

-III-

Fachhochschule Weihenstephan Abteilung Triesdorf

Fachbereich Umweltsicherung

Studiengang Umweltsicherung

Diplomarbeit

**Einfluss von Fischbesatz auf den Bachforellen- und Äschenbestand
einer Versuchsstrecke an der Moosach**

eingereicht von:	Stefan Striegl
Betreuer:	Prof. Dr. Alf
Zweitkorrektor:	Dr. Manfred Holzner
Tag der Abgabe:	04.06.2004

Danksagung

Danke an alle, die zum Gelingen dieser Diplomarbeit beigetragen haben.

Herrn Prof. Dr. A. Alf danke ich vielmals für die konstruktive Hilfe bei der Bestimmung der Makrozoobenthon sowie der Übernahme der Erstkorrektur.

Bei Herrn Dr. Manfred Holzner möchte ich mich herzlich für die gute Betreuung und der Übernahme der Zweitkorrektur bedanken.

Ich danke der Arbeitsgruppe Fischbiologie der Technischen Universität München/Weihenstephan, besonders Dipl. Biol. Thomas Oswald, der bei Fragen sowie Problembehebungen bezüglich der Diplomarbeit immer für mich Zeit hatte.

Vor allem danke ich Roland Fischer, der mich bei allen praktischen Arbeiten der Diplomarbeit tatkräftig unterstützte, und somit zum guten Gelingen der Arbeit beitrug.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Grundsätzliches zu Besatzmaßnahmen	3
3. Material und Methoden	9
3.1 Das Untersuchungsgebiet	9
3.1.1 Die Moosach	9
3.1.2 Einteilung des Untersuchungsgebietes	14
3.2 Methoden	15
3.2.1 Messung der Gewässertiefe, Breite und Strömungsgeschwindigkeit	15
3.2.2 Bestandsaufnahme und Fischverteilung	17
3.2.3 Markierung der Besatzfische	18
3.2.4 Makrozoobenthon	21
3.2.5 Saprobienindex und Gewässergüte	21
3.2.6 Physikalisch-chemische Parameter	24
3.2.7 Die Hamenfischerei	26
4. Ergebnisse	28
4.1 Struktur der Moosach	28
4.1.1 Gewässertiefe, Gewässerbreite und Strömungsgeschwindigkeit	28
4.1.2 Bestandsaufnahme durch Elektrofischung	30
4.1.3 Makrozoobenthon	33
4.1.4 Saprobienindex und Gewässergüte	38
4.1.5 Physikalisch-chemische Parameter	39
4.1.6 Kontrolle der Abwanderung der besetzten Äschen und Bachforellen	40
4.1.7 Standortverteilung der besetzten Äschen und Bachforellen	43
5. Diskussion	48
5.1 Allgemeine Entwicklung der Moosach und deren Fischfauna	48
5.2 Betrachtung potentieller Einflussfaktoren	49

5.2.1	Die Gewässerstruktur und ihre Eignung für Bachforelle und Äsche	49
5.2.2	Abwanderung der frisch besetzten Äschen und Bachforellen	50
5.2.3	Physikalisch-chemische Parameter	53
5.2.4	Makrozoobenthon und Saprobie sowie Nahrungskonkurrenz	54
5.2.5	Prädation durch fischfressende Vögel und Fische	55
5.2.6	Eingliederung der Fische (Bachforelle und Äsche) in den vorhandenen Fischbestand	57
5.2.7	Entwicklung der Fischfauna unter Berücksichtigung der Besatzmaßnahmen	58
5.2.8	Allgemeine Handlungsempfehlung zur zukünftigen Bewirtschaftung von Bachforellen- und Äschengewässern	60
6.	Zusammenfassung	61
7.	Literaturverzeichnis	62
8.	Anhang	67
	Moosach-Karte Nordteil	67
	Moosach_Karte Südteil	68

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersichtskarte Bayern (Quelle: BAY. LANDESVERMESSUNGSAMT)	9
Abbildung 2: Wehrunterwasser (Fkm 14,2) mit Hamen	10
Abbildung 3: Typischer Moosachabschnitt (Fkm 17,0) flussabwärts	13
Abbildung 4: Messung der Strömungsgeschwindigkeit an einem Transekt	15
Abbildung 5: Tiefenmessstange	16
Abbildung 6: Flügelmessgerät	16
Abbildung 7: Elektrofischfanggerät	17
Abbildung 8: Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	18
Abbildung 9: Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	18
Abbildung 10: Hinter dem Auge mit grüner Farbe markierte Äsche	19
Abbildung 11: Rundbecken ohne Strömung	20
Abbildung 12: Rundbecken mit Strömung	20
Abbildung 13: Fließkanal-Mauka	20
Abbildung 14: Erdteich-Mauka	20
Abbildung 15: Seitenansicht Hamen	26
Abbildung 16: Draufsicht Hamen	26
Abbildung 17: Skizze Hamen in der Moosach (nicht maßstabsgetreu)	26
Abbildung 18: Querschnittsprofil am Transekt 1 an der Pullinger Brücke mit Angabeder Gewässerbreite, Tiefe und Strömungsgeschwindigkeit	28
Abbildung 19: Sohlstruktur Pullinger Brücke	29
Abbildung 20: Sohlstruktur Pullinger Brücke	29
Abbildung 21: Prozentuale Fischartenverteilung bei der Fischbestandserhebung am 27.10.2003 im Untersuchungsabschnitt der Moosach	31
Abbildung 22: Vergleich der Abschnitte 1-3 mit den Abschnitten 4-29 in Abhängigkeit von der Anzahl der gefangenen Fische und der Fischarten	32
Abbildung 23: Relative Abwanderungsrate der Äschen in Zeitraum vom 18.11.2003-17.12.2004 in Abhängigkeit vom Aufwuchsort	41
Abbildung 24: Absolute Abwanderungszahlen der Äschen in der Moosach in Abhängigkeit vom Aufwuchsort im Zeitraum vom 18.11.2003-17.12.2003	42
Abbildung 25: Gesamtfangergebnis der Kontrollbefischung vom 16.12.2003	43

Abbildung 26: Vergleich der Fischartenverteilung bezüglich der Abschnitte 1-3 mit den Abschnitten 4-29 bei der Elektrofischung vom 16.12.2003 in der Moosach	44
Abbildung 27: Gewässersohle Abschnitt 24	45
Abbildung 28: Gewässersohle Abschnitt 25	45
Abbildung 29: Abschnittsverteilung der markierten Äschen in Abhängigkeit vom Aufwuchsort (Rundbecken mit Strömung, Fließkanal, Rundbecken ohne Strömung und Erdteich) in der Moosach	45
Abbildung 30: Abschnittsverteilung der markierten Bachforellen in Abhängigkeit vom Aufwuchsort (Rundbecken mit Strömung, Fließkanal, Rundbecken ohne Strömung und Erdteich) in der Moosach	46

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Analysen von Wasserproben der Moosach nach STEIN (1987)	11
Tabelle 2: Minimale und maximale Parameter der physikalisch-chemischen Messungen nach BAARS et al. (2000) an der Moosach, im Zeitraum von November 1995 bis September 1996 (u.N.: unter der Nachweisgrenze)	12
Tabelle 3: Absolute Häufigkeiten und die dazugehörigen Abundanzen (Quelle: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1992)	22
Tabelle 4: Einteilung der Gewässergüte und des Saprobienindex	23
Tabelle 5: Messparameter bzw. Messgeräte der vor Ort-Messung	24
Tabelle 6: Messparameter und Messmethode der Laborwerte aus Grub	25
Tabelle 7: Vergleich der Gewässerbreite, Tiefe, Strömungsgeschwindigkeit und des Sohlssubstrates an drei ausgewählten Bereichen	29
Tabelle 8: Gesamtbestandserhebung im Untersuchungsgebiet der Moosach vom 27.10.2003	30
Tabelle 9: Makrozoobenthonfänge an der Pullinger Brücke (Transekt 1) mit Angabe der Artnamen sowie deren Saprobienindex, Indikationsgewicht, Status "Rote Liste" und Häufigkeit	35
Tabelle 10: Makrozoobenthonfänge am Transekt 7 mit Angabe der Artnamen sowie deren Saprobienindex, Indikationsgewicht, Status "Rote Liste" und Häufigkeit	36
Tabelle 11: Makrozoobenthonfänge an der Vöttinger Brücke mit Angabe der Artnamen sowie deren Saprobienindex, Indikationsgewicht, Status "Rote Liste" und Häufigkeit	37
Tabelle 12: Saprobienindices, Gesamtzahl der Makroinvertebraten pro 15 Minuten (Zeitaufsammlung) bei einer Maschenweite des Keschers von 0,5 mm sowie der Anzahl der Individuen je systematischer Gruppe pro Zeiteinheit (15 min.) im Vergleich zwischen der Pullinger Brücke, Transekt 7 und Vöttinger Brücke	38
Tabelle 13: Physikalisch - chemische Messwerte an den drei Messstellen der Moosach (Pullinger Brücke, Transekt 14, Vöttinger Brücke; n.n. bedeutet: nicht nachweisbar im Rahmen der Messempfindlichkeit der Kapillar-Ionenanalyse)	40

1. Einleitung

Der Rückgang der Fischbestände in vielen Fließgewässern ist bei Betrachtung der Roten Listen für gefährdete Wirbeltiere offensichtlich. Um diesem entgegen zu wirken, ist es in der Fischerei gängige Praxis, Fischbesatz mit nachgezüchteten Individuen durchzuführen. Hier stellt man aber fest, dass oft nur sehr geringe Erfolge zu verzeichnen sind. In der AG Fischbiologie der TU München wird diese Besatzproblematik seit einiger Zeit intensiv untersucht. Eine wichtige Frage in diesem Zusammenhang ist, wie sich die eingebrachten Fischarten Bachforelle (*Salmo trutta*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) im Untersuchungsgewässer der Moosach (Landkreis Freising) verteilen und in welchem Maße Sie aus den besetzten Bereichen auswandern.

Es ist stets eine weit verbreitete Praxis in der Fischerei, dann Fischbesatz durchzuführen, wenn die natürliche Fortpflanzung durch Beeinträchtigung des Lebensraums gemindert ist. Auch heute wird überwiegend dieses Besatzziel genannt und hat durch gewässerbauliche Maßnahmen und durch Gewässerverunreinigungen einen wesentlich aktuelleren Bezug bekommen.

Die gewässerbauliche Veränderung, die Errichtung von Wanderhindernissen, die hohe Nährstofffracht durch Bodenerosion bzw. Drainagen aus der Landwirtschaft und in der Folge die Verstopfung des Kieslückensystems durch Feinsedimente und übermäßigen Algenbewuchs führten in der Moosach dazu, dass die natürliche Reproduktion der Bachforellen und Äschen seit geraumer Zeit nicht mehr ausreichend gegeben ist. Unter diesem Aspekt lassen Besatzmaßnahmen sich als gerechtfertigt erscheinen.

Derartige Besatzmaßnahmen zum Ausgleich von Rekrutierungsdefiziten werden oft als einfach vorzunehmender Schadensausgleich gesehen. Aber die für den Besatz im veränderten Lebensraum vorgesehenen Fische sind häufig nur noch beschränkt dafür geeignet. Die Berücksichtigung dieser veränderten Lebensbedingungen kann zum schwierigen Balanceakt werden, dem oft nicht der erwartete Erfolg beschieden ist.

Alternative Maßnahmen sollten in unserer Zeit verstärkt in der Verbesserungen des Lebensraums gesucht werden, sei es durch die Schaffung künstlicher Fischwege, Laichplätze oder durch die Anbindung abgetrennter Seitenarme.

Der einzelne Fischer kann die Wiederherstellung solcher Gewässerverhältnisse, sei es aus finanzieller Sicht jedoch in der Regel meist nicht realisieren.

Die Durchführung von Besatzmaßnahmen ist in Bayern durch gesetzliche Bestimmungen geregelt. In vielen Fällen gehen die durchgeführten Besatzmaßnahmen über diese Besatzauflagen hinaus.

Nach STEIN (1987) bestehen bezüglich der Wirksamkeit von Äschen- und Bachforellenbesatzmaßnahmen jedoch deutliche Wissenslücken. In der Regel werden durchgeführte Besatzmaßnahmen oft nicht hinsichtlich ihres Erfolges kontrolliert. Kontinuierlich sinkende Fangerträge trotz regelmäßigen Besatzes legen die Vermutung nahe, dass die derzeitige Besatzpraxis nur sehr geringe Erfolge aufweist.

Die in der Moosach getätigten Äschen- und Bachforellenbesatzmaßnahmen können als Stützbesatz definiert werden. Nach STEIN (1987) kann davon ausgegangen werden, dass der dortige Lebensraum die Habitatansprüche der Bachforelle und Äsche erfüllt, die Populationen jedoch nicht in der Lage sind, selbst erhaltende Bestände auszubilden. Die vorliegende Untersuchung befasst sich daher mit der zentralen Fragestellung:

- Wie haben sich die besetzten Fische (Bachforellen und Äschen) in den vorhandenen Fischbestand eingegliedert?
- Sind Strukturbereiche erkennbar, die von den Fischen bevorzugt werden?
- Wie viele Fische haben in welchen Zeiträumen den Untersuchungsabschnitt mit der Strömung nach flussab verlassen?

Im Untersuchungsbereich der Moosach ist jegliche Angelfischerei verboten, da dieser Abschnitt für wissenschaftliche Untersuchungen der AG Fischbiologie der TU München zur Verfügung steht. Deshalb können Verfälschungen der Ergebnisse durch fischereiliche Entnahme von Fischen in diesem Streckenabschnitt ausgeschlossen werden.

2. Grundsätzliches zu Besatzmaßnahmen

Für die Bewirtschaftung von Gewässern kann auf Fischbesatz heutzutage kaum verzichtet werden, und stellt somit die gängigste Form dar SCHMUTZ (1996). Besatzmaßnahmen können verschiedene Ziele verfolgen, die entweder der Erhaltung und Förderung natürlicher, standortgerechter Bestände oder mit der Bestandsrestaurierung der Wiederherstellung naturnaher Fischgemeinschaften dienen. Häufig stellen sie das einzige praktikable Verfahren dar, um produktions- und bestandsbegrenzenden Faktoren entgegen zu wirken oder eine Ertragssteigerung anzustreben. Generell soll der Besatz der Hege dienen, wobei durch die einzelnen Maßnahmen, standortgerechte Fischbestände zu schaffen oder zu erhalten sind.

Besatzmaßnahmen richten sich generell nach den im Gewässer herrschenden Bedingungen. Regelmäßigen Besatz liegt grundsätzlich die Vorstellung zu Grunde, dass die Reproduktion der Fische stark gestört ist und ein Rekrutierungsdefizit besteht, das man ausgleichen möchte STEIN (1987). Nach STEIN (1987) würden manche Fischarten ohne Besatzmaßnahmen nicht mehr in freier Wildbahn existieren. In Gewässern, die zwar den Lebensansprüchen einer Art genügen, jedoch eine Reproduktion nicht gewährleistet ist, erfolgt Besatz im Sinne eines Ergänzungsbesatzes (HARSÁNYI 2000). Ist dagegen die natürliche Reproduktion möglich, jedoch nicht ausreichend für einen gesunden Bestandsaufbau, so verfolgt die Maßnahme häufig nur das Ziel des Stützbesatzes. Werden in das Gewässer gewässertypische ehemals einheimische Arten neu eingesetzt, spricht man Einbürgerungsbesatz. Die genannten Besatzmaßnahmen sind unter entsprechenden ökologischen Voraussetzungen als positiv zu Beurteilen (HARSÁNYI 2000). Darüber hinaus führen SEIFERT & KÖLBING (2000) den Begriff des Umstellungsbesatzes an. Durch anthropogene Umwelteinflüsse ist der Charakter des Gewässers so stark verändert worden, dass der ehemals autochthone Fischbestand keine ausreichenden Lebensbedingungen mehr vorfindet, und deshalb durch neue Arten, die den Habitatansprüchen entsprechen ersetzt werden. Heutzutage erfolgen Besatzmaßnahmen in Gewässern jedoch immer öfter als „Attraktionsbesatz“ für die Fischer KOHL (2000). Dabei handelt es sich um Besatzmaßnahmen die lediglich darauf abzielen, das Gewässer angelfischereilich attraktiver zu machen, ohne Berücksichtigung des natürlichen Fischartenspektrums.

Besatzmaßnahmen unterliegen in Bayern gesetzlichen Regelungen. Damit ist der

Gewässerbewirtschafter verpflichtet unter ökologischen Aspekten zu handeln. Ziel jeder Besatzmaßnahme sollte die Erhaltung und Förderung eines der Größe, Beschaffenheit und Ertragsfähigkeit des Gewässers angepassten, artenreichen und gesunden Fischbestandes sein (BRAUN & KEIZ 2001). Zum Schutz der vorhandenen Fischbestände und Lebensgemeinschaften muss grundsätzlich jeder Besatz aus Beständen oder Nachzuchten stammen, die dem Gewässer ökologisch möglichst nahe stehen. Bei seltenen Fischarten sollte deshalb ein für die Nachzucht aufgebauter Elterntierstamm aus der Gewässerregion stammen. Trotz zumeist gleicher Ziele seitens der Bewirtschafter (Wirtschaftlichkeit, Ökologie) wird die Diskussion über den Sinn von Besatzmaßnahmen, auch international, kontrovers geführt.

Im Mittelpunkt der Diskussionen steht neuerdings der Besatz mit fremden Arten, insbesondere mit der vor 100 Jahren in Europa eingebürgerten Regenbogenforelle. A. PETER (2000) vertritt die Meinung, dass die „einheimischen Bachforellen-Populationen“ durch den Besatz mit Regenbogenforellen verdrängt werden. Hingegen sprechen sich M. PETER (2000) und WINZELER (1998) für den Besatz mit Regenbogenforellen in Gewässern aus, in denen die natürliche Reproduktion der Bachforelle durch ungünstige abiotische Faktoren nicht mehr gegeben ist. WEIBL (2001) wiederum sieht die Gefahr von Besatzmaßnahmen darin, dass gebietsfremde Fischarten einheimische Arten verdrängen. Außerdem spielt für ihn der Prädationsdruck durch überhöhte Raubfischbestände einen wesentlichen Faktor für die Uneffektivität von Fischbesatzmaßnahmen. MELLIN (1987) vertritt zudem die Ansicht, dass durch Besatzmaßnahmen auch Krankheiten in die Gewässer gelangen können.

Neben ökologischen Aspekten werden häufig wirtschaftliche Bedenken zur Nachhaltigkeit von Besatzmaßnahmen aufgezeigt. (GUTHRUFF 1999, Klinger 1997, SCHMUTZ 2000, SEIFERT & KÖLBING 2000) sind der Meinung, dass Besatzmaßnahmen oft nicht die in die Maßnahme gesteckten Erwartungen erfüllen. Nach WURM (1998) wird zuviel Geld in Fischbesatz investiert. Seiner Meinung nach sieht er in erhöhten Besatz sogar eine Verschwendung von finanziellen Mitteln. STEIN (1987) kam bei Besatzversuchen mit Äschen an der Moosach zu dem Ergebnis, dass der finanzielle Aufwand, gemessen an der Erhöhung des Fischbestandes, nicht gerechtfertigt war.

ZALEWSKI et al. (1985) führte Besatzversuche mit Bachforellen in verschiedenen Fließgewässern durch. Dabei überlebten die besetzten Fische keine 5 Monate, unabhängig davon, ob die Gewässer verschmutzt oder sauber bzw. naturnah oder naturfern waren.

Unterschiedliche Faktoren können für das Scheitern von Besatzmaßnahmen verantwortlich gemacht werden. Sowohl die Anzahl der eingebrachten Besatzfische als auch die Wahl der Besatzstelle könnten eine wichtige Rolle spielen. Nach CRESSWELL & WILLIAMS (1982) war der Wiederfang von Bachforellen höher, wenn die Fische nur an einer Stelle ausgesetzt wurden. Zu berücksichtigen sei jedoch, dass bei den Untersuchungen nur fangfähige Fische besetzt wurden und der zeitnahe Wiederfang mit der Angel erfolgte. RICHARDS & CERNERA (1989) sind wiederum der Meinung, Brütlinge in geringeren Dichten zu besetzen. Nach Ansicht der Autoren führt dies dazu, dass vorhandene Habitate besser genutzt werden können. Angesichts dieser konträren Standpunkte ist es schwer eine Handlungsempfehlung für die Bewirtschaftung zu geben.

Ein wichtiges Erfolgskriterium der meist aus Zuchten stammenden Besatzfische ist zweifelsohne die Qualität (BARTHELMELS 1982, KENNEDY 1984). Neben der Ausprägung der Flossen zählen hierzu z.B. die Gesundheit und die Kondition der Fische. Die Eignung von Fischen aus Fischteichen zu Besatzzwecken hängt nach PLEYER (1981) von den Haltungsbedingungen ab. CRESSWELL & WILLIAMS (1982) geben als möglichen Grund für den geringeren Wiederfang mangelnde Fitness an. Unter anderem führt KLUPP (1991) ungenügende Anpassung von Fischen aus der Fischzucht an die Bedingungen in freien Gewässern. CRESSWELL et al. (1984) findet bei Untersuchungen von Salmoniden heraus, dass die Mortalitätsrate von unter Strömungsbedingungen aufgezogen Fischen in schnell fließenden Gewässern niedriger ist, als jene von nicht adaptierten Fischen. Auch nach SHUROV et al. (1987) sollten Fische vor dem Besatz an Strömung gewöhnt werden. In Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass an Strömungsbedingungen angepasste Lachssetzlinge in schnell überströmten Abschnitten dreimal häufiger nachgewiesen wurden, als die einer "untrainierten" Referenzgruppe.

Noch nicht einig sind sich die Fachleute welches Alter bzw. welche Größe der Fische sich am besten für den Besatz eignet und somit zum größtmöglichen Erfolg beiträgt.

KLUPP (1981) & WURM (1998), sind der Meinung dass juvenile Besatzfische sich an die Gewässergegebenheiten besser eingewöhnen als adulte Fische. Dagegen stützt sich BARTHELMELS (1982) auf Studien aus verschiedenen Ländern. Danach soll der Erfolg mit Fischbesatz (>20 cm) höher sein als der mit kleineren.

Mehrere Autoren stimmen darin überein, dass der Besatz im Frühjahr effizienter ist als im Herbst (TOIVONREN et al. 1984, CRESSWELL et al. 1984, CRESSWELL 1981, SIPPONEN & HAKKARI 1984). Nach CRESSWELL et al. können die Fische im Zeitraum vom Frühjahr bis zum Winter einen besseren Ernährungszustand erreichen.

Nach neueren Erkenntnissen spielen auch der genetische Hintergrund und die schnelle der Anpassungsfähigkeit der Zuchtfische eine Rolle für den Erfolg von Besatzmaßnahmen. SCHMUTZ (1996) ist der Auffassung, dass Fische aus intensiven Aufzuchtanlagen nicht für den Besatz geeignet sind. Seiner Meinung nach führt das Ziel, ein schnellstmögliches Wachstum der Fische zu erhalten zur Verringerung bzw. Verlust der genetischen Variabilität.

In der Tat wird beim Besatz kaum Rücksicht auf die Herkunft des Besatzmaterials genommen. Dies zieht den Rückgang genetischer Variabilität bei Besatzfischen nach sich (SCHMUTZ 1996). Diese Meinung wird von weiteren Autoren geteilt (GUM et al. 2001, MELLIN 1987, SCHMUTZ 1996). Besatz könnte so den Verlust der genetischen Identität der jeweiligen Population bestimmter Arten bedeuten. Nach STEIN (1987) konnte in Untersuchungen an der Moosach gezeigt werden, dass es Besatzfischen durchaus gelingt, in das Reproduktionsgeschehen eines Gewässers einzugreifen was zu einer Bestandsdurchmischung führen kann. Nach McCracken et al. (1993) haben Besatzmaßnahmen in unterschiedlichsten Gewässern mit unterschiedlichsten Besatzmaterial über Jahrhunderte dazu geführt, dass es fast unmöglich erscheint einen endemischen Genpool zu identifizieren, da die Herkünfte so gut wie nicht mehr zu ermitteln sind. Des weiteren ist durch Kreuzungen von Wild- und Besatzfischen davon auszugehen, dass ein Teil der Anpassungsfähigkeit an spezifische Lebensbedingungen verloren geht. Der Besatz mit nicht aus dem Gewässereinzugsgebiet stammenden Zuchtfischen stellt aber auch eine Gefahr für das Überleben der Besatzfische selbst dar. Bei Besatz mit Wildfischen war die Überlebensrate höher als mit Fischen aus der Teichwirtschaft (BEREJKIAN 1995, JORGENSEN & BERG 1991, KLINGER 1997, KLUPP 1991, MILLER 1958).

Nach MILLER (1958) werden beim Besatz die Zuchtfische schlagartig sehr harten Bedingungen ausgesetzt. Gerade Setzlinge mit geringerer "Fitness" erliegen somit kurze Zeit nach dem Besatz den harten Umweltbedingungen im Fließgewässer.

Interaktionen wie Konkurrenz sowie Prädation spielen eine wesentliche Rolle bei der Effektivität von Besatzmaßnahmen. SHUROV et al. gehen davon aus, dass ein großer Anteil von Besatzfischen in den ersten Tagen nach Besatzmaßnahmen stromab wandert bzw. der Prädation von Fischen und Vögeln zum Opfer fällt.

Viele Autoren sind der Ansicht, dass die Dichte der Wildfischbestände einen wesentlichen Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen haben (HESTHAGEN & JOHNSEN 1989, WURM 1998, ZALEWSKY et al. 1985). Dabei sind die Erfolgchancen für Besatzmaßnahmen umso höher je niedriger die Wildfischbestände sind. Nach SCHMUTZ (1996) legten Wildlinge bei Versuchen an Gewicht zu, während Besatzfische an Gewicht verloren. STEIN (1987) konnte hingegen an der Moosach eine gleichartige Längenentwicklung von Wild- und Besatzfischen feststellen. CRESSWELL et al. 1984, CRESSWELL 1981, JORGENSEN & BERG 1991, KENNEDY 1984, SCHMUTZ 1996, STEIN 1987) konnten beim Besatz mit Salmoniden aus der Fischzucht in Fließgewässer überwiegend stromabwärts gerichtete Wanderungen feststellen. SIPPONEN & HAKKARI (1984) konnten bei Besatzversuchen sogar feststellen, dass bis zu 50% der Besatzfische 40 km und mehr vom Besatzstandort entfernt gefangen wurden.

Im Folgenden wird nun speziell auf Besatz mit Äschen und Bachforellen eingegangen werden:

Wie bereits vorher beschrieben sollten Besatzmaßnahmen mit Bachforellen und Äschen nur dann durchgeführt werden, wenn die natürliche Reproduktion aufgrund ausbleibt und somit Rekrutierungsdefizite entstehen (HARSÁNY 2000). Bei Verlusten von ca. 50 % empfiehlt der Autor 150 – 200 einsömmerige Äschen pro Jahr und ha zu besetzen. Sollten bereits in der frühen Entwicklungsphase Defizite auftreten, kann nach BAARS et al. (2001) ein Zwischenbesatz mit 5.000 – 30.000 Augenpunkteiern erfolgen. Äschen Besatzmaßnahmen weisen sehr große Spannweiten von ca. 500 – 3.000 einsömmerigen bzw. 50 – 300 zweisömmerigen Fischen pro Jahr und ha Wasserfläche auf. Aber auch bei Bachforellen Besatzmaßnahmen treten sehr große Differenzen bei Besatzzahlen auf. WILKE unterscheidet bei Besatzvorschlägen mit Bachforellen jeweils nach den Gewässertyp. In kleinen Flüssen zwischen 4 – 8m Sohlbreite, und Wassertiefen von

mindestens 60 – 120 cm empfiehlt der Autor auf Besatz mit vorgestreckter Brut auf Grund zu großer Verluste zu verzichten. In kleineren Bächen hingegen kann nach WILKE der Besatz mit Brut (10.000 Stück/ha) erfolgen wobei mögliche Verluste von 80 – 90% entstehen können. Der Besatz mit einjährigen Bachforellen liegt nach WILKE dagegen bei 250 – 600 Stück pro Jahr und ha Wasserfläche.

Die Besatzzahlen sollten jedoch nicht von der Tiefe des Gewässers bzw. der Größe in Hektar abhängig gemacht werden, sondern vielmehr von der Zahl der Unterstände im Uferbereich. Ein Graben mit unterspülten Böschungen, zahlreichen Baumwurzeln im Wasser, Steinen und Kolken wird deshalb bei z.B. 5m Sohlbreite vielleicht den gleichen Besatz vertragen, wie ein ähnlicher Bach mit 20m Sohlbreite, aber kraut- bzw. versteckfreier Sohle zwischen den Ufern und mit wenig Unterständen im Uferbereich.

Seit mitte der 80er bzw. Anfang der 90er Jahre wird versucht, den rückläufigen Äschen- und Bachforellenfang (Bachforellensterben in den Voralpenflüssen) durch verstärkte Besatzmaßnahmen auszugleichen. Nach STEINHÖRSTER (2001) wurde 1991 in die Gewässer zum Teil das Doppelte bis Vierfache der durchschnittlichen Besatzmenge eingesetzt. Da die Besatzbemühungen in den einzelnen Jahren im wesentlichen kein spürbaren Besserungen der Fänge erbrachten, wurden die hohen Besatzmengen der Äschen Mitte der 90er Jahre weitgehend wieder reduziert.

Untersuchungen von STEIN (1987) an der Moosach ergaben, dass höhere Besatzzahlen zu keiner zusätzlichen Bestandserhöhung der Äschen führten. Eine wichtige Erkenntnis könnten die von THORVFE und CARLSTEIN (1998) durchgeführten Beobachtungen für den eher geringen Erfolg von Besatzmaßnahmen mit Äschen liefern. Demnach wanderten die Besatzätschen zum grossteil unmittelbar nach dem Aussetzen ab.

Die bisherigen durchgeführten Maßnahmen durch Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen sind bis heute nicht von Erfolg gekrönt. Gerade deshalb ist es jedoch wichtig umfassende Erfolgskontrollen zum Äschen- und Bachforellenbesatz durchzuführen. Um den Erhalt der Bachforellen- und Äschenpopulationen in den nächsten Jahren zu gewährleisten, ist es dringsten nötig, die für den Erfolg notwendigen Faktoren (z.B. kiesige Sohle, Uferstruktur, Strömungsgeschwindigkeit oder Wasserparameter) genau zu erforschen, da sonst die Bemühungen zum Erhalt der Äschen und Bachforellen durch Besatz weitgehend wirkungslos bleiben.

3. Material und Methoden

3.1 Das Untersuchungsgebiet

3.1.1 Die Moosach

Die Moosach ist ein linker Nebenfluss der Isar, sie liegt am Rande der nördlichen Münchener Schotterebene vor dem Tertiären Hügelland und durchfließt das Freisinger Moos (Abb. 1).

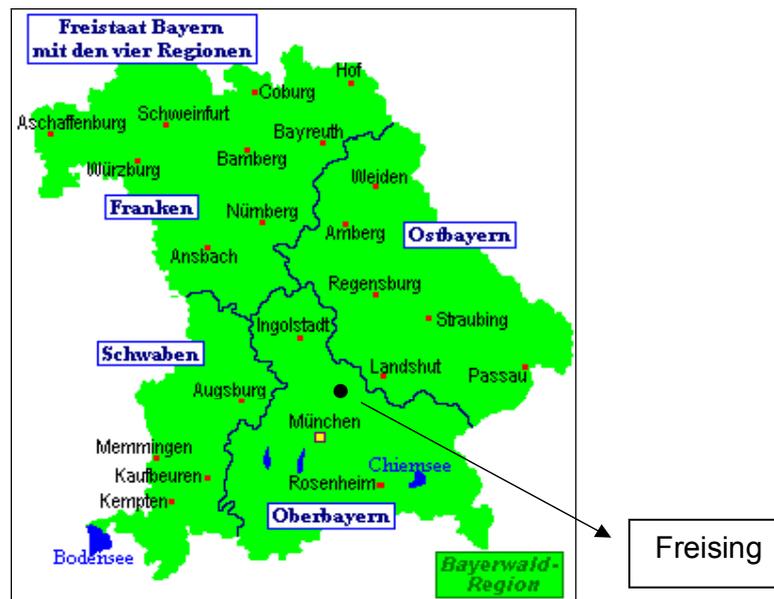


Abb. 1: Übersichtskarte Bayern (Quelle: BAY. LANDESVERMESSUNGSAMT)

Vom ursprünglichen Quellgebiet wurde die Moosach durch den Bau des Schleißheimer Kanals abgeschnitten. Als Quellgraben könnte man heute den Entwässerungsgraben (Massow-Kanal) östlich von Riedmoos bezeichnen. Sie mündet nach ca. 35 Kilometern Fließstrecke zwischen Gaden und Oberhummel in die Isar. Zuvor entzieht ihr allerdings der Mühlbach den größten Teil der Wassermenge. Dieser mündet bei Moosburg in die Amper. Die Moosach wird zudem von mehreren Nebenbächen gespeist. Das sind vor allem die Mauka und der Pullinger Graben sowie einige Entwässerungsgraben im Bereich des Pullinger Moores. Im Untersuchungsgebiet erhält die Moosach keinen Zufluss. Das Untersuchungsgebiet umfasst den ca. 3 Kilometer langen Moosachlauf im Landkreis Freising von der Pullinger Brücke bei Fkm 17,2 bis zur Vöttinger Mühle (Fkm 14,2 an der Fischbiologie der TU München (Abb. 2)).



Abb. 2: Wehrunterwasser (Fkm 14,2) mit Hamen

In diesem Bereich weist die Moosach eine durchschnittliche Breite von 15m sowie eine durchschnittliche Tiefe von 0,9m auf. Die gesamte Fließstrecke ist durch eine geringe Höhendifferenz gekennzeichnet. Die Fließgeschwindigkeit ist somit im gesamten Bereich als gering zu bezeichnen. Kiesige Bereiche befinden sich lediglich über kurze Strecken in Bereichen mit erhöhter Fließgeschwindigkeit an der Pullinger – und Vöttinger Brücke, also jeweils dort, wo sich bautechnisch bedingte Einengungen des Flussbettes ergeben.

Pegelabflusswerte Pegel Freising (1989 bis 2000):

-	NQ	1,68 m/s
-	MNQ	1,98 m/s
-	MQ	2,68 m/s
-	MHQ	6,08 m/s
-	HQ	9,24 m/s

Bedingt durch die geringe Fließgeschwindigkeit und die nicht sehr stark schwankende Wasserführung ist die Bachsohle stark sedimentiert.

Die Gewässersohle ist zum Teil stark mit Makrophyten bewachsen, welche die Verschlammung begünstigen. Nach STEIN (1987) ergab eine grobe Bestimmung an Absetzproben im Zeitraum von Mai bis Juni 1986 eine Sedimentfracht an der Vöttinger Mühle von 18 bis über 50 Kubikmeter je Tag.

Die starken Wasserpflanzenbestände bewirkten weiterhin einen ausgeprägten Tag- und Nachtrhythmus der Sauerstoffkonzentration mit einer Sättigung oder Übersättigung während des Tages und einem Defizit während der Nacht (KNAPPE 1971). Die Wassertemperaturen schwankten im Jahresverlauf zwischen 4 und 18 Grad, die Monatsmittelwerte zwischen 5 und 13 Grad (STEIN 1987).

Im Rahmen der Untersuchungen von STEIN (1987) wurden Wasseranalysen der Moosach beim Fischgesundheitsdienst in Grub bei München in Auftrag gegeben. Die Ergebnisse der Wasserparameter waren für ein unbelastetes Gewässer der Schotterebene typisch. Auffällig waren jedoch die hohen Nitrat-N (Tab.1).

Tab.1: Analysen von Wasserproben der Moosach nach STEIN (1987)

	Einheit	Probe vom 04.11.1981		Probe vom 04.11.1982		
		Mühle	Brücke	Mühle	Brücke	Pulling
pH-Wert	-lg(H ⁺)	7,90	7,91	7,85	7,80	7,76
Elektrische Leitfähigkeit	(µS/cm)	684	687	648	648	563
Säurekapazität bis pH 4,3 (SBV)	(mval/l)	5,16	5,33	5,36	5,38	5,47
Freie Kohlensäure (CO ₂)	(mg/l)	6,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Carbonat-Härte	(°dH)	14,4	14,9	15,0	15,1	15,3
Calcium	(mg/l)	114,2	114,2	108,2	108,2	108,2
Gesamt-Härte	(°dH)	22,0	22,0	21,0	21,0	21,0
Kaliumpermanganatverbrauch	(mg/l)	17,6	17,3	10,7	11,1	12,0
CSB in O ₂	(mg/l)	11,2	13,3	10,9	4,9	9,4
Nitrat-N	(mg/l)	8,1	8,1	7,6	7,7	7,7
Nitrit-N	(mg/l)	0,026	0,027	0,051	0,051	0,052
Ammonium-N	(mg/l)	0,068	0,072	0,03	0,02	0,02
Ortho-Phosphat-P	(mg/l)	0,015	0,019	0,027	0,024	0,027
Gesamt-Phosphat	(mg/l)	0,12	0,16	0,04	0,04	0,04
Chlorid	(mg/l)	46,2	46,5	46,2	45,4	45,0

BAARS et al. (2000) führten im Zeitraum von November 1995 bis September 1996 acht Messserien im Bereich der Pullinger Brücke bis zum Kleinkraftwerk Veitshof durch.

Sowohl im Winter als auch im Sommer konnten dabei Niedrig- und Hochwasserlagen und damit unterschiedlichste Abflussbedingungen erfasst werden. Durch die regelmäßige Verteilung der Messungen dürften nach (BAARS et al. 2000) die nachfolgend aufgeführten Werte nahezu den gesamten Schwankungsbereich erfassen (Tab. 2).

Tab. 2: Minimale und maximale Parameter der physikalisch-chemischen Messungen nach BAARS et al. (2000) an der Moosach, im Zeitraum von November 1995 bis September 1996 (u.N.: unter der Nachweisgrenze)

Moosach (zwischen Pullinger Brücke und Veitshof)			
8 Messungen (1 Jahr)	Einheit	Minimum	Maximum
Leitfähigkeit	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	745	765
Temperatur	[$^{\circ}\text{C}$]	3,7	14,1
Sauerstoffsättigung	[%]	87	113
Sauerstoffgehalt	[mg/l]	9,7	12,1
pH-Wert	$-\lg(\text{H}^+)$	7,67	8,02
Gesamtgassättigung	[%]	97,13	108,50
Ortho-Phosphat-P	[mg/l]	0,0	0,1
Nitrit-N	[mg/l]	0,01	0,02
Ammonium-N	[mg/l]	0,02	0,11
Ammoniak	[mg/l]	0,0002	0,0013
Nitrat-N	[mg/l]	4,25	7,41
NPOC	[mg/l]	2,58	4,67
freie Kohlensäure (CO ₂)	[mg/l]	6,31	16,02
HCO ₃ ⁻	[mg/l]	312,18	382,73
SBV _{4,3}	[mval/l]	5,21	6,37
Bromid	[mg/l]	3,15	7,14
Chlorid	[mg/l]	30,13	36,43
Sulfat	[mg/l]	36,36	60,32
Fluorid	[mg/l]	u.N.	0,07
Gesamt-Carbonat	[mmol/l]	5,28	6,48
Kalium	[mg/l]	1,45	3,47
Natrium	[mg/l]	19,83	21,62
Calcium	[mg/l]	99,23	115,97
Magnesium	[mg/l]	18,50	26,53

Das Einzugsgebiet der Moosach wird relativ stark ackerbaulich genutzt. Es befinden sich dort mehrere Fischzuchtanlagen, die direkt oder indirekt in die Moosach entwässern (STEIN 1987). Bedingt durch die geringe Fließgeschwindigkeit, das ausgeglichene Abflussregime und Einschwemmungen aus der Landwirtschaft, ist die Gewässersohle in der Regel stark verschlammt. Aufgrund der Erweiterung der Klärtechnik hat sich die biologische Gewässergüte seit den 70er Jahren deutlich verbessert (WWA Freising 2004). Nach BAARS et al. (2000) weist die Moosach heute eine biologische Gewässergüte (Saprobienindex) von 2,0 auf. Die Moosach wird oberhalb des Untersuchungsgebietes ab der Pullinger Brücke Fkm 17,2 angelfischereilich genutzt. Die Intensität der Fischerei ist hier als gering zu bezeichnen. In der Vergangenheit wurden in diesem Bereich regelmäßig Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen durchgeführt (HANFLAND 2001). Der Moosachverlauf im Untersuchungsgebiet ist insbesondere im Untersuchungsabschnitt ab (Fkm 17,0 (Abb. 3)) stark begradigt und relativ strukturarm.



Abb. 3: Typischer Moosachabschnitt (Fkm 17,0) flussabwärts

BAARS et al. (2000) und STEIN (1987) konnten in der Moosach bis zu 26 Fischarten nachweisen. Die hohe Fischartenzahl ist nach STEIN (1987) zum Teil auf die Teichanlagen im Einzugsgebiet und auf Besatzmaßnahmen im Oberlauf zurückzuführen.

Die Moosach war früher für ihren Fischreichtum bekannt. Im Jahresbericht der "Königlichen landwirtschaftlichen Zentralschule Weißenstephan" von 1867 werden Bachforellen von über 10 Pfund in der Moosach als nicht ungewöhnlich bezeichnet. Noch in den Jahren zwischen 1950 und 1970 war der Fischbestand, insbesondere der Äschenbestand hervorragend (STEIN 1987). Der Fischbestand, besonders auch der Äschenbestand, ist seit Anfang der 80er Jahre stark rückläufig (STEIN 1987). Die dramatische Veränderung des Sediments, vor allem verursacht durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung mit starker Zunahme der Erosion im Einzugsgebiet, wird als Hauptursache dieser Reduktion an Fischbiomasse angesehen (STEIN 1988). Dies gab den Anlass, an der Moosach Untersuchungen und Beobachtungen durchzuführen, ob Besatzmaßnahmen dieser Tendenz entgegenwirken können.

3.1.2 Einteilung des Untersuchungsgebietes

Im Rahmen der Untersuchungsarbeiten wurde die Moosach zwischen der Pullinger Brücke und der Vöttinger Mühle mittels Bandmaß in 29 Abschnitte à 100m unterteilt (siehe Übersichtskarte-Moosach im Anhang Seite 67-68). Die Kennzeichnung der einzelnen Abschnitte erfolgte durch Holzpfähle mit Farbmarkierung und dementsprechender Nummerierung des jeweiligen Transektes am Gewässerrand der Moosach. Daraus resultierten 29 Querschnitte an denen die Messungen der Gewässertiefe, Breite und Strömungsgeschwindigkeit sowie zum Teil Makrozoobenthosfänge stattfanden. Des Weiteren wurde eine Photodokumentation der Gewässersohle durchgeführt.

3.2 Methoden

3.2.1 Messung der Gewässertiefe, Breite und Strömungsgeschwindigkeit

Die Messung der Tiefe, Breite und Strömungsgeschwindigkeit erfolgte nun an den jeweils bereits ausgemessenen Markierungspfählen. Somit ergaben sich für eine Fließstrecke von 3 Kilometern 29 zu bearbeitende Erfassungstransecte. Aufgrund der Gewässertiefe und der Schlammauflagen konnten die Messungen nur vom Boot aus durchgeführt werden.

Die Messung der einzelnen Transecte erfolgten vom rechten zum linken Ufer. Dabei wurden auf jeder Uferseite zwei Seile an den Markierungspfählen befestigt. Ein Seil wurde zur Messung der Breite verwendet, indem jeder Meter Länge mit Klebeband markiert wurde. Das andere Seil hingegen wurde durch den Spitzenring des Bootes gefädelt, und diente somit zur Führung des Bootes auf der Moosach bzw. verhinderte ein Abdriften während der Messungen. Zur Stabilisierung des Bootes mussten die Messungen von zwei Personen durchgeführt werden, wobei der im Boot hinten sitzende mittels eines in das Sediment eingestoßene Stechpaddel zusätzlich zur Stabilisierung beitrug (Abb. 4).



Abb. 4: Messung der Strömungsgeschwindigkeit an einem Transekt

Somit konnten Fehlmessungen durch Hin- und Herpendeln des Bootes in der Strömung, vor allem bei der Ermittlung der Fließgeschwindigkeit weitgehend vermieden werden.

Die Messungen der Strömungsgeschwindigkeiten und Tiefen wurden im Abstand von jeweils einem Meter vom rechten Uferrand durchgeführt. Durch ablesen der Länge vom Messseil konnte somit die Gewässerbreite ermittelt werden. Die Gewässertiefe wurde mit einer selbst montierten Messstange ermittelt (Abb. 5). Die an der Unterseite der Stange montierte Holzplatte verhinderte das Eintauchen der Messvorrichtung in die Schlammschicht am Gewässergrund und somit eventuelle Fehlmessungen der Gewässertiefe. Zum ablesen der Tiefe diente ein an der Messstange mittels Klebeband befestigter Zollstock.

Mit Hilfe eines Messflügels der Firma OTT Messtechnik Flügel-Nr. 129834, Typ: C2 `10.150` (Abb.6) konnte die Fließgeschwindigkeit in der Moosach ermittelt werden.



Abb. 5: Tiefenmessstange



Abb. 6: Flügelmessgerät

Dabei wurde über dem gesamten Querschnitt 30 cm unterhalb der Wasseroberfläche gemessen. Somit konnten die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten ermittelt werden. Außerdem standen uns zur Messung der Geschwindigkeit verschiedene Schaufeln zur Verfügung. Für die Messungen wurde die Schaufel-Nr.:1-130647 verwendet. Diese Schaufel eignet sich für Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,02 m/s und 1m/s. Für die Berechnung der Strömungsgeschwindigkeiten war die Drehzahl (n) der Schaufel in 1/s ausschlaggebend.

In Abhängigkeit von der Drehzahl (n) der Schaufel in 1/s mussten folgende Gleichungen zur Berechnung der Strömungsgeschwindigkeit (v) m/s verwendet werden:

$$v = 0,0609 \times n + 0,016 \quad \text{gilt für: } n \leq 2,00$$

$$v = 0,0569 \times n + 0,024 \quad \text{gilt für: } 2,00 \leq n \leq 7,42$$

$$v = 0,0538 \times n + 0,047 \quad \text{gilt für: } 7,42 \leq n \leq 17,09$$

Im Abstand von einem Meter wurde an jedem Messpunkt eine Doppelbestimmung der Drehzahl mittels Messflügels über die gesamte Gewässerbreite durchgeführt. Dabei betrug die Messzeit jeweils 10 Sekunden pro Messung.

3.2.2 Bestandsaufnahme und Fischverteilung

Die Kontrolle des Fischbestandes bzw. der Fischverteilung im Untersuchungsgebiet erfolgte mittels Elektrofischerei vom Boot. Dazu lag der technischen Universität München/Weihenstephan, Fachgebiet Fischbiologie, eine Bayern weit gültige Befreiung vom Verbot der Elektrofischerei vor. Gefischt wurde vom treibenden Boot aus flussabwärts. Die Befischungen wurden möglichst unter vergleichbaren Bedingungen (Abfluss und Sichtigkeit) von einem eingespielten Team durchgeführt. Dabei wurde ein stationäres Elektrofischfängergerät mit zwei Anoden verwendet (Abb. 7).

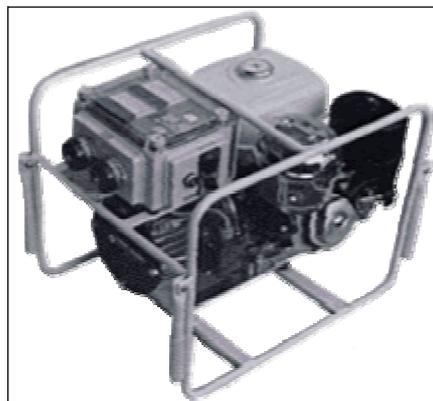


Abb.7: Elektrofischfängergerät

Die Leistung betrug in Abhängigkeit von der Betriebsstufe 9kW bzw. 11kW. Zwei Personen führten die Anoden, zwei weitere kescherten die Fische. Bis zur Auswertung wurden die Fische in Plastikwannen gehalten.

Dabei erfolgte am 27.10.2003 zuerst eine Bestandsaufnahme der Fischpopulation bevor am 16.12.2003 und am 09.03.2004 die Verteilung der Besatzfische untersucht wurde. Nach der Befischung jedes einzelnen Abschnittes erfolgte zuerst die Bestimmung der Art, danach wurde die Länge der einzelnen Fische mittels Messbrett bestimmt und schriftlich dokumentiert. Die Gesamtkörperlänge wurde jeweils auf halbe Zentimeter von der Kopfspitze bis zum Ende der Schwanzflosse gemessen.

3.2.3 Markierung der Besatzfische

Die Versuchsplanung ging davon aus, dass die bereits in der Moosach vorhandenen Wildfische Bachforelle und Äsche (Abb. 8 und 9) durch Besatzfische bekannter Herkünfte ergänzt werden sollten.



Abb. 8: Bachforelle (*Salmo trutta*)



Abb. 9: Äsche (*Thymallus thymallus*)

Um die Besatzfische später von Wildfischen unterscheiden zu können wurden diese vor dem Besatz markiert. Die Markierung erfolgte mit Elastomerfarbstoffen auf Siliconbasis mittels einer Insulinspritze. In der Praxis hat sich herausgestellt, dass sich der Bereich hinter dem Auge für die Markierung von Kleinfischen am besten eignet (Abb. 10). Die Haut ist an dieser Stelle durchsichtig und verhältnismäßig dick. Die Markierung mit Elastomerfarbstoffen ist in verschiedenen Farben möglich, wobei hier die Farben rot, gelb, orange und grün verwendet worden sind.



Abb. 10: Hinter dem Auge mit grüner Farbe markierte Äsche

Besetzt wurden 1920 einsömmerige Bachforellen sowie 1420 einsömmerige Äschen mit einer durchschnittlichen Länge von 11cm.

Die Aufzucht der Bachforellen- und Äschensetzlinge erfolgte in vier unterschiedlichen Behältnissen (Rundbecken mit/ohne Strömung, Fließkanal, Erdteich). Jedem Herkunftsort wurde somit eine bestimmte Farbe zugewiesen.

Es wurden unter anderem folgende Besatzdichten eingesetzt:

	Besatzzahlen
▪ Äsche Markierung rot (Rundbecken ohne Strömung)	450 Stück
▪ Äsche Markierung gelb (Rundbecken mit Strömung)	400 Stück
▪ Äsche Markierung orange (Fließkanal Mauka)	270 Stück
▪ Äsche Markierung grün (Erdteich Mauka)	300 Stück
▪ Bachforelle Markierung rot (Rundbecken ohne Strömung)	700 Stück
▪ Bachforelle Markierung gelb (Rundbecken mit Strömung)	650 Stück
▪ Bachforelle Markierung orange (Fließkanal Mauka)	270 Stück
▪ Bachforelle Markierung grün (Erdteich Mauka)	300 Stück

Die Äschen bzw. Bachforellen aus den Rundbecken wurden direkt an der Fischbiologie in Freising aufgezogen (Abb. 11 u. 12).



Abb. 11: Rundbecken ohne Strömung



Abb. 12: Rundbecken mit Strömung

Die anderen Fische stammten aus der Fischzucht Mauka und wuchsen entweder im Fließkanal oder Erdteich auf (Abb. 13 u. 14).



Abb. 13: Fließkanal-Mauka



Abb. 14: Erdteich-Mauka

Nach der Markierung wurden die Bachforellen- und Äschensetzlinge in den jeweiligen Becken gehältert, bevor sie in die Moosach ausgesetzt wurden.

Die Haltbarkeit von eingewachsenen Elastomerfarbstoffen im Fischgewebe wird vom Hersteller (NMT 2000) mit mehreren Jahren angegeben. Auch BÄHR (2001) bestätigt die Eignung der Elastomerfarbmakierung für junge Salmoniden.

3.2.4 Makrozoobenthon

Das Makrozoobenthon wurde an drei verschiedenen Stellen (Pullinger Brücke, Transekt 7 und Vöttinger Brücke) auf die vorkommenden Makroinvertebratenarten und deren Abundanzen untersucht. Eine Übersichtskarte der Moosach mit den jeweiligen Fangstellen ist im (Anhang Seite 67-68) dargestellt.

Die Makroinvertebraten wurden mittels eines Keschers vom Boot aus über die gesamte Gewässerbreite abgekeschert. Die Dauer der Aufsammlung betrug 15 Minuten, die Maschenweite des Keschers 0,5 mm. Eigentlich sollte der Fang der einzelnen Fischnährtiere mit dem Surber-Sampler (Square-foot stream bottom sampler; SCHWOERBEL 1994) durchgeführt werden, die zum Teil geringen Strömungsgeschwindigkeiten ließen dieses Verfahren jedoch nicht zu. Die Auswahl der Fangstellen erfolgte so, dass alle benthonischen Mikrohabitate erfasst wurden. Um dies zu erreichen wurden deshalb die Merkmale Strömungsgeschwindigkeit, Tiefe, Substrat und Makrophytenbewuchs herangezogen. Der Fang der Makroinvertebraten fand an allen Messstellen innerhalb eines Tages statt, da diese einer starken jahreszeitlichen Sukzession unterliegen. Somit konnte die Vergleichbarkeit der einzelnen Probestellen gewährleistet werden.

Die Konservierung der gefangenen Makroinvertebraten erfolgte in 70%-igem Isopropanol, die Auswertung im Labor unter einem Bimokular (Stereolupe) bei bis zu vierzigfacher Vergrößerung. Die Bestimmung wurde mit dem „Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen)“ des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft Heft 2/1988 durchgeführt.

3.2.5 Saprobienindex und Gewässergüte

Der Saprobienindex ist ein Verfahren zur Bewertung der Gewässergüte eines Fließgewässers anhand Makroinvertebraten (für stehende Gewässer nicht geeignet). Dabei soll die Gewässergüte ein Fließgewässer bezüglich seines Gehalts an leicht abbaubaren organischen Verbindungen charakterisieren. Diese Stoffe stammen, abgesehen von einer natürlichen Grundbelastung (Humus etc.), die je nach Gewässertyp variiert, meistens aus eingeleiteten Abwässern. In ländlichen Gegenden spielt auch die Einschwemmung von Stoffen (Dünger, Erdreich, Spritzmittel) eine Rolle. Man unterscheidet heute 7 Güteklassen, die von Güteklasse

I (unbelastet) über die Zwischenstufen I-II, II, II-III, III, III-IV bis IV (übermäßig verschmutzt) reichen.

Für jede saprobe Zone ergibt sich nun eine bestimmte Lebensgemeinschaft tierischer Organismen die charakteristisch ist, und zur Beurteilung des Zustandes eines Gewässers herangezogen werden kann. Aus den vorgefundenen Organismen lässt sich also auf den Zustand des Gewässers schließen. Der Saprobienindex der einzelnen Arten (s_i) gibt den Grad der Belastung eines Gewässers an, in der die Indikatorart bevorzugt lebt. Nicht jedem gefundenem Tier wird aber eine bestimmte Zahl (Saprobienindex) zugeteilt. Es geht also nicht in die Gewässergütebeurteilung mit ein. In der Vorschrift DIN 38410 Teil 2 sind sämtliche Tiere, die mit einem Index versehen sind enthalten.

Um zu verhindern, dass eine oder wenige zur Massenvermehrung neigende Art bzw. Arten den Saprobienindex-Wert alleine bestimmt (dominiert), wurden Abundanzstufen eingeführt. Für eine viertelstündige Aufsammelzeit wurde in Baden-Württemberg deshalb folgende zahlenmäßigen Abstufungen als Vereinheitlichung festgelegt (Tab.3):

Tab. 3: Absolute Häufigkeiten und die dazugehörigen Abundanzen
(Quelle: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1992)

Individuenzahl	Abundanzstufe	Häufigkeit
1	1	Einzelfund
2-19	2	wenig
20-39	3	wenig bis mittel
40-79	4	mittel
80-159	5	mittel bis viel
160-319	6	viel
≥ 320	7	massenhaft

Die einzelnen Arten gehen also nicht mit ihrer Individuenzahl, sondern mit ihrer Abundanzstufe in die Saprobienindexberechnung ein.

Für jedes Taxon ist neben der Saprobie-Einstufung noch eine Gewichtungsziffer, dimensionslose Zahl (1, 2, 4, 8, 16) festgelegt. Diese richtet sich nach der Streubreite der Indikation, das heißt stenöke Arten haben einen hohen Gewichtungsfaktor (G), euryöke einen niedrigen.

Die Berechnung des Gesamtsaprobienwertes (S) erfolgt somit nach folgender Formel:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \times A_i \times G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \times G_i}$$

- S* Saprobienindex
- i* i-tes Taxon
- s_i* Saprobienwert des i-ten Taxons
- A_i* Abundanzziffer des i-ten Taxons (von 1=Einzelfund bis 7=Massenvorkommen)
- G_i* Indikationsgewicht des i-ten Taxons
- n* Anzahl der Taxa

Die Berechnungen des Saprobitätsgrades ergeben Werte zwischen 1,0 und 4,0. Anhand dieser Zahlenwerte können Gewässergüte und damit der Belastungszustand mit organischen, abbaufähigen Substanzen ermittelt werden (Tab. 4). Je höher also der Sauerstoffbedarf des Tieres ist, desto niedriger ist der Saprobitätsgrad (Index) und desto besser ist die Wassergüte und umgekehrt.

Tab. 4: Einteilung der Gewässergüte und des Saprobienindex

Gewässergüteklasse	Saprobienindex	Grad der organischen Belastung
I	1,0 ≤ 1,5	unbelastet bis sehr gering belastet
I-II	1,5 ≤ 1,8	gering belastet
II	1,8 ≤ 2,3	mäßig belastet
II-III	2,3 ≤ 2,7	kritisch belastet
III	2,7 ≤ 3,2	stark verschmutzt
III-IV	3,2 ≤ 3,5	sehr stark verschmutzt
IV	3,5-4,0	übermäßig verschmutzt

Bei der Bestimmung der Makroinvertebraten und der Ermittlung des Saprobienindex wurden folgende Vereinfachungen durchgeführt:

- Bei der Gattung *Baetis* wurde nicht mehr die Art bestimmt. Die Merkmale (Maxillartaster, rechte Mandibel, usw.) sind nur mit erheblichem Aufwand und oft nur im letzten Larvenstadium sicher zu bestimmen. Für die Gruppe *Baetis spp.* wurde als Saprobienwert 2,0, der zum einen etwa den Mittelwert der Arten darstellt, zum anderen den häufigsten Arten entspricht, angenommen.
- Chironomiden wurden wegen des ansonsten übermäßig großen Aufwandes nicht weiter bestimmt als bis zur Familie. Als Saprobienindex wurde 3,3 verwendet. Dieser Wert liegt genau mittig und sehr nahe an den Einzelwerten (3,2 und 3,4) der beiden Chironomus-Gruppen.

3.2.6 Physikalisch-chemische Parameter

Im Rahmen der Untersuchungen an der Moosach wurden im Dezember 2003 und im März 2004 jeweils drei Wasseranalysen an verschiedenen Stellen durchgeführt. Diese waren zum einen an der Vöttinger Brücke, Abschnitt 14 und an der Pullinger Brücke. Die jeweiligen Probestellen können aus der Übersichtskarte der Moosach im (Anhang Seite 67-68) entnommen werden. Auf diese Weise konnten an der Moosach, Werte der physikalisch-chemischen Parameter sowohl im Winter als auch im Frühling festgestellt werden. Dabei wurden sicherlich keine tageszeitlichen als auch jahreszeitlichen Extremwerte aufgenommen, die Verteilung der Messungen (Winter und Frühjahr) dürften aber den gesamten Schwankungsbereich über die drei Monate widerspiegeln.

An den drei Probestellen wurden folgende Parameter gemessen:

- Messung vor Ort:

Die direkt am Gewässer gemessenen Werte sind in Tabelle 5 aufgeführt.

Tab. 5: Messparameter bzw. Messgeräte der vor Ort-Messung

Messwert	Messgerät
pH-Wert	WTW: pH 96 T
O ₂ -Sättigung, O ₂ -Gehalt und Temperatur	WTW: OXI 196
Leitfähigkeit	WTW: LF 196

- Messungen im Labor:

Die Wasseranalysen wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen beim Tiergesundheitsdienst Bayern e.V. (Fachabteilung Fischgesundheitsdienst) in Grub bei München in Auftrag gegeben. Die Wasserproben wurden in Glasflaschen luftdicht abgefüllt, so dass diese keine Luftblasen enthielten. Danach wurden die Glasflaschen beschriftet und in einer Kühltasche (kühl und dunkel) nach Grub transportiert. Tabelle 6 zeigt die gemessenen chemischen Parameter:

Tab. 6: Messparameter und Messmethode der Laborwerte aus Grub

Parameter	Meßmethode
Nasschemisch, photometrische Messungen: Nitrit, Ammonium, Ortho-Phosphat	MERCK Photometer SQ 118
Ammoniakgehalt	Tabellenwert aus Ammonium (gesamt) unter Berücksichtigung von pH-Wert und Temperatur
Kapillarelektrophoretische Messung: Anionen: Bromid, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Fluorid und Gesamt-Carbonat Kationen: Kalium, Natrium, Calcium und Magnesium	Kapillarelektrophorese im Labor
TOC (Total organic carbon)	Ermittelt als NPOC (Non Purgeable Organic Carbon) im Labor Gerät: SHIMADZU TOC 3000
Säurekapazität bis pH 4,3 (SBV)	Berechnung entsprechend DIN 38404-10

3.2.7 Die Hamenfischerei

Um ein abwandern von markierten Bachforellen und Äschen nachweisen zu können, wurde an der Vöttinger Mühle (Fkm 14,2) über die komplette Breite des Mühlenschusses ein Hamen zum absperren verwendet (Abb.15 u. Abb. 16).



Abb. 15: Seitenansicht Hamen



Abb. 16: Draufsicht Hamen

HOLZNER (1999) entwickelte eigens, unterschiedlichste spezielle Hamen für die fischereibiologischen Untersuchungen von Fischwanderungen (Abb.17). Die Maschenweite des Hamens wurde dabei so gewählt, dass die einsömmerigen Äschen und Bachforellen nicht entweichen konnten. Der Einbau des Hamens erfolgte unmittelbar bevor die Besatzmaßnahmen durchgeführt wurden.

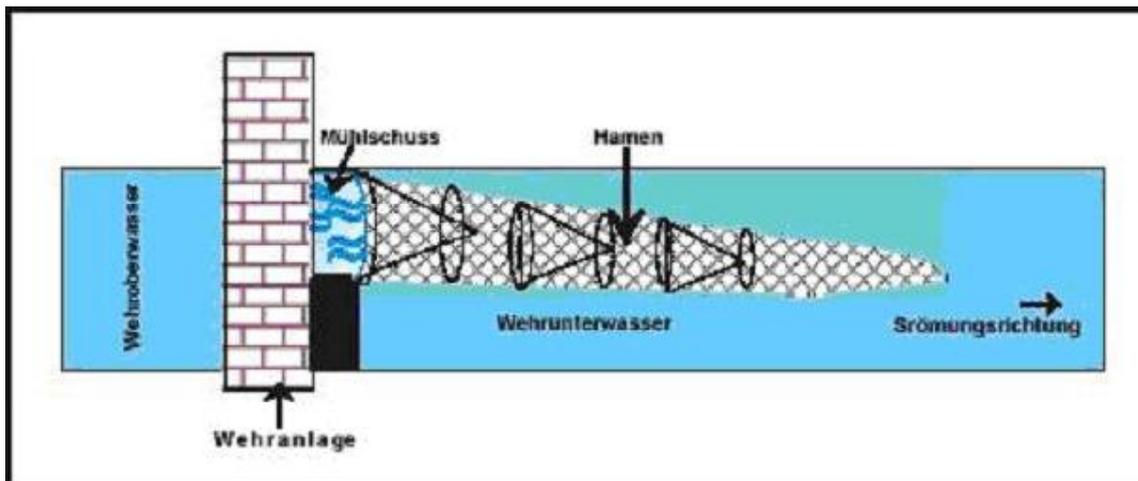


Abb.17: Skizze Hamen in der Moosach (nicht maßstabsgetreu)

Die Befischung dauerte vom 18.11.2003 bis zum 17.12.2003, wobei der Endsack des Hamens regelmäßig, alle zwei Stunden bis ca. 24:00 Uhr geleert wurde, um Verletzungen der gefangenen Fische zu vermeiden. Dabei wurden die Fische gemessen, auf Markierungen kontrolliert und stromab der Fangeinrichtung wieder in die Moosach zurückgesetzt.

4. Ergebnisse

4.1 Struktur der Moosach

4.1.1 Gewässertiefe, Gewässerbreite und Strömungsgeschwindigkeit

Die Moosach weist im Untersuchungsgebiet eine mittlere Breite von 15 m sowie eine mittlere Tiefe von 0,9m auf. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde wie bereits unter (3.2.1 Messung der Gewässertiefe, Breite und Strömungsgeschwindigkeit) beschrieben über den kompletten Querschnitt im Abstand von einen Meter, 30 cm unterhalb der Wasseroberfläche gemessen. Die mittleren Werte lagen zwischen 0,14 m/s (mit beruhigten Bereichen) und 0,17 m/s (ohne beruhigte Bereiche). Die niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten lagen vor allem daran, dass die gesamte Fließstrecke im Untersuchungsbereich durch ein geringes Gefälle gekennzeichnet war.

Am ersten Transekt an der Pullinger Brücke konnten zum Teil Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 0,5 m/s nachgewiesen werden (Abb. 18).

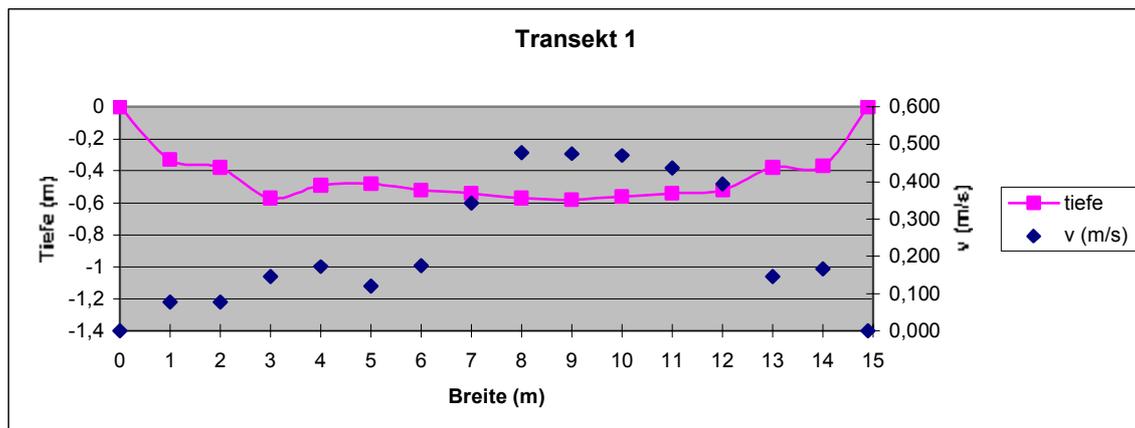


Abb. 18: Querschnittsprofil am Transekt 1 an der Pullinger Brücke mit Angabe der Gewässerbreite, Tiefe und Strömungsgeschwindigkeit

Die Gewässertiefe war in diesem Bereich im Vergleich zu den anderen Abschnitten relativ gering. Dies führte wiederum dazu, dass die Strömungsgeschwindigkeit dort relativ hoch war. Die Gewässersohle weist gerade deshalb in diesem Abschnitt noch steinige bzw. kiesige Bereiche auf (Abb. 19 und 20).



Abb. 19: Sohlstruktur Pullinger Brücke



Abb. 20: Sohlstruktur Pullinger Brücke

Aus der nachfolgenden Tabelle können die maximalen Breiten, Tiefen, Strömungsgeschwindigkeiten sowie das an den einzelnen Abschnitten vorhandene Sohlsubstrat entnommen werden. Der Bereich (Andere Abschnitte) umfasst bis auf die Pullinger Brücke (Transekt 1) und der Vöttinger Brücke alle anderen Transekte. In diesen Bereichen konnte die Moosach sehr große Tiefen und Gewässerbreiten aufweisen. Dementsprechend waren die Strömungsgeschwindigkeiten im Mittel in diesen Abschnitten relativ gering (0,13 m/s), was zu einer Ablagerung von Schlamm an der Gewässersohle führte.

Tab. 7: Vergleich der Gewässerbreite, Tiefe, Strömungsgeschwindigkeit und des Sohlsubstrates an drei ausgewählten Bereichen

	Pullinger Brücke	Vöttinger Brücke	Andere Abschnitte
Maximale Breite	14,90 m	7,90 m	19,90
Maximale Tiefe	0,58 m	0,66 m	1,72
Maximale Strömungsgeschwindigkeit	0,48 m/s	0,41 m/s	0,36 m/s stark abnehmend
Sohlsubstrat	steinig, kiesig	kiesig, sandig	hauptsächlich schlammig

4.1.2 Bestandsaufnahme durch Elektrofischung

Im Rahmen der Untersuchungen an der Moosach wurde am 27.10.2003 eine Elektrofischung zur Bestandserhebung der Fischpopulation durchgeführt. Dabei konnten 390 Fische gefangen werden (Tab. 8).

Weitere Befischungen wurden am 16.12.2003 und 09.03.2004 durchgeführt, und dienten zur Untersuchung der Eingliederung der Besatzfische in den Wildfischbestand.

Tab. 8: Gesamtbestandserhebung im Untersuchungsgebiet der Moosach vom 27.10.2003

Moosach Oktober 2003	Befischungsstrecke: 2,9 km		
Fischart	Stückzahl	Anzahl/100m	Anzahl in [%]
Rotauge	109	3,8	27,9
Bachforelle	105	3,6	26,9
Äsche	35	1,2	9,0
Regenbogenforelle	33	1,1	8,5
Hecht	31	1,1	7,9
Aal	23	0,8	5,9
Bachsaibling	16	0,6	4,1
Koi-Karpfen	11	0,4	2,8
Aitel	5	0,2	1,3
Barsch	5	0,2	1,3
Rotfeder	4	0,1	1,0
Schleie	3	0,1	0,8
Brachse	3	0,1	0,8
Laube	3	0,1	0,8
Graskarpfen	1	0,0	0,3
Spiegelkarpfen	1	0,0	0,3
Gründling	1	0,0	0,3
Stichling	1	0,0	0,3
Gesamtsumme	390	13,4	100

Die gefangenen Individuen gehörten 18 Fischarten an, wobei der Fang gemessen jedoch nicht gewogen wurde.

Lediglich Bachforelle, Hecht, Rotauge und Äsche können auf Basis des Datenmaterials als bestandsbildend im Untersuchungsgebiet eingestuft werden. Diese Arten sind Vertreter der typischen Gilden der Äschenregion.

Im Gesamtfang dominierten bezogen auf die Anzahl:

Rotauge (28%), Bachforelle (27%), Äsche (9%), Regenbogenforelle (8,5%) und Hecht (8%) (Abb. 21).

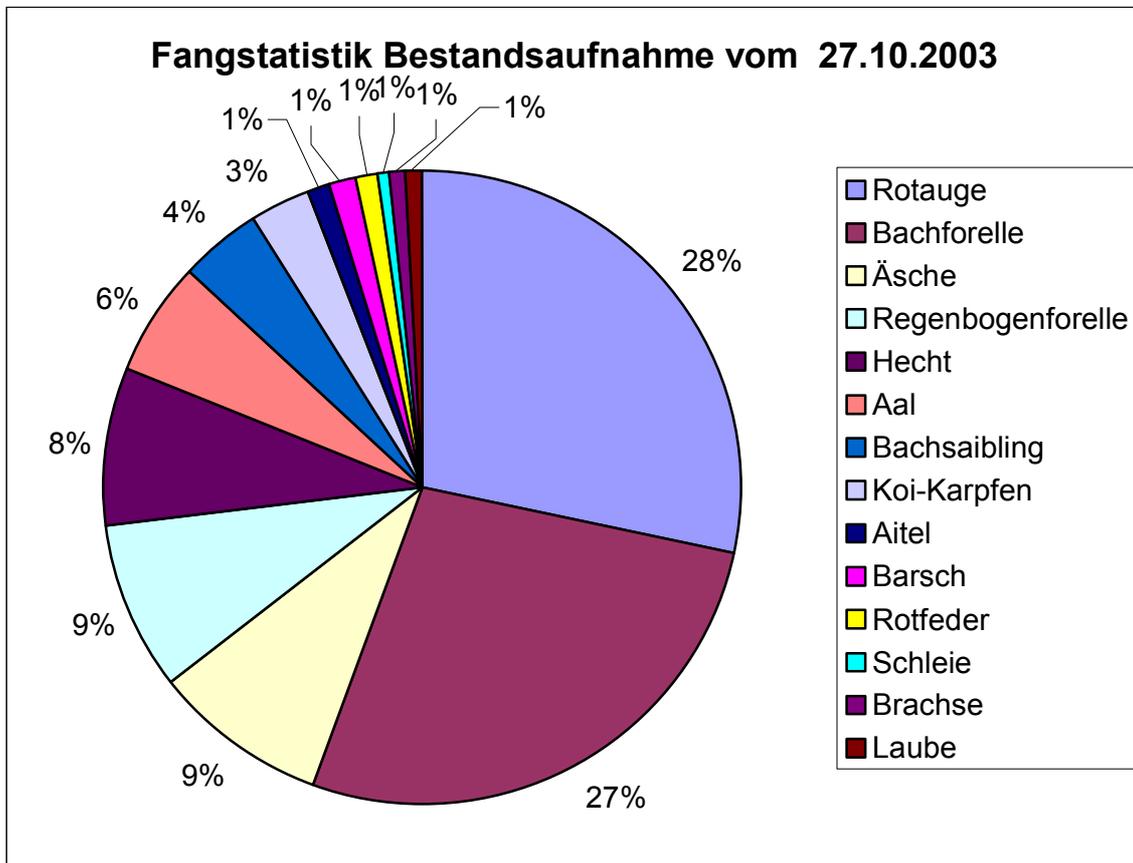


Abb. 21: Prozentuale Fischartenverteilung bei der Fischbestandserhebung am 27.10.2003 im Untersuchungsabschnitt der Moosach

Interessant erscheint jedoch die Verteilung der Fischarten auf die die einzelnen Abschnitte (Abb. 22).

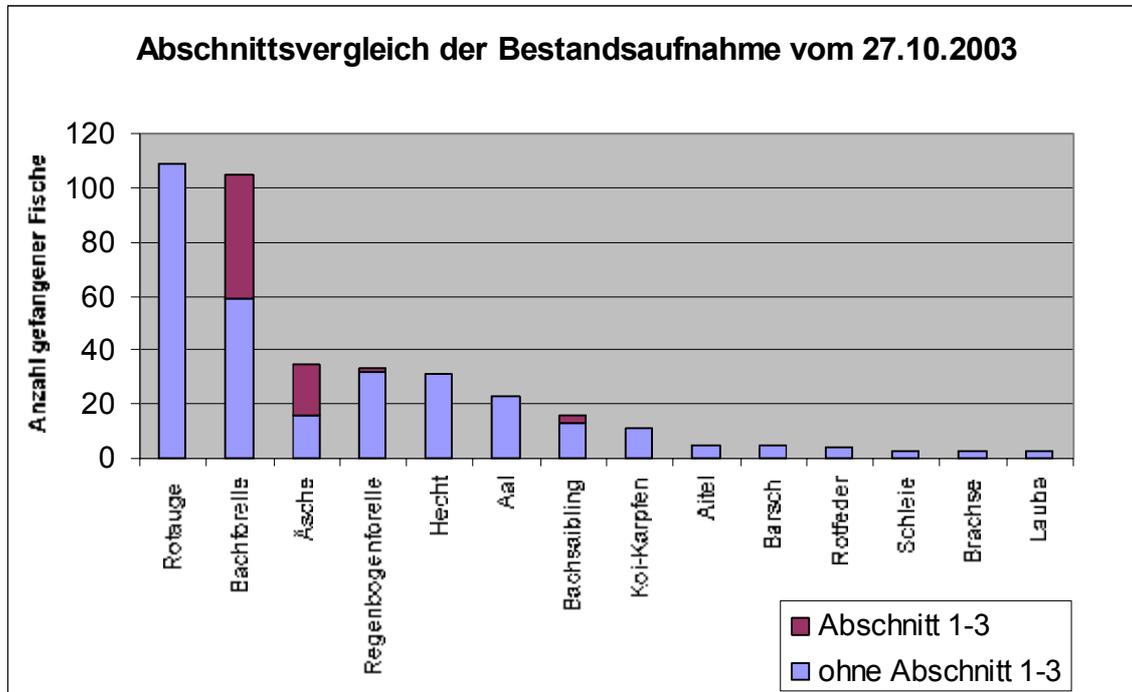


Abb. 22: Vergleich der Abschnitte 1-3 mit den Abschnitten 4-29 in Abhängigkeit von der Anzahl der gefangenen Fische und der Fischarten

Wie aus der Grafik eindeutig zu erkennen ist, wurden von der Bachforelle und Äsche hauptsächlich die Strecken mit kiesigem Untergrund und schnelleren Strömungsgeschwindigkeiten, wie hier von der Pullinger Brücke bis 300m flussab bevorzugt. Dabei wurden mittels Elektrofischerei vom Boot in diesem Abschnitt 19 der insgesamt 35 gefangenen Äschen (54%) sowie 46 von 105 gefangenen Bachforellen (44%) des Gesamtfangs nachgewiesen.

Insgesamt ist bei dieser Methode der Befischung und der vorherrschenden Gewässerstruktur mit einer Fangeffektivität von 30 – 40 % auszugehen.

4.1.3 Makrozoobenthon

Wie bereits unter 3.2.4 beschrieben, wurden an der Moosach die Makroinvertebraten an drei verschiedenen Stellen (Pullinger Brücke, Transekt 7 und Vöttinger Brücke) untersucht. Dabei wurden 5 Arten an allen Probestellen gefunden: *Gammarus fossarum*, *Gammarus roeseli*, *Asellus aquaticus*, *Baetis* spp., *Potamopyrgus antipodarum* sowie die Gruppe Diptera (Chironomidae).

GUTHRUF (1996) weist nach, dass Zuckmückenlarven (Chironomidae) für Äschenlarven das natürliche Starterfutter sind und gegenüber jeglicher anderen Nahrung bevorzugt werden.

Eintagsfliegen der Gattung *Baetis* wurden auch an allen drei Probestellen gefunden, am häufigsten jedoch an der Pullinger Brücke (170 Stück). Bei der Gattung *Baetis* wurde die Art allerdings nicht mehr bestimmt, da dies oft nur noch im letzten Larvenstadium bzw. mit sehr hohem Aufwand erreicht werden kann.

Eine weitere oft in massenhaftem Vorkommen nachgewiesene Gruppe waren die Bachflohkrebse (Gammaridae). Dabei konnte vor allem *Gammarus roeseli* in sehr hohen Anzahlen nachgewiesen werden, die Art *Gammarus fossarum* hingegen war nicht mehr so zahlreich vertreten. Besonders für juvenile Bachforellen bzw. adulte Äschen stellen die Gammariden eine wichtige Nahrungsquelle dar.

Köcherfliegenlarven (Trichoptera) wurden nur an der Pullinger – und Vöttinger Brücke (kiesiger und steiniger Untergrund) jedoch relativ spärlich gefunden. Die häufigsten Arten waren noch *Silo pallipes* und *Odontocerum albicorne*.

Käfer (Coleoptera) konnten als Larve und Imagines gefunden werden. Allerdings konnte im Gegensatz zu den Larven nur *Elmis maugetii* als Imagines nachgewiesen werden. Als Larven wurden *Agabus* spp., *Elmis* spp. und *Orectochilus villosus* gefunden.

Von Schnecken (Gastropoda) wurden ausschließlich Individuen der Gattung *Potamopyrgus* bestimmt.

Insgesamt konnte an allen Probestellen der Untersuchungsstrecke eine Vielzahl verschiedener Makroinvertebraten gefunden werden, deren Vertreter zu einem Großteil auch als Nahrung der Bachforelle und Äsche in Frage kommen. Nach GUTHRUF (1996) sind Äschen bei der Nahrungssuche ausgesprochene Opportunisten, die sich an das vorhandene Nahrungsangebot bereitwillig anpassen. Besonders Eintagsfliegen, Bachflohkrebse bildeten ein breites Nahrungsangebot für juvenile sowie adulte Bachforellen und Äschen in der Moosach.

Nachfolgend sind in den Tab. 9, 10 und 11 die bestimmten Taxa, Saprobienwert (s), Gewichtungen (G), Gefährdungsstatus (RL) nach der „Roten Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland“ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1988) sowie die Häufigkeit ihres Nachweises an den insgesamt drei Probestellen der Moosach aufgelistet.

Tab. 9: Makrozoobenthonfänge an der Pullinger Brücke (Transekt 1) mit Angabe der Artnamen sowie deren Saprobienindex, Indikationsgewicht, Status "Rote Liste" und Häufigkeit

Pullinger Brücke	Saprobienindex (s)	Indikationsgewicht (G)	Status "Rote Liste" (RL)	Häufigkeit (N)
CRUSTACEA				
Asellus aquaticus	2,7	4		3
Gammarus fossarum	1,6	8		100
Gammarus roeseli	2,0	8		593
ODONATA				
Calopteryx splendens	2,0	8	3	1
COLEOPTERA				
Agabus spp. (Larve)				2
Elmis maugetii	1,5	8		3
Orectochilus villosus (Larve)	2,0	4		2
Ephemeroptera				
Baetis spp.	2,0	4		170
TRICHOPTERA				
Hydropsyche siltalai	1,8	8		1
Diplectrona felix				1
Limnephilidae				4
Micrasema spp.				1
Odontocerum albicorne	1,4	4		3
Sericostoma spp.				1
Silo pallipes	1,5	8		12
HIRUDINEA				
Pisicola geometra				1
GASTROPODA				
Potamopyrgus antipodarum	2,3	4		59
DIPTERA				
Chironomidae	3,3	4		55
MILBEN				
Hydracarina				20

Tab. 10: Makrozoobenthonfänge am Transekt 7 mit Angabe der Artnamen sowie deren Saprobienindex, Indikationsgewicht, Status "Rote Liste" und Häufigkeit

Transekt 7	Saprobienindex (s)	Indikationsgewicht (G)	Status "Rote Liste" (RL)	Häufigkeit (N)
CRUSTACEA				
Asellus aquaticus	2,7	4		2
Gammarus fossarum	1,6	8		90
Gammarus roeseli	2,0	8		430
COLEOPTERA				
Elmis spp. (Larve)	1,5	8		1
Orectochilus villosus (Larve)	2,0	4		2
EPHEMEROPTERA				
Baetis spp.	2,0	4		21
HIRUDINEA				
Pisicola geometra				1
GASTROPODA				
Potamopyrgus antipodarum	2,3	4		74
DIPTERA				
Chironomidae	3,3	4		55
TUBELLARIA				
Dugesia lugubris	2,1	4		1
MILBEN				
Hydracarina				16

Tab. 11: Makrozoobenthonfänge an der Vöttinger Brücke mit Angabe der Artnamen sowie deren Saprobienindex, Indikationsgewicht, Status "Rote Liste" und Häufigkeit

Vöttinger Brücke	Saprobienindex (s)	Indikationsgewicht (G)	Status "Rote Liste" (RL)	Häufigkeit (N)
CRUSTACEA				
Asellus aquaticus	2,7	4		3
Gammarus fossarum	1,6	8		34
Gammarus roeseli	2,0	8		210
ODONATA				
Calopteryx virgo	1,9	8	3	2
COLEOPTERA				
Elmis maugetii	1,5	8		8
Elmis spp. (Larve)	1,5	8		1
EPHEMEROPTERA				
Baetis spp.	2,0	4		55
TRICHOPTERA				
Micrasema spp.				1
Silo pallipes	1,5	8		3
HIRUDINEA				
Pisicola geometra				2
GASTROPODA				
Potamopyrgus antipodarum	2,3	4		82
DIPTERA				
Chironomidae	3,3	4		2
TUBELLARIA				
Dugesia lugubris	2,1	4		1
MILBEN				
Hydracarina				30

4.1.4 Saprobienindex und Gewässergüte

An den drei Probestellen der Moosach wurden Saprobienindices zwischen 1,85 und 1,96 festgestellt (Tab. 12). Somit lagen alle Untersuchungsstellen im Bereich der Gewässergüte II (Saprobienindex $1,8 \leq 2,3$). Der komplette Untersuchungsbereich kann somit als „beta-mesosaprob“ (mäßig organisch belastet) dargestellt werden. Damit liegt in der Moosach im Untersuchungsbereich eine Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen autochthonen bzw. allochthonen Ursprungs vor, der allgemein für Fische aber auch speziell für Äschen, als sehr gut geeignet anzusehen ist. Der Fischertrag für Gewässer dieser Güte wird allgemein als hoch eingestuft (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996). Das Sauerstoff – Minimum sollte in diesem Bereich größer als 6mg/l sein. BAARS et al. (2000) führten im Zeitraum von November 1995 bis September 1996 8 Messserien in regelmäßigen Abständen im Bereich der Pullinger Brücke bis zum Kleinkraftwerk Veitshof durch. Dabei lagen die Sauerstoffwerte zwischen 9,7 mg/l und 12,1 mg/l in einem sehr guten Bereich. Wichtige Indikatororganismen in dieser Gewässergüte sind Hakenkäfer, Eintagsfliegenlarven, Köcherfliegenlarven, Kleinkrebse, Schnecken und Blütenpflanzen. Bei den Fischen zählen die Äsche, der Hecht und die Nase dazu.

Tab. 12: Saprobienindices, Gesamtzahl der Makroinvertebraten pro 15 Minuten (Zeitaufsammlung) bei einer Maschenweite des Keschers von 0,5 mm sowie der Anzahl der Individuen je systematischer Gruppe pro Zeiteinheit (15 min.) im Vergleich zwischen der Pullinger Brücke, Transekt 7 und Vöttinger Brücke

Moosach	Pullinger Brücke	Transekt 7	Vöttinger Brücke
Saprobienindex	1,85	1,96	1,90
Makroinvertebraten / 15 min.	1032	693	434
Chironomidae	55	55	2
Gammaridae	693	520	244
Crustacea (Asellus aquaticus)	3	2	3
Odonata	1	0	2
Coleoptera	7	3	9
Ephemeroptera	170	21	55
Gastropoda	59	74	82
Hirudinea	1	1	2
Trichoptera	23	0	4
Turbellaria	0	1	1
Milben	20	16	30

Aus der Summe der Makroinvertebraten an jeder einzelnen, der drei Probestellen wurde die Anzahl der Makroinvertebraten pro Zeiteinheit (15 min.) berechnet (Tab. 12). Die Anzahlen der vorgefundenen Makroinvertebraten pro 15 min. unterschieden sich mit Werten zwischen 434 (Vöttinger Brücke) und 1032 (Pullinger Brücke) sehr stark. Insgesamt kann jedoch gesagt werden, dass trotz der zum Teil hohen Differenzen der Makroinvertebratenanzahlen die Moosach einen sehr hohen Invertebratenbestand aufweist. Einschränkend muss jedoch beachtet werden, dass die Makroinvertebraten einer starken jahreszeitlichen Sukzession unterliegen. Die vorliegende Untersuchung wurde nur einmal im Oktober 2003 durchgeführt und ist somit als Momentaufnahme zu bewerten.

4.1.5 Physikalisch-chemische Parameter

Die in der Moosach analysierten Parameter änderten sich vom Winter zum Frühjahr kaum. Der pH-Wert lag bei allen Messungen im Bereich zwischen 7,91 und 8,07, was zu einem Mittelwert von 8,00 führt. Auch die Sauerstoffsättigung lag bei allen Messungen bei ca. 100%. Der Sauerstoffgehalt war an allen Messpunkten sehr hoch und betrug im Minimum 10,4 mg/l, im Maximum sogar 11,8 mg/l.

Belastungen mit Nitrit, Phosphat, und Ammonium/Ammoniak waren insgesamt sehr gering. Dabei lag das Maximum von Nitrit gerade mal bei 0,038 mg/l und kann somit als vergleichsweise niedrig eingestuft werden. Der Ammoniakgehalt war wegen der nicht all zu hohen pH-Werte mit maximal 0,0007 mg/l nicht als problematisch anzusehen. Auffällig waren jedoch noch die hohen Nitratwerte.

Tab. 13: Physikalisch - chemische Messwerte an den drei Messstellen der Moosach (Pullinger Brücke, Transekt 14, Vöttinger Brücke; n.n. bedeutet: nicht nachweisbar im Rahmen der Messempfindlichkeit der Kapillar-Ionenanalyse)

Wasseranalyse Moosach	Pullinger Brücke		Transekt 14		Vöttinger Brücke	
	15.12.2004	08.03.2005	15.12.2003	08.3.2004	15.12.2003	08.3.2004
Temperatur am Ort °C	6,9	7,7	6,6	7,4	6,4	7,3
pH-Wert -lg(H ⁺)	8,04	7,96	8,07	7,96	8,06	7,91
Elektrische Leitfähigkeit (25°C) [µS/cm]	626	679	625	678	630	676
Säurekapazität bis pH 4,3 (SBV) [mval/l]	4,93	4,29	4,75	4,81	4,62	4,82
freie Kohlensäure (CO ₂) [mg/l]	26,69	5,80	36,60	6,55	41,98	7,39
Sauerstoff [mg/l]	11,6	11,8	11,1	11,4	10,4	10,4
Sauerstoff-Sättigung [%]	102	104	95	100	91	92
organisch geb. Kohlenstoff (TOC) [mg C/l]	7,14	7,77	7,17	8,05	7,30	8,85
Gesamt-Phosphor [mg P/l]	---	---	---	---	---	---
Ammonium [mg/l]	0,009	0,038	0,022	0,033	0,015	0,058
Ammoniak [mg/l]	0,0000	0,0005	0,0001	0,0004	0,0000	0,0007
Nitrit [mg/l]	0,017	0,031	0,016	0,033	0,013	0,038
Phosphat [mg/l]	0,018	0,018	0,012	0,025	0,006	0,025
Bromid [mg/l]	2,64	2,15	2,48	2,25	2,89	2,00
Chlorid [mg/l]	37,32	37,59	37,31	37,74	37,34	37,80
Sulfat [mg/l]	39,80	40,80	39,98	40,35	39,26	39,86
Nitrat [mg/l]	22,74	25,52	22,23	26,27	21,29	25,20
Fluorid [mg/l]	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Gesamt-Carbonat [mmol/l]	5,49	4,36	5,53	4,89	5,52	4,92
Kalium [mg/l]	4,03	2,35	3,20	1,77	3,04	2,92
Natrium [mg/l]	23,50	23,61	23,51	21,98	24,12	22,68
Calcium [mg/l]	109,83	142,23	108,69	136,53	112,24	139,34
Magnesium [mg/l]	18,84	19,60	19,39	17,64	22,09	20,71
Carbonat-Härte (Carbonate) [°dH]	13,81	12,01	13,31	13,47	12,93	13,50
Gesamt-Härte (Ca, Mg, ev. Sr,Ba) [°dH]	19,69	24,39	19,65	23,14	20,77	24,24

4.1.6 Kontrolle der Abwanderung der besetzten Äschen und Bachforelle

Die Hamenfischerei wurde im Rahmen der Untersuchungen an der Moosach unmittelbar direkt nach dem Besatz mit einsömmerigen Äschen und Bachforellen vom 18.11.2003 bis zum 17.12.2003 am Mühlenschuss der Vöttinger Mühle durchgeführt. Der Besatz der Fische erfolgte ca. drei Kilometer oberhalb des eingebauten Hamens an der Pullinger Brücke. Dabei wurden 1920 einsömmerige Bachforellen und 1420 einsömmerige Äschen ausgesetzt.

Insgesamt wurden 589 Äschen (41,5%) der frisch besetzten einsömmerigen Äschen, welche drei Kilometer oberhalb besetzt wurden gefangen. Die ersten Äschen wurden bereits 44 Stunden nach der Besatzmaßnahme gefangen. Allein am 20.11.2003

wurden bereits 88% der bis zum Ende gefangenen Äschen aus dem Hamen entnommen. Vom 20.11.2003 bis 22.11.2003 konnten schon 99% des späteren Gesamtfangs an Äschen gefangen werden. Bis zum Ende der Befischung mit dem Hamen haben die Fänge stark abgenommen.

Die Hauptfänge wurden zu 98% in den Tagesstunden erzielt. In Abhängigkeit vom Aufwuchsort konnten Unterschiede im Abwanderungsverhalten der Äschen festgestellt werden. Dabei wanderten im Gegensatz zum Erdteich (53,3%) nur 26,25% der besetzten Äschen aus dem Rundbecken mit Strömung (0,07 m/s) ab. Außerdem wanderten die im Fließkanal (0,09 m/s) aufgezogenen Äschen (43%) wiederum weniger ab als die in Rundbecken ohne Strömung (46,2%) aufgezogenen Äschen (Abb. 23).

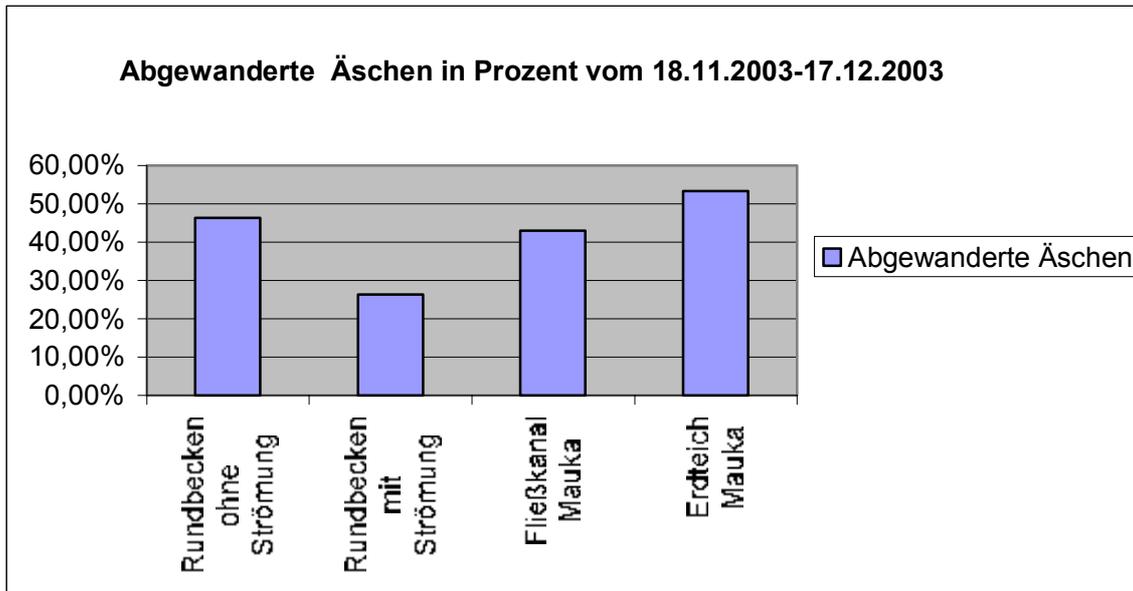


Abb. 23 : Relative Abwanderungsrate der Äschen in Zeitraum vom 18.11.2003-17.12.2004 in Abhängigkeit vom Aufwuchsort

Neben den relativen Abwanderungszahlen sind in der nachfolgenden Abbildung die absoluten Werte dargestellt (Abb. 24).

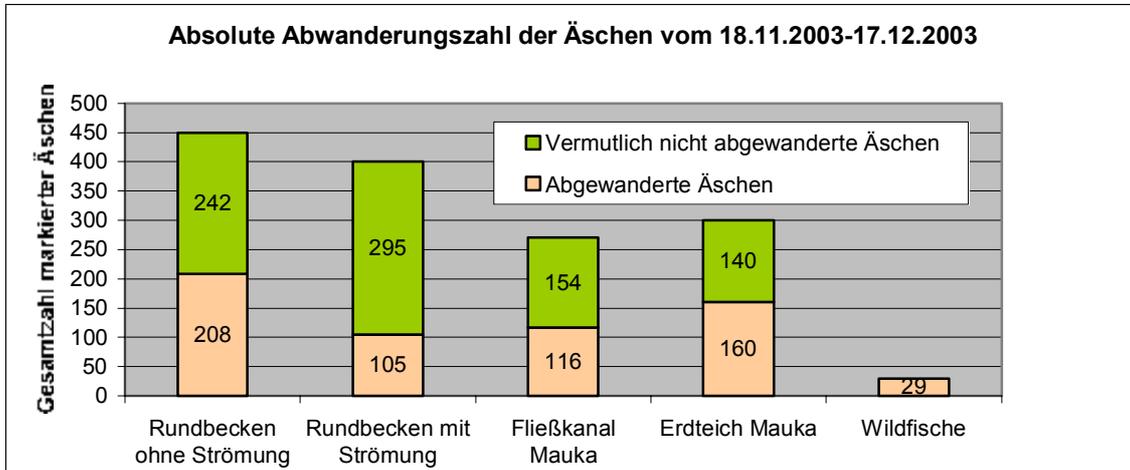


Abb. 24 : Absolute Abwanderungszahlen der Äschen in der Moosach in Abhängigkeit vom Aufwuchsort im Zeitraum vom 18.11.2003-17.12.2003

Wie aus den einzelnen Abbildungen zu ersehen ist, war die Abwanderungsrate der Äschen aus dem Behältnissen Erdteich-Mauka und Rundbecken ohne Strömung im Vergleich zum Rundbecken mit Strömung sehr hoch. Daraus resultierend kann gesagt werden, dass sich an Strömung adaptierte Äschen besser an die natürlichen gegebenen Verhältnisse im Gewässer anpassten als nicht in Strömung gehaltene Äschen.

Neben der Äsche wurden auch Bachforellen besetzt. Zu den Bachforellen kann bezüglich des Abwanderungsverhaltens gesagt werden, dass diese sich besser an die jeweiligen Gewässerverhältnisse angepasst haben als die Äschen. Von den insgesamt 1920 besetzten Forellen sind gerade mal 8 Forellen, das entspricht nur 0,4% der besetzten Fische abgewandert.

4.1.7 Standortverteilung der besetzten Äschen und Bachforellen

Nach der Hamenfischerei wurden weitere zwei Elektrobefischungen am 16.12.2003 und 09.03.2004 vom treibenden Boot aus flussab durchgeführt. Ziel dieser Befischungen war eventuelle Erkenntnisse über die Eingliederung der Besatzfische (Bachforellen und Äschen) in den bereits vorhandenen Wildfischbestand zu gewinnen. Außerdem wurde darauf geachtet, ob bestimmte Strukturbereiche erkennbar sind, die von den Fischen bevorzugt werden. Dabei wurden folgende Fischarten im Untersuchungsgebiet der Moosach (Pullinger Brücke bis Vöttinger Mühle) mit dem Elektrofischfanggerät am 16.12.2003 nachgewiesen (Abb. 25).

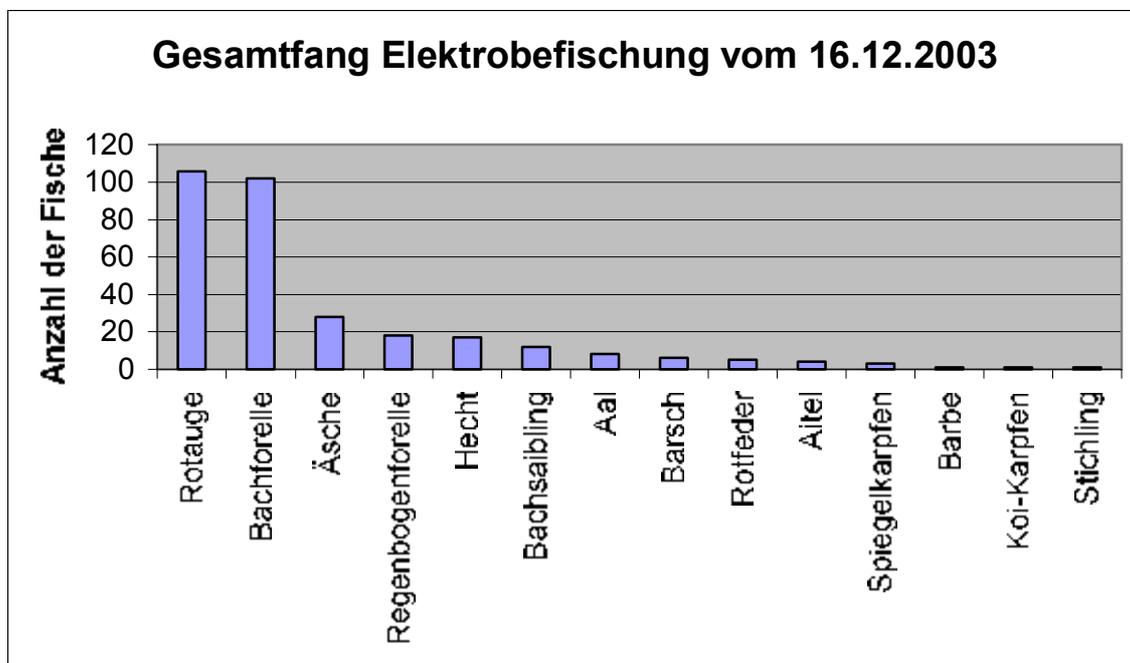


Abb. 25 : Gesamtfangergebnis der Kontrollbefischung vom 16.12.2003

Im Gegensatz zur Bestandsaufnahme vom 27.10.2003 wurden anstatt 18 nur noch 14 verschiedene Arten nachgewiesen. Graskarpfen, Schleie, Laube und Brachse wurden nicht mehr gefangen. Die Fischverteilung ist nahezu identisch mit der Bestandsaufnahme vom 27.10.2003. Auf eine Darstellung der Ergebnisse vom 09.3.2004 wurde verzichtet, da vergleichsweise zur Kontrollbefischung am 16.12.2003 kaum Unterschiede zu erkennen waren. Die häufigsten Fischarten waren wie bei der Bestandsaufnahme (Tab. 8) Rotauge, Bachforelle, Äsche, Regenbogenforelle und Hecht in identischer Reihenfolge. Sogar die Individuenzahl der einzelnen Arten ist nahezu gleich.

Ein Abschnittsvergleich der gefangenen Fische zeigt, dass im Bereich von Pullinger Brücke bis ca. 300 m unterhalb der Bachforellen- und Äschenbestand gesehen auf die restlichen 2,6 km der Untersuchungsstrecke relativ hoch ist (Abb. 26).

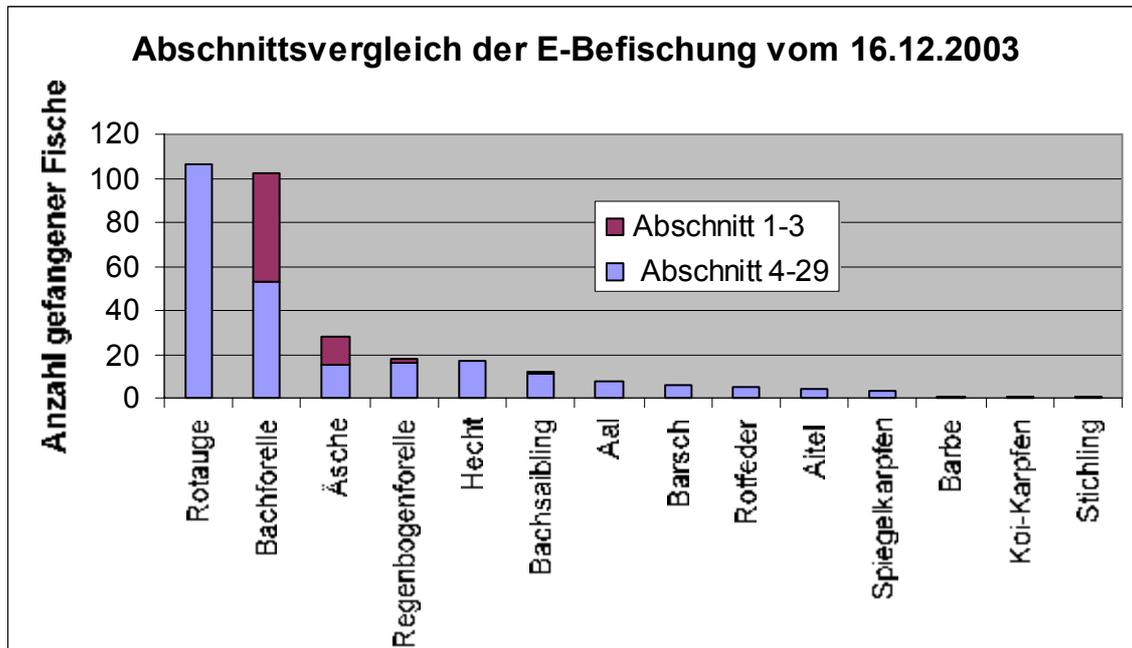


Abb. 26 : Vergleich der Fischartenverteilung bezüglich der Abschnitte 1-3 mit den Abschnitten 4-29 bei der Elektrofischung vom 16.12.2003 in der Moosach.

Die Abbildung zeigt, dass 49 der 102 gefangenen Bachforellen (48%) sowie 13 der 28 gefangenen Äschen (46,4%) bereits in den ersten 300m nachgewiesen wurden. Die Moosach weist in diesem Abschnitt Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 0,5 m/s und steinig-kiesigen Grund auf. Der Saprobienindex betrug in diesem Bereich 1,85 wobei hier vor allem Bachflohkrebse, Eintagsfliegenlarven und Köcherfliegenlarven nachgewiesen wurden. Auch im Bereich der Vöttinger Brücke (Abschnitt 25) konnten des öfteren Äschen gesichtet aber mit dem Elektrofischfanggerät nicht gefangen werden (relativ schlecht durchzuführende Befischung wegen der Brücke). Im Bereich ca. 500 m unterhalb der Pullinger Brücke bis zum Abschnitt 12 ist die Moosach relativ strukturarm bzw. relativ stark begradigt (ca. 700 m Flusslänge). Zum Teil wurden über 300-400 m Fließlänge in diesem Bereich keine Fische mehr mit der Elektrofischerei nachgewiesen. In den Abschnitten 13-29 weist die Moosach im Untersuchungsgebiet zum Teil natürliche, mäandrierte Bereiche auf,

Schlammablagerungen infolge von niedrig werdenden Strömungsgeschwindigkeiten (maximal 0,3 m/s) sind jedoch nicht zu übersehen (Abb. 27 u.28).



Abb. 27: Gewässersohle Abschnitt 24



Abb. 28: Gewässersohle Abschnitt 25

Eine Verteilung der Äschen in Abhängigkeit vom Aufzuchtort (Rundbecken mit/ohne Strömung, Fließkanal und Erdbecken) konnte nicht festgestellt werden, da bei beiden Kontrollbefischungen am 16.12.2003 und 09.03.2004 bei jeder Befischung gerade noch zwei markierte Individuen nachgewiesen worden sind. Damit kann bei den Äschen keine Aussage gemacht werden, ob die in Strömungsbecken aufgezogenen Äschen sich besser in die Habitate der Wildäschen eingliedern (adaptieren) als nicht in Strömungsbecken gehaltene (Abb. 29).

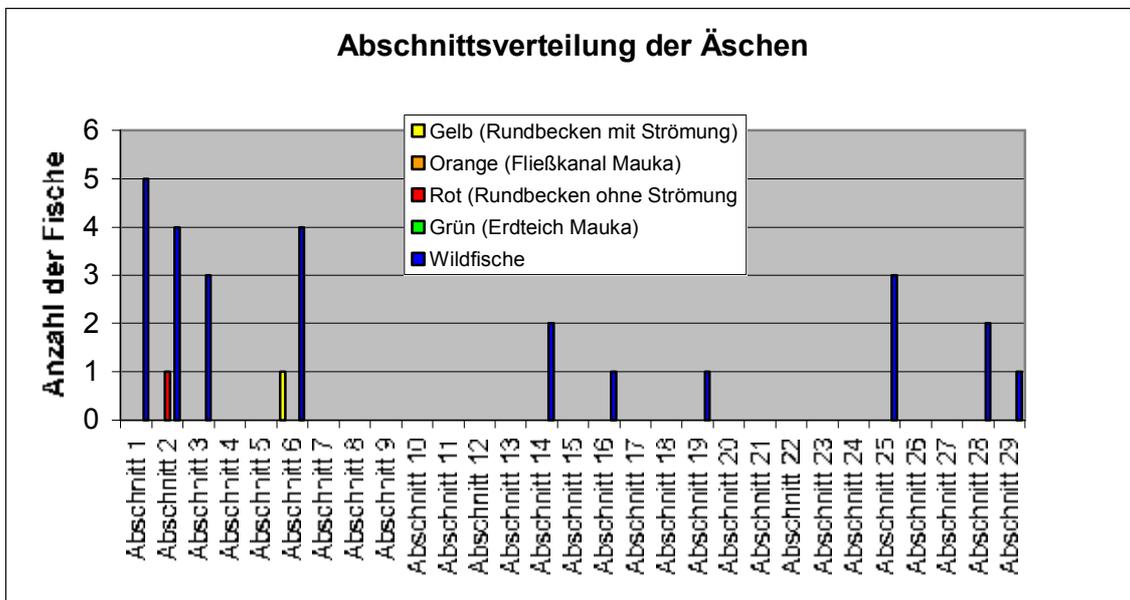


Abb. 29 : Abschnittsverteilung der markierten Äschen in Abhängigkeit vom Aufwuchsort (Rundbecken mit Strömung, Fließkanal, Rundbecken ohne Strömung und Erdteich) in der Moosach

Bei den Bachforellen wurden 31 markierte Setzlinge von insgesamt 102 gefangenen Bachforellen am 16.12.2003 bei der Elektrofischung nachgewiesen (Abb. 30).

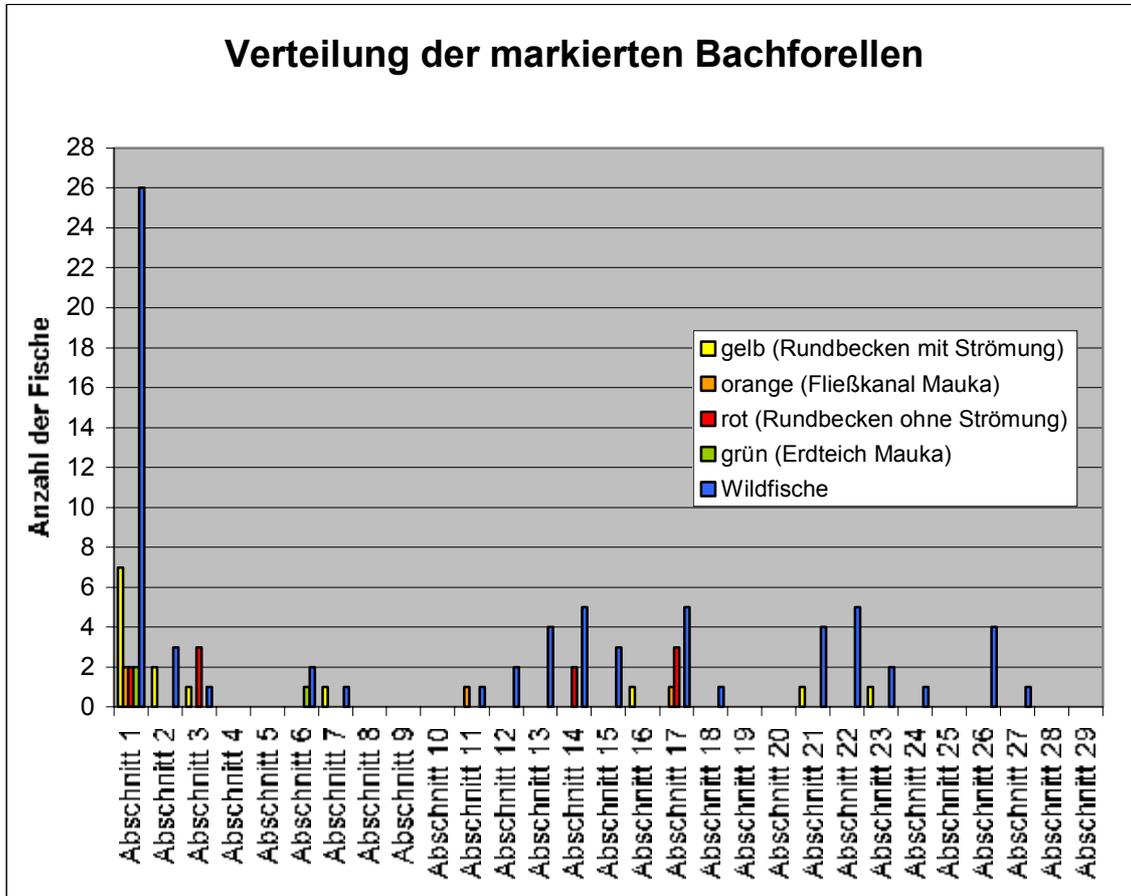


Abb. 30 : Abschnittsverteilung der markierten Bachforellen in Abhängigkeit vom Aufwuchsort (Rundbecken mit Strömung, Fließkanal, Rundbecken ohne Strömung und Erdteich) in der Moosach

Wie man aus der Abbildung entnehmen kann, halten sich in den ersten drei Abschnitten unabhängig vom Aufwuchsort knapp 50% der bei der Elektrofischerei gefangenen Bachforellen auf. Eine differenzierte Verteilung der markierten Bachforellen ist nicht ersichtlich. Durch den relativ niedrigen Wiederfang (31 von 102 markierter Fische) bzw. der willkürlichen Verteilung der Setzlinge kann keine Aussage im Bezug zur Eingliederung in den Wildfischbestand in Abhängigkeit vom Aufwuchsort gemacht werden. Allerdings sieht man auch hier im Bereich von Abschnitt 6-12 eine starke Abnahme des Bachforellenbestandes. Wie bereits vorher beschrieben ist dieser Abschnitt sehr strukturarm und stark begradigt. In den übrigen

Abschnitten (13-29) konnte aufgrund der wieder vielseitigeren Struktur der Moosach ein erhöhter Bachforellenbestandes ermittelt werden.

5. Diskussion

Der Rückgang der Salmonidenbestände in vielen südbayerischen Fließgewässern ist seit Mitte der 80er Jahre offensichtlich. Um diesem entgegen zu wirken erfolgt in der Fischerei oft Fischbesatz mit nachgezüchteten Individuen. Eine wesentliche Frage der vorliegenden Arbeit war, ob die übliche Besatzpraxis mit Äschen und Bachforellen in der Moosach Erfolg zeigt, bzw. wie und ob sich die besetzten Fische in den vorhandenen Fischbestand eingliedern. Für den Erfolg bzw. Misserfolg kommen mehrere Faktoren verantwortlich gemacht werden. Auf Grund dessen wurden an der Moosach Untersuchungen des Abwanderungsverhaltens besetzter Äschen und Bachforellen, Makroinvertebratenzönosen, Wasseranalysen und eine Gewässerkartierung durchgeführt.

Die in der Untersuchung gewonnenen Ergebnisse lassen sich zwar teilweise nicht immer klar voneinander abkoppeln, trotz alledem können durch die dadurch ermittelten Ergebnisse einige Schlussfolgerungen gemacht werden, die nachfolgend zur Diskussion dienen.

5.1 Allgemeine Entwicklung der Moosach und deren Fischfauna

Der untersuchte Moosachabschnitt ist bis auf landwirtschaftliche Nutzung frei von anthropogenen Einflüssen die für die Bedrohung der Fischfauna verantwortlich gemacht werden können. Insbesondere fehlen im Untersuchungsgebiet Abwassereinleitungen größeren Umfangs. Fließgewässerbegradigungen bzw. gewässerbauliche Maßnahmen wurden in den letzten 20 Jahren nicht durchgeführt. Untersuchungen zur Beurteilung der Gewässergüte an drei verschiedenen Probestellen der Moosach führten zur Einstufung in die Güteklasse II. Der komplette Untersuchungsbereich kann somit als (mäßig organisch belastet) dargestellt werden. STEIN (1987) konnte sichtbare Veränderungen der Gewässersohle durch Schlammablagerungen in der Moosach im Untersuchungszeitraum feststellen. Dies führte zu einer Reduzierung der Gewässerstrecke mit kiesigem Substrat. Grund dieser Ablagerungen am Gewässergrund sind die zum Teil geringen Strömungsgeschwindigkeiten durch Makrophyten. Diese so genannten Pflanzenkissen verringern die Strömung und es kommt zu einer Sedimentierung. Nach Absterben der Pflanzenkissen im Winter kann dann eine starke Sedimentdrift beobachtet werden. Das Wasser ist demnach in dieser Jahreszeit deutlich trüber als

im Sommer. Man kann deshalb davon ausgehen, dass die Hauptursache der zunehmenden Sedimentierung der erosionsbedingte Eintrag vom Oberflächenmaterial angrenzender, ackerbaulich genutzter Flächen ist.

Die immer weiter zunehmende Verschlammung der Moosach beeinflusst dabei die Fischfauna nicht nur durch die Verringerung von Laichplätzen lithophiler Arten, auch die für die Nahrung der Fische notwendigen Benthontiere finden keine Lebensmöglichkeiten in diesen Abschnitten mehr. In der Moosach gilt die natürliche Reproduktion der Äsche als stark beeinträchtigt (STEIN 1987). Nur im Flutkanal auf Höhe von Freising konnten vereinzelt Äschenlarven gefunden werden (HEIM 2000). Im Zeitraum zwischen 1980 und 1990 gingen alle bekannten Äschenlaichplätze im Untersuchungsabschnitt verloren (STEIN 1988).

Nach STEIN (1987) führten diese Veränderungen der Moosach zu einem Rückgang der lithophilen Arten Äsche und Bachforelle.

Man kann deshalb davon ausgehen, dass die Veränderungen der Moosach zu einer Vereinheitlichung des Lebensraums geführt hat. Dies zeigen auch die bei der Elektrofischerei gefangenen Fischarten wie Karpfen, Schleie, Brachse usw. die ursprünglich in einer Äschenregion nicht vorkommen dürften. Dadurch entstehen erhebliche ökologische Probleme. Fische (Salmoniden) die zur optimalen Entwicklung keine Laichplätze, Brutentwicklungsplätze und Ruheplätze vorfinden, wandern mit Sicherheit stark ab.

5.2 Betrachtung potentieller Einflussfaktoren

5.2.1 Die Gewässerstruktur und ihre Eignung für Bachforelle und Äsche

Da der Rückgang der Äschen und Bachforellen oft im Zusammenhang mit den schlechter werdenden Strukturen vieler Fließgewässer gesehen wird, stellt sich die Frage, ob das Gewässer hinsichtlich seiner Struktur überhaupt noch für den Besatz von Bachforellen und Äschen geeignet ist.

Historische Nachforschungen vor ca. 40 Jahren zeigten, dass in den südbayerischen Fließgewässern ursprünglich gute bis sehr gute Bachforellen- und Äschenbestände vorherrschten. Aufgrund von Strukturdefiziten wäre deshalb in diesem Zusammenhang der Rückgang von Bachforelle und Äsche möglich.

Dagegen spricht, dass naturnahe Strecken ebenso vom Rückgang der Äschen und Bachforellen betroffen sind als stärker anthropogen beeinflusste Bereiche (STEINHÖRSTER 2001).

Für den Erfolg von Besatzmaßnahmen spielt dieser Faktor dennoch eine nicht zu vernachlässigende Rolle. An dieser Stelle wird insbesondere auf die Abwanderung der frisch besetzten Äschen in der Moosach verwiesen (Kapitel 5.2.2). Nach HANFLAND (2002) wurden in der Ammer, die aus struktureller Sicht noch relativ naturbelassen ist keine Abwanderungen der frisch besetzten Äschen nachgewiesen. Neben den unterschiedlichsten Strukturvielfalten, Gewässertiefen, und Strömungsgeschwindigkeiten sind hier die ausgeprägten Kiesbänke sowie die Prallufer besonders hervor zu heben (HANFLAND 2002). Ein Vergleich mit der Moosach, an der die Abwanderungsrate bedeutend höher war, fällt dagegen durch eine hohe Eintönigkeit im Gegensatz zur Ammer auf. HANFLAND (2002) kam bei seinen Nachforschungen ebenfalls wie SPINDLER (2001) zu dem Ergebnis, dass der Erfolg von Besatzmaßnahmen umso besser wird, je naturnäher das Gewässer ist. Nach SPINDLER (2001) waren Besatzmaßnahmen mit Bachforellen und Äschen an Stellen, an denen die Gewässerstruktur gut war deutlich erfolgreicher als an strukturarmen Abschnitten.

Im Hinblick auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen sollte noch auf das Vorhandensein von nicht stromaufwärts überwindbaren Querbauwerken eingegangen werden. Dabei wandern gerade bei Hochwasser oft große Anteile frisch besetzter Bachforellen und Äschen stromab. Wenn dabei entsprechende Querbauwerke stromab überwunden werden, haben die Fische meist keine Möglichkeit mehr, den Bereich in dem sie besetzt wurden wieder zu erreichen. Es lässt sich daraus ableiten, dass somit der gewünschte Besatzerfolg in dem Gewässerabschnitt zwangsläufig ausbleiben muss.

5.2.2 Abwanderung der frisch besetzten Äschen und Bachforellen

CRESSWELL et al. 1984, CRESSWELL 1981, JORGENSEN & BERG 1991, KENNEDY 1984, SCHMUTZ 1996, STEIN 1987) konnten beim Besatz mit Salmoniden aus der Fischzucht in Fließgewässer überwiegend stromabwärts gerichtete Wanderungen feststellen. Nach den von THORVFE und CARLSTEIN (1998) durchgeführten Beobachtungen wanderten frisch besetzte Äschen sogar zum

Grossteil unmittelbar nach dem Aussetzen ab. Eine wesentliche Frage in diesem Zusammenhang war somit, ob die besetzten Äschen und Bachforellen auch dieses Abwanderungsverhalten in der Moosach zeigen würden, bzw. ob sich die besetzten Fische in den Wildfischbestand eingliedern.

Anhand der Hamenbefischung am Mühlenschuss der Vöttinger Mühle ließen sich stromabwärts gerichtete Wanderbewegungen der besetzten Salmoniden erfassen, welche unmittelbar nach den Besatz der markierten Fische begonnen wurde. Dabei konnte in der schlecht strukturierten Moosach eine hohe Abwanderungsrate festgestellt werden. So erreichten am 20.11.2003 nach 44 Stunden die ersten einsömmerigen Besatzäschen die 3 km stromab liegende Fangeinrichtung. Allein am Abend des 20.11.2003 konnten bereits 88% der bis zum Ende nachgewiesenen Äschen aus dem Hamen entnommen werden. Insgesamt wanderten 589 von 1420 frisch besetzten einsömmerigen Äschen, 41,5% des Gesamtbesatzes markierter Äschen ab. Auffällig war, dass die Äschen in Schwarmverbänden abwanderten.

Dabei konnten in Abhängigkeit vom Aufwuchsort Unterschiede im Abwanderungsverhalten der Äschen festgestellt werden. Im Gegensatz zum Erdteich (53,3%) wanderten aus dem Rundbecken mit Strömung (0,07 m/s) nur 26,25% der besetzten Fische ab. Ein Vergleich der Abwanderung zwischen den Fließkanal (0,09 m/s; 43%) und dem Rundbecken ohne Strömung (46,2%) zeigt geringeres abwandern beim ersteren. Interessant erscheint dabei jedoch, dass die in Fließkanal mit geringfügig höheren Strömungsgeschwindigkeiten gehaltenen Äschen im Bezug zu den im Strömungsbecken gehaltenen Fischen keine bessere Adaption an die natürlichen Strömungsbedingungen zeigten. Dies könnte vor allem daran gelegen haben, dass die in den Strömungsbecken gehaltenen Individuen einer gerichteten kreisförmigen Strömung ausgesetzt sind, während die im Fließkanal (Metallbehältnisse versehen mit Bohrungen) gehaltenen Fische, eher einer zirkulären Strömung aufgrund der unterschiedlich versetzten Bohrungen im Behälter ausgesetzt waren.

Als problematisch muss während der Hamenfischerei angesehen werden, dass aus einer Fischzucht ca. 1,5 km oberhalb des Mühlenschusses bei einem Hochwasserereignis über 350 Bachsaiblinge in die Moosach gelangten. Untersuchungen des Magen-Darmtrakts von ebenfalls abwanderten Bachsaiblingen aus dem Hamen ergaben bis zu 4 gefressene Äschen pro Saibling. Bei den damit noch verbliebenen 831 nicht abgewanderten Äschen kann deshalb davon

ausgegangen werden, dass ein Großteil der Besatzäschen den Fraßdruck von Bachsaiblingen, aber auch großen Bachforellen, Hechten und anderen Prädatoren zum Opfer gefallen sind.

Zum Abwanderungsverhalten der besetzten Bachforellen kann nur gesagt werden, dass gerade einmal 8 der 1920 besetzten Individuen, das entspricht 0,4% 3 km flussab wanderten. Dies könnte im Gegensatz zur Äsche daran gelegen haben, dass Bachforellen im Bezug zur Äsche eher Unterstände aufsuchen während Äschen meist im Freiwasser zu finden sind.

HANFLAND (2002) stellte das gleiche Phänomen der Abwanderung in der Moosach fest. Dabei konnten im Mai 2000 bereits innerhalb von 48 Stunden 98% der besetzten einsömmerigen Äschen in der 3 km stromab liegenden Fangeinrichtung nachgewiesen werden. Bei einer Wiederholung des Versuches von HANFLAND (2002) im November desselben Jahres, konnte dieser Effekt erneut festgestellt werden, wenngleich nur noch 28% der besetzten einsömmerigen Äschen abwanderten. Neben den Abwanderungsverhalten in der Moosach führte HANFLAND (2002) auch Hamenbefischungen an der sehr gut strukturierten Ammer im September 2000 durch. Im Gegensatz zur Moosach konnten dabei ganz andere Ergebnisse ermittelt werden. Bei den Befischungen gelangten keine frisch besetzten Äschen in die jeweilige Fangvorrichtung, obwohl deren Entfernung von der Besatzstelle mit 1 km, wesentlich geringer war als in der Moosach. Auch OSWALD (2003) konnte kaum Äschenabwanderungen in der zum Großteil gut strukturierten Ramsach im Herbst desselben Jahres feststellen. Diese Ergebnisse zeigen, dass die besetzten Äschen in der Ammer und Ramsach, im Gegensatz zur Moosach in den ersten 48 Stunden nicht oder nur unwesentlich stromab gewandert sein können.

Ein Vergleich der Fangergebnisse mit HANFLAND (2002) und OSWALD (2003) zeigt, dass die Abwanderung zum einen je nach Jahreszeit unterschiedlich ausfallen kann. Zum anderen gibt es deutliche Hinweise dafür, dass die Tendenz abzuwandern, sehr stark von der strukturellen Wertigkeit der besetzten Gewässerstrecke abhängt. Somit liegt der Schluss nahe, dass die Gewässerstruktur der Moosach eine wesentliche Ursache für die ermittelte massive Abwanderung der Äsche vor allem unmittelbar nach Besatzmaßnahmen ist.

Anhand der Ergebnisse wurde dargelegt, dass massive Abwanderungen frisch besetzter Äschen auftreten können. Für den Besatzerfolg haben derartige Abwanderungen eine sehr negative Auswirkung, insbesondere wenn bei der

Abwanderung Querbauwerke überwunden werden, die eine Kompensation der zurückgelegten Strecken verhindern. Außerdem kann durch die Auswahl von strukturreichen Besatzstellen der Effekt der unmittelbaren Abwanderung nach dem Besatz deutlich abgeschwächt werden.

5.2.3 Physikalisch-chemische Parameter

Die Moosach wurde hinsichtlich seiner physikalisch-chemischen Wasserparameter an drei verschiedenen Probestellen untersucht. Die dabei ermittelten Werte können nachfolgend wie folgt interpretiert werden:

Der pH-Wert wird hauptsächlich durch den Kalkgehalt des Gewässers bestimmt. An allen Messstellen lag der pH-Wert zwischen 7,91 und 8,07. Somit kann die Moosach als kalkreiche Gewässer im basischen Bereich beschrieben werden. Jedoch wird der pH-Wert nicht nur vom Kalkgehalt, sondern auch von der Trophie und Saprobie der Gewässer beeinflusst. Assimilation und Atmung verändern ihn in einer Tages-/Nacht-Rhythmik durch Kohlendioxid-Verbrauch und –Produktion zum Teil sehr stark. In der Moosach traten die höchsten pH-Werte im Winter bei anhaltend niedrigem Wasserstand auf. BAARS et al. (2000) führten im Zeitraum von November 1995 bis September 1996 acht Messserien in der Moosach durch. Durch die regelmäßige Verteilung der Messungen dürften die von BAARS et al. (2000) ermittelten Werte nahezu den gesamten Schwankungsbereich widerspiegeln. Dabei ergaben die Messungen ein Minimum des pH-Wertes von 7,67 und ein Maximum von 8,02. Damit lagen alle gemessenen pH-Werte deutlich zwischen 6 und 9, die als geeignet für Salmonidengewässer betrachtet werden (EU Richtlinie 78/659, BUCKSTEEG 1993). Die Sauerstoffsättigung lag bei allen Messungen um die 100% und damit in einem für Bachforellen und Äschen günstigen Bereich. Der Sauerstoffgehalt war an allen Messpunkten sehr hoch und betrug im Minimum 10,4 mg/l, im Maximum sogar 11,8 mg/l. BAARS et al. (2000) konnten im bereits genannten Zeitraum Werte zwischen 9,7 mg/l und 12,1 mg/l ermitteln. Dadurch kann gesagt werden, dass der Sauerstoffgehalt über das ganze Jahr gesehen, den Ansprüchen der Salmoniden in der Moosach genügen.

Die limnologisch relevanten Gehalte der Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit, Ammonium/Ammoniak sowie von Phosphat zeigten unterschiedliche Werte. Die Moosach ist als nitratreiches Gewässer zu bezeichnen. Es wurde an allen

Probestellen über 21 mg/l Nitrat nachgewiesen. STEIN (1987) und BAARS et al. (2000) konnten ähnlich hohe Nitratwerte feststellen.

Als besonders kritische Werte im Bezug auf Fische ist Nitrit und Ammoniak zu sehen. Diese Stickstoffverbindungen können bei höheren Konzentrationen die Fische, insbesondere deren Blut schädigen (BAUR & RAPP 1988). Die Nitritgehalte lagen im Maximum bei 0,038 mg/l und somit weit unter der kritischen Grenze von 10-20 mg/l (AMLACHER 1992). Der Ammoniakgehalt in der Moosach erreichte mit <0,01 mg/l den Höchstwert. Für Ammoniak gibt SCHÄPERCLAUS (1979) eine Konzentration von 0,01 mg/l als kritischen Wert für adulte Forellen in der Fischzucht an. Der kritische Wert für Forellenbrut liegt etwas niedriger bei 0,006 mg/l. Nach BAUR & RAPP (1988) vertragen Forellen in der Zucht Kurzzeitexpositionen von 0,025 mg/l. Der Ammoniakgehalt in der Moosach kann somit als gering eingestuft werden. Des Weiteren können die Phosphat- und Ammoniumwerte als äußerst gering bezeichnet werden. Die an der Moosach von BAARS et al. (2000) gemessenen Temperaturen lagen zwischen 3,7°C und 14,1°C. Nach BAARS et al. (2000) genügen diese Temperaturen den Ansprüchen der Bachforelle und Äsche.

Insgesamt wurden in der Moosach die angegebenen Grenzwerte nicht überschritten. Somit kann davon ausgegangen werden, dass die physikalisch-chemischen Parameter in der Moosach keinen Einfluss auf den Bestand der Bachforellen- und Äschenpopulation haben.

5.2.4 Makrozoobenthon und Saprobie sowie Nahrungskonkurrenz

Die Auswahl der Fangstellen erfolgte so, dass alle benthonischen Mikrohabitate erfasst wurden. Insgesamt waren die Makrozoobenthoszönosen an allen Probestellen individuenreich. Insbesondere Gammariden, Ephemeropteren, Dipteren und Trichopteren bildeten eine breite Palette von Ernährungsmöglichkeiten für die vorhandenen Fische. Da Äschen bezüglich ihrer Ernährung opportunistisches Verhalten zeigen (GUTHRUF 1996) und tatsächlich auch überall gut genährt waren, kann man von einer gesicherten Nahrungssituation ausgehen. Konkurrenzmechanismen können nämlich einen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung von Fischarten haben (SCHWOERBEL 1993). Es liegt deshalb nahe, dass der Erfolg von Besatzmaßnahmen im Bezug zur Nahrungskonkurrenz gesehen werden muss.

Der Saprobienindex der Moosach lag an allen Probestellen zwischen 1,85 und 1,96. Somit lagen alle Probestellen im Bereich der Gewässergüte II (Saprobienindex $1,8 \leq 2,3$). Der gesamte Untersuchungsabschnitt kann somit als „beta-mesosaprob“ (mäßig organisch belastet) dargestellt werden. Nach dem (BAYERISCHEN LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996) wird der Fischertrag für Gewässer dieser Güte allgemein hoch eingestuft. BAARS et al. (2000) ermittelten bei ihren Untersuchungen in der Moosach ebenfalls hohe Dichten von Fischnährtieren, jedoch einen geringen Fisch bzw. Äschenbestand. Neben dem Rückgang der Äsche in der Moosach gingen die Bestände der potentiellen „Nahrungskonkurrenten“ (Bach- und Regenbogenforelle) zeitgleich zurück (BAARS et al. 2000). Ein Vergleich der Bestandsaufnahmen mit BAARS et al. (2000) führt auch zu diesen Ergebnissen.

Als Folge dessen können vermutlich inter- und intraspezifische Konkurrenz als Ursache für die geringe Effektivität der Besatzmaßnahmen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung weitgehend ausgeschlossen werden, da auch die Bestände der anderen Fischarten vergleichsweise gering waren, so dass Konkurrenzsituationen für den geringen Besatzerfolg ausgeschlossen werden können.

5.2.5 Prädation durch fischfressende Vögel und Fische

Dem Einfluss fischfressender Vögel, sowie der Prädation durch Raubfische wird in der Literatur allgemein eine nicht unerhebliche Bedeutung bezüglich des Erfolges von Besatzmaßnahmen beigemessen. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob der Erfolg der durchgeführten Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen durch die Prädatoren negativ beeinflusst wurde.

Nach BAARS et al. (2001 & 2000) kommen in Südbayern Kormoran und Gänsesäger in zum Teil erheblichen Stückzahlen vor. Die bereits genannten Vogelarten suchen die Gewässer hauptsächlich in den Wintermonaten auf. Dabei konnten in Bayern bei Kormoranzählungen 1998 und 1999 im Winterdurchschnitt 6.444 Kormorane ermittelt werden. Aber auch der Gänsesäger scheint zunehmend eine nicht unbedeutende Rolle bei der Prädation zu spielen. Nach (KELLER & LINDEINER 2001) bestehen hier bezüglich der Winterbestände noch Wissenslücken. Dabei gehen die Autoren davon aus, dass der Gänsesägerbestand nach dem Bestandseinbruch der Äsche zurückgegangen ist. Exakte Angaben über den Prädationsdruck durch Kormoran und

Gänsesäger können für die Moosach nicht abgeleitet werden. Nach KELLER et al. (1996) sollte jedoch bekannt sein, dass der Kormoran und/oder Gänsesäger einen stark negativen Einfluss, vor allem auf die Äschenpopulation in Südbayern hat. BAARS et al. (2001) stellten als einzigen gemeinsamen Faktor für alle Strecken mit nunmehr sehr geringen Äschenbeständen, das Vorhandensein von Kormoran und/oder Gänsesäger fest.

Des Weiteren konnte festgestellt werden, dass nicht nur fischfressende Vögel, sondern auch Raubfische wie Hecht und Bachsaibling einen Einfluss auf den Besatz mit einsömmerigen Äschen haben können. Wie bereits im Kapitel 5.2.2 beschrieben gelangten im Zeitraum der Hamenfischerei 350 Bachsaiblinge aus einer 1,5 km oberhalb angrenzenden Fischzucht in die Moosach. Untersuchungen des Magen-Darmtrakts der ebenfalls abgewanderten Bachsaiblinge ergaben bis zu 4 einsömmerige, gefressene Äschen pro Saibling. Aber auch bei Elektrofischungen, auf den Mageninhalt untersuchte Hechte zeigten, dass diese einen nicht geringen Einfluss auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen haben können. In einigen Hechtmägen konnten Bach- bzw. Regenbogenforellen nachgewiesen werden. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass die Äschen vor allem den Fraßdruck der Bachsaiblinge, einige Bachforellen zum Teil den Fraßdruck von Hechten und anderen Prädatoren zum Opfer gefallen sind. An dieser Stelle sei gesagt, dass an der Moosach im Untersuchungszeitraum keine Kormorane und Gänsesäger gesichtet wurden. Das soll aber nicht heißen, dass die Moosach in diesem Winter von fischfressenden Vögeln verschont geblieben ist, denn die Jagd der raubenden Schwarmvögel ist hauptsächlich nur von kurzer Zeit, aber ausreichend um ganze Gewässerabschnitte nahezu fischfrei zu machen. STEIN (1987) konnte im Rahmen seiner Untersuchungen an der Moosach im Spätwinter 1987 ca. 50 Kormorane in den Abschnitten 1-3 nachweisen. Bei Elektrofischungen im Frühjahr des folgenden Jahres waren diese Bereiche nahezu frei von Fischen. Die wenigen Fische, die noch gefangen wurden, hatten typische Bissverletzungen dieser Vögel. Dem Fraßdruck der Raubfische aber auch fischfressender Vögel wird daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Bezug auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen eine große bis sehr große Bedeutung zugemessen.

5.2.6 Eingliederung der Fische (Bachforellen und Äsche) in den vorhandenen Fischbestand

Wie bereits unter Kapitel 4.1.7 beschrieben, konnten im Zeitraum der Untersuchungen an der Moosach 14 bzw. 18 verschiedene Arten von Fischen mittels Elektrofischerei vom Boot nachgewiesen werden. STEIN (1987) hingegen konnte im Zeitraum von Herbst 1981 bis Frühjahr 1987 mit Hilfe der Elektrofischerei in der Moosach 26 verschiedene Fischarten nachweisen. Gefischt wurde vom treibenden Boot flussabwärts. Eine Befischung der einzelnen Abschnitte der Untersuchungsstrecke flussaufwärts gegen Stellnetze die den kompletten Querschnitt absperren waren nach Betreuer Holzner M., wegen der hauptsächlich sehr stark schlammigen Gewässersohle nicht durchführbar. Elektrobefischungen vom Ufer mit dem Rückentragegerät hatten wegen dem zum Teil sehr schwer zugänglichen Gelände keinen Sinn. Als problematisch muss die Scheuchwirkung durch die Elektrofischerei gesehen werden. Fische die nur eine Teilspannung des elektrischen Feldes aufnehmen, flüchten dabei vom gerade befischten Bereich flussabwärts in andere Abschnitte. Bei der Datenaufnahme hätten somit Fehler entstehen können. Des weiteren sollte bedacht werden, dass in Abhängigkeit von der jeweiligen Fischart, verschiedene Körperwiderstände herrschen. Da der Widerstände der Bachforelle und vor allem der Äsche relativ gering sind, und deshalb die Fische sehr schnell auf das elektrische Feld ansprechen, mussten die Fische besonders vorsichtig befischt werden, damit keine Schäden eintraten. Es kann aber im Bezug zum Körperwiderstand der Äsche und Bachforelle gesagt werden, dass dieser keinen Einfluss auf das Fangergebnis nimmt. Zur Elektrofischerei an der Moosach kann insgesamt gesagt werden, dass die Fangeffektivität durch die zum Teil große Gewässerbreite von durchschnittlich 15 m und Tiefen bis zu 1,8 m bei ca. 30-40% lag. Mit Abnahme der Gewässertiefe und -breite nahm die Effektivität der Elektrofischerei natürlich zu.

Ziel der Elektrobefischungen war, eventuelle Erkenntnisse über die Eingliederung der Besatzfische (Bachforelle und Äsche) in den bereits vorhandenen Wildfischbestand zu gewinnen. Dabei kann gesagt werden, dass die ersten 3 Abschnitte bevorzugt von den Bachforellen und Äschen angenommen werden. Dies könnte an den zum Teil höheren Strömungsgeschwindigkeiten (bis zu 0,5 m/s) bzw. an der zum Großteil steinigen Sohle des Gewässers liegen.

Eine Abhängigkeit der Verteilung der Fische vom Aufzuchtort (Rundbecken mit/ohne Strömung, Fließkanal und Erdbecken) konnte nicht festgestellt werden. Bei Kontrollbefischungen am 16.12.2003 und 09.03.2004 konnten gerade noch, jeweils zwei markierte einsömmerige Äschen gefangen werden. Durch die geringe Wiederfangquote markierte Äschen, kann im Bezug zum Aufzuchtort, ob die in Strömungsbecken aufgezogenen Äschen sich besser in die Habitate der Wildäschen eingliedern (adaptieren) als nicht in Strömungsbecken gehaltene Individuen, keine Aussage gemacht werden.

Auch bei den Bachforellen konnte keine differenzierte Verteilung der markierten Individuen festgestellt werden. 31 der 102 gefangenen Fische konnten bei der Elektrofischerei als Besatzforellen nachgewiesen werden. Interessant war jedoch, dass sich 19 der 31 gefangenen Bachforellensetzlinge (61%) in den ersten 3 Abschnitten aufhielten. Wie man aus den ermittelten Daten ersehen kann, ist es schwer eine allgemeingültige Aussage zu treffen. Interessant wäre jedoch gewesen die in den Strömungsbecken gehaltenen Fische an verschiedenen hohe Strömungsgeschwindigkeiten zu adaptieren. Vielleicht hätte gerade dieser Aspekt zu einer höheren Effizienz von Besatzmaßnahmen beigetragen.

5.2.7 Entwicklung der Fischfauna unter Berücksichtigung der Besatzmaßnahmen

Die bezüglich der Untersuchungen an der Moosach berücksichtigten zwei Fischarten (Äsche und Bachforelle) reagierten in unterschiedlicher Weise auf die Besatzmaßnahmen. Bei Äsche und Bachforelle kann man mit Sicherheit davon ausgehen, dass alle vorkommenden Individuen auf Besatzmaßnahmen zurückgehen. Abhängig von der Herkunft (Rundbecken mit/ohne Strömung, Fließkanal, Erdteich) der einsömmerigen Äschen, ist der Aufbau eines echten Bestandes möglich. Besatzäschen die nicht in Strömungsbecken gehalten wurden wandern jedoch zum Großteil innerhalb weniger Tage flussabwärts und gehen damit für die bewirtschaftete Strecke verloren. Des weiteren viel ein großer Teil der abgewanderten Äschen Feinden wie den Bachsaibling zum Opfer. Dies ist aus dem hohen Anteil der Äschen in deren Mageninhalt zu schließen. Begünstigt wurden die hohen Verluste der Besatzäschen durch die deckungsfreie, in Schwarmverbänden an der Wasseroberfläche gerichtete Bewegung stromab.

Beim Bachforellenbesatz konnte kaum Abwanderungsverhalten nachgewiesen werden. Interessant ist aber, dass bei den späteren Elektrobefischungen im Vergleich zum relativ hohen Besatz (1920 Individuen) nur noch sehr wenige markierte Fische (31 Individuen) gefangen werden konnten. Nach STEIN (1987) kann der Bestandsrückgang der Bachforelle in der Moosach durch Besatzmaßnahmen nicht aufgehoben werden. Man kann aber davon ausgehen, dass der Bachforellenbestand ohne Besatz zu Versuchsende etwas geringer gewesen wäre (STEIN 1987). Somit kann davon ausgegangen werden, dass der Bestandsrückgang der Bachforelle als auch der Äsche, überwiegend auf eine Beeinträchtigung des Lebensraums sowie der Fortpflanzungsmöglichkeiten zurückzuführen sein dürfte.

Hinsichtlich der Arterhaltung ist die Bedeutung differenzierter zu betrachten. Wenn keine biotopverbessernden Maßnahmen erfolgen, ist es langfristig unmöglich, ohne Besatzmaßnahmen mit adulten Fischen einen nennenswerten Bestand zu erhalten.

Da bei den Fischarten Bachforelle und Äsche keine Abhängigkeit des Bestandes von den Besatzzahlen zu erkennen war, ist ebenfalls davon auszugehen, dass sich der Bestand an der durch den Lebensraum festgelegten Grenze bewegt.

Da der Bestandsrückgang der Äsche im Vergleich zur Bachforelle trotz des relativ hohen Besatzes rasch fortschreitet, ist weiterhin davon auszugehen, dass die Äsche stärker auf die Verschlechterung des Lebensraumes reagiert (STEIN 1987). Eine Bestandserhaltung dieser Art durch Besatzmaßnahmen wird längerfristig nur dann möglich sein, wenn sich die in Strömungsbecken aufgezogene Jungäschchen in die „naturnahen“ Habitate der Moosach eingliedern.

5.2.8 Allgemeine Handlungsempfehlung zur zukünftigen Bewirtschaftung von Bachforellen- und Äschengewässern

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit an der Moosach können folgende Empfehlungen zur Bewirtschaftung gemacht werden:

- Der Besatz mit an Strömung adaptierten Äschen ist zu bevorzugen. Dabei sollte das Besatzmaterial möglichst aus Nachzuchten von Wildfischen aus dem Einzugsgebiet der zu besetzenden Gewässer stammen.
- Damit die genetische Vielfalt der Besatzäschen gewährleistet ist, muss immer eine möglichst hohe Anzahl an Äschen zur Laichgewinnung herangezogen werden.
- Besatz sollte in der Regel nur dann durchgeführt werden, wenn die natürliche Reproduktion zur Erhaltung einer Art nicht mehr gewährleistet ist.
- Durchführung von Renaturierungen zur Förderung der natürlichen Reproduktion und Ausbildung von Jungfischhabitaten.
- Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Quer- und Längsvernetzung) sollte ein wesentliches Ziel des Bewirtschafters sein, um sicher zustellen, dass Kompensationswanderungen möglich bzw. Laichplätze und Jungfischhabitate erreicht werden können.
- In Gewässern, in denen der Fraßdruck der Raubfische und fischfressender Vögel eine Rolle spielt, sollte die Prädation in geeigneter Form reduziert werden.

6. Zusammenfassung

1. Eine 3 km lange Fließstrecke an der Moosach im Landkreis Freising wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit auf die Effizienz von Besatzmaßnahmen mit Äschen und Bachforellen untersucht.
2. Bachforellen und Äschen mit unterschiedlichen Aufwuchsorten (Rundbecken mit/ohne Strömung, Fließkanal, Erdteich) wurden in Abhängigkeit zueinander hinter dem Auge mit verschiedenen Farben markiert und ausgesetzt.
3. Mit Hilfe der Hamenfischerei konnte das Abwanderungsverhalten der besetzten Fische Bachforelle und Äsche beobachtet werden. Dabei wanderten die aus dem Strömungsbecken ausgesetzten Äschen bedeutend weniger ab, als die in den anderen Behältnissen aufgezogenen Fische. Ein Abwandern der besetzten Bachforellen konnte nicht festgestellt werden.
4. Bereits 44 Stunden nach Besatz der markierten Äschen ca. 3 km oberhalb der Fangstation konnten die erste Äschen aus dem Hamen entnommen werden. Insgesamt wanderten 41,5% der frisch besetzten Äschen vorwiegend in den Tagesstunden ab.
5. Der Prädation durch Raubfische kommt im Hinblick auf den Erfolg von Besatzmaßnahmen eine hohe Bedeutung zu. Untersuchungen des Magen-Darmtrakts von Bachsaiblingen die aus einer angrenzenden Fischzucht bei Hochwasser in die Moosach entkamen, wiesen bis zu 4 Äschen pro Fisch auf. Die Prädation durch fischfressender Vögel (Kormoran und Gänsesäger) konnte im Untersuchungszeitraum nicht festgestellt werden.
6. Ein Abschnittsvergleich der gefangenen Fische zeigte, dass von der Pullinger Brücke (Fkm 17,2) bis ca. 300 m unterhalb der Bachforellen- und Äschenbestand im Vergleich zur restlichen Strecke von 2,6 km relativ hoch war. So wurden 48% des Bachforellenbestandes bzw. 46,4% des Äschenbestandes bereits in diesem Abschnitt nachgewiesen. Eine Eingliederung der Besatzfische in den Wildfischbestand in Abhängigkeit zum Aufwuchsort konnte nicht festgestellt werden.
7. Aus den Untersuchungen an der Moosach lassen sich konstruktive Ansätze zur Verbesserung des Äschen- und Bachforellenbestandes ableiten. Es zeigt sich klar, dass sich das Problem sinkender Äschen- und Bachforellenbestände mit Besatzmaßnahmen alleine nicht lösen lässt.

7. Literaturverzeichnis

AMLACHER E. (1992): Taschenbuch der Fischkrankheiten – Grundlagen der Fischpathologie. Gustav Fischer Verlag; Jena & Stuttgart; 6. Auflage; 500 S.

BAARS M., MATHES E., STEIN H. & STEINHÖRSTER U. (2001): Die Äsche. Die Neue Brehm Bücherei; Westarp Wissenschaften; Hohenwarsleben; 128 S.

BAARS M., BORN O. & STEIN H. (2000): Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Eine Untersuchung ausgewählter Populationen und ihrer Lebensräume. Bayerns Fischerei und Gewässer; Schriftenreihe des Landesfischereiverband Bayern e. V.; Heft 5; 116 S.

BARTHELMES D. (1982): Bericht über eine internationale Tagung zu Fischbesatz und Einbürgerung neuer Fischarten in Seen- und Fließgewässern. Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR; Vol. 29; Heft 10; S. 307-312

BAUR W., & RAPP J. (1988): Gesunde Fische. Paul Parey Verlag; Hamburg & Berlin; 238 S.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsbericht Heft 4/96; München

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1992): Bestimmungsschlüssel für Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsbericht Heft 2/88; München

BEREJKIAN B. A. (1995): The effects of hatchery and wild ancestry experience on the relative ability of steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) to avoid a benthic predator. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences; 53; S. 2476-2482

BRAUN M. & KEIZ G. (2001): Fischereirecht in Bayern. Verlagsgruppe Jehle Rehm GmbH

BUCKSTEEG K. (1993): Vorstellung der Wasserwirtschaft zur Fließgewässerqualität. Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässerökologie, Bayerisches Landesamt für Wasserforschung; München, Oldenbourg Verlag GmbH; München; S. 12-38

CRESSWELL R. C. (1981): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters – a review. Journal of Fish Biology; S. 429-442

CRESSWELL R. C., HARRIS G. S. & WILLIAMS R. (1984): Factors influencing the movements recapture and survival of Hatchery-reared trout released into flowing waters and their management implications. EIFAC Technical Papers; No. 42, Supplement Vol. 1; FAO; Rome; S. 129-142

CRESSWELL R. C. & WILLIAMS R. (1982): Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters: Effect of Time and Method of stocking. Fisheries Management; 13/3; S. 97-103

GUM B., KÜHN R., ROTTMAN O., SCHRÖDER W., BOHL E., & STEIN H. (2001): Genetische Untersuchungen bayerischer Äschenpopulationen, Kurzbericht zu Teilprojekt 1, Erfassung der genetischen Variabilität bayerischer Äschenpopulationen (*Thymallus thymallus*) durch Mikrosatelliten-Analyse. Technische Universität München; Wissenschaftszentrum Weißenstephan; Fachgebiet für Wildbiologie und Wildtiermanagement; 7S.

GUTHRUF J. (1999): Beitrag des Besatzes zur Erhaltung und Stützung von Äschenpopulationen in der Schweiz. Symposium: Ökologie, Verbreitung und Gefährdungssituation der Äsche; Kurzfassung der Vorträge; Landesfischereiverband Bayern e.V. und Technische Universität München

GUTHRUF J. (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. – Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Diss. ETH Nr. 11720, 180 S.

HANFLAND S. (2002): Erfolgskontrolle von praxisüblichen Besatzmaßnahmen mit Äschen (*Thymallus thymallus*) in ausgewählten südbayerischen Fließgewässern; 190 S.

HARSÁNY A. (2000): Optimale Ausnutzung der Ertragskraft eines Reviers durch richtigen Besatz. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 45-67

HEIM M. (2000): Überprüfung der Funktionsfähigkeit von Teilhabitaten – Kartierung der Laichplätze und Substratverhältnisse in ausgewählten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern e. V.; 63 S.

HESTHAGEN T. & JOHNSEN B. O. (1989): Survival and growth of summer- and autumn-stocked 0+ brown trout, *Salmo trutta* L., in a mountain lake. Aquaculture and Fisheries Management; 20; S. 329-332

HOLZNER M. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich; dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main/Unterfranken. Bayerns Fischerei + Gewässer; Schriftenreihe des Landesfischereiverband Bayern e. V.; Heft 1; 224 S.

JORGENSEN J. & BERG S. (1991): Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L. of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. Journal of Fish Biology; 39; S. 151-169

KELLER T. & LINDEINER A. v. (2001): Artenhilfsprogramm Äsche: Pentadenzählungen an der Ammer im Bereich der Flusskilometer 135,2-151,4; Vergrämung an der Ammer im Bereich der Flusskilometer 145,4-150,7; Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V.; München; 20 S.

KELLER T., VORDERMEIER T., LUKOWICZ M. V., & KLEIN M. (1996): Der Einfluss des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensi* auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer. Fischer & Teichwirt; 47/3; S. 91-96

KENNEDY G. J. A. (1984): Stocking with Brown trout. Report of the Symposium on Stock Enhancement in the Management of Freshwater Fisheries; EIFAC Technical Papers; 42; S. 9-11

KLINGER H. (1997): Fischbesatz mit Bachforellen, Tradition oder Nachhaltigkeit? LÖBF/LAFAO NZO GmbH Bielefeld; Beiträge aus den Fischereidezernaten; Heft 6; 52 S.

KLUPP R. (1991): Besatzversuch mit drei verschiedenen Bachforellenherkünften und einem bacheigenem Wildstamm. Fischer & Teichwirt; 42/7; S.228-230

KLUPP R. (1981): Salmonidenbesatz in Fließgewässern und neue Salmonidenarten. Nürnberger Fischereigespräche 1981; Fachberatung für Fischerei Mittelfranken; S. 95-150

Knappe W. D. (1971): Das Fließwassersystem der Moosach; Diplomarbeit

KOHL F. (2000): Was ist erfolgreicher Besatz. Fischbesatz 2000, Nachhaltige Hege und Nutzung. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 3-22

McCRACKEN G. F., PARKER C. R. & GUFFY S. Z. (1993): Genetic Differentiation and hybridization between stocked hatchery and native brook trout in Great Smoky Mountains National Park. Transactions of the American Fisheries Society; 122; S. 533-542

MEINELT T., SCHRECKENBACH K., STÜBER A. & STEINBERG C. (1997): Fischtoxizität von Nitrit. Fischer und Teichwirt; Band 10/1997; S. 421-426

MELLIN A. (1987): Zur Problematik des Fischbesatzes. Natur und Landschaft; 62; Heft 7/8; S. 308-310

MILLER R. B. (1958): The role of Competition in the mortality of hatchery trout. Journal of Fish Research Canada; 15/1; S. 27-45

OSWALD T. (2003): Mündliche Mitteilung. TU München/Weihenstephan, Fischbiologie

PETER A. (2000): Stellungnahme zum Besatzverbot für die Regenbogenforelle. Fischbesatz 2000. Nachhaltige Hege und Nutzung. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 135-140

PETER M. (2000): Die Regenbogenforelle im Fadenkreuz der Fischereiwissenschaft. Fischbesatz 2000 Nachhaltige Hege und Nutzung. Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 141-143

PLEYER G. (1981): Besatzmaßnahmen und ihre Auswirkungen in einem als Angelgewässer genutzten Fluss. Besatzfragen in Aquakultur und natürlichen Gewässern; Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes; Heft 34; S.23-37

RICHARDS C. & CERNERA P. (1989): Dispersal and abundance of hatchery-reared and naturally spawned juvenile Chinook salmon in an Idaho stream. *North America Journal of Fisheries Management*; 9; S. 345-351

SCHÄPERCLAUS W. (1979): *Fischkrankheiten*. Akademie Verlag; Berlin; 4. Auflage; Teil 1 und 2; 1089 S.

SCHMUTZ S. (2000): Neueste wissenschaftliche Erkenntnisse zum Besatz in Salmonidenrevieren. *Fischbesatz 2000, Nachhaltige Hege und Nutzung*; Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz; ÖKF-Forum Linz; S. 115-125

SCHMUTZ S (1996): Einfluss von Fischbesatz auf autochthone Fischbestände. Sachverständigen-Kuratorium für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Landespflege, Weinbau, Binnenfischerei, Pferdehaltung; SVK Fischerei-Tagung; Bad Godesberg; 12 S.

SCHWOERBEL J. (1994): *Methoden der Hydrobiologie/Süßwasserbiologie*. Gustav-Fischer Verlag; Stuttgart; 4. Auflage; S.

SCHWOERBEL J. (1993): *Einführung in die Limnologie*. Gustav-Fischer Verlag; Stuttgart; 7. Auflage; S.

SEIFERT K. & KÖLBING A. (2000): *Richtig Angeln*. BLV Verlag; München 126 S.

SHUROV I. L., SMIRNOV Y. A. & SHUSTOV A. (1987): Features of Adaption of Hatchery Young of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, to River Conditions. *Journal of Ichthyologie*; 27/1; s. 162-166

SIPPONEN M. & HAKKARI L. (1984): Brown trout (*Salmo trutta m. lacustris* (L.)) stockings as a compensation method in a polluted area in central Finland. Hydrobiological Research Centre, University of Jyväskylä, Finland. Symposium on stock enhancement in the management of freshwater fish; FAO; Rome; S. 152-157

SPINDLER M. (2001): *Projekt Inn 2000*. Tiroler Fischereiverband; Innsbruck;

STEIN H. (1988): Folgen der Erosion für Fischfauna und Fischerei, dargestellt am Beispiel der Moosach. – *Natur und Landschaft*; Band 63; S. 270-271

STEIN H. (1987): Die Auswirkungen von Besatzmaßnahmen auf den Fischbestand der Moosach. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung; Bericht Nr. 3; 81 S.

STEINHÖRSTER U. (2001): Auswertung angelfischereilicher Fangaufzeichnungen zum Äschenfang, -bestand und -besatz in ausgewählten bayerischen Fließgewässern. Landesfischereiverband Bayern e.V.; 137 S.

THORVFE S. & CARLSTEIN M. (1998): Post-stocking Behaviour of hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* and brown trout *Salmo trutta* L. in a semi natural stream. *Fish Management; Ecol.* 5; S. 147-159

TOIVONEN J., AUVINEN H., IKONEN E., ALAPASSI T. & KOKKO U. (1984): Results of stocking with brown trout (*Salmo trutta m. lacustris*) in Finnish lakes and

rivers. In EIFAC Technical Papers; No 42; Supplement Vol. 1; FAO; Rome; S. 143-151

WEIBL U. (2001): Fischbesatz – sinnvoll oder schädlich? Wege zu einer nachhaltigen fischereilichen Bewirtschaftung. NABU Baden-Württemberg e.V.; 8 S.

WILKE H. : Besatzvorschläge für Bachforellen in Stück pro ha. Unbekannter Herausgeber

WINZELER T. (1998): Marginale Bedeutung des Konkurrenzdruckes von Regenbogenforellen auf Bachforellen, Schlussfolgerungen aus der EAWAG-Studie vom 18. Juni 1997 (Auftrag Nr. 4808) betreffend Untersuchungen zur Konkurrenz zwischen Bachforelle und Regenbogenforelle. Schweizer Fischereiverband; Bern; 66 S.

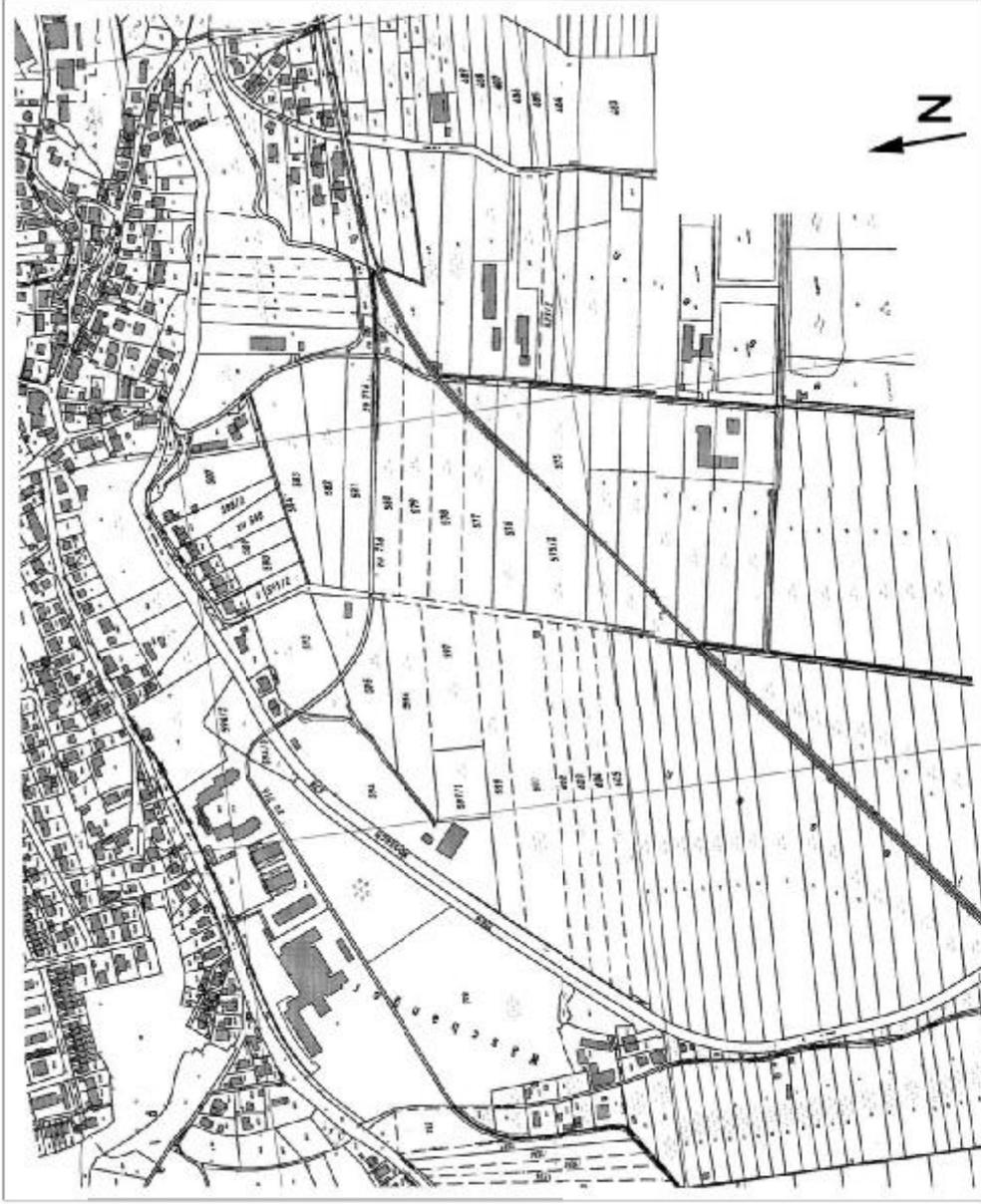
WURM K. (1998): Untersuchung zum Rückgang der fischereilichen Erträge und Optimierung der fischereilichen Bewirtschaftung der Argen. Regierungspräsidium Tübingen; 295 S.

WWA Freising (2004): mdl. Mitteilung und digitale Abflusswerte; Wasserwirtschaftsamt Freising

ZALEWSKI M., FRANKIEWIEWICZ P. & BREWINSKA B. (1985): The factor limiting growth and survival of brown trout, *Salmo trutta m. fario* L. introduced to different types of streams. Journal of Fish Biology; 27; Supplement A; S. 59-73

8. Anhang

Nordteil-Karte Mfonsach



Legende:

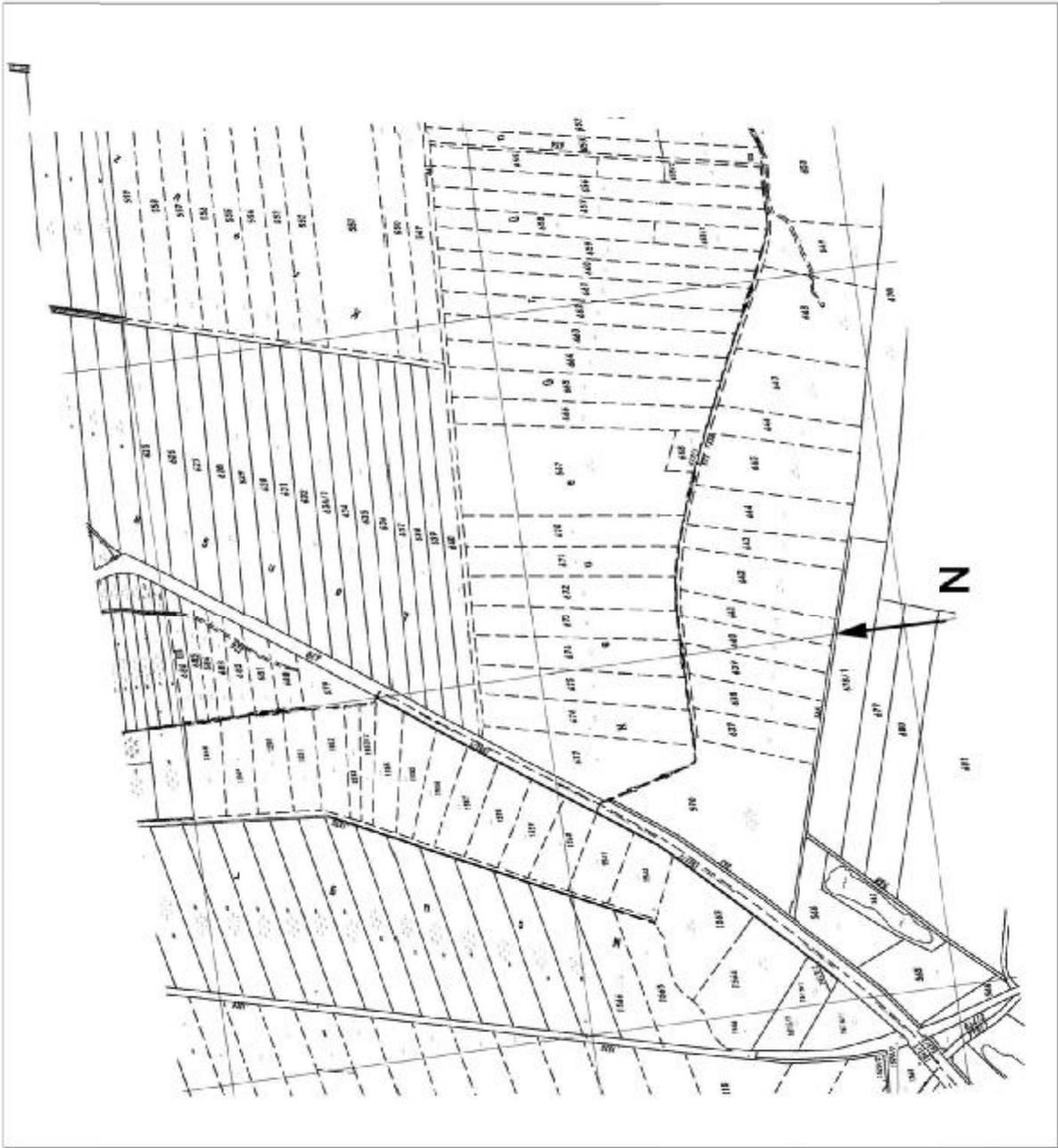
Einteilung der Querschnitte

Probestellen für Makrozoobenthion

Probestellen für die Wasseranalysen

Maßstab: 1:5000

Südtteil-Karte Moosach



Legende:

- Einteilung der Querschnitte
- Probestellen für Makrozoobenthon
- Probestellen für die Wasseranalysen