	2,74	3,44	0,036	0,004	3,85	0,26	0,17	0,09	11,27	0,40	7,77	0,08	271,00	25,51	3,15	1,79	5,10	0,62	
<b>Sterzhausen</b>																					
0 cm	0,55	0,51	30,43	8,68	0,069	0,023	2,80	0,63	0,15	0,06	14,03	0,60	8,60	0,20	267,00	18,52	0,18	0,32	5,28	0,69	
10 cm	0,49	0,55	20,65	16,82	0,064	0,018	3,07	0,37	0,16	0,10	13,60	0,70	8,41	0,22	266,67	19,09	1,47	2,17	5,31	0,52	
20 cm	0,37	0,44	4,11	5,22	0,047	0,009	3,47	0,51	0,13	0,06	10,87	1,21	7,74	0,37	265,67	19,09	2,46	1,82	5,09	0,63	
30 cm	0,49	0,54	21,98	10,88	0,070	0,023	3,11	0,41	0,17	0,10	13,27	0,92	8,54	0,22	267,67	19,86	1,43	0,94	5,31	0,67	

**Mittelwerte Wasserproben natürliche Laichplätze 1997**

Ort/Parameter	NH <sub>4</sub> -N		NH <sub>3</sub> -N		NO <sub>2</sub> -N		NO <sub>3</sub> -N		o-PO <sub>4</sub> -P		O <sub>2</sub>		pH-Wert		Leitf.		CO <sub>2</sub>		SBV		
	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	
<b>Cölbe</b>																					
0 cm	0,28	0,12	16,94	13,18	0,050	0,006	3,21	0,10	0,13	0,02	12,40	1,31	8,47	0,24	247,67	27,01	1,17	1,34	6,00	0,31	
10 cm	0,25		5,44		0,042		3,31		0,15		11,70		8,05		249,00		3,30		5,72		
20 cm	0,28		6,67		0,044		3,32		0,16		11,00		8,09		252,00		4,18		5,90		
30 cm	0,26		5,66		0,043		3,32		0,16		10,80		8,05		247,00		3,96		5,72		
<b>Samau Ia</b>																					
0 cm	0,14	0,14	7,94	8,96	0,049	0,008	2,76	0,51	0,11	0,02	13,62	1,71	8,49	0,57	225,67	22,50	1,17	2,03	4,96	0,13	
10 cm	0,15	0,13	8,15	9,72	0,052	0,011	3,03	0,21	0,11	0,02	12,48	0,99	8,41	0,49	225,67	23,29	1,61	1,78	4,89	0,16	
20 cm	0,16	0,15	8,22	9,76	0,041	0,014	2,94	0,18	0,11	0,04	12,60	1,18	8,36	0,49	225,33	22,30	2,35	2,08	5,06	0,23	
30 cm	0,14	0,11	8,17	10,74	0,042	0,008	3,11	0,23	0,11	0,02	12,64	1,38	8,32	0,52	227,33	23,69	2,71	2,35	5,05	0,13	
<b>Samau Ib</b>																					
0 cm	0,14	0,14	7,94	8,96	0,051	0,007	2,76	0,51	0,11	0,02	13,62	1,71	8,49	0,57	225,67	22,50	1,17	2,03	4,96	0,13	
10 cm	0,12	0,12	4,83	4,49	0,053	0,009	2,83	0,13	0,11	0,01	12,82	1,27	8,35	0,49	222,33	22,12	2,13	1,85	4,99	0,35	
20 cm	0,15	0,14	2,50	1,96	0,049	0,013	2,92	0,30	0,11	0,01	11,69	1,35	7,97	0,17	226,00	23,52	3,08	2,68	4,83	0,16	
30 cm	0,13	0,14	1,55	1,20	0,043	0,018	3,03	0,23	0,13	0,02	11,25	1,23	7,88	0,41	222,33	22,12	3,01	2,62	4,86	0,01	
<b>Samau II</b>																					
0 cm	0,15	0,12	5,79	6,06	0,050	0,004	2,89	0,11	0,10	0,02	13,98	0,43	8,40	0,36	232,67	13,28	2,49	2,26	5,04	0,22	
10 cm	0,14	0,12	4,99	5,39	0,048	0,008	2,82	0,09	0,10	0,02	12,58	1,04	8,33	0,21	231,67	12,42	2,35	2,04	4,95	0,27	
20 cm	0,13	0,11	4,55	4,14	0,046	0,007	3,17	0,57	0,11	0,02	12,88	0,83	8,39	0,28	231,00	13,00	1,76	1,76	4,73	0,46	
30 cm	0,09	0,06	1,15	0,77	0,034	0,006	3,02	0,12	0,12	0,02	11,24	0,70	7,87	0,06	228,00	10,82	4,47	0,71	4,68	0,41	
<b>Sterzhausen</b>																					
0 cm	0,23	0,17	8,58	7,40	0,045	0,009	2,76	0,07	0,11	0,02	12,86	0,87	8,39	0,30	212,33	13,32	1,83	1,59	4,74	0,37	
10 cm	0,24	0,15	8,56	6,23	0,045	0,010	2,76	0,04	0,12	0,01	12,66	0,41	8,33	0,28	211,33	16,77	1,47	1,83	4,75	0,33	
20 cm	0,15	0,13	3,99	2,49	0,037	0,007	2,74	0,11	0,12	0,01	12,67	0,55	8,27	0,28	213,33	11,59	1,83	1,87	4,91	0,20	
30 cm	0,22	0,16	7,31	6,55	0,045	0,009	2,93	0,45	0,12	0,01	12,89	0,65	8,30	0,29	213,00	15,59	1,61	1,92	4,88	0,35	

### Mittelwerte Wasserproben stoffliche Belastungsszenarien 2000 - Versuchsfelder mit Eiboxen (gestörte Kiesbetten)

Ort/Parameter	NH <sub>4</sub> -N [mg/l] Stabw.	NO <sub>2</sub> -N [mg/l] Stabw.	NO <sub>3</sub> -N [mg/l] Stabw.	o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l] Stabw.	O <sub>2</sub> [mg/l] Stabw.	pH-Wert Mittelwert	Leitf. Mittelwert	[µS/cm] Stabw.						
									Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
unterh. Kläranl.														
innerh. Einleit.														
0 cm	0,32	0,25	0,074	0,017	3,21	0,66	0,25	0,07	14,10	1,91	8,48	0,69	294,57	21,92
10 cm	0,16	0,13	0,059	0,021	2,85	0,67	0,22	0,06	11,16	1,64	8,25	0,65	291,57	21,31
20 cm	0,14	0,12	0,048	0,016	2,98	0,81	0,22	0,07	10,56	1,76	8,18	0,64	286,14	18,81
30 cm	0,13	0,12	0,046	0,018	2,74	0,77	0,22	0,06	10,19	1,65	8,23	0,63	283,86	21,04
unterh. Kläranl.														
außerh. Einleit.														
0 cm	0,07	0,09	0,059	0,021	2,29	0,76	0,15	0,09	15,73	1,82	9,41	0,30	246,14	20,46
10 cm	0,06	0,03	0,054	0,010	2,25	0,12	0,15	0,06	12,99	1,23	9,31	0,30	256,57	19,67
20 cm	0,05	0,03	0,050	0,008	2,46	0,46	0,12	0,08	12,17	1,41	9,19	0,39	251,29	23,04
30 cm	0,05	0,03	0,046	0,013	2,20	0,36	0,14	0,06	12,04	1,58	9,15	0,42	253,71	18,89
oberh. Kläranl.														
0 cm	0,04	0,04	0,061	0,025	2,53	0,66	0,11	0,04	15,10	1,51	9,19	0,36	249,71	21,77
10 cm	0,05	0,04	0,174	0,351	2,39	0,69	0,14	0,04	12,34	1,60	8,99	0,60	257,57	23,46
20 cm	0,04	0,03	0,134	0,246	2,60	0,90	0,13	0,04	11,70	1,54	8,83	0,66	257,43	27,13
30 cm	0,04	0,03	0,046	0,014	2,72	0,87	0,13	0,04	11,53	1,37	8,87	0,60	251,57	25,20

### Mittelwerte Wasserproben stoffliche Belastungsszenarien 2000 - Multilevelsonden (ungestörte Kiesbetten)

Ort/Parameter	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]		NO <sub>2</sub> -N [mg/l]		NO <sub>3</sub> -N [mg/l]		o-PO <sub>4</sub> -P [mg/l]		O <sub>2</sub> [mg/l]		pH-Wert		Leitf. [µS/cm]	
	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert	Stabw.
unterh. Kläranl. innerh. Einleit.														
0 cm	0,36	0,20	0,078	0,010	3,65	0,38	0,27	0,03	14,18	2,29	8,39	0,66	279,00	52,97
10 cm	0,03	0,02	0,025	0,000	3,52	0,46	0,23	0,03	7,90	0,88	7,51	0,14	311,50	43,02
20 cm	0,02	0,00	0,030	0,009	2,75	0,27	0,18	0,02	6,80	1,24	7,42	0,20	315,25	42,00
30 cm	0,02	0,01	0,025	0,000	3,20	0,58	0,19	0,02	6,33	1,66	7,28	0,16	321,00	35,64
40 cm	0,02	0,01	0,025	0,000	3,04	0,54	0,20	0,03	6,63	1,41	7,30	0,20	321,50	36,95
unterh. Kläranl. äußerh. Einleit.														
0 cm	0,05	0,05	0,058	0,010	2,20	0,08	0,11	0,02	15,65	1,68	9,33	0,35	236,00	27,14
10 cm	0,02	0,01	0,025	0,000	2,45	0,15	0,12	0,02	9,13	2,14	7,79	0,25	234,00	24,82
20 cm	0,02	0,01	0,025	0,000	2,31	0,24	0,10	0,02	9,13	2,39	7,73	0,24	231,50	25,05
30 cm	0,02	0,01	0,025	0,000	2,35	0,13	0,11	0,02	9,20	2,26	7,68	0,20	230,00	26,88
40 cm	0,02	0,01	0,025	0,000	2,12	0,42	0,10	0,01	9,33	2,13	7,63	0,18	230,25	25,59
oberh. Kläranl.														
0 cm	0,05	0,05	0,051	0,019	2,66	0,89	0,10	0,02	15,90	0,48	9,37	0,24	244,00	23,42
10 cm	0,03	0,01	0,029	0,003	2,12	0,46	0,12	0,02	11,23	0,81	9,11	0,29	250,50	23,42
20 cm	0,02	0,01	0,024	0,003	2,38	0,22	0,12	0,02	8,65	1,31	7,65	0,12	246,50	22,46
30 cm	0,02	0,00	0,024	0,003	2,49	0,12	0,13	0,01	6,68	0,97	7,41	0,09	249,50	25,80
40 cm	0,05	0,03	0,024	0,003	2,47	0,20	0,10	0,01	6,65	1,38	7,53	0,15	249,75	24,36

## Sieblinien an natürlichen Laichplätzen der Äsche

### Cölbe

Korngrößenklasse [mm]		1996	1997
		Gewichtssummen [%]	
Schluff	0,01	0,01	0,01
Feinsand	0,063	0,06	0,04
Feinsand	0,2	0,21	0,13
Mittelsand	0,63	4,01	2,29
Grobsand	1	8,88	5,50
Grobsand	2	18,96	13,48
Feinkies	6,3	32,48	23,61
Mittelkies	8	47,93	44,00
Mittelkies	20	58,11	54,27
Grobkies	25	69,13	63,78
Grobkies	30	85,19	76,35
Grobkies	40	91,28	86,79
Grobkies	50	97,57	95,73
Grobkies	60	98,07	96,77
Steine	65	99,71	100,00
Steine	70	100,00	100,00

### Sarnau I

Korngrößenklasse [mm]		1996	1997
		Gewichtssummen [%]	
Schluff	0,01	0,02	0,01
Feinsand	0,063	0,04	0,03
Feinsand	0,2	0,28	0,16
Mittelsand	0,63	5,76	3,30
Grobsand	1	14,63	9,55
Grobsand	2	22,91	15,26
Feinkies	6,3	33,85	20,24
Mittelkies	8	39,32	29,93
Mittelkies	20	43,19	35,58
Grobkies	25	45,77	39,13
Grobkies	30	54,04	46,91
Grobkies	40	61,78	52,42
Grobkies	50	67,65	62,72
Grobkies	60	71,91	66,33
Steine	65	95,44	100,00
Steine	70	100,00	100,00

## Sieblinien an natürlichen Laichplätzen der Äsche

### Sarnau II

		1997
Korngrößenklasse [mm]		Gewichtssummen [%]
Schluff	0,01	0,01
Feinsand	0,063	0,02
Feinsand	0,2	0,16
Mittelsand	0,63	1,15
Grobsand	1	4,29
Grobsand	2	15,73
Feinkies	6,3	19,27
Mittelkies	8	33,25
Mittelkies	20	38,36
Grobkies	25	42,11
Grobkies	30	47,96
Grobkies	40	55,44
Grobkies	50	59,21
Grobkies	60	61,33
Steine	65	70,35
Steine	70	100,00

### Sterzhausen

		1996	1997
Korngrößenklasse [mm]		Gewichtssummen [%]	
Schluff	0,01	0,05	0,02
Feinsand	0,063	0,15	0,07
Feinsand	0,2	0,61	0,26
Mittelsand	0,63	4,74	2,14
Grobsand	1	8,14	3,18
Grobsand	2	13,02	8,30
Feinkies	6,3	18,48	11,03
Mittelkies	8	28,07	22,21
Mittelkies	20	32,93	27,21
Grobkies	25	38,41	32,23
Grobkies	30	46,77	40,29
Grobkies	40	61,90	54,28
Grobkies	50	74,78	67,27
Grobkies	60	81,58	72,14
Steine	65	83,71	74,78
Steine	70	100,00	100,00

# Danksagung

Herrn Prof. Dr. H.W. Bohle möchte ich für die Betreuung der Arbeit unter z.T. schwierigen und ungewöhnlichen Bedingungen danken. Durch seine fachlich hervorragende Betreuung, ständige Ansprechbarkeit und Diskussionsbereitschaft wurde diese Arbeit erst möglich.

Herrn PD Dr. L. Beck danke ich für die Zusage, meine Arbeit noch kurzfristig zu begutachten.

Meiner damaligen Freundin und heutigen Ehefrau Anja, die mich in allen Phasen der Arbeit tatkräftig und liebevoll unterstützt hat, gebührt ein großes Dankeschön, insbesondere für ihre tatkräftige Unterstützung im Freilandteil, konstruktiven Kommentare, nächtelangen Diskussionen, Hilfe bei der Übersetzung schwer verdaulicher englischer und französischer Literatur und die kritische Durchsicht des Gesamtwerkes.

Meinen Freunden, Verwandten und Bekannten, die mir oft auch spontan im Freiland und Labor mitgeholfen haben, danke ich insbesondere für

- das Eingraben der Sonden und WV-Boxen mit Pickel und Schaufel im steinharten Lahnsediment und das Pipettieren der Eier bei 5 °C Wassertemperatur: Jens Dornblüth, Jens Schmidt, Andreas Dettinger-Klemm, Gerd Weide
- die präzise Wasseranalyse vor Ort: Dr. Petra Heinmüller, Gerald Weidemann, Ilona Köster, Kerstin Hendricks, Eva Krämer
- die Bedienung des legendären Autoanalyzers: Ursula Altmooß, Lucy Lennartz
- das Ausmessen bzw. Protokollieren der Probestellen: meinen Geschwistern Dani und Jason Hübner, Sylvia Wasner. An dieser Stelle möchte ich auch dem kleinen Nils aus Cölbe danken, der die Daten in seiner sauberen Kinderschrift notiert hat.
- die Assistenz beim Elektrofischen: meinen Eltern Rita und Jochen Hübner
- die Organisation der Onlinemessung und die rechtzeitige Bereitstellung des Messwagens: Dr. Jochen Fischer
- die Hilfe bei statistischen Fragen und Korrektur der Summary: Andreas Dettinger-Klemm
- die konstruktive Durchsicht des 1. Manuskriptes: Dr. Egbert Korte

Dr. Nicole Sängler, Ina Seydell und Ralf Ibisch sei gedankt für die konstruktiven Diskussionen zum Abfluss und der Sedimentumlagerung.

Dem Fischwirt Herrn Rameil und dem Mitarbeiterteam von PD Dr. D. Borchardt, Uni Kassel, danke ich für ihren Einsatz beim Abstreifen der Äschen an der Diemel.

Dem Laborteam des Fachbereichs Siedlungswasserwirtschaft der Uni Kassel möchte ich für die Bearbeitung der Wasserproben aus den stofflichen Belastungsszenarien danken.

Herrn H. Diehl und Herrn W. Engelhardt vom staatlichen Umweltamt Marburg und Herrn Christ von den Stadtwerken Marburg sage ich Dank für ihre freundliche Kooperation und Bereitstellung der hydraulischen Daten der Lahn.

Herrn Ohm-Winter, Herrn Fricke, Frau Jokisch und Frau Schmal vom Regierungspräsidium Gießen (obere Fischereibehörde) möchte ich für ihre gute Zusammenarbeit und problemlose, zügige Erteilung der Elektrofischfang-genehmigungen danken.

Den Angestellten der Bibliotheken in Marburg, Senckenberg (Frankfurt a.M.), Bonn und Prag danke ich dafür, dass sie mir Literatur aus verschlossenen und verstaubten Archiven zugänglich gemacht und schnelle Kopien ermöglicht haben.

Dem Angelverein Marburg, insbesondere Herrn Rambau und Herrn Schwarz, danke ich für die freundliche Genehmigung, die Untersuchungen in ihrer Pachtstrecke durchzuführen.

Des Weiteren bedanke ich mich bei dem Fachbereich Geologie der Philipps-Universität Marburg für die Bereitstellung der Rüttelmaschine und der Siebsätze.

Für die finanzielle Unterstützung meiner Arbeit danke ich

- dem Regierungspräsidium Gießen, Obere Fischereibehörde: Gutachterauftrag im Jahr 1997
- Herrn PD Dr. D. Borchardt: 3-monatige Teilzeitstelle für das stoffliche Belastungsszenarium im Jahr 2000
- Herrn A. Jäger (Jägers Zooland): Job in der Zierfischquarantäne mit sehr flexiblen Arbeitszeiten von 1995 bis 1996

Käte Weide, Ute Faltinski und Heike Ludwig gebührt ein großes Dankeschön für die spontanen Angebote zur Kinderbetreuung und ihre liebevolle Geduld mit unseren kleinen Rackern.

Meinen Kindern Lea und Yannick möchte ich auch noch danken, dass sie mir täglich gezeigt haben, dass es noch wichtige Dinge außerhalb der Wissenschaft gibt.

## LEBENS LAUF

<b>Persönliche Daten:</b>	Name:	Dirk Hübner
	Geburtsdatum:	15. Januar 1967, Frankfurt a. M.
	Eltern:	Dipl. Ing. Hans-Jochen Hübner, Rita Hübner, geb. Eggebrecht
	Familienstand:	Verheiratet, 2 Kinder
<b>Schulbildung:</b>	1973-1978	Grundschule Justinus Kerner in Ruit
	1978-1981	Heinrich Heine Gymnasium in Nellingen
	1981-1984	Realschule Nellingen
	1984-1987	Gymnasium Marienhöhe in Darmstadt Abschluss: Allgemeine Hochschulreife
<b>Studium:</b>	1987-1993	Studium für das Lehramt an Gymnasien Fächer: Biologie und Germanistik an der Philipps-Universität Marburg
	1989	Zwischenprüfung
	1992	Staatsexamensarbeit, Thema: Untersuchungen zur Entwicklung der Fischbrut in der Lahn. 110 S.
	1993	1. Staatsprüfung für das Lehramt an Gymnasien
<b>Promotion:</b>	seit 1995	Thema: Die Ablaich- und Interstitialphase der Äsche ( <i>Thymallus thymallus</i> L.) – Grund- lagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen- Betreuer: Prof. Dr. H. W. Bohle Abteilung Tierökologie
<b>Selbst. Arbeit:</b>	1994	Freier Mitarbeiter am Institut für angewandte Ökologie in Antrifftal/ Ohmes
	1995-1996	Betreuung der Zierfischquarantäne für die Firma Jäger in Marburg
	seit 1997	Gutachtertätigkeit (Gewässerökologie), freie Mitarbeit an Forschungsprojekten
	seit 2000	Lehrauftrag Philipps-Universität Marburg

## **Erklärung**

Ich versichere, dass ich meine Dissertation „Die Ablaich- und Interstitialphase der Äsche – Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen“ selbstständig, ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und mich dabei keiner anderen als der von mir ausdrücklich bezeichneten Quellen und Hilfen bedient habe.

Die Dissertation wurde in der jetzigen oder einer ähnlichen Form noch bei keiner anderen Hochschule eingereicht und hat noch keinen sonstigen Prüfungszwecken gedient.

Lahntal, 02.11.2003

Dirk Hübner