

Ökologie der Fischbestände in Fließgewässern des Khentii-Gebirges (Mongolei): Bestandsaufbau, Dynamik und Gefährdung durch den Gold-Tagebau

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium (Dr.rer.nat.)

vorgelegt von

Dipl.-Biol. Daniel A. Krätz

geboren am 04.03.1973 in Frankfurt am Main

Gutachter:

Herr Prof. Dr. Dietrich Borchardt,
Helmholtz-Zentrum für Umweltsystemanalyse (UFZ), Magdeburg,
Department für Aquatische Systemanalyse und Management, sowie
Technische Universität Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften

Herr Prof. Dr. Ravchig Samiya,
Nationaluniversität der Mongolei (NUM), Ulan Bator, Mongolei,
Fakultät für Biologie

Herr Prof. Dr. Stefan Schmutz,
Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Wien, Österreich,
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement

Tag der mündlichen Prüfung: 25.03.2009

Danksagung

Viele Personen haben auf irgendeine Art und Weise zu dieser Arbeit beigetragen. Ihnen möchte ich an dieser Stelle Dankeschön sagen.

Bei Herrn Prof. Dr. Dietrich Borchardt bedanke ich mich herzlich für das besondere Privileg, in der Mongolei arbeiten und forschen zu können, für die ausgezeichnete fachliche Betreuung und die konstruktiven und motivierenden Diskussionen. Ich hoffe, dass wir über die berufliche Zusammenarbeit hinaus auch weiterhin in Kontakt bleiben werden.

Prof. Dr. Ravchig Samjaa danke ich für die hilfreiche und fortwährende Unterstützung unserer Arbeiten in der Mongolei und die kritischen Anmerkungen zur vorliegenden Arbeit.

Danke, Herr Prof. Dr. Stefan Schmutz für die nützlichen Anmerkungen und die Bereitschaft, die Arbeit ein Stück weit mitzubegleiten und zu begutachten.

Vielen Dank an die Fischspezialisten Herrn Dr. Krupp und seine Kollegen vom Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg für die Hilfe bei der Bestimmung der zweifelhaften Arten.

Dr. Ralf Ibisch und Michael Schäffer möchte ich für die zahlreichen fruchtbaren Diskussionen, die moralische Unterstützung und die besondere gemeinsame Zeit in der Mongolei danken.

Ein herzliches Dankeschön auch an meine anderen Kollegen & -innen im Institut für Integriertes Gewässermanagement am Zentrum für Umweltsystemforschung. Die freundschaftliche Arbeitsatmosphäre in dieser Gruppe ist einmalig!

Herrn Dipl.-Biol. Peter Rudolph danke ich für die spannende Zusammenarbeit während seiner Diplomarbeit, die wichtige Informationen für die vorliegende Arbeit lieferte.

Danken und umarmen möchte ich Bacha, Savle, Odgo und all die anderen liebenswerten Menschen in der Mongolei, die jeden Aufenthalt in diesem fernen Land zu etwas ganz Besonderem gemacht haben.

Mein Dank gilt auch dem Bundesministerium für Bildung und Forschung, das die Forschungsarbeit im Rahmen eines Projekts förderte.

Besonders herzlich bedanken möchte ich mich bei meiner Mutter und meinen Geschwistern, die mich in meinem Tun stets unterstützt haben und den Geschichten aus der Mongolei immer begeistert zugehört haben. Es ist ganz besonders, solch eine Familie zu haben! An meinen Bruder Simon einen extra Dank für die letzten Korrekturarbeiten.

Ein einmaliges Ereignis während meiner Doktorarbeit war die Geburt meines Sohnes Julius. Durch ihn empfinde ich trotz Mühen und Sorgen jeden Tag auch Freude und Glück, wofür ich sehr dankbar bin.

Meiner lieben Frau Madlen gilt der allergrößte Dank. Sie bietet mir große Sicherheit, gibt mir Kraft und hat mich über Höhen und Tiefen der Arbeit begleitet. Danke für Dein Durchhaltevermögen und Dein Engagement während der letzten Jahre!

Zu guter Letzt möchte ich meinem ehemaligen Kollegen und Freund Peter Melchert danken, dessen Engagement in der Mongolei der Grundstein für diese Arbeit war. Bedauerlicherweise verstarb Peter Anfang 2009.

Abkürzungsverzeichnis

Bar	Untersuchungsgewässer Barchuluut
Bar_ton	<i>Barbatula toni</i> , Schmerle
Bra_len	<i>Brachymystax lenok</i> , Lenok
Cob_mel	<i>Cobitis melanoleuca</i> , Steinbeißer
CR	Rote-Liste-Kategorie „critically endangered“ (vom Aussterben bedroht)
EN	Rote-Liste-Kategorie „endangered“ (stark gefährdet)
Eup_per	<i>Eupallasella percnurus</i> , Sumpf-Elritze
EZG	Einzugsgebiet
Huc_tai	<i>Hucho taimen</i> , Taimen
Leu_bai	<i>Leuciscus baicalensis</i> , Sibirischer Hasel
MZB	Makrozoobenthos
NT	Rote-Liste-Kategorie „nearly threatened“ (potentiell gefährdet)
p	Signifikanzniveau
Pho_pho	<i>Phoxinus phoxinus</i> , Elritze
Rhy_lag	<i>Rhynchocypris lagowskii</i> , Amur-Elritze
TER 1-7	Probestellen am Fluss Terelj
Ter A-C	Probestellen an den Zuflüssen des Terelj
Thy_arc	<i>Thymallus arcticus</i> , Arktische Äsche
Thy_gru	<i>Thymallus grubei</i> , Amur-Äsche
Tsa	Untersuchungsgewässer Tsagaan Chuluut
VU	Rote-Liste-Kategorie „vulnerable“ (gefährdet)
Yal	Untersuchungsgewässer Yalbag
YalMin	Rekultivierte Gewässerstrecke des Yalbag
*	$p < 0,05$
**	$p < 0,01$
***	$p < 0,005$

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	8
TABELLENVERZEICHNIS	13
1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG.....	15
1.1 Die Fischfauna der Mongolei.....	15
1.2 Gefährdung der Fischfauna der Mongolei.....	16
1.2.1 <i>Bergbau</i>	17
1.2.2 <i>Andere Einflussfaktoren</i>	19
1.3 Zielsetzung der Arbeit.....	20
2 LAGE, GEOLOGIE UND KLIMA DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS	21
2.1 Eero-Einzugsgebiet (West-Khentii)	22
2.2 Kherlen-Einzugsgebiet (Süd-Khentii)	26
2.3 Goldvorkommen und -gewinnung in den Untersuchungsgebieten	28
2.4 Klima.....	30
3 MATERIAL UND METHODEN	32
3.1 Abiotische Charakterisierung der Untersuchungsgewässer	32
3.1.1 <i>Bestimmung der Einzugsgebietsgrößen und Längen der Gewässer</i>	32
3.1.2 <i>Strukturelle Beschaffenheit der Befischungsstrecken</i>	32
3.1.3 <i>Hydrologische und physikalisch-chemische Kenndaten der Gewässer</i>	33
3.1.4 <i>Trübung und Schwebstoffhaushalt der Gewässer</i>	34
3.1.5 <i>Stoffhaushalt und Hydraulik im hyporheischen Interstitial</i>	36
3.2 Ichthyologische Charakterisierung	37
3.2.1 <i>Elektrobefischungen</i>	37
3.2.2 <i>Altersbestimmung</i>	40
3.2.3 <i>Gewichtsbestimmung und Konditionsfaktor der Fische</i>	41
3.2.4 <i>Reusenfänge</i>	41
3.2.5 <i>Laichgruben von <i>Brachymystax lenok</i></i>	43
3.3 Auswertung.....	44
3.3.1 <i>Ichthyologische Kenngrößen</i>	44
3.3.2 <i>Statistische Auswertung</i>	45
4 ERGEBNISSE	47
4.1 Stoffhaushalt der Untersuchungsgewässer.....	47
4.1.1 <i>Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH</i>	47
4.1.2 <i>Temperatur</i>	49
4.1.3 <i>Nährstoffe</i>	51
4.1.4 <i>Suspendierte Schwebstoffe</i>	51

4.1.5	<i>Infiltrationsrate von Schwebstoffen</i>	53
4.2	Beschaffenheit des hyporheisches Interstitial	54
4.2.1	<i>Physikalisch-chemische Parameter</i>	54
4.2.2	<i>Vertikaler Wasseraustausch</i>	56
4.3	Strukturmerkmale der Untersuchungsgewässer	58
4.3.1	<i>Uferbegleitende Vegetation und Uferstrukturen</i>	58
4.3.2	<i>Breiten-, Tiefen- und Strömungsdiversität</i>	59
4.3.3	<i>Substratverhältnisse</i>	60
4.4	Zusammenfassender Vergleich der abiotischen Kenngrößen	62
4.5	Fischarten der Untersuchungsgebiete	63
4.6	Stetigkeit und Dominanz der Fischarten	65
4.6.1	<i>Untersuchungsgewässer im Eroo-EZG</i>	65
4.6.2	<i>Untersuchungsgewässer im Kherlen-EZG</i>	68
4.7	Ichthyologische Indices	70
4.8	Besiedlungsdynamik der Gewässer	70
4.8.1	<i>Jahreszeitliche Schwankungen der Abundanz an den Probestellen</i>	70
4.8.2	<i>Artenspezifische Abundanzschwankungen</i>	72
4.8.3	<i>Wanderungsdynamik am Tsagaan Chuluut während der Saison 2004</i>	74
4.8.4	<i>Wanderungsdynamik am Yalbag im Frühjahr 2006</i>	77
4.8.5	<i>Räumliche Variabilität der Artenzusammensetzung und Fangzahlen</i>	80
4.9	Längen-Häufigkeits-Verteilungen und Reproduktion.....	82
4.10	Vergleich der Gesamtabundanz.....	85
4.11	Verteilung der ökologischen Gilden.....	87
4.12	Kondition ausgewählter Arten.....	89
4.13	Einfluss der Habitatstrukturen auf die Besiedlung.....	91
4.14	Detailergebnisse zur Reproduktionsbiologie des Lenok	92
4.15	Zusammenfassender Vergleich der ichthyologischen Kenngrößen.....	95
5	DISKUSSION	96
5.1	Analyse der signifikanten Veränderungen durch den Gold-Tagebau	96
5.1.1	<i>Physikalisch-chemische Parameter und Nährstoffhaushalt</i>	97
5.1.2	<i>Temperaturhaushalt</i>	98
5.1.3	<i>Schwebstoffhaushalt</i>	100
5.1.4	<i>Hyporheisches Interstitial</i>	102
5.1.5	<i>Gewässerumfeld und Gewässerstrukturen</i>	105
5.1.6	<i>Flusskontinuum</i>	108
5.1.7	<i>Trophisches Gefüge und individuelle Fitness</i>	109
5.2	Ökologie und Gefährdung der untersuchten Populationen	110
5.2.1	<i>Taimen (Hucho taimen, Pallas 1773)</i>	111
5.2.2	<i>Lenok (Brachymystax lenok, Pallas 1773)</i>	114
5.2.3	<i>Arktische Äsche (Thymallus arcticus, Pallas 1776)</i>	117

5.2.4	<i>Amur-Äsche (Thymallus grubei, Dybowski 1869)</i>	120
5.2.5	<i>Sonstige Arten</i>	121
5.3	Die Bedeutung des ausgeprägt kontinentalen Klimas	128
5.4	Zur funktionalen Bedeutung der kleinen bis mittleren Fließgewässer.....	130
6	HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN	132
6.1	Managementempfehlungen.....	132
6.2	Monitoringempfehlungen	135
6.2.1	<i>Generelle Herangehensweise für ein Monitoring des Gold-Tagebaus</i>	135
6.2.2	<i>Monitoringempfehlung für die Fischfauna</i>	138
6.3	Fallbeispiel.....	139
7	ZUSAMMENFASSUNG	142
8	SUMMARY (ENGLISH & MONGOLIAN)	145
9	LITERATURVERZEICHNIS	150
	BILDNACHWEIS	158
	ANHANG	162

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Fördermenge (t) und Abbaulizenzen im Gold-Bergbausektor zwischen den Jahren 1990 und 2006 (Mineral Resources and Petroleum Authority, 2006).	17
Abbildung 2: Lage der goldführenden Areale (hellgrau) und der Areale mit größerer Goldgewinnung (dunkelgrau) in der Mongolei (BGR, 1998).	18
Abbildung 3: Streng geschütztes Gebiet „Khan Khentii“ (dunkel schraffiert) und Nationalpark „Gorkhi-Terelj“ (hell schraffiert) im Nord-Osten der Hauptstadt Ulan Bator und Lage der Untersuchungsgebiete im westlichen (Eroo-Orchon-Selenge-EZG) bzw. südlichen Randbereich (Kherlen-Amur-EZG) des Schutzgebiets „Khan Khentii“ (The World Bank, 2004).	21
Abbildung 4: Topographische Karte des Einzugsgebietes von Barchuluut und Yalbag mit Detailkarten und Lage der Untersuchungsstellen. Dreiecke markieren die Befischungsstrecken, Sterne die Reusenstandorte. Das Gold-Tagebauegebiet liegt im Unterlauf zwischen den Probestellen Yalbag 1-4 und Barchuluut 1-2. Die Probestellen Yalbag Mining 1-3 liegen innerhalb eines ehemaligen und rekultivierten Abbauebiets.	24
Abbildung 5: Topographische Karte des Einzugsgebietes mit Detailkarte der Untersuchungsstellen am Tsagaan Chuluut. Dreiecke markieren die Befischungsstrecken, Sterne die Reusenstandorte.	25
Abbildung 6: Lage der Untersuchungsstellen TER 1-7 entlang des Terelj und der drei Nebengewässer Ter A-C, sowie ungefähre Lage und Ausdehnung des Goldabbauebietes (weißes Rechteck).	27
Abbildung 7: Satellitenaufnahmen (Google Earth ®) der Abbauebiets und geologische Karten der Einzugsgebiete des Yalbag (links) und des Terelj (rechts) mit Lage und Anzahl der bis 1999 nachgewiesenen Goldvorkommen (Mongolian Ministry of Industry and Trade, 2001). Die Zahlen entsprechen einer laufenden Nummerierung der Vorkommen.	29
Abbildung 8: Monatliche Mittelwerte von Niederschlag (a), Lufttemperatur (b) und relativer Luftfeuchtigkeit (c) an der Messstation in Zuunkharaa für die Jahre 2002 bis 2005.	31
Abbildung 9: Wasserstands-Abfluss-Beziehung an einem Kontrollprofil des Tsagaan Chuluut.	33
Abbildung 10: Matrixfallen zur Untersuchung der Sedimentation von Feinmaterial. Ein Innenkorb, umhüllt von einem Gaze-Sack wurde in einen Außenkorb gesteckt und dieser im Gewässersediment vergraben. Der Innenkorb wurde mit Matrixsediment befüllt. Für die Exposition wurden Infiltrationsbereiche an Rauschefflächen ausgewählt. Der Gaze-Sack wurde während der Exposition nach unten umgestülpt, so dass Feinmaterial von oben und seitlich in die Fallen eindringen konnte.	35
Abbildung 11: Links: Multi-Level-Sonde nach Saenger et al. (1998) und Lenk et al. (1999). Rechts: Verwendung der Multi-Level-Sonde bei Piezomanometermessungen.	37
Abbildung 12: Vergleich der nachgewiesenen Artenzahl im Frühjahr, Sommer und Herbst nach Befischung von 100, 200, 300 und 400 m am a) Tsagaan Chuluut, b) Barchuluut, c) Yalbag und d) Yalbag Mining.	39
Abbildung 13: Schematische Skizze des Gold-Tagebauebiets am Yalbag und Position der vier Fangreusen.	43
Abbildung 14: Boxplots von Sauerstoffkonzentration(a), Sauerstoffsättigung (b), pH-Werte (c) und Leitfähigkeit (d) der Untersuchungsgewässer Barchuluut, Tsagaan Chuluut und Yalbag (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2004, 2005 und 2006).	47

- Abbildung 15: Physikalisch-chemische Kenndaten an den Probestellen des Terelj. Leitfähigkeit und Abfluss entlang des Transekts im Hauptstrom (TER 0-7) und an den Zuflüssen Ter A-C (a), Boxplots von Sauerstoffkonzentration (b), Sauerstoffsättigung (c) und pH-Werte (d) der dicht zusammenliegenden Probestellen TER 2-4 und Ter A-C (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2004 und 2005).49
- Abbildung 16: Oberflächenwassertemperatur an Barchuluut (Referenz) und Yalbag (unterhalb des Bergbaugebietes) im August 2005 (a) und Mai 2006 (b). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Ordinate.50
- Abbildung 17: Boxplots der Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ (a) und $\text{PO}_4\text{-P}$ (b) an den Probestellen des Barchuluut und Yalbag (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2005 und 2006).51
- Abbildung 18: Mittlere Konzentration suspendierter Sedimente im Oberflächenwasser in den Untersuchungsjahren 2003 (a), 2004 (b) und 2005 (c).52
- Abbildung 19: Konzentration suspendierter Sedimente im Oberflächenwasser (mg/l) entlang eines etwa 40 km langen Transekts am Fluss Terelj (Kherlen-Einzugsgebiet).53
- Abbildung 20: Einlagerungsraten von Feinmaterial < 250 μm und von größerem Feinmaterial 250 μm – 20 mm in Matrixfallen. Mittelwert \pm Standardabweichung, n = 3. Exposition der Fallen im Sommer 2004 (a) und Sommer 2005 (c) und im Winter 2004/2005 (b) und Winter 2005/2006 (d). Man-Whitney-Test: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,005; n.s. = nicht signifikant.....54
- Abbildung 21: Boxplots der Tiefengradienten von Sauerstoffgehalt (a), Leitfähigkeit (b), pH-Wert (c) und Nitrat-N (d) an den Untersuchungsstellen Yalbag (unterhalb des Bergbaugebietes) und Barchuluut (oberhalb des Bergbaugebietes) (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2005 und 2006, Daten von jeweils drei Riffleabschnitten gepoolt).56
- Abbildung 22: Vertikale hydraulische Druckgradienten in verschiedenen Sedimenttiefen ausgewählter Rifflesequenzen des Tsagaan Chuluut (a, b), Barchuluut (c, d) und Yalbag (e, f). Beprobt wurden zwei Riffle je Gewässer mit jeweils drei Sonden pro Riffle (Infiltrations-, Advektions- und Exfiltrationsbereich).57
- Abbildung 23: Relative Verteilung unterschiedlicher Vegetationschichten an den Ufern der Untersuchungsstrecken am Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag und Yalbag Mining. 58
- Abbildung 24: Relative Anteile überhängender Ufer (a) und hölzernen Strukturen unter der Wasseroberfläche (b) an den Befischungsstrecken des Tsagaan Chuluut (Tsa Ch, N = 4), Barchuluut (Barch, N = 4), Yalbag (Yal, N = 4) und an einer rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (Yal Min, N = 3); dargestellt sind Boxplots mit Median, Interquartilbereich und Extremwerte.59
- Abbildung 25: Variationskoeffizient der Gewässerbreite (a), der maximalen Tiefe (b) und der Fließgeschwindigkeit (c) und mittlere Fließgeschwindigkeit (d) an den Befischungsstrecken des Tsagaan Chuluut (Tsa Ch, N = 4), Barchuluut (Barch, N = 4), Yalbag (Yal, N = 4) und an einer rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (Yal Min, N = 3); dargestellt sind Boxplots mit Median, Interquartilbereich und Extremwerte.60
- Abbildung 26: Relative Anteile unterschiedliche Sohlsubstrats an den Gewässerstrecken des Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag und Yalbag Mining (Mittelwerte aus mehreren Gewässerabschnitten) und an den untersuchten Laichgruben des Lenok.61
- Abbildung 27: Verteilung und Anzahl der nachgewiesenen Fischarten und deren Einordnung in die Rote-Liste-Kategorien der Fische der Mongolei (Ocock et al., 2006).65
- Abbildung 28: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten im Tsagaan Chuluut während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.66

Abbildung 29: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten im Barchuluut während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.....	67
Abbildung 30: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten im Yalbag während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.....	67
Abbildung 31: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten in der rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (Yalbag Mining) während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.....	68
Abbildung 32: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten am Terelj im Untersuchungsjahr 2004.	69
Abbildung 33: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten am Terelj im Untersuchungsjahr 2005.	69
Abbildung 34: Abundanz (Ind./ha) an den Befischungsstrecken im Barchuluut, Tsagaan Ch. Yalbag und Yalbag Mining während der Untersuchungsjahre 2003 bis 2005.	71
Abbildung 35: Mittlere Abundanz an den Befischungsstrecken des Tsagaan Chuluut (a), Barchuluut (b), Yalbag (c) und Yalbag Mining (c) im Frühling, Sommer und Herbst der Untersuchungsjahre 2003 - 2006 (saisonal gepoolte und über die Anzahl der Befischungen gemittelte Daten).	72
Abbildung 36: Mittlere Abundanz (Ind./ha) ausgewählter Fischarten im Frühjahr, Sommer und Herbst der Untersuchungsjahre 2003 - 2006 (Mittelwert \pm Standardabweichung aller Befischungsergebnisse in den Gewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag).	73
Abbildung 37: Verteilung der gefangenen Arten an den Reusen 1-3 während der Beprobung des Tsagaan Chuluut von Mai bis September 2004.	75
Abbildung 38: Monatliche Fangzahl (N), mittlere Temperatur ($^{\circ}\text{C}$) und mittlerer Abfluss (l/s) im Tsagaan Chuluut während der Monate Mai bis September 2004.	75
Abbildung 39: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Lenok (Bra_len), Aktischer Äsche (Thy_arc), Elritze (Pho_pho) und Schmerle (Bar_ton) in den Reusen 1-3 am Tsagaan Chuluut.....	76
Abbildung 40: Gesamtzahl und Zusammensetzung der Fänge an den zwei Reusen unterhalb (Reuse 1 & 2) und der Reuse oberhalb (Reuse 3a) des Gold-Tagebauebiets und an der Reuse im Umgehungsgerinne (Reuse 3b).....	78
Abbildung 41: Clusteranalyse auf Basis der Artenzusammensetzung und Fangzahlen an den vier unterschiedlichen Reusenstandorten (hierarchische Clusteranalyse mit euklidischer Distanz zwischen den Gruppen).	78
Abbildung 42: Tägliche Fangzahlen in den vier Reusen am Yalbag im Zeitraum vom 14. - 29.05.2006.	79
Abbildung 43: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Lenok (Bra_len), Arktischer Äsche (Thy_arc), Elritze (Pho_pho) und Schmerle (Bar_ton) an den vier Reusen am Untersuchungsgewässer Yalbag während des Frühjahrs 2006.....	80
Abbildung 44: Relative Häufigkeit (%) der Arten und Fangzahl (CPUE) an den Probestellen Terelj 1-7 und Terelj A-C während der Untersuchungsjahre 2004 und 2005.....	81
Abbildung 45: Zusammenhang zwischen Fangzahlen (CPUE) bzw. Dichte (Ind./ha) und Entfernung der Probestelle zum Hauptstrom an den Untersuchungsgewässer des Kherlen-EZG (links) und des Eroo-EZG (rechts).	82
Abbildung 46: Mittlere Fischdichte (Ind./ha) im Frühling, Sommer und Herbst im Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag und in der rekultivierten Strecke des Yalbag (Yalbag Mining).	86

- Abbildung 47: Mittlere Fangzahlen [N] an den Probestellen im Hauptstrom (Terelj 2-4) und in den benachbarten Referenzgewässern (Terelj A-C) in den Jahren 2004 und 2005 (Mann-Whitney-Test; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; n.s. = nicht signifikant)..... 87
- Abbildung 48: Relativer Anteile des omnivoren, piscivoren und benthivoren Nahrungstyps an der Fischfauna des Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Terelj und den Zuflüssen des Terelj (Datengrundlage sind die gepoolten Fangzahlen). 88
- Abbildung 49: Relative Anteile des psammophilen, lithoplegophilen, lithophilen und phytophilien Laichtyps an der Fischfauna von Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Terelj und Terelj Ref. (Datengrundlage sind die gepoolten Fangzahlen)..... 88
- Abbildung 50: Fulton'scher Konditionsfaktor der Salmoniden Lenok (a; N = 384), Taimen (b; N = 85) und der zwei Äschenarten (c; N = 441) im Tsagaan Chuluut (Tsa), Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Terelj (Ter) und den Zuflüssen des Terelj (TerRef) (Box-Plots mit Median, Quartilen und Extrema). 89
- Abbildung 51: Fulton'scher Konditionsfaktor der Elritze (a; N = 860), Amur-Elritze (b; N = 33), Amur-Gründling (c; N = 112), Quappe (d; N = 18), Steinbeißer (e; N = 42) und Schmerle (f; N = 334) im Tsagaan Chuluut (Tsa), Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Terelj (Ter) und den Zuflüssen des Terelj (TerRef) (Box-Plots mit Median, Quartilen und Extrema). 90
- Abbildung 52: Schematische Darstellung und Bezeichnungen der Teilbereiche einer Laichgrube von *Brachymystax lenok* mit Lage der Eitaschen und Position der Multi-Level-Sonde zur Messung der Hydraulik und Millieubedingungen im hyporheischen Interstitial (nach Ottaway et al., 1981, verändert). 92
- Abbildung 53: Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg/l) im Oberflächenwasser und in Sedimenttiefen von 5 (N = 5), 15 (N = 5), 25 (N = 3) und 45 cm (N = 2) der Laichgruben von *Brachymystax lenok*. a) Messung kurz nach dem Ablachen am 27.05.05. b) Messung kurz vor Aufschwimmen der Larven am 18.07.05. (Box-Plots mit Median, Quartilen und Extrema). 93
- Abbildung 54: Vertikaler hydraulischer Druckgradient in Sedimenttiefen von 5, 15, 25 und 45 cm an vier Laichgruben von *Brachymystax lenok*. 94
- Abbildung 55: Mittlere Tagestemperatur (°C) und kumulative aufgetragene Tagesgrade während der Ei- und Larvalentwicklung des Lenok in der Zeit von 27.05.05 (kurz nach dem Ablachen) bis 18.07.05 (während der Emergenz der Jungfische). 94
- Abbildung 56: Saisonale Einordnung der Entwicklung von Fischeiern und Larven lithophiler Fischarten während der Interstitial-Phase (Angabe der Tagesgrade zwischen Eiablage und Aufschwimmen der Larven) und Zeitspanne der Abbauaktivitäten von Goldvorkommen in Seifenlagerstätten. Die Dauer der Entwicklung wurde auf Basis eines vereinfachten Jahres-Temperaturverlaufs berechnet, der sich an realen Messwerten vom Tsagaan Chuluut und Barchuluut orientiert. 104
- Abbildung 57: Größenverteilung und Häufigkeit der Einzugsgebiete mit direktem Gebietsauslass (permanent, temporär oder fehlend) in die großen Flüsse des Khentii-Gebirges (Eroo und Oberläufe des Kherlen, Tuul und Kharaa). Basierend auf HydroSHEDS (WWF, 2008). 130
- Abbildung A 58: Fangzahlen von Amur-Äsche (Thy_arc), Lenok (Bra_len), Elritze (Pho_pho), Amur-Elritze (Rhy_lag), Amur-Gründling (Gob_cyn) und Schmerle (Bar_ton) an den Probestellen TER 1-7 und Ter A-C in den Untersuchungsjahren 2004 und 2005. 164
- Abbildung A 59: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Hucho taimen* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006. 165
- Abbildung A 60: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Brachymystax lenok* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006. 166

Abbildung A 61: Längen-Häufigkeits-Verteilung von <i>Thymallus arcticus</i> in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.....	167
Abbildung A 62: Längen-Häufigkeits-Verteilung von <i>Phoxinus phoxinus</i> in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.....	168
Abbildung A 63: Längen-Häufigkeits-Verteilung von <i>Leuciscus baicalensis</i> in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.....	169
Abbildung A 64: Längen-Häufigkeits-Verteilung von <i>Barbatula toni</i> in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.....	170
Abbildung A 65: Längen-Häufigkeits-Verteilung von <i>Cobitis melanoleuca</i> in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.....	171
Abbildung A 66: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Lenok (Bra_len), Amur-Äsche (Thy_gru), Elritze (Pho_pho) und Amur-Elritze (Rhy_lag) an den, durch Gold-Tagebau beeinflussten Probestellen im Hauptstrom des Terelj (Terelj 1-7) und den ungestörten Zuflüssen (Terelj A-C) während der Untersuchungsjahre 2004 und 2005.....	172
Abbildung A 67: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Gründling (Gob_cyn), Schmerle (Bar_ton) und Quappe (Lot_lot) an den, durch Gold-Tagebau beeinflussten Probestellen im Hauptstrom des Terelj (Terelj 1-7) und den ungestörten Zuflüssen (Terelj A-C) während der Untersuchungsjahre 2004 und 2005.....	173

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Familien und Artenzahl der Fischfauna der Mongolei	15
Tabelle 2: Regional bedrohte (CR = Vom Aussterben bedroht, EN = stark gefährdet, VU = gefährdet) und potentiell bedrohte (NT) Fischarten der Mongolei und deren primäre (XXX), sekundäre (XX) und tertiäre Gefährdungsursachen (X) (nach Ocock und Mitarbeitern, 2006a, modifiziert).....	16
Tabelle 3: Kenndaten der Untersuchungsgewässer im Einzugsgebiet des Eroo.....	23
Tabelle 4: Bezeichnung und GPS-Punkte der Untersuchungsstellen im Eroo-Einzugsgebiet.	25
Tabelle 5: GPS-Punkte der Untersuchungsstellen am Fluss Terelj und grundlegende limnologische Daten der Untersuchungsstellen.....	27
Tabelle 6: Art und Auflösung der aufgenommenen Strukturparameter an den Befischungstrecken.....	32
Tabelle 7: Übersicht über die Expositionszeiträume für Matrixfallen in der Gewässersohle an den beiden Untersuchungsabschnitten Barchuluut und Yalbag.	35
Tabelle 8: Anzahl der Tage mit installierten Reusen und durchgeführte Abfluss- und Wasserstandmessungen im Untersuchungszeitraum Mai bis September 2004.....	42
Tabelle 9: Abiotische Kenngrößen (gemittelte Werte über alle Stichtagsmessungen) der Untersuchungsgewässer Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Yalbag Mining (die zwei zuletzt genannte sind bei physikalisch-chemischen Kenngrößen nicht differenziert), Terelj A-C und Terelj 2-4. Statistisch miteinander verglichen (Man-Whitney-Test: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$) wurden jeweils die Werte an den Referenzgewässern (hellgrau hinterlegt) mit denen der beeinflussten Gewässerabschnitte (dunkelgrau hinterlegt) (Stoffhaushalt, Sedimenthaushalt, Substratzusammensetzung). Bei den Kenngrößen zur Hydromorphologie wurden die Werte an der rekultivierten Strecke des Yalbag (Yalbag Mining) gegen die anderen Untersuchungsstrecken getestet.	62
Tabelle 10: Nachgewiesene Fischarten und deren Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Nahrungs- und Reproduktionsgilden.....	63
Tabelle 11: Vorkommen der Arten in den Untersuchungsgewässern im Eroo-Einzugsgebiet mit Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Tsagaan Chuluut (Tsa) und Eroo und im Kherlen-Einzugsgebiet mit den Gewässern Terelj (Ter) und den Zuläufen des Terelj (Ter Ref.).	64
Tabelle 12: Shannon und Eveness Index der Fischfauna an den untersuchten Fließgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Yalbag Mining, Terelj und den Zuflüssen des Terelj (Daten aller Elektrobefischungen zusammengefasst).	70
Tabelle 13: Fangzahlen an den vier Reusen am Yalbag während einer Beprobung im Frühjahr 2006 (Gesamtfang, Anzahl Rogner und Milchner, Anteil laichreifer Individuen und Anzahl der mit Pan-Jet bzw. mit Nummern-Tags markierter und wiedergefangener Fische).	77
Tabelle 14: Alterklassenanalyse an Hand von Hartstrukturen (Kiemendeckel, Wirbelknochen, Schuppen) unter Angabe der nachgewiesenen Alterklassengrenzen.	83
Tabelle 15: Nachgewiesene Altersklassen der häufigsten Fischarten des Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag. Analyse der Reproduktionswahrscheinlichkeit (Rep.) anhand der vorkommenden Altersklassen und der Kohortengröße (X = zahlreiche Nachweise/Peaks, x = Einzelnachweise; Reproduktionswahrscheinlichkeit: o = unwahrscheinlich, oo = wahrscheinlich, ooo = sicher, - = keine Angaben).	84
Tabelle 16: Nachgewiesene Altersklassen (X = zahlreiche Nachweise/Peaks, x = Einzelnachweise) der Fischarten im Hauptstrom des Terelj (Terelj 1-7) und an seinen	

Zuläufen (Terelj A-C). Analyse der Reproduktionswahrscheinlichkeit (Rep.) anhand der vorkommenden Altersklassen und deren Mächtigkeit (Reproduktionswahrscheinlichkeit: o = unwahrscheinlich, oo = wahrscheinlich, ooo = sicher, - = keine Angaben).....	84
Tabelle 17: Statistischer Vergleich der mittleren Abundanz (Ind./ha) an den Untersuchungsgewässern im Frühling, Sommer und Herbst; Man-Whitney-Test; * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,005; n.s. = nicht signifikant.....	86
Tabelle 18: Statistischer Vergleich der mittleren Korpulenzwerte der Fische in den Referenzgewässern und in den beeinträchtigten Gewässerabschnitten am Yalbag und am Terelj (Man-Whitney-Test, * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,005; n.s. = nicht signifikant).....	91
Tabelle 19: Ichthyologische Kenngrößen (gemittelte Werte über alle Befischungen) der Untersuchungsgewässer Tsagaan Chuluut (Tsa), Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Yalbag Mining (YalMin), Terelj A-C und Terelj 2-4. Statistisch miteinander verglichen (Man-Whitney-Test: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,005) wurden jeweils die Werte an den Referenzgewässern (hellgrau hinterlegt) mit denen der beeinflussten Gewässerabschnitte (dunkelgraugrau hinterlegt).	95
Tabelle 20: Prozentualer Anteil der Messwerte über 10 °C und Maximaltemperaturen im Barchuluut und im Yalbag während der Monate Juni und Juli 2005; dargestellt sind die Werte für drei unterschiedliche Sedimenttiefen (0, 20 und 40 cm).	99
Tabelle 21: Übersicht über ausgewählte Richtlinien und Grenzwerte in Bezug auf die Qualitätsgröße Suspendierte Schwebstoffe.....	101
Tabelle 22: Übersicht über ausgewählte Richtlinien und Grenzwerte in Bezug auf die Trübung.....	101
Tabelle 23: Funktionale Bedeutung der kleinen und mittleren Fließgewässer als Laich- und Nahrungshabitat für die untersuchten Fischarten (Bedeutung hoch = XXX, mittel = XX, niedrig = X).....	131
Tabelle 24: Zieldefinition, Zeitaufwand, Zielgrößen und Frequenz des Umweltmonitoring in verschiedenen Phasen des Rohstoffabbaus.....	137
Tabelle A 25: Steckbriefe der Probestellen Tsagaan Chuluut 1 – 4.....	162
Tabelle A 26: Steckbriefe der Probestellen Barchuluut 1 – 4.....	162
Tabelle A 27: Steckbriefe der Probestellen Yalbag 1 – 4.....	163
Tabelle A 28: Steckbriefe der Probestellen Yalbag Mining 1 – 3 innerhalb der rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag.	163

1 Einleitung und Fragestellung

1.1 Die Fischfauna der Mongolei

Die Mongolei gehört zoogeographisch zur zentralasiatischen Region (Banarescu, 1990) und teilt sich in drei hydrologische Einzugsgebiete. Das artenreichste mit insgesamt 43 Fischarten ist das Amur-Einzugsgebiet, das den gesamten Nord-Osten des Landes entwässert und über den Fluss Amur in den Pazifik mündet, gefolgt vom Baikal-Einzugsgebiet mit 22 Arten. Es entwässert in den Arktischen Ozean in Richtung Norden und beinhaltet den überwiegenden Teil der Fließgewässer und Teile der Seen im Norden des Landes. Das zentral-asiatische Binnen-Einzugsgebiet ist das größte und mit 8 Arten zugleich artenärmste Einzugsgebiet der Mongolei, das den Nord-Westen der Mongolei und den gesamten Zentral- und Südteil des Landes umfasst. Für die Mongolei werden aktuell 64 Arten aufgeführt (Ocock et al., 2006), jedoch ist die Artenzahl laut neuesten Untersuchungen vermutlich deutlich höher (Ocock et al., 2006). Die Karpfenartigen stellen die artenreichste Familie dar, aber auch die Äschen und Renken sind mit vier bzw. fünf Taxa zahlreich vertreten (Tabelle 1). In der Mongolei leben drei endemische Arten und zehn palearktische Arten, die auch in Mitteleuropa vorkommen.

Tabelle 1: Familien und Artenzahl der Fischfauna der Mongolei.

Familie, wiss. Name	Familie, dt. Name	Artenzahl	Palearktische Arten	Endemische Arten
Acipenseridae	Störartige	2		
Salmonidae	Lachsartigen	2		
Coregonidae	Renken	5		
Thymallidae	Äschen	4		2
Cyprinidae	Karpfenartigen	41	7	1
Esocidae	Hechte	2	1	
andere		8	2	
Gesamt		64		

Untersuchungen zur Ichthyofauna der Mongolei wurden erstmals von dem deutschen Arzt und Naturforscher Peter Simon Pallas in den Jahren 1768-74 durchgeführt. Dieser wurde von der Zarin Katharina II. beauftragt, das gesamte russische Reich, zu dem damals auch die Mongolei gehörte, naturkundlich zu erfassen. Im Anschluss daran beschrieb er erstmals den Lenok (*Brachymystax lenok*), den Taimen (*Hucho taimen*) und die Arktische Äsche (*Thymallus arcticus*). Seitdem gab es zahlreiche Wissenschaftler wie z.B. Dybowski (um 1870), Kessler (1878) und Berg (um 1910), die die Fischarten der Mongolei systematisch sammelten und taxonomisch beschrieben. Auch in jüngster Zeit fanden mehr oder weniger große Expeditionen mit dem Ziel einer taxonomischen Erfassung der Fischarten des Landes

statt (Ocock et al., 2006; Travers, 1989). Trotz der Vielzahl der taxonomischen Untersuchungen, ist der derzeitige Kenntnisstand in diesem Wissenschaftsbereich wenig umfassend (Dulmaa, 1999; Ocock et al., 2006; Travers, 1989). Noch augenfälliger tritt dies bei ökologischen Fragestellungen zu Tage, die nur von wenigen Autoren bearbeitet wurden oder deren Veröffentlichungen für internationale Wissenschaftler auf Grund der Sprache wenig bis nicht verfügbar sind (Travers, 1989). Eine der wenigen umfassenden Arbeiten erschien z.B. im Rahmen einer russischen Schriftenreihe zu den Vertebraten der Mongolischen Volksrepublik (Shatunovskii, 1985). Aktuelle Arbeiten gehen auf die Aktivitäten des „Taimen Conservation Fund“ zurück, der den Erhalt des Eg-Uur-Einzugsgebiets und dessen Taimenpopulation verfolgt. Die Erhaltungsbemühungen erfolgen hier über einen integrativen Ansatz unter Einbeziehung aller beteiligter Gruppen (Landnutzer, Entscheidungsträger etc.) und auf der Basis ökologischer Grundlagenforschung über die Leitart Taimen (Taimen Conservation Fund, 2008).

1.2 Gefährdung der Fischfauna der Mongolei

Aktuell werden 11 Fischarten der Mongolei als regional bedroht („vom Aussterben bedroht“, „stark gefährdet“ oder „gefährdet“) und drei Arten als „potentiell bedroht“ bewertet (Ocock et al., 2006).

Tabelle 2: Regional bedrohte (CR = Vom Aussterben bedroht, EN = stark gefährdet, VU = gefährdet) und potentiell bedrohte (NT) Fischarten der Mongolei und deren primäre (XXX), sekundäre (XX) und tertiäre Gefährdungsursachen (X) (nach Ocock und Mitarbeitern, 2006a, modifiziert).

Status	Art	Habitatdegradation & -fragmentation	Habitatverlust	Wasser- verschmutzung	Hybridisierung	Konkurrenzdruck	Fischerei	Klimawandel
CR	<i>Acipenser baerii</i>	XX		X			XXX	
EN	<i>Barbatula dgebuadzei</i>	XXX	XX					
	<i>Leuciscus dzungaricus</i>						XXX	
	<i>Coregonus pidschian</i>				XXX	XX		
	<i>Thymallus grubei</i>	XX					XXX	
	<i>Thymallus nigrescens</i>						XX	XXX
	<i>Hucho taimen</i>	XX		X			XXX	
VU	<i>Oreoleuciscus angusticephalus</i>	XX		X			XXX	
	<i>Oreoleuciscus humilis</i>	XX		X				XXX
	<i>Thymallus brevirostis</i>	XXX		X			XX	
	<i>Brachymystax lenok</i>	XX		X			XXX	
NT	<i>Acheilognathus asmussi</i>	XXX	XX				XX	
	<i>Leuciscus idus</i>	XX					XXX	
	<i>Thymallus arcticus</i>	XX	XX				XX	X

Die Einstufung in die unterschiedlichen Rote-Liste-Kategorien ist abhängig von der Populationsentwicklung der letzten Jahre, dem zu erwartenden zukünftigen Trend für die kommenden Jahre und einer Auswahl an Gefährdungsursachen (IUCN, 2001; IUCN, 2003). Für die Fischarten der Mongolei nennen Ocock und Mitarbeiter (2006a) Veränderungen der Habitatqualität und -verfügbarkeit, Wasserverschmutzung, Hybridisierung und Konkurrenzdruck, Klimawandel und die Fischerei als wesentliche Gefährdungsursachen.

1.2.1 Bergbau

Die anthropogene Übernutzung der Gewässer und Auen und die Belastungen mit Nährstoffen und anderen gewässerschädlichen Substanzen aus punktuellen und diffusen Quellen stellen einen wesentlichen Gefährdungskomplex dar. Eine übergeordnete Rolle spielt hierbei der Bergbausektor, und laut zahlreicher Autoren ist dieser hauptverantwortlich für die Verschlechterung der Habitatqualität, der Verringerung der Habitatquantität und der Fragmentation von Lebensräumen (Farrington, 2000; Grayson, 2003; Ocock et al., 2006; The World Bank, 2006). Diese Einschätzung beruht auf dem geologischen Reichtum der Mongolei und der besonderen Bedeutung des Bergbausektors für die Entwicklung des Landes. Seit der politischen Wende 1990 hat sich der Bergbau zum volkswirtschaftlich wichtigsten Industriesektor der Mongolei entwickelt (Mineral Resources and Petroleum Authority, 2006), wobei Gold die größten Anteile hat. Die jährliche Goldproduktion beläuft sich aktuell auf etwa 20 Tonnen und ist die letzten Jahre deutlich gestiegen (vgl. Abbildung 1). Die Goldvorkommen der Mongolei werden auf insgesamt 3000 Tonnen geschätzt (Wagner et al., 2006). Darüber hinaus hat die Mongolei bedeutende Lagerstätten an Kupfer, Flussspat, Molybdän und Wolfram (BGR, 1998).

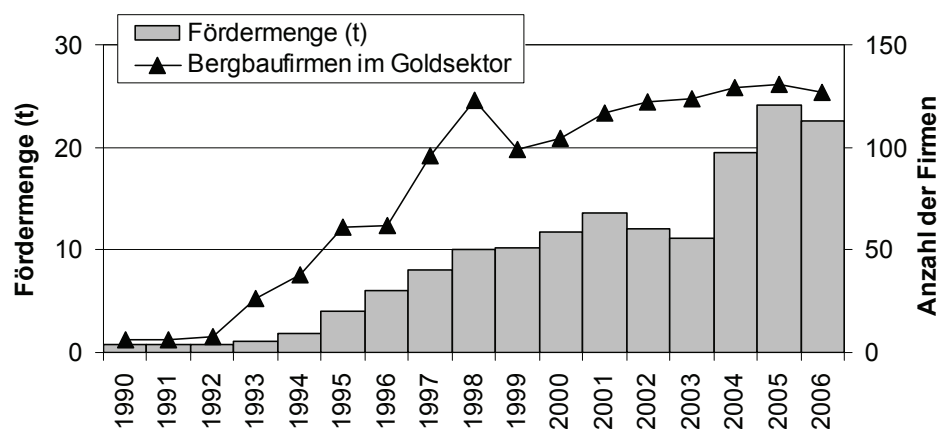


Abbildung 1: Fördermenge (t) und Abbaulizenzen im Gold-Bergbausektor zwischen den Jahren 1990 und 2006 (Mineral Resources and Petroleum Authority, 2006).

Auch die Anzahl der vergebenen Explorations- und Abbaulizenzen ist deutlich gestiegen und bedeckt aktuell etwa ein Drittel der gesamten Landesfläche der Mongolei (Jargalsaikhan, 2004 in Farrington, 2000). Derzeit vorhandene und geplante Abbaugelände treten dabei immer häufiger in Konflikt mit den Zielen angrenzender Schutzgebiete (Farrington, 2000). Als Folge kommt es beispielsweise zu massiven Störungen in der Pufferzone, unerlaubtem Abbau in streng geschützten Gebieten oder der Verhinderung geplanter Ausweitungen der Schutzzonen. Die größten Goldvorkommen liegen im zentralen Mittelteil und im Norden bzw. Nord-Osten des Landes (BGR, 1998) (vgl. Abbildung 2), wo sich auch das streng geschützte Gebiet „Khan Khentii“ befindet. Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit fanden im Randbereich dieses Schutzgebiets statt. Hier ist auch der Verbreitungsschwerpunkt einiger der gefährdeten Fischarten der Mongolei (Ocock et al., 2006).

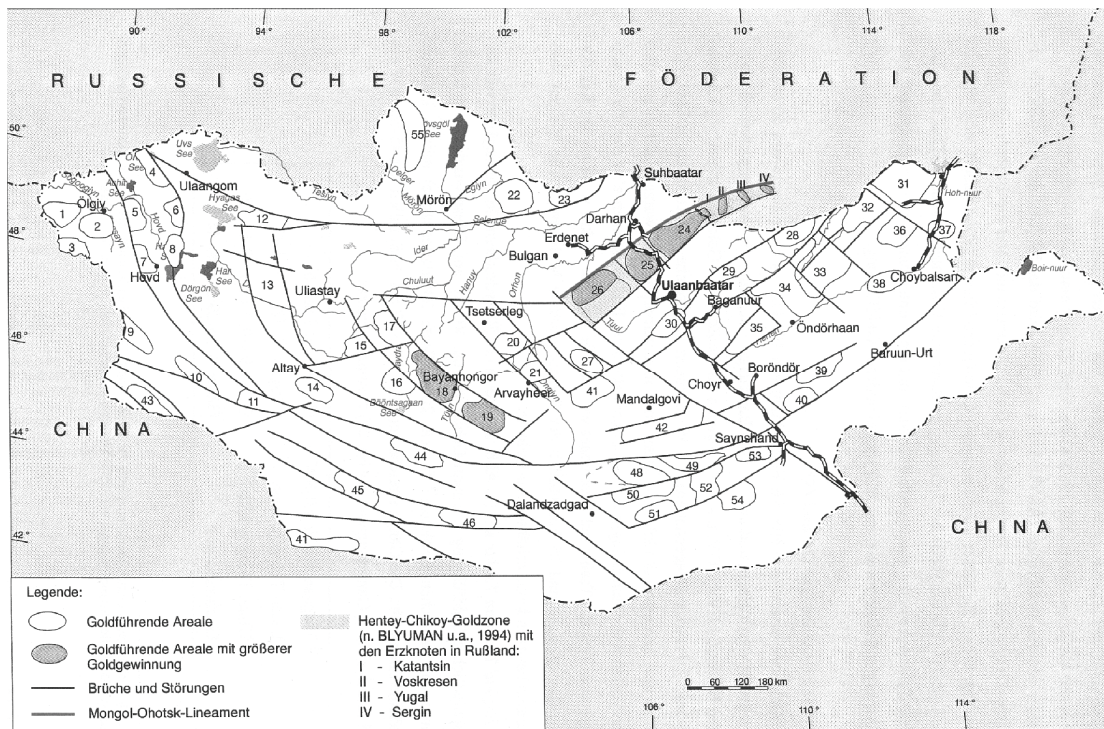


Abbildung 2: Lage der goldführenden Areale (hellgrau) und der Areale mit größerer Goldgewinnung (dunkelgrau) in der Mongolei (BGR, 1998).

Die Goldvorkommen der Mongolei liegen überwiegend in so genannten Seifenlagerstätten, sekundären Anreicherungen, die infolge von natürlichen Verwitterungsvorgängen und durch den Transport in Flüssen und Bächen in den alluvialen Auensedimenten der Fließgewässer konzentriert sind. Der Abbau dieser Vorkommen erfolgt mechanisch über Auswaschungsprozesse. Die zu waschenden Sedimente werden z.B. mit Hilfe eines Schwimmbaggers gewonnen und dort direkt weiterverarbeitet, oder mit Hilfe von Schaufelladern und LKWs zu den Waschanlagen transportiert (Bazuin et al., 2000; Walker, 2001). Dadurch werden die Auen, die angrenzenden Flussterrassen und in manchen Fällen

auch das natürliche Gewässerbett großflächig in Tiefen von bis zu mehreren Metern umgegraben. Die Eingriffe in die genannten Bereiche haben deutliche Auswirkungen auf das Fließgewässerökosystem und können zu folgenden Störungen führen (Farrington, 2000; Stubblefield et al., 2005; The World Bank, 2006):

- Veränderung des hydrologischen Regimes (z.B. durch Übernutzung der Wasserressourcen oder Veränderung des Retentionsvermögens der Aue),
- Beeinflussung der Wasserqualität (z.B. durch erhöhte Feststoffeinträge, Versauerung oder Schwermetallbelastungen)
- Veränderung der Habitatstrukturen (z.B. durch die Zerstörung der Aue und des natürlichen Bachbetts)
- Unterbrechung des Flusskontinuums (z.B. durch Verlegen des Gewässerverlaufs oder durch Aufstau infolge der Anlage eines Absetzbeckens)

Eine Studie der Weltbank hat gezeigt, dass eine Vielzahl der Bergbaubetriebe der Mongolei suboptimal und ohne Umsetzung der guten fachlichen Praxis betrieben werden, wodurch es zu erheblichen Schäden an der Umwelt kommt (The World Bank, 2006).

1.2.2 Andere Einflussfaktoren

Eine andere wichtige Ursache für den dramatischen Rückgang einiger Fischarten ist laut Ocock und Mitarbeitern (2006a) die Fischerei. Trotz des geringen Fischkonsums der Mongolen (laut FAO gehört die Mongolei zu den Ländern mit dem geringsten Fischkonsum pro Jahr und Kopf (FAO, 1996)), entwickelt sich die Fischerei mit Angeln und Netzen zu einem immer größer werdenden Problem, das insbesondere auf steigende Nachfrage aus den Nachbarländern China und Russland zurückzuführen ist (Ocock et al., 2006). Meist findet die Fischerei illegal und ohne Einhaltung von Mindestmaßen, Schonzeiten und Fangbegrenzungen statt. Die Netzfischerei auf adulte Tiere während der Laichwanderung kann hierbei als am schädlichsten für die Population eingestuft werden. Derartige Berichte liegen z.B. über den Taimen im Einzugsgebiet des Baikalsees vor (Matveyev et al., 1998).

Als eine weitere Gefährdungsursache, nicht nur für die Fischfauna, sondern für alle aquatischen Lebewesen, sehen die Autoren den Klimawandel (Ocock et al., 2006). Wie eine Studie des Mongolischen Ministeriums für Natur und Umwelt aus dem Jahr 2003 zeigt, ist ein dramatischer Rückgang der Anzahl der Oberflächengewässer und Quellen der Mongolei zu verzeichnen. Seit den frühen 80-er Jahren des vorigen Jahrhunderts sind über 600 Flüsse, 1400 Quellen und 700 Seen verschwunden (Mongolian Ministry of Nature and Environment, 2003). Die Ursachen hierfür werden im Klimawandel, in der Übernutzung der Wasserressourcen und einer veränderten Landnutzung gesehen. Der Rückgang der Gewässer bedeutet vor allem einen erheblichen Habitatverlust, der von Ocock und

Mitarbeitern (2006a, 2006b) für Arten des zentralmongolischen Einzugsgebiets als so gravierend bewertet wird, dass er zum Aussterben lokaler Populationen führen kann.

1.3 Zielsetzung der Arbeit

Die einleitenden Kapitel verdeutlichen, dass die Fischarten der Mongolei verschiedenen Gefährdungen ausgesetzt sind, die sich in Zukunft weiter verstärken werden. Vor dem Hintergrund der geologischen Ressourcen der Mongolei und der Entwicklung des Bergbausektors während der letzten Jahre, wird dieser wesentlich zur Gefährdung der Arten beitragen. Zugleich ist der Kenntnisstand über die Ökologie der mongolischen Fischarten, ihrer Verbreitungsgebiete und Populationsgrößen sehr gering. Auch die genauen ökologischen Wirkungszusammenhänge zwischen den Einflüssen aus dem Bergbau und der lokalen Fischfauna sind für die Mongolei unzureichend bekannt. Im Hinblick auf die nachhaltige Entwicklung des Bergbausektors sind hier dringend angepasste Managementstrategien zu entwickeln, die einen effizienten Fischartenschutz ermöglichen.

Die Ziele der vorliegenden Arbeit sind daher:

- eine qualitative und quantitative Bestandsaufnahme abiotischer und ichthyologischer Charaktereigenschaften ausgewählter Referenzgewässer und durch Gold-Tagebau beeinflusster Gewässer der Khentii-Region
- die Analyse der untersuchten Fischbestände hinsichtlich Reproduktion, Altersaufbau, Gildenverteilung und saisonaler Dynamik
- die Quantifizierung der Einflüsse des Gold-Tagebaus auf das Fließgewässerökosystem im Hinblick auf Wasserqualität und Habitatveränderungen
- die Analyse der Einflüsse des Gold-Tagebaus auf die Fischfauna der Khentii-Region
- die Entwicklung von effektiven Managementstrategien für den Gold-Tagebau und den Fischartenschutz
- die Erarbeitung von Grundlagen für ein ökologisches Monitoring des Gold-Tagebaus

2 Lage, Geologie und Klima des Untersuchungsgebiets

Die Untersuchungen fanden in zwei Flussgebieten des Khentii-Gebirges statt, das sich nord-östlich der Hauptstadt Ulan Bator erstreckt und bis an die russische Grenze reicht (vgl. Abbildung 3).

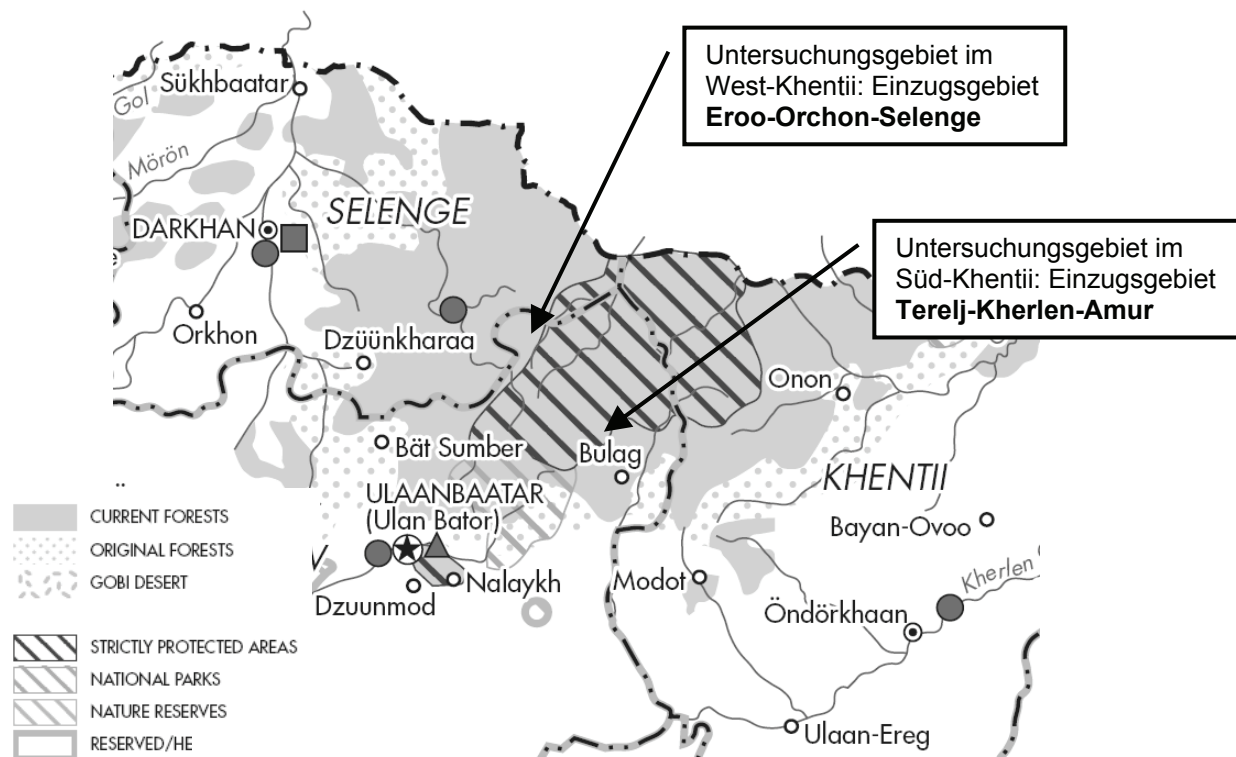


Abbildung 3: Streng geschütztes Gebiet „Khan Khentii“ (dunkel schraffiert) und Nationalpark „Gorkhi-Terelj“ (hell schraffiert) im Nord-Osten der Hauptstadt Ulan Bator und Lage der Untersuchungsgebiete im westlichen (Eroo-Orchon-Selenge-EZG) bzw. südlichen Randbereich (Kherlen-Amur-EZG) des Schutzgebiets „Khan Khentii“ (The World Bank, 2004).

Nur hier im Norden des Landes befinden sich ausgeprägte Waldgebiete, der überwiegende Teil der Landesfläche besteht aus Steppen unterschiedlicher Ausprägung (Bergsteppe, Steppe, Wüstensteppe) und Wüste. 1992 wurden über 1,2 Millionen Hektar des Khentii-Gebirges als Streng geschütztes Gebiet „Khan Khentii“ ausgewiesen, in dessen Randbereich Gold-Tagebau betrieben wird. In diesem Gebiet konnten sowohl durch Gold-Tagebau beeinflusste Bereiche, als auch natürliche, unbeeinflusste Gewässerabschnitte in unmittelbarer räumlicher Nähe untersucht werden. Ein wichtiger Unterschied zwischen den zwei Untersuchungsgebieten ergibt sich aus der Lage der Gold-Tagebauegebiete, die am Yalbag (Eroo-Einzugsgebiet) im Unterlauf, am Terelj (Kherlen-Einzugsgebiet) hingegen im Oberlauf des Gewässers lagen (vgl. nachfolgende Kapitel 2.1 und 2.2). Der überwiegende Teil der Untersuchungen wurde am Yalbag im Einzugsgebiet (EZG) des Eroo durchgeführt,

da sich dort die Limnologische Feldstation „Khonin Nuga“ der Universität Kassel befand. Der Fluss Terelj wurde im Rahmen zweier Expeditionen im August 2004 und September 2005 beprobt.

Hydrologisch gehören die Untersuchungsgebiete zu zwei unterschiedlichen EZG. Der Eroo gehört zum EZG des arktischen Ozeans und entwässert über den Orchon und die Selenge in Richtung Norden in den Baikalsee. Der Kherlen gehört zum EZG des Amur Flusses und entwässert in Richtung Osten über den Fluss Dalai in den Pazifik. Differenzen im Arteninventar der untersuchten Gebiete sind demnach natürlich.

2.1 Eroo-Einzugsgebiet (West-Khentii)

Die Untersuchungen fanden an zwei Zuflüssen des Eroo, dem Tsagaan Chuluut und dem Yalbag statt. Im Mittellauf des Yalbag befindet sich ein Gold-Tagebauegebiet, das eine Länge von ca. 13 km und eine Breite von 0,8 bis 2,5 km aufweist (Berechnungen auf Grundlage von Bildmaterial aus Google Earth ®) und über die Hälfte des Talbodens einschließt. Das Abbauegebiet wird umflossen von einem Umgehungsgerinne, das im unteren Bereich der Abbaufäche abzweigt. In dem Abbauegebiet herrscht ein nicht überschaubares Geflecht von Wasserläufen, alten oder noch im Gebrauch befindlichen Absetzbecken, kleinen Abbaufächen, Abraumhalten und unbefestigten Verkehrswegen (vgl. Bild 13 im Bildnachweis). Die Fläche weist im Prinzip keine natürlichen Strukturen und keine höhere Auenvvegetation mehr auf. Ein Großteil des Abbauebiets liegt brach und nur an wenigen Standorten wird legal, aber auch illegal teils maschinell, teils mit einfachen Waschschrüsseln Gold gewonnen. Eine Rekultivierung fand auf dieser Fläche nicht statt. Das stromab gelegene Ende des Abbauebiets begrenzt eine Fläche, die von einer neuseeländischen Bergbaufirma betrieben wurde und auf der Rekultivierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, die als vorbildlich gelten (Walker, 2001). Die fischfaunistischen Erhebungen wurden zum einen auf dieser rekultivierten Fläche (Probestellenbezeichnung **Yalbag Mining**), zum anderen in ungestörten Abschnitten des Yalbag weiter stromabwärts durchgeführt (Probestellenbezeichnung **Yalbag**). Die Probestellen des Yalbag sind durch natürliche Strukturen und eine natürliche Ufer- und Auenvvegetation gekennzeichnet, weisen aber einen gestörten Sedimenthaushalt auf, der auf die Emissionen aus dem Abbauegebiet zurückzuführen ist. Als vergleichende Referenzgebiete wurden der Oberlauf des Yalbag, der hier **Barchuluut** genannt wird und ein kleinerer Zulauf des Eroo, der **Tsagaan Chuluut**, ausgewählt. In den Einzugsgebieten der Referenzgewässer fand nur Holzeinschlag mit Einzelstammentnahmen und im geringen Umfang Fischfang statt. Kenndaten zu den Gewässern und den Untersuchungsgebieten zeigt Tabelle 3. Photographien der Untersuchungsgewässer befinden sich im Bildnachweis (Bild 1 - 6).

Tabelle 3: Kenndaten der Untersuchungsgewässer im Einzugsgebiet des Eroo.

Kenngroße	Eroo	Tsagaan Chuluut	Yalbag	Yalbag Mining	Barchuluut
Einzugsgebietsgröße (km ²)	14.298	87	403	-	-
Lauflänge (km)	365,7	16,8	28,5	-	-
Mittlere Breite (m)	~ 60	2,92 ± 0,40	9,25 ± 1,03	8,34 ± 0,74	5,45 ± 0,37
Mittlere Tiefe (m)	~ 0,80	0,30 ± 0,18	0,39 ± 0,22	0,30 ± 0,17	0,32 ± 0,20
Gefälle (‰), Bezugsstrecke (m)	2,0 1700	12,2 951	13,9 1512	13,9 1512	9,3 1787
Basisabfluss (l/s)	~ 26.000	~ 200	~ 1.100	~ 1.100	~ 800

Um ausreichend abgesicherte Fangzahlen zu erzielen, wurden in jedem Gewässer mehrere repräsentative Gewässerabschnitte von je 100 m Länge ausgewählt (Abbildung 4, Abbildung 5 und Tabelle 4) und in den Jahren 2003 bis 2006 regelmäßig in den Monaten von April bis Oktober beprobt. Steckbriefe zu den einzelnen 100 m - Abschnitten befinden sich im Anhang (vgl. Tabelle A 25 – Tabelle A 28). Begleitend wurden stichprobenartig physikalisch-chemische Parameter in der fließenden Welle und im hyporheischen Interstitial untersucht. Der Schwebstoffhaushalt wurde stichprobenartig durch Entnahme von Wasserproben und zeitlich integrativ mit Hilfe von Matrixfallen untersucht (siehe 3.1).

Die Untersuchungsgewässer sind typologisch mit den grobmaterialreichen Fließgewässern des europäischen Mittelgebirges vergleichbar, wobei hinsichtlich der EZG-Größe und der Breite gewisse Unterschiede bestehen. Im Hinblick auf typspezifische Eigenschaften, wie beispielweise das gut ausgeprägte Interstitial auf Grund des groben Sohlsubstrats und die regelmäßige Abfolge von Riffle und Pool im Längsverlauf, sind die Untersuchungsgewässer jedoch sehr ähnlich. Der geologische Untergrund der EZG wird dominiert von vulkanischen Tiefengesteinen wie Granit und Diorit (Mongolian Ministry of Industry and Trade, 2001).

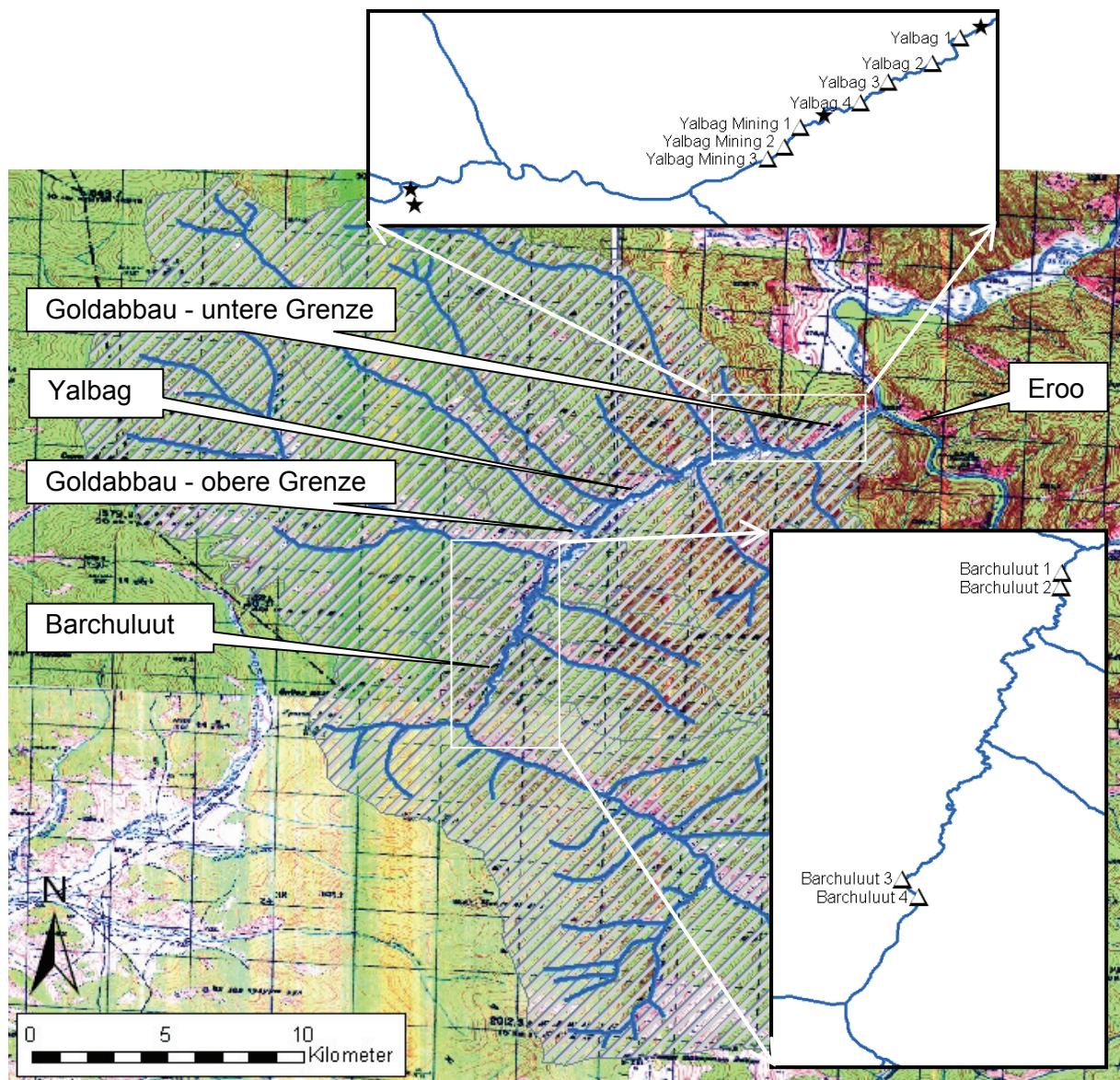


Abbildung 4: Topographische Karte des Einzugsgebietes von Barchuluut und Yalbag mit Detailkarten und Lage der Untersuchungsstellen. Dreiecke markieren die Befischungsstrecken, Sterne die Reusenstandorte. Das Gold-Tagebaugebiet liegt im Unterlauf zwischen den Probestellen Yalbag 1-4 und Barchuluut 1-2. Die Probestellen Yalbag Mining 1-3 liegen innerhalb eines ehemaligen und rekultivierten Abbaugebiets.

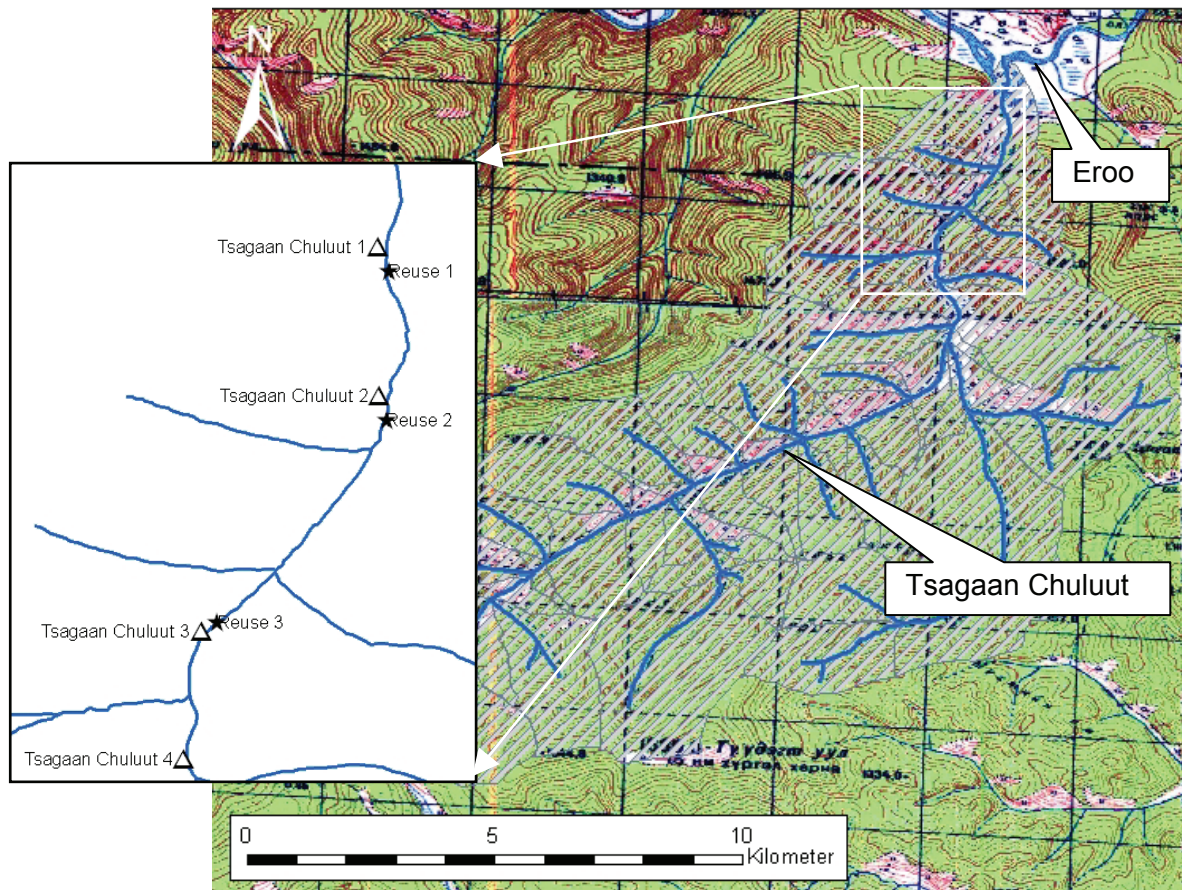


Abbildung 5: Topographische Karte des Einzugsgebietes mit Detailkarte der Untersuchungsstellen am Tsagaan Chuluut. Dreiecke markieren die Befischungsstrecken, Sterne die Reusenstandorte.

Tabelle 4: Bezeichnung und GPS-Punkte der Untersuchungsstellen im Eroo-Einzugsgebiet.

Gewässer	Bezeichnung	Komponente	GPS North	GPS East
Tsagaan Chuluut	Tsagaan Ch. 1	Elektrobefischung, Reusenfänge	49° 02' 17,3"	107° 11' 52,6"
	Tsagaan Ch. 2	Elektrobefischung, Reusenfänge	49° 01' 46,1"	107° 11' 54,0"
	Tsagaan Ch. 3	Elektrobefischung, Reusenfänge	49° 01' 06,8"	107° 11' 25,2"
	Tsagaan Ch. 4	Elektrobefischung	49° 00' 47,1"	107° 11' 10,3"
Barchuluut	Barchuluut 1	Elektrobefischung, Reproduktionsbiologie des Lenok	49° 02' 44,6"	106° 58' 32,4"
	Barchuluut 2	Elektrobefischung	49° 02' 38,3"	106° 58' 31,6"
	Barchuluut 3	Elektrobefischung	49° 00' 32,0"	106° 57' 23,2"
	Barchuluut 4	Elektrobefischung	49° 00' 24,5"	106° 57' 22,3"
Yalbag (unterhalb des Abbaugebiets)	Yalbag 1	Elektrobefischung	49° 05' 49,2"	107° 04' 57,9"
	Yalbag 2	Elektrobefischung	49° 05' 41,8"	107° 04' 50,0"
	Yalbag 3	Elektrobefischung	49° 05' 36,9"	107° 04' 37,5"
	Yalbag 4	Elektrobefischung	49° 05' 30,7"	107° 04' 29,7"
Yalbag (unter- und innerhalb des Abbaugebiets)	Reuse 1	Reusenfänge	49° 05' 55,9"	107° 05' 08,7"
	Reuse 2	Reusenfänge	49° 05' 23,6"	107° 04' 13,1"
	Reuse 3a	Reusenfänge	49° 04' 46,8"	107° 01' 30,6"
	Reuse 3b	Reusenfänge	49° 04' 42,3"	107° 01' 43,4"
Yalbag Mining (innerhalb der rekultivierten Fläche)	Yalbag Min. 1	Elektrobefischung	49° 05' 24,0"	107° 04' 13,5"
	Yalbag Min. 2	Elektrobefischung	49° 05' 18,4"	107° 04' 09,1"
	Yalbag Min. 3	Elektrobefischung	49° 05' 15,1"	107° 04' 04,4"
Eroo	„Khonin Nuga“	Limnologische Feldstation	49° 05' 02,4"	107° 17' 05,5"

2.2 Kherlen-Einzugsgebiet (Süd-Khentii)

Im Einzugsgebiet des Kherlen im Süden des Khentii-Gebirges wurde der Fluss **Terelj** untersucht. Der Terelj hat eine Einzugsgebietsgröße von 377,7 km² und eine Lauflänge von ca. 50 km. Am Terelj wurde ebenfalls Gold-Tagebau betrieben, wobei die Abbauflächen im Vergleich zum Yalbag in den Oberläufen des Gewässers lagen. Der Abbau erfolgte hier auf der gesamten Breite des Talbodens, in Folge dessen die natürlichen Gewässerstrukturen und die Ufer- und Auenvegetation verloren gegangen sind. Das Abbaugelände liegt im Hauptschluss des Terelj und es existiert kein Umgehungsgerinne. Bisher erfolgten keine umfangreichen Rekultivierungsmaßnahmen, wodurch das Gebiet, ähnlich dem Yalbagtal, ein unregelmäßiges Muster aus Gewässerarmen, Abraumhalten, Baggerlöcher, alten und teils durchbrochene Absetzbecken und anderen Strukturen aufweist. Mit Hilfe von Google Earth ® wurde eine Größe des Abbaugeländes von 8,6 km Länge und 0,14 - 0,24 km Breite berechnet.

Am Terelj wurde die räumliche Ausdehnung der Effekte des Gold-Tagebaus untersucht. Dafür wurde ein Transekt bestehend aus 7 Probestellen entlang des Hauptstroms des Terelj bis zur Einmündung in den Fluss Kherlen untersucht. Daneben wurden drei Zuläufe des Terelj untersucht, die keine erkennbaren anthropogenen Einflüsse aufwiesen. Der Terelj und seine Zuläufe wurden im Rahmen von zwei Expeditionen in den Zeiträumen vom 5. - 10. August 2004 und vom 5. - 10. September 2005 untersucht. Abbildung 6 verdeutlicht die Lage der Probestellen TER 1 bis TER 7 entlang des Hauptstroms und Ter A, B und C an den Zuflüssen des Terelj. Im September 2005 wurde die Untersuchungsstelle TER 1 durch die stromaufwärts gelegene Stelle TER 0 ersetzt, da das Goldabbaugebiet im Vergleich zum Vorjahr stromaufwärts vergrößert worden war. Tabelle 5 gibt einen Überblick über die GPS-Daten sowie grundlegende limnologische Kenndaten der Probestellen am Fluss Terelj.

Der Terelj und seine Zuflüsse haben eine ähnliche Ausprägung wie die Untersuchungsgewässer im EZG des Eero. Typologisch betrachtet und im Hinblick auf funktionale sowie biozönotische Aspekte sind sie am ehesten mit den grobmaterialreichen Fließgewässern des europäischen Mittelgebirges vergleichbar.

Tabelle 5: GPS-Punkte der Untersuchungsstellen am Fluss Terej und grundlegende limnologische Daten der Untersuchungsstellen.

Nr.	GPS North (Grad)	GPS East (Grad)	Höhe (m ü NN)	Gefälle (%)	Luftlinie bis zur Mündung (km)	Mittlere Breite ± Stabw. (m)	Q (l/s)
TER 0	48° 32,795'	108° 20,536'	1727	-	44,0	2,0	
TER 1	48° 53,876'	108° 48,010'	1692	-	42,7	3,4	53
TER 2	48° 28,880'	108° 20,536'	1565	16,1	34,7	6,0 ± 1,6	201
TER 3	48° 26,261'	108° 33,165'	1513	10,6	29,5	13,6 ± 4,1	888
TER 4	48° 24,433'	108° 34,461'	1501	3,2	24,7	8,4 ± 1,08	2617
TER 5	48° 21,071'	108° 36,512'	1469	4,7	16,5	23,5 ± 5,8	2763
TER 6	48° 16,830'	108° 37,726'	1424	5,6	7,2	15,3 ± 3,8	2696
TER 7	48° 13,469'	108° 39,148'	1391	5,1	0	13,1 ± 2,8	2035
Ter A	48° 27,993'	108° 32,773'	1546	-	-	10,8 ± 2,0	622
Ter B	48° 26,237'	108° 33,137'	1507	-	-	10,7 ± 2,7	1485
Ter C	48° 24,424'	108° 34,496'	1499	-	-	6,7 ± 1,4	985

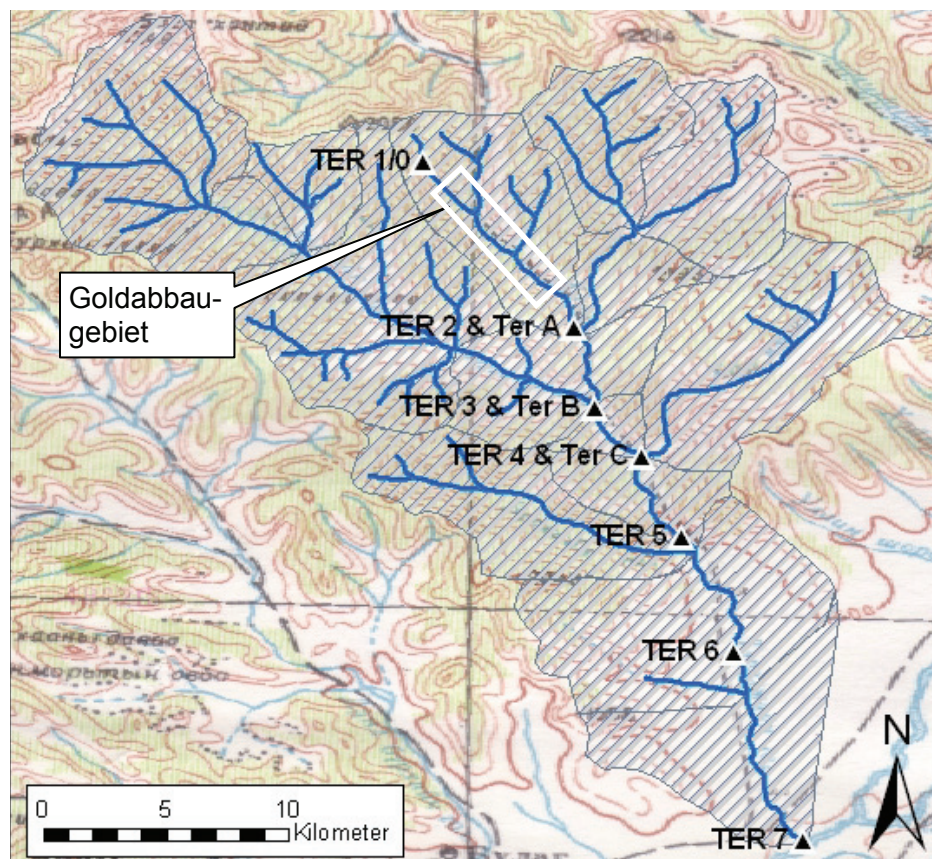


Abbildung 6: Lage der Untersuchungsstellen TER 1-7 entlang des Terej und der drei Nebengewässer Ter A-C, sowie ungefähre Lage und Ausdehnung des Goldabbaugebietes (weißes Rechteck).

2.3 Goldvorkommen und -gewinnung in den Untersuchungsgebieten

Für die Mongolei wurden auf Grundlage geologischer Karten und geologischer Bohrungen durch Explorationsteams während der letzten Jahrzehnte, Karten mit den Bodenschätzen des Landes erstellt, so auch für die zwei Untersuchungsgebiete (Ministry of Industry and Trade of Mongolia - Mineral Resources Authority of Mongolia, 2001). Diese weisen am Terelj nur vereinzelte Seifenlagerstätten im Oberlauf aus, die über die letzten Jahre auch abgebaut wurden (Abbildung 7). Die Lagerstätten am Yalbag hingegen sind größer und reichen vom Unterlauf bis in den Mittel- bzw. Oberlauf des Gewässers. Die Bergbauaktivitäten in dieser Region werden folglich noch einige Jahre andauern und sich flussaufwärts ausdehnen. Probebohrungen, die im benachbarten Tal des Tsagaan Chuluut beobachtet wurden, deuten darauf hin, dass in dieser Region weitere Goldvorkommen vermutet werden und zukünftige Explorations in unmittelbarer Nähe zur Kernzone des Schutzgebietes möglich sind.

Die Satellitenbilder zeigen, dass die Vorkommen der zwei Untersuchungsgebiete nicht gleichermaßen abgebaut wurden und somit der Fluss und die Aue auf unterschiedliche Weise beeinflusst wurden. Am Yalbag erfolgte der Abbau nur in Teilbereichen des Talbodens, wobei Abschnitte des Mutterbetts unzerstört blieben. Des Weiteren ist am Yalbag keine kontinuierliche Entwicklung der Abbauaktivitäten zu erkennen, wodurch eine Art „Flickenteppich“ entstand. Am Terelj hingegen wurde der gesamte Talboden umgegraben. Wie im Rahmen der Untersuchungen in 2004 und 2005 beobachtet wurde, arbeiteten sich die Minenbetreiber dabei kontinuierlich weiter stromaufwärts und breiteten sich zudem auf die Seitentäler aus.

Die Goldvorkommen in den zwei Untersuchungsgebieten lagern vor allem in Seifenlagerstätten in den alluvialen Sedimenten der Gewässerauen. Das typische Abbaufahren dieser Vorkommen funktioniert rein mechanisch und nutzt den geringeren Auftrieb des Goldes im Vergleich zu den restlichen Bestandteilen der alluvialen Sedimente. Hierzu wird das goldhaltige Sediment entweder direkt oder nach Zerkleinerung in eine Waschtrommel gegeben und mit Wasser versetzt. Der Auslauf der Waschtrommel besteht aus einer Rinne, auf der sich zahlreiche Riffel befinden. Die feinen Goldstückchen bleiben wegen ihres hohen Gewichts hinter den Riffeln liegen und werden so vom übrigen Sediment getrennt. Im Idealfall fließt das mit Feinsedimenten angereicherte Brauchwasser anschließend in ein Absetzbecken und wird dort soweit aufbereitet, dass es erneut verwendet werden kann, wodurch im Idealfall ein geschlossenes Kreislaufsystem entsteht. An manchen Minen wird das Brauchwasser auch direkt dem Fließgewässer entnommen und nach dem Waschungsprozess wieder eingeleitet. Über die Umweltverträglichkeit der Abbaupraxis in den untersuchten Gebieten bestehen leider keine genauen Kenntnisse, aber Beobachtungen deuten darauf hin, dass diese eher suboptimal organisiert waren. Am Terelj

z.B. konnte man sehen, wie das Gewässer mitten durch ein durchbrochenes Absetzbecken floss, in dem große Mengen an Feinsedimenten lagerten (vgl. Bild 14 im Bildnachweis).

Die Gewinnung des goldhaltigen Sediments erfolgt über Tage mit Hilfe von Baggern und LKWs, die das goldhaltige Sediment zu den Waschtrommeln und den Waschrinnen transportieren (vgl. Bild 12 und 13 im Bildnachweis). Mancherorts wird auch mit Schwimmbaggern gearbeitet.

In den zwei untersuchten Abbaugebieten erfolgte die Goldgewinnung höchstwahrscheinlich nur über mechanische Verfahren. Stichprobenuntersuchungen des Flusswassers sowie des Ufersediments wiesen keine auffälligen Quecksilberkonzentrationen auf, was Hinweise auf die Anwendung des so genannten Amalgamverfahrens böte. Hinweise auf Cyanidlaugerei, ein weiteres, vergleichsweise aufwendiges Verfahren bei großen, industriellen Erschließungen, wurde in den Untersuchungsgebieten ebenfalls nicht festgestellt.

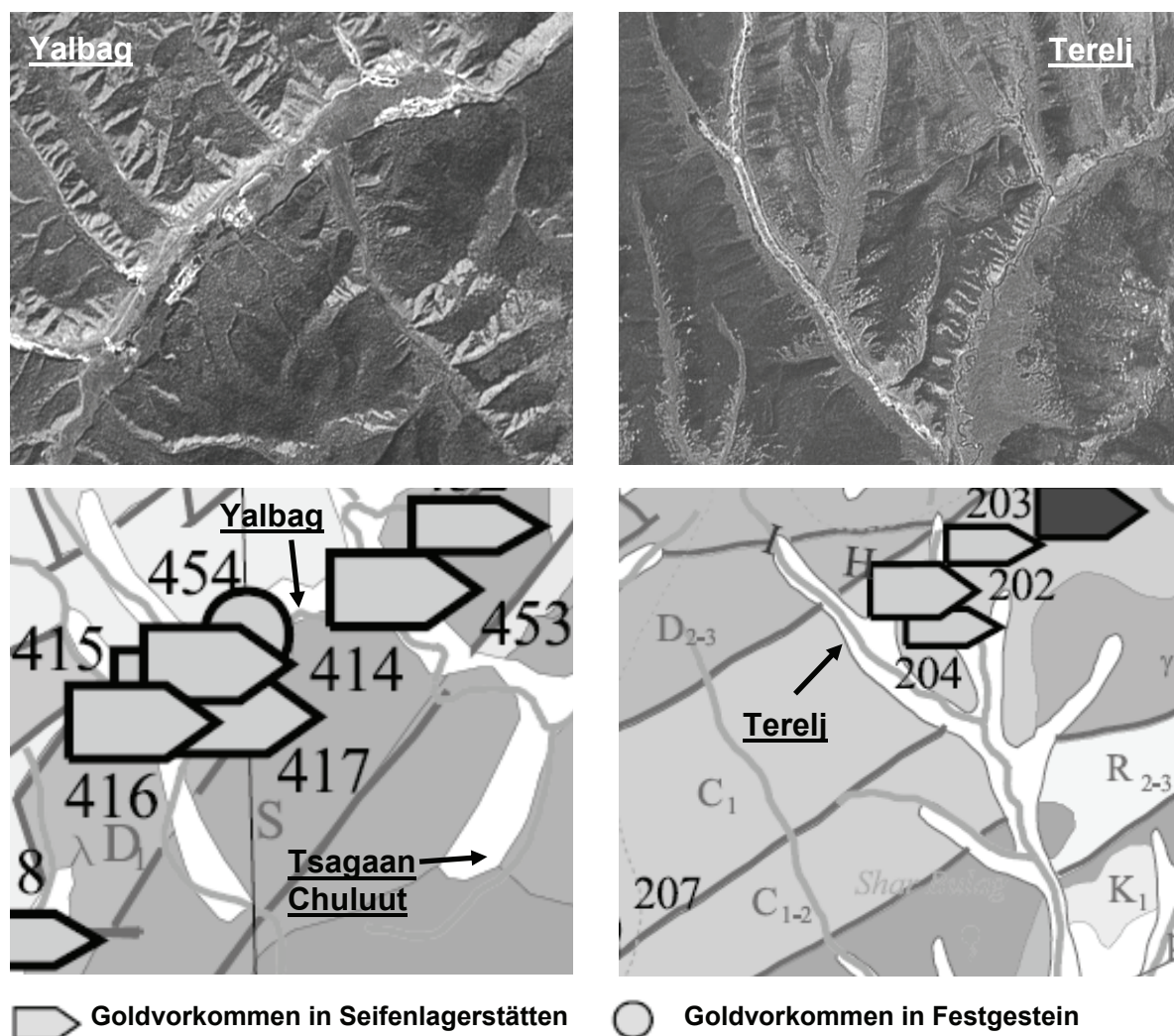


Abbildung 7: Satellitenaufnahmen (Google Earth ®) der Abbaugebiete und geologische Karten der Einzugsgebiete des Yalbag (links) und des Terelj (rechts) mit Lage und Anzahl der bis 1999 nachgewiesenen Goldvorkommen (Mongolian Ministry of Industry and Trade, 2001). Die Zahlen entsprechen einer laufenden Nummerierung der Vorkommen.

2.4 Klima

Zur Erfassung der klimatischen Bedingungen in der Region wurden Daten des Nationalen Umweltdienstes in der Mongolei von der Station Zuunkharaa, Selenge Aimag (GPS-Daten: 48°54'43,6" Ost und 106°05'10,1" Nord), herangezogen. Die Messstation liegt etwa 80 Kilometer von der limnologischen Station Khonin Nuga entfernt.

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist hochkontinental und von extremen Temperaturschwankungen geprägt. Die Region ist sehr niederschlagsarm, wobei sich die Hauptniederschläge auf die Monate Juli bis September konzentrieren. An der Messstation Zuunkharaa erreichten die Jahresniederschläge in den Untersuchungsjahren 2002 bis 2005 Werte von 174 mm, 238 mm, 204 mm bzw. 197 mm. In Abbildung 8a ist die Verteilung der mittleren monatlichen Niederschläge für die Untersuchungsjahre 2002 bis 2005 dargestellt.

In den niederschlagsarmen Wintern erreichen die Minimaltemperaturen im Untersuchungsgebiet etwa -40°C (-37,8 °C an der Limnologischen Station Khonin Nuga am 08.02.2005). In den kurzen, warmen Sommern können die Temperaturen auf über 40° C klettern. Im Untersuchungszeitraum lagen die mittleren Jahrestemperaturen bei 1,1°C, -0,3°C, 0,3°C und -0,6°C für die Jahre 2002 bis 2005. Der Unterschied zwischen den Tag- und Nachttemperaturen betrug oft mehr als 20 °C, was sich auch in entsprechenden Tagesamplituden der Wassertemperaturen der Untersuchungsgewässer niederschlug. In Abbildung 8b sind die mittleren monatlichen Lufttemperaturen an der Messstation Zuunkharaa dargestellt.

Die Luftfeuchtigkeit ist in der Regel sehr gering, wobei die niedrigeren Werte in den heißen Sommermonaten auftreten. Die mittleren Luftfeuchtigkeitswerte lagen im Jahresdurchschnitt bei etwa 66 %. In Abbildung 8c sind die mittleren monatlichen Werte der Luftfeuchtigkeit für die Jahre 2002 bis 2005 an der Messstation Zuunkharaa dargestellt.

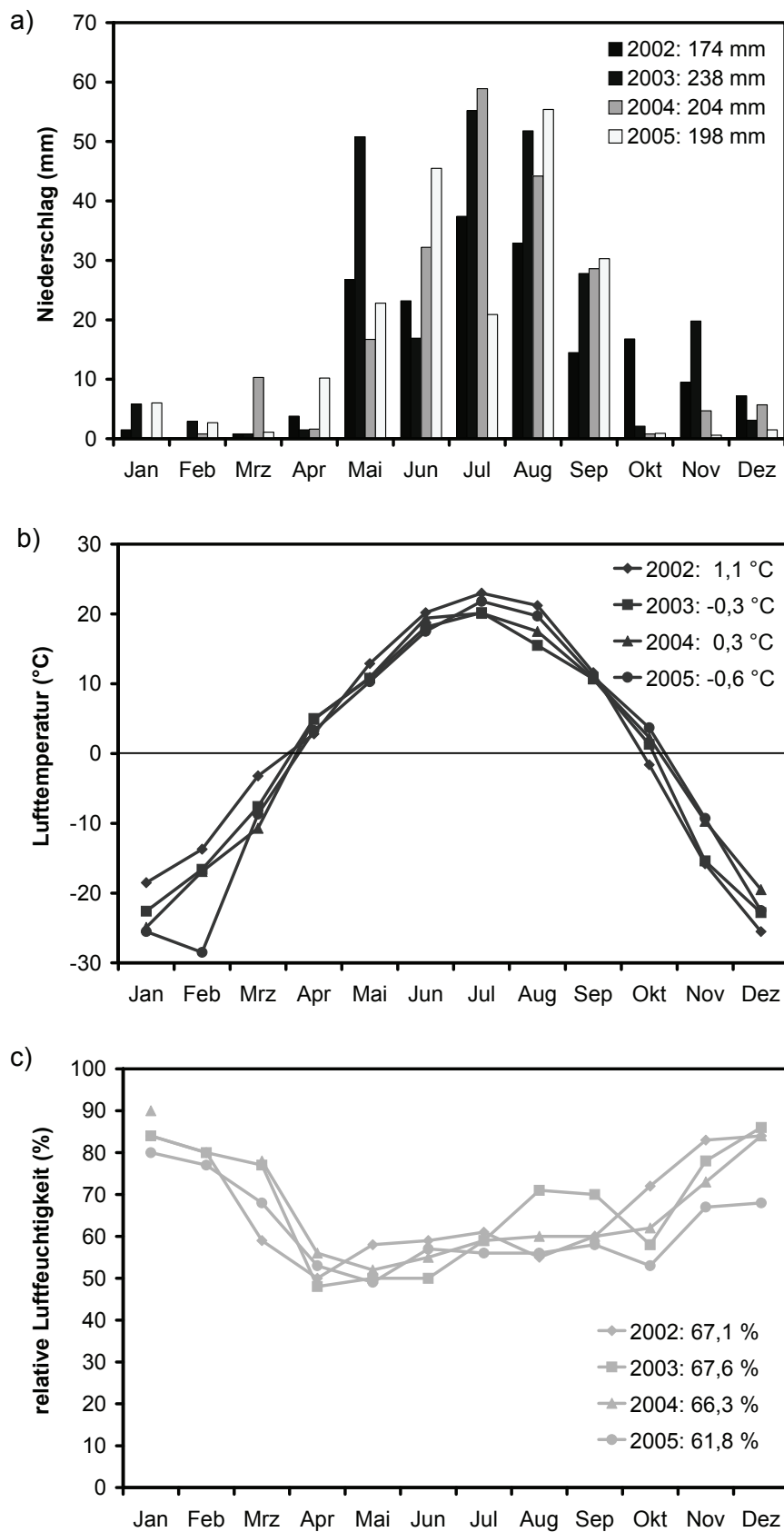


Abbildung 8: Monatliche Mittelwerte von Niederschlag (a), Lufttemperatur (b) und relativer Luftfeuchtigkeit (c) an der Messstation in Zuunkharaa für die Jahre 2002 bis 2005.

3 Material und Methoden

3.1 Abiotische Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

3.1.1 Bestimmung der Einzugsgebietsgrößen und Längen der Gewässer

Zur Abgrenzung und Größenberechnung der Einzugsgebiete und Fließlängen, wurde auf die frei über das Internet verfügbaren HydroSHEDS-Daten des WWF zurückgegriffen (WWF, 2008). Diese Daten wurden im Rahmen des NASA-Programms „Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)“ erhoben und beruhen auf einem vereinfachten, digitalen Höhenmodell, dessen Auflösung, abhängig von der globalen Region, etwa 90 m beträgt. Die Berechnungen der Einzugsgebietsgrößen und Fließlängen erfolgten mit Hilfe von vereinfachten Rechenanwendungen, die speziell für die Bearbeitung der „HydroSHEDS“ entwickelt wurde und unter ESRI ® ArcGIS 3.x laufen.

Im Sinne der Übertragbarkeit wurden neben den eigentlichen Untersuchungsgebieten alle Fließgewässereinzugsgebiete der Khentii-Region im Hinblick auf Ihre Größe analysiert. Hierbei wurden all diejenigen Einzugsgebiete berücksichtigt, deren Gebietsauslass direkt in den Eero oder in die Oberläufe des Kherlen, Tuul und Kharaa münden, und somit funktional aus Sicht der Fischfauna eine ähnliche Bedeutung haben können wie die untersuchten Gewässer. Methodisch bedingt, kann hierbei keine gesicherte Aussage darüber getroffen werden, ob die zu den Einzugsgebieten dazugehörigen Gewässer permanent oder temporär sind.

3.1.2 Strukturelle Beschaffenheit der Befischungstrecken

Die Untersuchung der Strukturparameter hatte zum Ziel, signifikante Einflüsse des Gold-Tagebaus auf die Habitatstrukturen eines Gewässers zu identifizieren und im Hinblick auf die Fischbesiedlung beurteilen zu können. Bei den Untersuchungen wurden die in Tabelle 6 dargestellten Parameter an den Elektrobefischungstrecken erhoben.

Tabelle 6: Art und Auflösung der aufgenommenen Strukturparameter an den Befischungstrecken.

Parameter	Datenerfassung
Überhängende Ufer	Prozentual zur gesamten Uferlänge von 2 x 100 m
Ins Wasser hängende Äste	Prozentual zur gesamten Uferlänge von 2 x 100 m
Ufervegetation	Relative Anteile von vier Kategorien (vegetationslos, Grasschicht, Buschvegetation, Baumschicht)
Benetzte Gewässerbreite	In Abstand von 10 m an insgesamt 11 Transekten
Wasserstand & dominanter Choriotyp	In 10%-Schritten der Gewässerbreite an allen 11 Transekten
Strömungsgeschwindigkeit	Entlang der 11 Transekte bei 25, 50 und 75% der Gewässerbreite je eine Messung in 40% Tiefe des jeweiligen Wasserstandes

3.1.3 Hydrologische und physikalisch-chemische Kenndaten der Gewässer

Zur allgemeinen Charakterisierung der Untersuchungsgewässer und Analyse der Einflüsse des Gold-Tagebaus wurden stichpunktartig Abflussmessungen und physikalisch-chemische Untersuchungen bei Basisabfluss durchgeführt. Die Bestimmung der Abflusswerte erfolgte auf Basis von Messungen der Strömungsgeschwindigkeit in mehreren vertikalen Strömungsprofilen, die in regelmäßigen Abständen über die gesamte Gewässerbreite gelegt wurden. Die Messungen wurden mit einem magnetisch-induktiven Messgerät (Flow-Mate ©, Fa. Marsh Mc Birney; Zeitintervall 30 Sekunden) durchgeführt.

Während einer Untersuchung zur Aufwanderung der Fische am Tsagaan Chuluut (vgl. Kapitel 3.2.4), wurden die saisonalen Abflussverhältnisse etwas genauer untersucht. Diese sahen routinemäßige Pegelmessungen und Abflussmessungen bei deutlich unterschiedlichen Wasserständen vor. Daraus wurde eine Wasserstands-Abfluss-Beziehung erstellt (Abbildung 9), mit deren Hilfe der Abfluss zeitlich hochaufgelöst dargestellt werden konnte (siehe Kapitel 4.8.2).

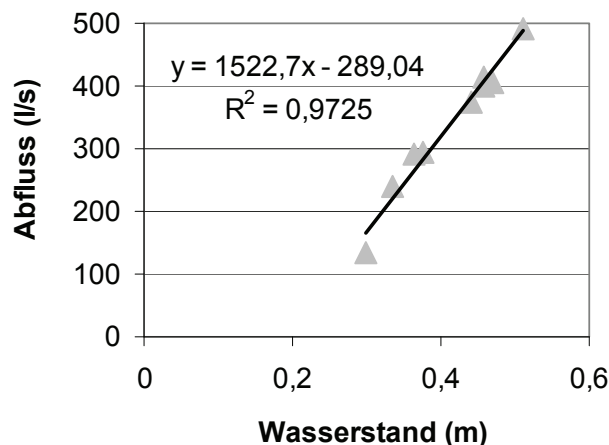


Abbildung 9: Wasserstands-Abfluss-Beziehung an einem Kontrollprofil des Tsagaan Chuluut.

Während der physikalisch-chemischen Stichpunktmessungen wurden die folgenden Parameter erhoben: pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und -konzentration sowie Temperatur. Dafür wurde ein Multiparametermeßgerät (Multi 340 i, Firma WTW Weilheim) eingesetzt. Weiterhin wurden an den Untersuchungsgewässern für die Messung der Wassertemperaturen Online-Messungen mit Datenloggern (Typ Ebi 85A, Fa. Ebro Elektronik, Ingolstadt) durchgeführt (Zeitliche Auflösung: 30 Minuten). Die Datenlogger wurden hierfür an einer Baustahlstange fixiert und an der Sohloberfläche des Gewässers befestigt. Weiterhin wurden regelmäßig Wasserproben in PE-Flaschen entnommen und auf folgende Parameter hin untersucht: Ammonium, Nitrit, Nitrat und reaktives Phosphat (Schnelltest Kat.Nr. 21061-69, 21071-69, 21060-69, 26680-00, Messbereiche von 0,01 bis 0,50 mg/l für

NH₃-N, 0,002 bis 0,300 mg/l für NO₂-N, 0,3 bis 30,0 mg/l für NO₃-N und 0,02 bis 2,50 mg/l für PO₄³⁻, Firma Hach-Lange, mit Hach Spektralphotometer DR/2500).

3.1.4 Trübung und Schwebstoffhaushalt der Gewässer

Um die eingetragene Menge an Bodenmaterial aus den untersuchten Gold-Tagebaugebieten zu quantifizieren, wurden zwei unterschiedliche Methoden eingesetzt: Es wurde (1) die vorherrschende Konzentration an suspendierten Sedimenten im Oberflächenwasser bestimmt und (2) die Menge an Feinmaterial analysiert, die sich auf und in der Gewässersohle abgelagert hatte.

Für die Konzentration an suspendierten Sedimenten im Oberflächenwasser wurden regelmäßig Wasserproben an den jeweiligen Untersuchungsstellen entnommen. Anschließend wurde vor Ort ein definiertes Probenvolumen über vorgeglühte und vorgewogene Glasfaserfilter (Whatman GF/C) mit Hilfe einer Poly-Carbonat Filtrierapparatur (Fa. Sartorius, Göttingen) und einer Handpumpe filtriert. Die Filter wurden anschließend in Wägeschälchen aus Aluminium überführt, mit Folie verschlossen und ins Labor nach Ulan Bator, bzw. nach Deutschland gebracht. Im Labor wurden die Proben im Trockenschrank getrocknet (105°C, 24 h), das Trockengewicht der Probe bestimmt und anschließend, durch Veraschen im Muffelofen, der Glühverlust (550°C, 1 h) ermittelt.

Um die Menge an Feinsedimenten zu bestimmen, die sich auf und in der Gewässersohle eingelagert hatte, wurden Matrixfallen eingesetzt. Dazu wurden Sedimentkörbe aus Drahtgeflecht (Edelstahlmaschendraht, Maschenweite = 5 mm; Korbhöhe = 22 cm, Ø = 17 cm und 22 cm) in die Gewässersohle eingebracht und mit gewaschenem Matrixsediment aus dem Gewässer (20 – 63 mm) befüllt (Abbildung 10). Die Methode wurde an die in der Literatur beschriebenen Verfahren angelehnt (Carling, 1984, Sear, 1993 und Lisle, 1989).

Es wurden vier Untersuchungsstellen ausgewählt, zwei am Barchuluut und zwei am Yalbag, und an jeder Untersuchungsstelle drei Sedimentfallen als Parallelen installiert. Nach einer gegebenen Expositionszeit (siehe Tabelle 7) wurden die Fallen geborgen, wobei mit Hilfe einer Gaze (Maschenweite 63 µm) das Auswaschen von Feinmaterial minimiert wurde. Das Material wurde in Eimern nach Ulan Bator transportiert und dort vom Zentralen Geologielabor einer Siebanalyse unterzogen (Korngrößenklassen: 125, 50, 20, 5, 2, 1, 0,5, 0,25, 0,125, 0,063, < 0,063 mm). Aus diesen Daten wurde die Menge an Feinsedimenten < 250 µm berechnet und auf das Fallenvolumen und die Expositionszeit bezogen, um so die Infiltrationsraten abzuschätzen.

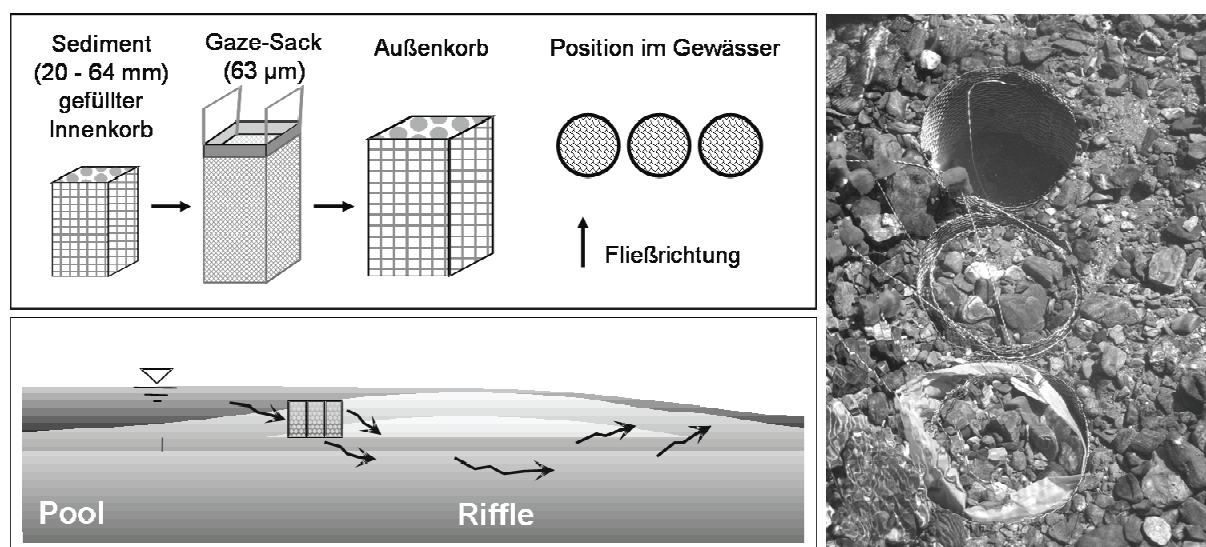


Abbildung 10: Matrixfallen zur Untersuchung der Sedimentation von Feinmaterial. Ein Innenkorb, umhüllt von einem Gaze-Sack wurde in einen Außenkorb gesteckt und dieser im Gewässersediment vergraben. Der Innenkorb wurde mit Matrixsediment befüllt. Für die Exposition wurden Infiltrationsbereiche an Rauschflächen ausgewählt. Der Gaze-Sack wurde während der Exposition nach unten umgestülpt, so dass Feinmaterial von oben und seitlich in die Fallen eindringen konnte.

Tabelle 7: Übersicht über die Expositionszeiträume für Matrixfallen in der Gewässersohle an den beiden Untersuchungsabschnitten Barchuluut und Yalbag.

Zeitraum	Gewässer	Installation	Entnahme	Expositionsdauer (Tage)
Sommer 2004	Barchuluut	14.05.04	18.09.04	124
	Yalbag	01.06.04	19.09.04	108
Winter 2004 / 2005	Barchuluut	18.09.04	15.05.05	237
	Yalbag	19.09.04	18.05.05	239
Sommer 2005	Barchuluut	23.05.05	01.09.05	98
	Yalbag	22.05.05	14.09.05	112
Winter 2005 / 2006	Barchuluut	01.09.05	20.05.06	259
	Yalbag	14.09.05	25.05.06	251

Mit der angewandten Methode kann die Menge an abgelagertem Feinmaterial abgeschätzt werden, eine exakte Abbildung des Schwebstofftransports und der Sedimentationsprozesse ist jedoch nicht möglich. Weiterhin handelt es sich bei dem Matrixsediment um ein Sedimentgerüst, das Feinmaterial aus der Freien Welle effektiver zurückhalten kann (Falleneffekt), als die umgebende Gewässersohle. Daher ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Sedimentation niedriger ist. Die angewandte Methode war jedoch standardisiert und erlaubte daher einen relativen Vergleich der unterschiedlichen Standorte hinsichtlich des abgelagerten Feinmaterials.

3.1.5 Stoffhaushalt und Hydraulik im hyporheischen Interstitial

Ziel der Untersuchungen war es, den Einfluss von Kolmation (= Abdichtung der Gewässersohle) auf die Milieubedingungen im Interstitial zu untersuchen. Daraus sollten Effekte auf die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials abgeleitet werden. Die biochemischen Umsetzungsprozesse im hyporheischen Interstitial werden primär vom Sauerstoffgehalt des Porenwassers bestimmt, der wiederum von der Austauschrate zwischen Interstitial und Oberflächenwasser abhängt.

Für die physikalisch-chemischen und hydraulischen Untersuchung des Interstitials wurden Multi-Level-Sonden (nach Saenger et al., 1998, Lenk und Saenger, 1999) mit Hilfe eines Vorschlaghammers in das alluviale Flussbett eingebracht. Die Multi-Level-Sonden ermöglichen Untersuchungen in 0,05, 0,15, 0,25 und 0,45 m Sedimenttiefe (vgl. Abbildung 11). In den Untersuchungsstrecken Barchuluut und Yalbag wurden je drei Riffle ausgewählt und jeweils eine Sonde im Stromstrich an der flussaufwärts gerichteten Seite des Riffles, am Rifflescheitel und an der flussabwärts gerichteten Seite eingebracht.

Die Messung des vertikalen Druckgradienten zwischen Freiwasser und Sedimentkörper erfolgte in Anlehnung an Boulton (1993) (Boulton, 1993; Saenger, 2000). Der vertikale Druckgradient gilt als Maß für den vertikalen Austausch von Oberflächen- und Porenwasser. Mit Hilfe einer Unterdruckpumpe wurde Wasser behutsam (unter Vermeidung von Entgasungen) in eine mehrschenklige Druckharfe angesogen. Ein Schenkel war an die Interstitialsonde angeschlossen, der andere an eine auf der Gewässersohle liegende Druckdose. Die Druckdose sorgte dafür, dass nur der hydrostatische Druck, nicht aber der Geschwindigkeitsdruck des fließenden Wassers in die Druckharfe übertragen wurde. Anschließend wurden beide Schenkel in dem geschlossenen Drucksystem miteinander kurzgeschlossen. Die bestehende Druckdifferenz (Δh) zwischen der jeweiligen Sedimenttiefe und der Fließgewässersohle wurde an einer metrischen Skala abgelesen. Die Druckdifferenz beschreibt den hydraulischen Gradienten zwischen Fließgewässersohle und einer bestimmten Sedimenttiefe und gibt Aufschluss über die Strömungsrichtung des Porenwassers (In- und Exfiltration bzw. Advektion).

Mittels der Multi-Level-Sonde wurden gleichfalls die physikalisch-chemischen Milieubedingungen untersucht, was frühestens drei Monate nach Einbringung der Sonden erfolgte (in den Laichgruben des Lenok (vgl. 3.2.5) erfolgten die Messungen kurz nach Einbringung der Sonden). Hierzu wurde vor jeder Probenahme eine Verwerfprobe von etwa 30 ml entnommen, was dem Volumen der Zuleitungen entsprach. Anschließend wurde ein Probenvolumen von etwa 100 ml für die Feld- und Labormessungen gewonnen. Folgende Parameter wurden im Porenwasser direkt nach der Probenahme analysiert: pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Temperatur (Messgerät Multi 340i, Fa. WTW Weilheim).

Etwa 50 ml Probenvolumen wurden zur Feldstation mitgenommen und dort auf die Parameter Ammonium, Nitrit, Nitrat und reaktives Phosphat untersucht (siehe 3.1.3).

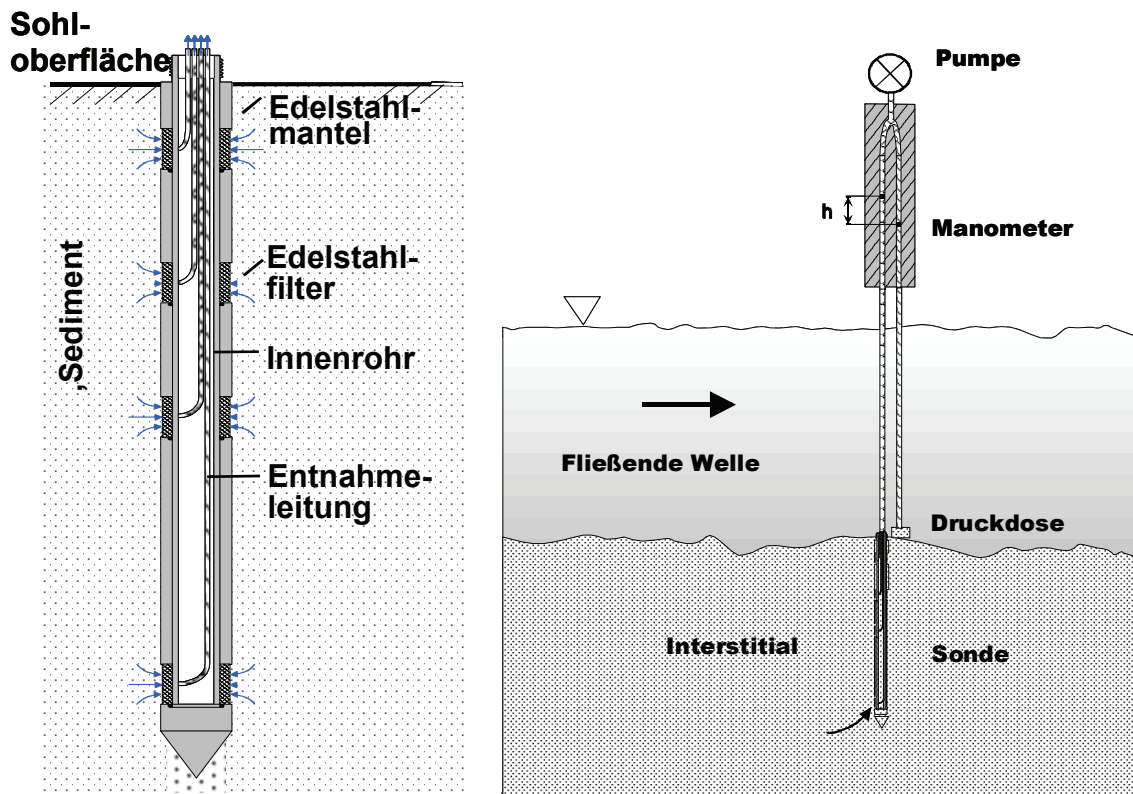


Abbildung 11: Links: Multi-Level-Sonde nach Saenger et al. (1998) und Lenk et al. (1999). Rechts: Verwendung der Multi-Level-Sonde bei Piezomanometermessungen.

3.2 Ichthyologische Charakterisierung

3.2.1 Elektrofischungen

Zur qualitativen und quantitativen Erfassung der Fischfauna wurde der Fischfang mit Elektrofischfanggeräten gewählt. Zum Einsatz kamen Rucksackgeräte des Typs ELT 60 der Firma Hans Grassl GmbH, Apparatebau, Berchtesgaden, Deutschland. Diese sind benzinbetrieben und haben eine maximale Leistung von 1,3 kW. Die 2 m lange Scheuchkatode bestand aus einer 2 cm breiten Kupferlitze, die hinter der fischenden Person ins Wasser hing und mobil mitgeführt wurde. Der Anodenkescher hatte einen Durchmesser von 30 cm und Maschenweiten von 6 mm und wurde an einer 2 m langen Kescherstange geführt. Hinter der Person mit dem Elektrofischfanggerät folgte ein Abnehmer, der seinen Kescher unmittelbar hinter der Kathode platzierte, die narkotisierten Fische von dieser übernahm und in ein Transportbehältnis überführte.

Die Befischungen wurden stromaufwärts watend durchgeführt, wobei wegen der mittleren Breite der Gewässer am Tsagaan Chuluut (2,92 m) ein Team, am Barchuluut (5,45 m) und Yalbag (9,25 bzw. 8,34 m) zwei Teams gleichzeitig fischten. Bei einem Aktionsradius von ca. 4 m pro Gerät konnte das Gewässer so flächendeckend befischt werden, weshalb die Fangzahlen in Bezug zur befischten Fläche wiedergegeben werden (Individuen pro Hektar). Nach Beendigung der Befischung wurden die Tiere auf Artniveau bestimmt und deren Gesamtlänge mit einer Messgenauigkeit von 0,1 cm bis zum Schwanzende gemessen. Am Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag erfolgten die Befischungen immer mit konstanter Befischungsintensität über eine Gewässerstrecke von 100 m und mit einer Dauer von 30 Minuten. Zur Erfassung der saisonalen Dynamiken wurden die Elektrobefischungen im Frühjahr, Sommer und Herbst mehrerer, aufeinander folgender Jahre durchgeführt und auf Ebene der Jahreszeiten analysiert. Die Fischfauna des Hauptgewässers Eroo wurde mit einer ähnlichen Methodik im Rahmen einer Diplomarbeit erfasst (Rudolph, 2006). Auf die darin erzielten Ergebnisse wird an geeigneter Stelle eingegangen.

Am Terelj wurde auf Grund logistischer Grenzen eine andere Methode gewählt. Die Befischungen wurden hier mit nur einem Gerät, einem Abnehmer und mit einer zeitlichen Begrenzung von 20 Minuten durchgeführt. Der Vergleich der erhobenen Daten wurde hier über den konstanten Aufwand realisiert (catch-per-unit-effort, CPUE) und die Fangzahlen wurden ohne weitere Berechnungen dargestellt. Wegen der größeren Breite des Gewässers konnten keine flächenhaften Aufnahmen und somit auch keine Dichteberechnung erfolgen. Stattdessen wurde darauf geachtet, dass alle vorkommenden und für den Gewässerabschnitt typischen Habitate in Relation zu deren Vorkommen beprobt wurden.

Methodendiskussion

Bestandserhebungen mittels Elektrofischerei sind in fast allen Fällen selektiv (Cox und Lamarque, 1990), was zur Folge hat, dass zum Beispiel benthisch lebenden Arten wie Schmerlen, unterrepräsentiert sind (Reyjol et al., 2001) oder größere Fische eine bessere Fängigkeit aufweisen, als kleinere Individuen (Bohlin et al., 1989). Auch führt eine verminderte Sichttiefe (etwa bei Hochwasser oder deutlicher Trübung) zu einer allgemeinen Verschlechterung der Fangeffizienz. Besonders deutlich wirkt sich dies wiederum auf die Fangeffizienz benthischer Arten, wie Schmerlen, Steinbeißer oder Quappen aus (Bohlin et al., 1989). Hauptverantwortlich für die Fangeffizienz bei der Elektrofischerei ist die Leistung des Geräts und die Leitfähigkeit des zu befischenden Gewässers (Bohlin et al., 1989; Cox und Lamarque, 1990), die aufeinander abgestimmt sein müssen. Dieser Forderung wurde in der vorliegenden Arbeit durch folgende Rahmenbedingungen nachgekommen:

- Mit 1,3 kW war die Leistung des Geräts ausreichend groß, um in den Untersuchungsgewässern mit Leitfähigkeiten von 50 - 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ effizient fischen zu können (Bohlin et al., 1989).

- Mit Hilfe vergrößerter Elektroden wurde die Fängigkeit nochmals erhöht und zugleich das Mortalitätsrisiko vermindert. Hierzu wurden ein Edelstahlband am Kescherbügel befestigt, um den Kescherstil gewickelt und die Kupferlitze der Kathode verlängert.
- Durch Verwendung von permanentem Gleichstrom wird der Lockwirkungsradius um den Anodenkescher vergrößert und zugleich der Bereich, in dem die Fische in Elektronarkose fallen, verkleinert (Bohlin et al., 1989). Hiermit wurde die Fängigkeit, insbesondere benthischer Arten in Untersuchungsstrecken mit geringer Sichttiefe optimiert.

Ziel der Arbeit war, ein Vergleich der Fischfauna der Untersuchungsgewässer, deren Bestandsaufbau und -dynamik und die Analyse der Einflüsse des Gold-Tagebaus auf diese. Daraus ergaben sich insbesondere zwei Qualitätsanforderungen an die Daten. Die Untersuchungsintensität musste sowohl zwischen den Gewässern, als auch über den gesamten Untersuchungszeitraum gleichbleibend sein. Des Weiteren musste garantiert sein, dass ein repräsentatives Bild der Fischfauna eines Gewässers dargestellt werden konnte. Diesen Forderungen wurde durch die Befischung mehrerer Gewässerabschnitte mit einer gleichbleibenden Methode Rechnung getragen.

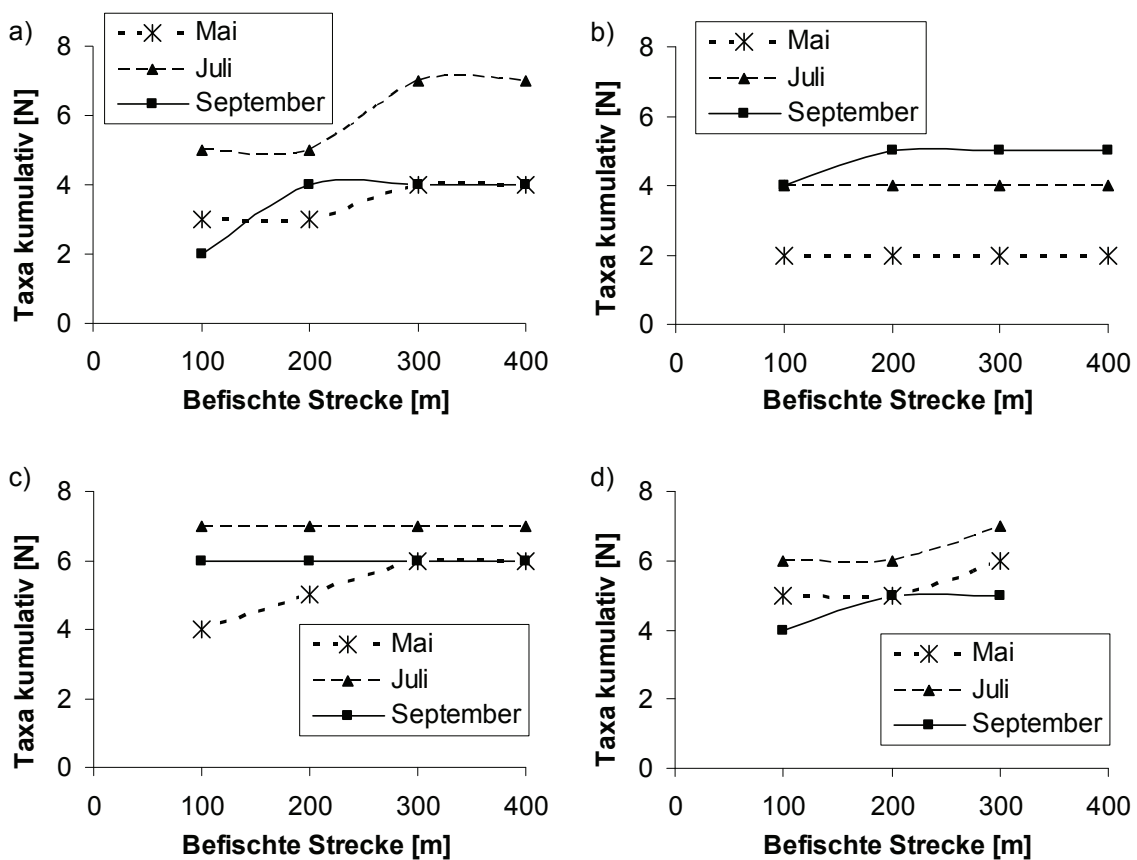


Abbildung 12: Vergleich der nachgewiesenen Artenzahl im Frühjahr, Sommer und Herbst nach Befischung von 100, 200, 300 und 400 m am a) Tsagaan Chuluut, b) Barchuluut, c) Yalbag und d) Yalbag Mining.

Dass durch diese Methode ein verlässliches Abbild des Arteninventars entstand, verdeutlicht Abbildung 12, die die Anzahl der nachgewiesenen Arten über die vier, bzw. drei Befischungsstrecken am Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag wiedergibt. Es zeigt sich, dass sich je nach Saison und Gewässer nach 200, spätestens aber nach 300 m die Zahl der Arten nicht weiter erhöht. Diese Annahme gilt ebenfalls für die rekultivierte Strecke des Yalbag (Yalbag Mining), an der nur 300 m untersucht wurden und das Arteninventar ein Maximum von sieben Arten erreicht.

Auf Grund der deutlichen Trübung der durch den Gold-Tagebau beeinflussten Probestellen ergibt sich ein nicht auszuschließender systematischer Fehler. Die Sichttiefen an Yalbag und Terelj waren gegenüber den Probestellen des Tsagaan Chuluut, Barchuluut und den Tereljzuläufen deutlich vermindert, was zu einem schlechteren Überblick während der Befischung führte und die Fangeffizienz verringerte. Die Fangzahlen aller Arten, insbesondere aber der Kleinfischarten, Jungfische und benthisch lebenden Arten, wurde in den betroffenen Gewässern also unterschätzt und müsste nach oben korrigiert werden. Wegen deutlicher Schwankungen in der Trübung und demnach auch in der Fangeffizienz, wurden von der Anwendung eines Korrekturfaktors abgesehen.

3.2.2 Altersbestimmung

Zur Verifizierung der Längen-Häufigkeits-Verteilungen aus der Lebendvermessung wurden von nahezu allen Arten Individuen unterschiedlicher Größe fixiert und an Hartstrukturen wie Schuppen, Kiemendeckel und Wirbelknochen Altersbestimmungen durchgeführt. Die Entnahme der Hartstrukturen erfolgte an der frischen Probe. Die Schuppen wurden dorsal hinter der Rückenflosse entnommen, mit Hilfe eines Taschentuchs gereinigt und zwischen zwei Objektträgern fixiert. Die Reinigung der Kiemendeckel und Wirbelknochen erfolgte durch kurzzeitiges Eintauchen in ein heißes Wasserbad. Alle Proben wurden trocken fixiert. Die Bestimmung erfolgte durch zwei unabhängig arbeitende Personen, die mit Hilfe eines Stereomikroskops die Annuli an Kiemendeckeln, Wirbelknochen und Schuppen analysierten. Ein Abgleich der Resultate der Untersuchungspersonen erfolgte im Anschluss.

Methodendiskussion

Altersbestimmungen an Fischen können an zahlreichen Knochenstrukturen wie Schuppen, Kiemendeckeln, Flossenstrahlen, Wirbelknochen oder Gehörknochen (Otholithen) durchgeführt werden. Klare Vorgaben, bei welcher Fischart und Größe des Tieres welche Methode der Altersbestimmung bzw. welche Knochenstruktur verwendet werden soll, gibt es nicht. Auch können zu viele Faktoren (z.B. Geschlecht, Reifegrad, Reproduktion, Nahrungsangebot, Umweltbedingungen) das Wachstum eines Fisches zeitweise reduzieren, als dass eine gesicherte Altersbestimmung mittels ein und derselben Methode möglich wäre (Beamish und McFarlane, 1983). Auf Grund dieser Unsicherheiten wurden die Altersbestimmungen an mehreren Strukturen - wenn möglich - an allen drei durchgeführt.

Beamish und McFarlane (1983) bemerken weiterhin, dass gesicherte Altersbestimmungen nur durchgeführt werden können, wenn für jede Art und jede Methode eine Validierung durchgeführt wurde. Hierzu sind langjährige Fang-Wiederfang-Versuche nötig, was zeitlich und logistisch nicht möglich war. Da die Altersbestimmungen in der vorliegenden Arbeit nur der Absicherung der Ergebnisse aus den Längen-Häufigkeits-Verteilungen dienten, werden sie in dem beschriebenen Umfang und der Genauigkeit als ausreichend abgesichert erachtet.

3.2.3 Gewichtsbestimmung und Konditionsfaktor der Fische

Neben der Totallänge der Tiere wurde auch deren Gewicht bestimmt (Präzisionswaage Modell 440, Fa. Gottlieb Kern & Sohn GmbH; Genauigkeit: 0,1 g). Zur besseren Handhabung während der Wägung wurden die Fische mit einem Alkohol-Nelkenöl-Gemisch im Verhältnis von 10:1 kurzfristig betäubt. Die zuzugebende Menge des Anästhetikums orientierte sich dabei anfänglich an Ergebnissen aus Feldversuchen an Rotlachsen (Woody et al., 2002), was sich für die in dem Untersuchungsgebiet vorkommenden größeren Arten als adäquat erwies. Vor der eigentlichen Wägung wurden die Fische über ein feuchtes Tuch gerollt, um überschüssiges Haftwasser zu entfernen. Nach Aufzeichnung der Daten wurden die Fische in Wannen mit frischem Wasser überführt und nach deren Erwachen wieder frei gelassen.

Mit Hilfe der Totallänge und des Gewichts eines Fisches lässt sich die Korpulenz des Tieres berechnen, die als Fitnessparameter herangezogen werden kann. Auf diese Weise können Fischpopulationen in unbelasteten und durch Gold-Tagebau beeinflussten Gewässerabschnitten miteinander verglichen und zusätzliche Informationen über funktionale Störungen im trophischen Gefüge oder Stressoren gewonnen werden. Ein häufig verwendeter Parameter ist der Konditionsfaktor nach Fulton (Ricker, 1975). Zur Analyse der Daten wurde der Fulton'sche Konditionsfaktor auf alle gefangenen Fische angewendet, von denen Länge und Gewicht bekannt waren.

Die Messgenauigkeit der eingesetzten Waage unter den vorherrschenden Versuchsbedingungen wurde geprüft und die Messwertschwankung zu maximal 1,7 % bestimmt. Zur Minimierung der Einflüsse von Wind und Niederschlag wurde die Waage mit einer Plastikwanne geschützt. Schwankten die Messwerte trotz dieser Maßnahme immer noch, wurden die Tiere nicht gewogen. Da die Fehleranfälligkeit von Gewichtsmessungen mit zunehmenden Gewicht der Tiere relativ abnimmt, betraf dies zunächst die Kleinfischfauna und die Jungfische und mit zunehmenden Wind auch die größeren Tiere. Die dargestellten Ergebnisse stellen somit tendenziell ältere Altersklassen und selten die 0+ Stadien dar.

3.2.4 Reusenfänge

Am **Tsagaan Chuluut** wurde in 2004 im Rahmen einer Bachelorarbeit (Chimedtseren, 2005) die Aufwanderungsaktivität der Fische in den unteren Abschnitten des Gewässers untersucht.

Hierzu wurden drei Reusen (Standorte siehe Abbildung 5) in der Zeit von Mai bis September 2004 für mehrere Tage pro Monat installiert. Die Dauer der Reusenfänge variierte von Monat zu Monat und erfolgte wie in Tabelle 8 dargestellt. Großen Einfluss auf die Fischwanderung haben die Wassertemperatur und der Abfluss, weshalb diese parallel zu den Reusenfängen aufgenommen wurden. Die Wassertemperatur wurde kontinuierlich erhoben (Datenlogger Typ Ebi 85A, Fa. Ebro Elektronik, Ingolstadt, Zeitliche Auflösung: 30 Minuten). Der Abfluss wurde über die Saison verteilt bei unterschiedlichen Abflusssituationen gemessen (vgl. 3.1.3) und eine Wasserstands-Abfluss-Beziehung ermittelt. Während der Reusenkontrolle wurde nun nur noch der Wasserstand notiert und über die Wasserstands-Abfluss-Beziehung der Abfluss zu jedem Kontrolltermin berechnet. Die gefangenen Fische wurden bestimmt und vermessen und anschließend oberhalb der Reuse wieder freigelassen. Verwendet wurden Aalreusen mit Maschenweiten von 17, 14 und 11 mm in der ersten, zweiten und dritten Kehle. An die Reusen wurden Leitnetze mit einer Maschenweite von 17 mm montiert, die die gesamte Gewässerbreite absperren.

Tabelle 8: Anzahl der Tage mit installierten Reusen und durchgeführte Abfluss- und Wasserstandmessungen im Untersuchungszeitraum Mai bis September 2004.

	Mai	Juni	Juli	August	September
Reusen installiert (Tage)	20	5	10	13	8
Abflussmessungen	4	1	3	-	1
Wasserstandsmessungen	15	4	10	5	5

Am **Yalbag** wurden im Frühjahr 2006 in der Zeit vom 14. - 29. Mai vier Reusen installiert, wobei eine unterhalb, eine zu Beginn und zwei innerhalb des Gold-Tagebaugebiets positioniert wurden (vgl. Abbildung 13). Die Methodik der Reuseninstallation und -kontrollen sind identisch mit der zuvor beschriebenen am Tsagaan Chuluut. Zudem wurden Fische ab einer Körperlänge von 10 cm mit einer Farbmarkierung mit Alcianblau versehen (Dermojet, Fa. AKRA Dermojet, Frankreich), wobei je nach Standort der Reuse die Tiere an unterschiedlichen Flossen markiert wurden. Lenok und Arktische Äschen von Körperlängen über 25 cm wurden mit „Visible Implant Alphanumeric Tags“ (Fa. Northwest Marine Technology, Inc., USA) individuell markiert. Hintergrund dieser Untersuchung war neben der Ermittlung der artspezifischen Wanderzeiten insbesondere die Analyse der Durchgängigkeit des Abbaugebiets. Der Yalbag zweigt sich im unteren Bereich des Abbaugebiets auf. Ein Arm fließt teils im alten Mutterbett, teils in einem Umgehungsgerinne, der andere durch das Abbaugebiet. Der Mündungsbereich des Umgehungsgerinnes liegt am Übergang zwischen rekultiviertem und nicht rekultiviertem Abbaugebiet an einer Stelle, wo das Gewässer durch

ein größeres Becken fließt. Der Abfluss durch die zwei Gewässerarme hat hier in etwa die gleiche Größenordnung.

Im Abbaugelände könnten sowohl morphologische, als auch physikalisch-chemische Barrieren den Aufstieg der stromaufwärts wandernden Fische unterbrechen. Die Reusen 3a und 3b dienen dem Fang der Fische aus diesen zwei unterschiedlichen Gewässerstrecken, wobei deren Entfernung zu Reuse 2 etwa gleich groß war.

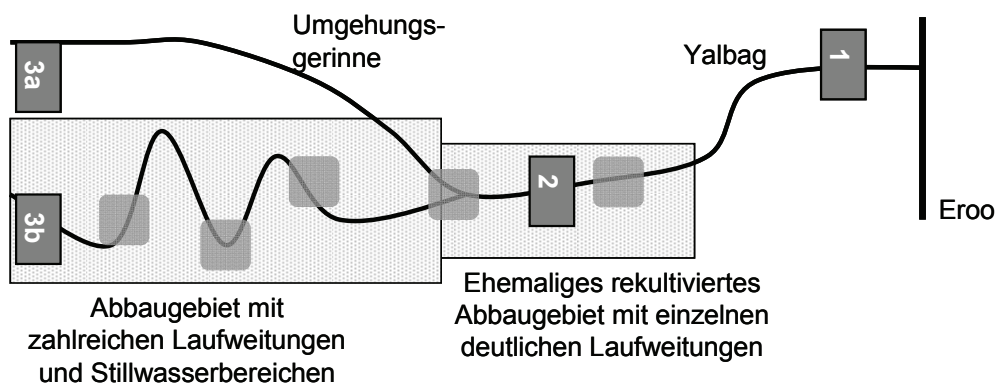


Abbildung 13: Schematische Skizze des Gold-Tagebaugeländes am Yalbag und Position der vier Fangreusen.

Methodendiskussion

Die Reusen wurden häufig und regelmäßig kontrolliert, Detritus aus den Leitnetzen entfernt und umgefallenen Leitnetze wieder aufgerichtet. Aufgrund zeitweiligen Funktionsverlusts der Leitnetze sind die tatsächlichen Aufstiegsraten höher als im Ergebnisteil dargestellt. Durch die verwendeten Maschenweiten von Leitnetzen und Reusen wurde die Fangzahl der Klein- und Jungfische vermutlich unterschätzt. Wie der Vergleich der Längen-Häufigkeits-Verteilungen aus den Reusenfängen und aus den Befischungsdaten jedoch zeigt, prägt sich dieser Fehler nicht aus. Insgesamt wird die Methode als zielführend eingestuft, da sie ausreicht, um Muster in der Besiedlung der Gewässer und Unterschiede zwischen den Standorten wiederzugeben.

3.2.5 Laichgruben von *Brachymystax lenok*

Am Barchuluut wurden im Frühjahr 2005 und 2006 mehrere Laichgruben des Lenok untersucht. Der Lenok ist wie andere Salmoniden vom Laichtyp lithophil (Balon, 1975). Erhöhte Feinsedimentfrachten wirken sich in der Regel negativ auf die Überlebensrate der Eier und Larven dieses Laichtyps aus (Chapman, 1988; Newcombe und MacDonald, 1991). Um die Auswirkungen des Gold-Tagebaus auf Lenok und andere lithophile Arten dieser Region abschätzen zu können, wurden an mehreren Laichgruben Detailstudien zur Reproduktionsbiologie des Lenok durchgeführt. Die Laichgruben wurden sowohl in Bezug

auf Standardparameter wie Länge, Breite, Tiefe und Anzahl der Eitaschen untersucht (vgl. Grost et al., 1991) als auch Detailanalysen zu den physikalisch-chemischen Millieubedingungen und hydraulischen Austauschvorgängen durchgeführt (vgl. 3.1.5). Dabei kamen Multi-Level-Sonden zum Einsatz, die in das Sediment der Laichgruben eingeschlagen wurden und Probenahmen in Sedimenttiefen von 5, 15, 25 und 45 cm ermöglichten. Die Untersuchungen hierzu fanden Ende Mai kurz nach der Ablage der Eier und Mitte Juli zum Zeitpunkt des Aufschwimmens der Larven statt.

3.3 Auswertung

3.3.1 Ichthyologische Kenngrößen

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit den Programmen Excel (Microsoft, Version 2003) und R (R Foundation, Version 2.6.2). Die Fischgemeinschaft der untersuchten Gewässer wurde mit Hilfe der folgenden allgemeingültigen Kenngrößen beschrieben:

Dominanz

Die Dominanz oder auch relative Abundanz beschreibt den prozentualen Anteil einer Art an der gesamten Ichthyozönose. Die Einteilung der Arten erfolgt üblicherweise in Dominanzklassen, die folgende Grenzen aufweisen: eudominant: > 10%; dominant: 5 - 10 %; subdominant: 5 - 2 %; rezedent: 2 - 1 %; subrezedent: < 1% (Schwerdtfeger, 1978).

$$D_i = n_i / N * 100 (\%)$$

D_i = Dominanz der Art i

n_i = Anzahl der Individuen der Art i

N = Anzahl der Individuen im Gesamtfang

Frequenz

Die Frequenz ist ein Maß für die Häufigkeit des Vorkommens einer Art und kann Werte zwischen 1 und 100 % annehmen.

$$F = b / a * 100 (\%)$$

F = Frequenz einer Art

b = Anzahl der Befischungen, in denen die Art auftrat

a = Gesamtanzahl der Befischungen

Abundanz

Die Abundanz gibt Individuenzahlen wieder, was entweder mit Flächenbezug (Individuen/ha) oder bei gleich bleibenden Aufwand als Fang pro Aufwand (catch per unit effort, CPUE)

erfolgt und ist somit ein standardisiertes Maß. Somit ist die Abundanz geeignet, verschiedene Probestellen zu vergleichen.

Diversität

Die Diversität der Fischfauna wurde mittels des Shannon-Index dargestellt, der von der Artenzahl und der Dominanz der Arten beeinflusst wird. Je größer die Artenzahl und je gleichmäßiger die Arten verteilt sind, desto größer wird der Index-Wert. Laut Mühlenberg (1989) erreicht der Shannon-Index H' meist Werte zwischen 1,5 und 3,5 (Mühlenberg, 1989).

$$H' = - \sum_i p_i \cdot \ln p_i \quad (\text{Mühlenberg, 1989})$$

H' = Diversitäts-Index nach Shannon

p_i = Dominanz der Art i

Eveness

Die Eveness verdeutlicht die Dominanzverhältnisse der einzelnen Arten in einer Lebensgemeinschaft. Wurden alle Arten in gleich hohen Abundanzen nachgewiesen, erreicht der Eveness den maximalen Wert von 1, dominieren eine oder wenige Arten ist die Eveness geringer.

$$E = H' / \ln N \quad (\text{Mühlenberg, 1989})$$

E = Eveness der Art i

H' = Diversitäts-Index

N = Anzahl der Individuen im Gesamtfang

Konditionsfaktor nach Fulton

Der Konditionsfaktor nach Fulton (Ricker, 1975) ist ein einfacher Korpulenz-Index, der die Masse pro Volumeneinheit wiedergibt, also die Dichte. Er wird hier als Maß für die Fitness verstanden.

$$K = M / L^3 \quad (\text{Ricker, 1975})$$

M = Lebendgewicht des Fisches (g)

L = Totallänge (cm).

3.3.2 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit der Software SPSS (Microsoft, Version 12.0 und 15.0).

Zum Vergleich der Ergebnisse an den unterschiedlichen Untersuchungsgewässern wurde standardmäßig der Man-Whitney-Test als verteilungsfreier Vergleichstest der Mittelwerte angewendet. Bei den abiotischen Parametern wurden hierzu die Ergebnisse der Stichproben

herangezogen. Für die Fischfauna wurden die gemittelten Werte an den drei bzw. vier Probestellen je Gewässer verwendet. Bei der zusammenfassenden Darstellung der abiotischen und biotischen Ergebnisse (vgl. Kapitel 4.4 und 4.15) wurde ein statistischer Vergleich zwischen Referenzgewässern und durch Gold-Tagebau beeinflussten Gewässern durchgeführt.

Bei den physikalisch-chemischen Untersuchungen des hyporheischen Interstitials ist eine entscheidende Frage, ob die betreffenden Meßgrößen zwischen dem Oberflächenwasser und den unterschiedlichen Sedimenttiefen Gradienten ausbilden. Zum Nachweis dieser Gradienten wurde eine zweifaktorielle ANOVA durchgeführt.

Zur Überprüfung der Korrelationen zwischen Habitatstrukturen und der Besiedlung durch die Fischfauna, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman genutzt.

4 Ergebnisse

4.1 Stoffhaushalt der Untersuchungsgewässer

4.1.1 Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH

Abbildung 14 zeigt die Ergebnisse der Sauerstoff, pH- und Leitfähigkeitsmessungen. Die Messwerte der Sauerstoffkonzentration lagen an den Zuflüssen des Eero nahe der Sauerstoffsättigung. Im Untersuchungsjahr 2005 war die Trübung deutlich geringer als die Jahre zuvor und dadurch ein sichtbares Wachstum von fädigen Aufwuchsalgen auf der Gewässersohle festzustellen. Dies führte im Jahr 2005 zu leichten Übersättigungen bei den Sauerstoffmessungen am Yalbag (Werte für 2005 nicht gesondert dargestellt). Die Konzentration lag am Yalbag mit $10,51 \pm 0,80$ mg/l (Mittelwert \pm Standardabweichung) signifikant unter den Werten am Tsagaan Chuluut ($11,61 \pm 0,09$ mg/l) und Barchuluut ($11,44 \pm 0,53$ mg/l) ($p < 0,05$, N = 38, Man-Whitney-Test).

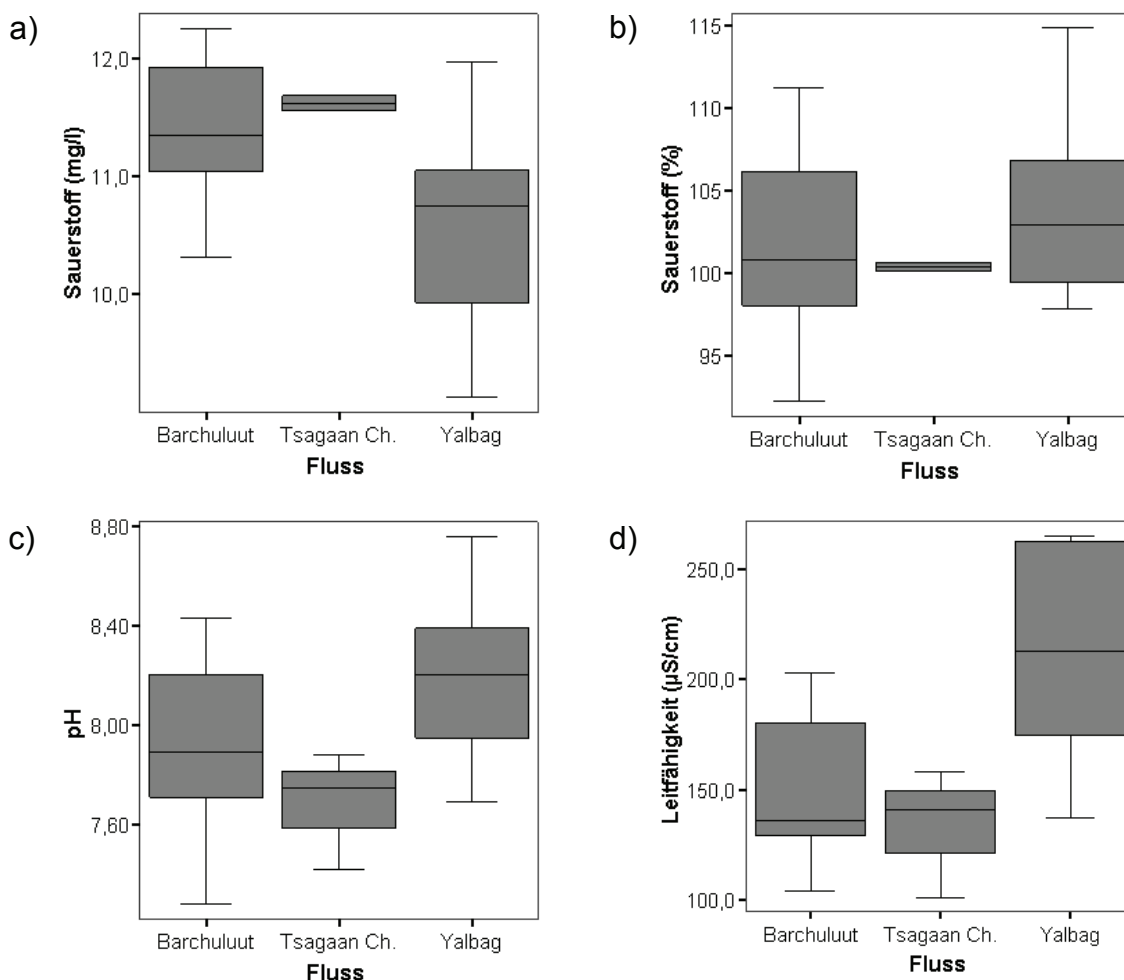


Abbildung 14: Boxplots von Sauerstoffkonzentration(a), Sauerstoffsättigung (b), pH-Werte (c) und Leitfähigkeit (d) der Untersuchungsgewässer Barchuluut, Tsagaan Chuluut und Yalbag (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2004, 2005 und 2006).

Signifikante Unterschiede zeigten sich ebenfalls bei den pH-Werten, die am Yalbag ($8,18 \pm 0,32$) gegenüber den zwei Referenzgewässern erhöht waren (Barchuluut: $7,94 \pm 0,33$, Tsagaan Chuluut: $7,68 \pm 0,24$) ($p < 0,05$, $N = 39$, Man-Whitney-Test).

Außerdem lagen die Leitfähigkeiten des Yalbag signifikant über denen der Referenzgewässer mit durchschnittlich $214 \pm 46 \mu\text{S/cm}$ am Yalbag im Gegensatz zu $151 \pm 33 \mu\text{S/cm}$ am Barchuluut ($p < 0,05$) und $133 \pm 29 \mu\text{S/cm}$ am Tsagaan Chuluut ($p < 0,01$, $N = 45$, Man-Whitney-Test).

Bei Untersuchungen an einem etwa 40 km langen Längsabschnitts des Terelj wurde eine Abnahme der Leitfähigkeiten entlang des Transektes festgestellt (Abbildung 15). In den Untersuchungsjahren 2004 und 2005 wurden im Oberlauf $146 \mu\text{S/cm}$ bzw. $167 \mu\text{S/cm}$ gemessen. Diese Werte verringerten sich und erreichten an der Stelle TER 5 nur noch $73 \mu\text{S/cm}$ bzw. $84 \mu\text{S/cm}$. Das Abfallen der Werte steht in engem Zusammenhang mit dem Zustrom von relativ elektrolytarmem Wasser aus den abflussstarken Nebenflüssen Ter A, Ter B und Ter C, die deutlich geringere Werte aufwiesen, als der Hauptstrom. Die Differenzen zwischen beiden Untersuchungsjahren wurden wahrscheinlich durch unterschiedliche Abflusssituationen verursacht.

Bei den Sauerstoffkonzentrationen und pH-Werten konnten entlang des Längstransekts keine systematischen Muster erkannt werden, weshalb im Folgenden nur auf den Vergleich zwischen den Probestellen TER 2-4 und den, an diesen Stellen einmündenden Zuflüssen Ter A-C eingegangen wird. Hierbei zeigten sich sowohl bei den pH-Werten, als auch bei der Sauerstoffsättigung und -konzentration keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probestellen im Hauptstrom und den Zuflüssen. Die Sauerstoffsättigung war an TER 2-4 ($108,4 \pm 5,6 \%$) etwas erhöht im Vergleich zu Ter A-C ($101,3 \pm 5,4 \%$), ebenso die Sauerstoffkonzentration ($9,46 \pm 0,58 \text{ mg/l}$ im Vergleich zu $9,39 \pm 0,63 \text{ mg/l}$). Der pH wies an TER 2-4 im Mittel Werte von $7,70 \pm 0,28$ auf, an Ter A-C $7,42 \pm 0,33$.

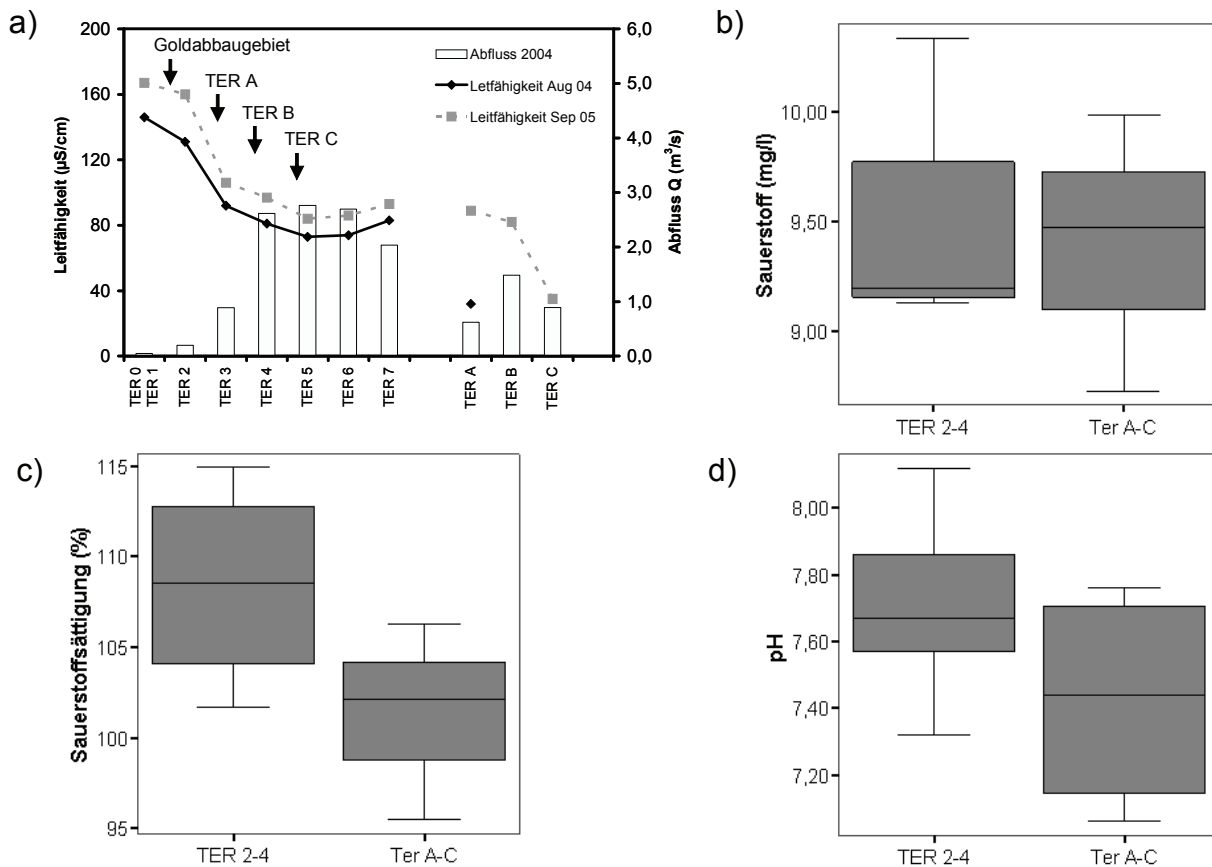


Abbildung 15: Physikalisch-chemische Kenndaten an den Probestellen des Terej. Leitfähigkeit und Abfluss entlang des Transekts im Hauptstrom (TER 0-7) und an den Zuflüssen Ter A-C (a), Boxplots von Sauerstoffkonzentration (b), Sauerstoffsättigung (c) und pH-Werte (d) der dicht zusammenliegenden Probestellen TER 2-4 und Ter A-C (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2004 und 2005).

4.1.2 Temperatur

Bei den physikalisch-chemischen Messungen waren die deutlich erhöhten Oberflächenwassertemperaturen unterhalb des Bergbaugesbietes am Yalbag auffällig. Bei einer Messreihe im August 2005 wurde im Vergleich zu den Referenzgewässern ein Anstieg der Oberflächenwassertemperatur um etwa 6°C festgestellt (Abbildung 16). Weiterhin deuten die Messwerte darauf hin, dass der Eisaufruch im Yalbag im Frühjahr 2005 etwa 11 Tage früher erfolgte als am Barchuluut. Am Yalbag war die erste Tagesamplitude von $1,5^\circ\text{C}$ bereits am 02. Mai 2005 messbar, daraufhin erfolgte eine schnelle Erhöhung der Tagesmaximalwerte bis zu einer Tagesamplitude von $9,6^\circ\text{C}$ am 14. Mai. Die ersten Tagesamplitude über 0°C am Barchuluut konnten hingegen erst am 12. Mai festgestellt werden (Abbildung 16 unten). Im Jahresmittel für 2005 wurden am Barchuluut $1,92 \pm 4,40^\circ\text{C}$ gemessen, am Yalbag hingegen $4,07 \pm 6,73^\circ\text{C}$. Für den Tsagaan Chuluut liegen die Temperaturwerte nur für die Zeit von Mai bis Oktober 2004 vor. Die Ergebnisse hierzu

werden in Kapitel 4.8.3 dargestellt. Die Monatsmittelwerte für Mai ($3,2 \pm 1,0 \text{ }^\circ\text{C}$), bzw. August ($6,2 \pm 0,9 \text{ }^\circ\text{C}$) waren demnach vergleichbar mit den Werten am Barchuluut.

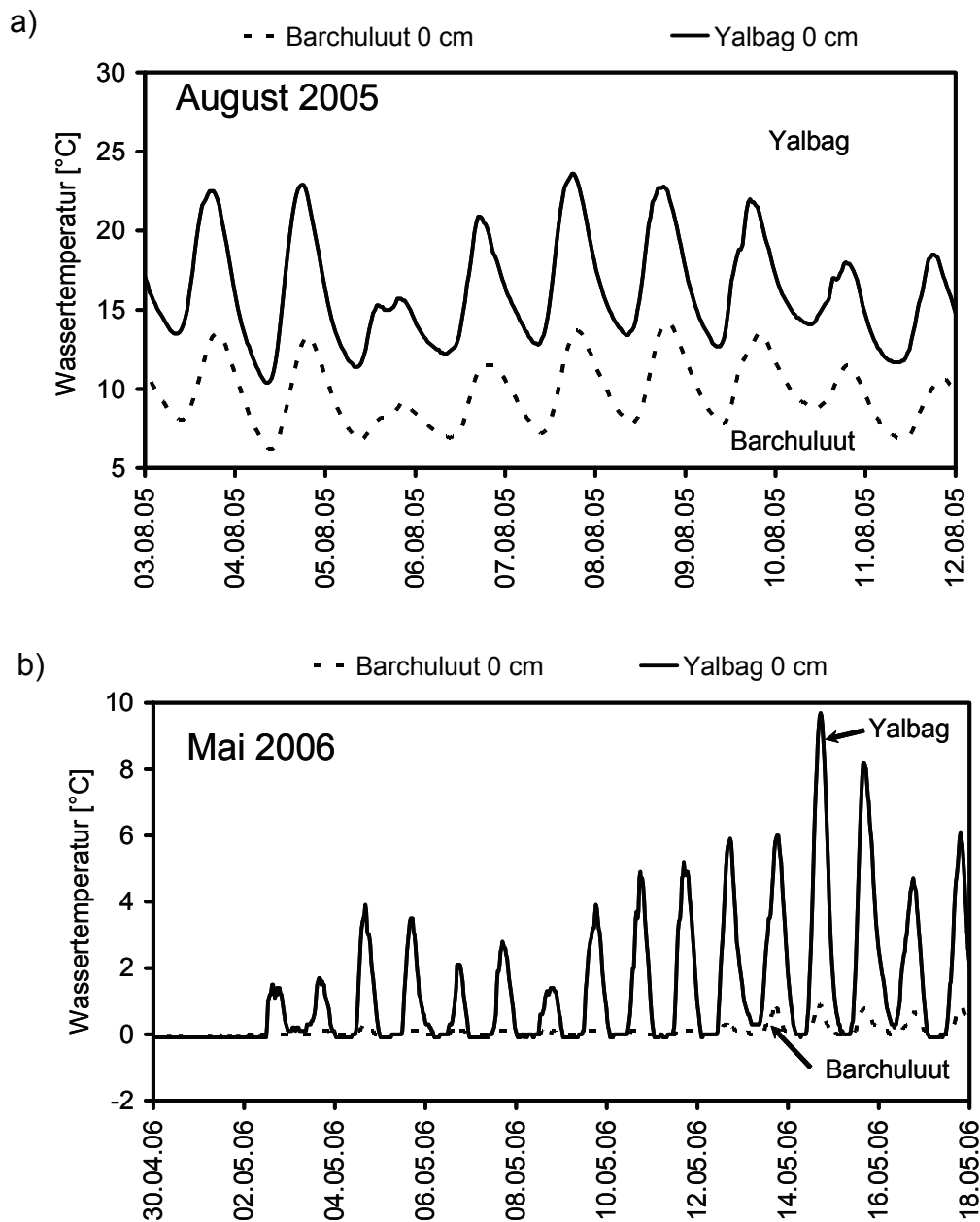


Abbildung 16: Oberflächenwassertemperatur an Barchuluut (Referenz) und Yalbag (unterhalb des Bergbaugebietes) im August 2005 (a) und Mai 2006 (b). Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Ordinate.

Auch am Terelj konnten im Jahr 2005 unterhalb des Abbaugebiets ($10,9^\circ\text{C}$ an TER 2) deutlich erhöhte Temperaturwerte gegenüber den Werten oberhalb ($3,7^\circ\text{C}$ an TER 1) nachgewiesen werden. Der Vergleich zwischen den Temperaturwerten an TER 2-4 ($12,56 \pm 3,03 \text{ }^\circ\text{C}$) und Ter A-C ($11,10 \pm 2,94 \text{ }^\circ\text{C}$) ergab jedoch keine signifikanten Unterschiede.

4.1.3 Nährstoffe

Die Nährstoffanalytik wurde nur am Yalbag und Barchuluut durchgeführt. Die untersuchten Gewässerabschnitte sind aufgrund der Analysen als sehr nährstoffarme Gewässer anzusehen. Die Konzentrationen lagen häufig unterhalb oder sehr nahe des unteren Messbereichs bzw. der Nachweisgrenze der eingesetzten Analytik. In diesem Fall wurde die Nachweisgrenze als Messwert verwendet. Die gemessenen Konzentrationen von Ammonium-N lagen im Mittel über alle Proben bei $18 \pm 22 \mu\text{g/l}$, von Nitrit-N bei $16 \pm 19 \mu\text{g/l}$, von Nitrat-N bei $22 \pm 18 \mu\text{g/l}$ und von reaktivem Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$) bei $99 \pm 36 \mu\text{g/l}$. Bei den untersuchten Stickstoffparametern lagen keine signifikanten Unterschiede oberhalb und unterhalb des Goldabbaugebietes vor. Beim reaktiven Phosphat konnte ein deutlicher, jedoch statistisch nicht signifikanter Anstieg unterhalb des Goldabbaugebietes von durchschnittlich $87 \mu\text{g/l}$ auf $116 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen werden.

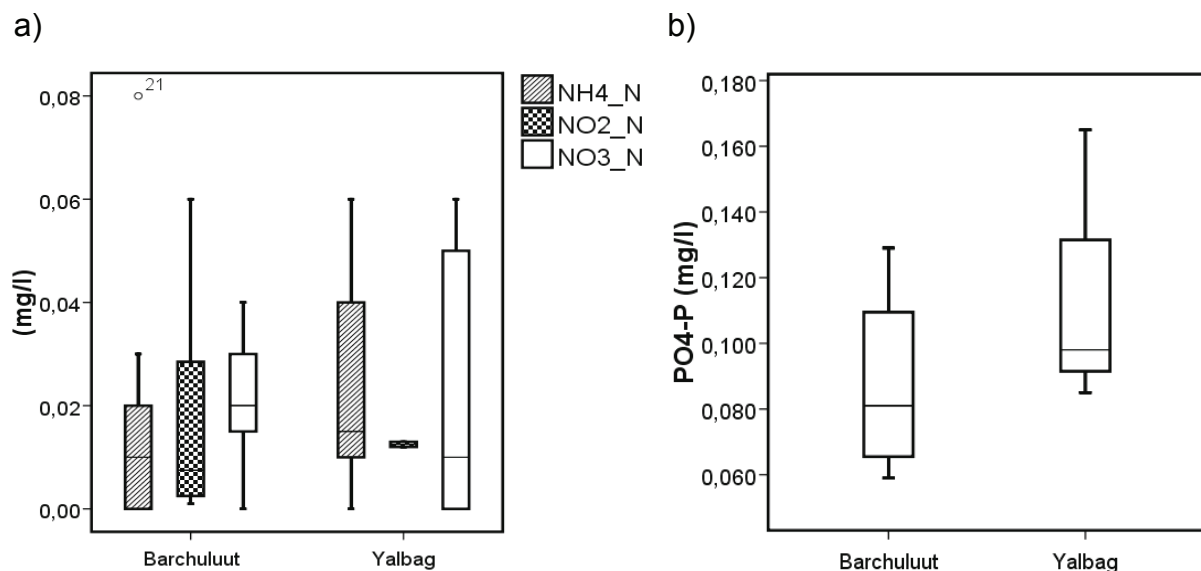


Abbildung 17: Boxplots der Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ (a) und $\text{PO}_4\text{-P}$ (b) an den Probestellen des Barchuluut und Yalbag (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2005 und 2006).

4.1.4 Suspensierte Schwebstoffe

Eine der auffälligsten Veränderungen, die sich in einem durch Gold-Tagebau betroffenen Fließgewässer zeigen, ist die deutliche Trübung des Wassers.

Abbildung 18 gibt die Konzentration der suspendierten Sedimente in den Referenzgewässern (Tsagaan Chuluut, Barchuluut) und in den belasteten Gewässerstrecken (Yalbag) wieder. Die Schwebstoffführung am Yalbag war signifikant höher, als an den Referenzgewässern ($p < 0,005$, $N = 59$, Man-Whitney-Test). Die Konzentration am Yalbag lag im Mittel bei 93 mg/l im Jahr 2003 und bei 85 mg/l im Jahr 2004, wohingegen in den Referenzgewässern Konzentrationen von durchschnittlich 3 bis 30 mg/l (bei Basisabfluss)

vorherrschten. Die Schwebstoffkonzentration am Yalbag im Untersuchungsjahr 2005 war merklich geringer als in den beiden Jahren zuvor ($53,5 \pm 47,4$ mg/l). Dieses Ergebnis deckt sich mit den visuellen Beobachtungen, da das Gewässer im Jahr 2005 deutlich klarer erschien als in den vorangegangenen Jahren. Dieser Befund steht offensichtlich mit einer verminderten Bergbauaktivität im Yalbag-Tal im genannten Jahr in Verbindung.

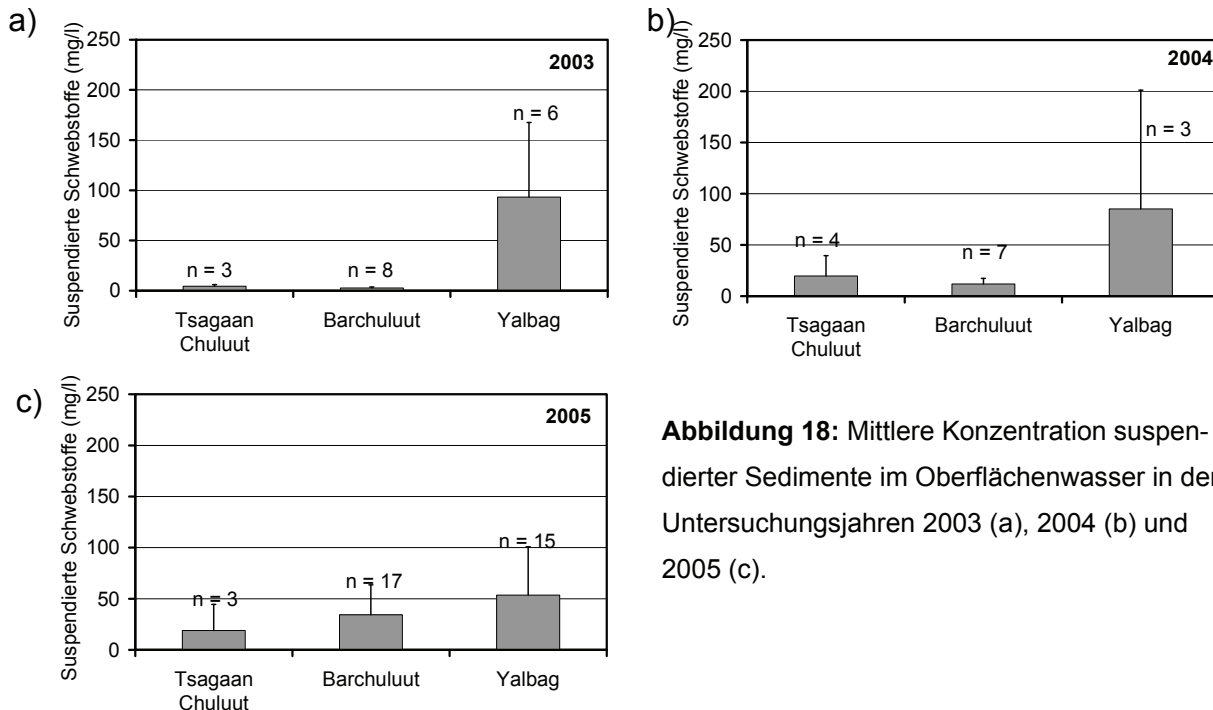


Abbildung 18: Mittlere Konzentration suspendierter Sedimente im Oberflächenwasser in den Untersuchungsjahren 2003 (a), 2004 (b) und 2005 (c).

Auch an den Probestellen im Hauptfluss des Terelj konnte ein deutlicher Anstieg an Feinmaterial unterhalb der Goldabbau-Gebiete verzeichnet werden. Im Untersuchungsjahr 2004 wurde ein Anstieg von 56 mg/l (TER 1) auf 413 mg/l (TER 2) und im Jahr 2005 ein Anstieg von 14 mg/l auf 188 mg/l suspendierter Sedimente gemessen (Abbildung 19). Die Unterschiede zwischen den Jahren wurden wahrscheinlich durch unterschiedliche Abflusssituationen verursacht. Etwa 5 km unterhalb des Abbaugebietes an TER 3 konnte noch eine deutliche Erhöhung der Schwebstoffführung beobachtet werden, wohingegen die Schwebstoffkonzentration an TER 4, etwa 10 km unterhalb, vergleichbar mit denen der Referenzabschnitte war. Die Abbildung zeigt, dass an den Stellen TER 4 bis TER 7 die Konzentration an suspendierten Sedimenten kaum oder gar nicht mehr abnimmt. Auffällig war aber die starke Trübung, die auch noch an Probestelle TER 7, etwa 35 km unterhalb des Abbaugebietes, deutlich zu erkennen war. Auch wurden hier eine erheblich kolmatierte Gewässersohle und verfestigte Schotterbänke vorgefunden. Dies sind Hinweise, dass bei Hochwasserereignissen Feinmaterial aus den Abbaugebieten ausgeschwemmt wird und bis in diese weiter entfernten Gewässerabschnitte verlagert wird.

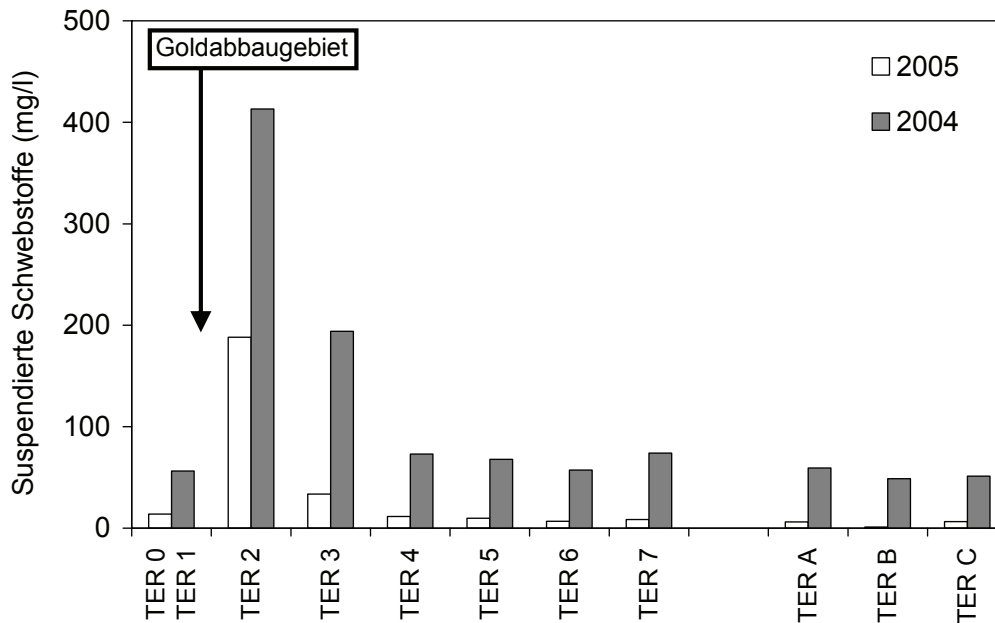


Abbildung 19: Konzentration suspendierter Sedimente im Oberflächenwasser (mg/l) entlang eines etwa 40 km langen Transekts am Fluss Terej (Kherlen-Einzugsgebiet).

4.1.5 Infiltrationsrate von Schwebstoffen

Die durchgeführten Fallenversuche zur Ermittlung von Infiltrationsraten von Feinsedimenten erlauben einen Vergleich unterschiedlicher Standorte. Die Ergebnisse zeigen signifikante Unterschiede (Man-Whitney-Test) zwischen den untersuchten Standorten am Yalbag und am Barchuluut. Die Einlagerungsraten von Feinmaterial $< 250 \mu\text{m}$ ($\text{g Feinmaterial} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$) waren an den beiden Untersuchungsstellen Yalbag signifikant höher als an den Referenzstellen im Barchuluut (Abbildung 20). Die erhöhten Sedimentationsraten sind offensichtlich direkt abhängig von der erhöhten Konzentration an suspendierten Stoffen in der fließenden Welle. Dabei ergaben sich auch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten. Die Untersuchungsstelle Yalbag dlp, kurz unterhalb des Bergbaugebietes, wies deutlich höhere Infiltrationsraten auf als die weiter flussabwärts gelegene Stelle Yalbag 300muE. Dies lässt darauf schließen, dass die Ab- und Einlagerung von Feinsedimenten in die Gewässersohle direkt unterhalb des Bergbaugebietes höher sind als weiter stromabwärts. Des Weiteren ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungen im Sommer- und Winterhalbjahr, mit deutlich geringeren Feinanteilen im Winter als im Sommer.

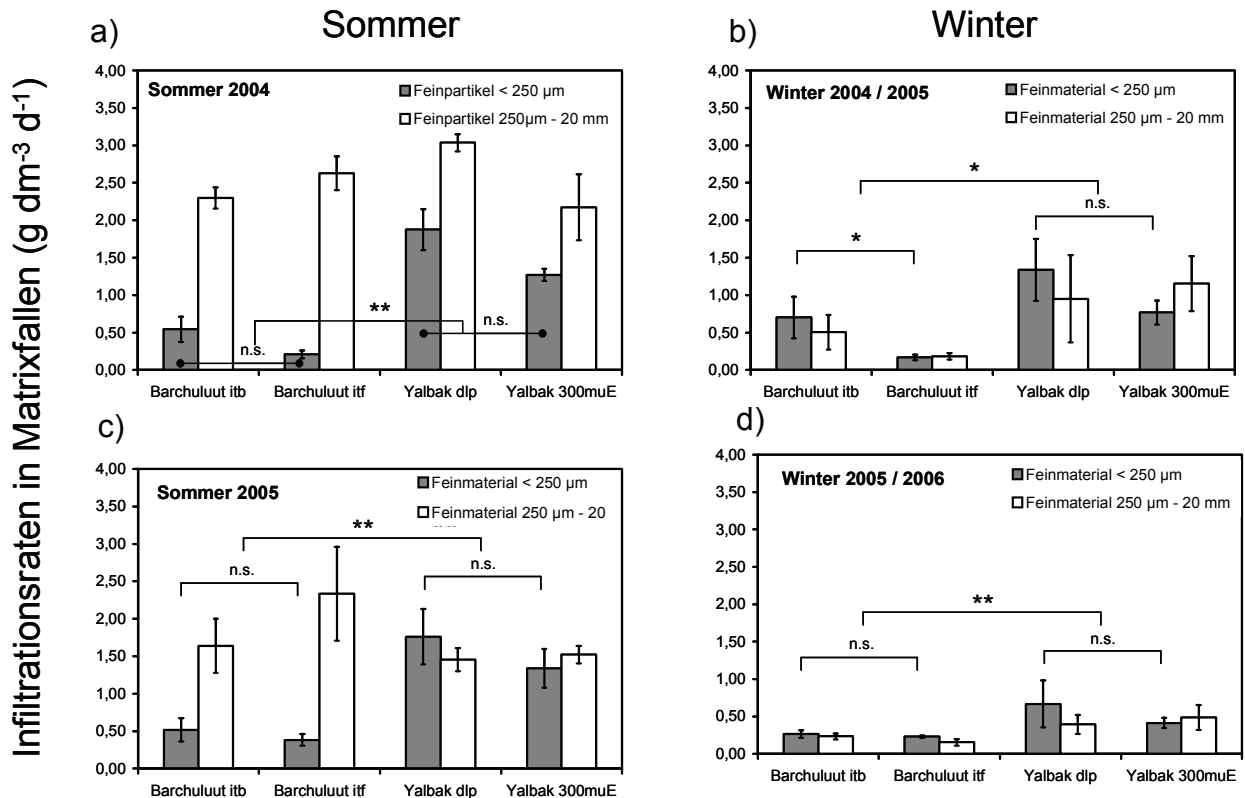


Abbildung 20: Einlagerungsraten von Feinmaterial < 250 µm und von größerem Feinmaterial 250 µm – 20 mm in Matrixfallen. Mittelwert ± Standardabweichung, n = 3. Exposition der Fallen im Sommer 2004 (a) und Sommer 2005 (c) und im Winter 2004/2005 (b) und Winter 2005/2006 (d). Man-Whitney-Test: * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,005; n.s. = nicht signifikant.

4.2 Beschaffenheit des hyporheisches Interstitial

4.2.1 Physikalisch-chemische Parameter

Das hyporheische Interstitial des Barchuluut und Yalbag wurde an je drei Riffleabschnitten mit Hilfe von Multi-Level-Sonden untersucht. Zeitgleich wurde das Oberflächenwasser analysiert.

Die Messwerte der Sauerstoffkonzentration im Oberflächenwasser lagen am Barchuluut bei $11,44 \pm 0,53$ mg/l und bei $10,51 \pm 0,81$ mg/l am Yalbag. Mit zunehmender Sedimenttiefe nahmen die Konzentrationen an beiden Gewässern signifikant ab (ANOVA, $F = 27,919$ bzw. $14,476$; $p < 0,01$; Tukey's-Test 0 – 45 cm, $p < 0,005$). Am Barchuluut wurden in 45 cm Sedimenttiefe im Mittel $5,95 \pm 1,93$ mg/l mit einem Minimalwert von 2,67 mg/l gemessen, am Yalbag wurden in der selben Sedimenttiefe im Mittel $5,39 \pm 0,77$ mg/l gemessen. Die auftretenden Gradienten waren zwischen beiden Gewässern nicht signifikant unterschiedlich (Daten der einzelnen Untersuchungsstandorte an den jeweiligen Gewässern zusammengefasst).

Das Niveau der Leitfähigkeitswerte lag am Yalbag im Mittel höher als am Barchuluut. Im Oberflächenwasser wurden am Yalbag durchschnittlich $214 \pm 46 \mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, im Gegensatz zu $151 \pm 33 \mu\text{S}/\text{cm}$ am Barchuluut. Mit zunehmender Sedimenttiefe, konnte am Barchuluut ein signifikanter Anstieg der Leitwerte auf maximal $303 \mu\text{S}/\text{cm}$ beobachtet werden (ANOVA, $F = 4,472$, $p < 0,01$; Tukey's-Test $0 - 45 \text{ cm}$, $p < 0,005$). Hingegen bildeten sich am Yalbag keine Tiefengradienten bei den Leitwerten aus (ANOVA, $F = 1,515$, $p = 0,216$).

Die pH-Werte lagen im Mittel am Yalbag ($8,18 \pm 0,32$) etwas höher als am Barchuluut ($7,94 \pm 0,33$). Mit zunehmender Sedimenttiefe bildeten sich sowohl am Barchuluut (8,2 bis 7,6), als auch am Yalbag (7,75 bis 7,3), signifikante Gradienten aus (ANOVA, $F = 18,897$ bzw. $7,013$, $p < 0,005$; Tukey's-Test $0 - 45 \text{ cm}$, $p < 0,005$). Signifikante Unterschiede in den beobachteten Gradienten zwischen den Gewässern gab es nicht.

Beim Nitrat sind die Messwerte über die verschiedenen Sedimenttiefen recht ähnlich und nur am Barchuluut bildete sich ein signifikanter Tiefengradient mit Konzentrationen von rund $0,02 \text{ mg}/\text{l}$ im Oberflächenwasser und $0,06 \text{ mg}/\text{l}$ in den 45 cm Sedimenttiefe aus (ANOVA, $F = 7,676$, $p < 0,005$; Tukey's-Test $0 - 45 \text{ cm}$, $p < 0,005$). Am Yalbag wurden die höchsten Nitratkonzentrationen von etwas über $0,09 \text{ mg}/\text{l}$ in 45 cm Sedimenttiefe gemessen. In den übrigen Tiefenhorizonten lagen die Konzentrationen bei Werten von rund $0,05 \text{ mg}/\text{l}$.

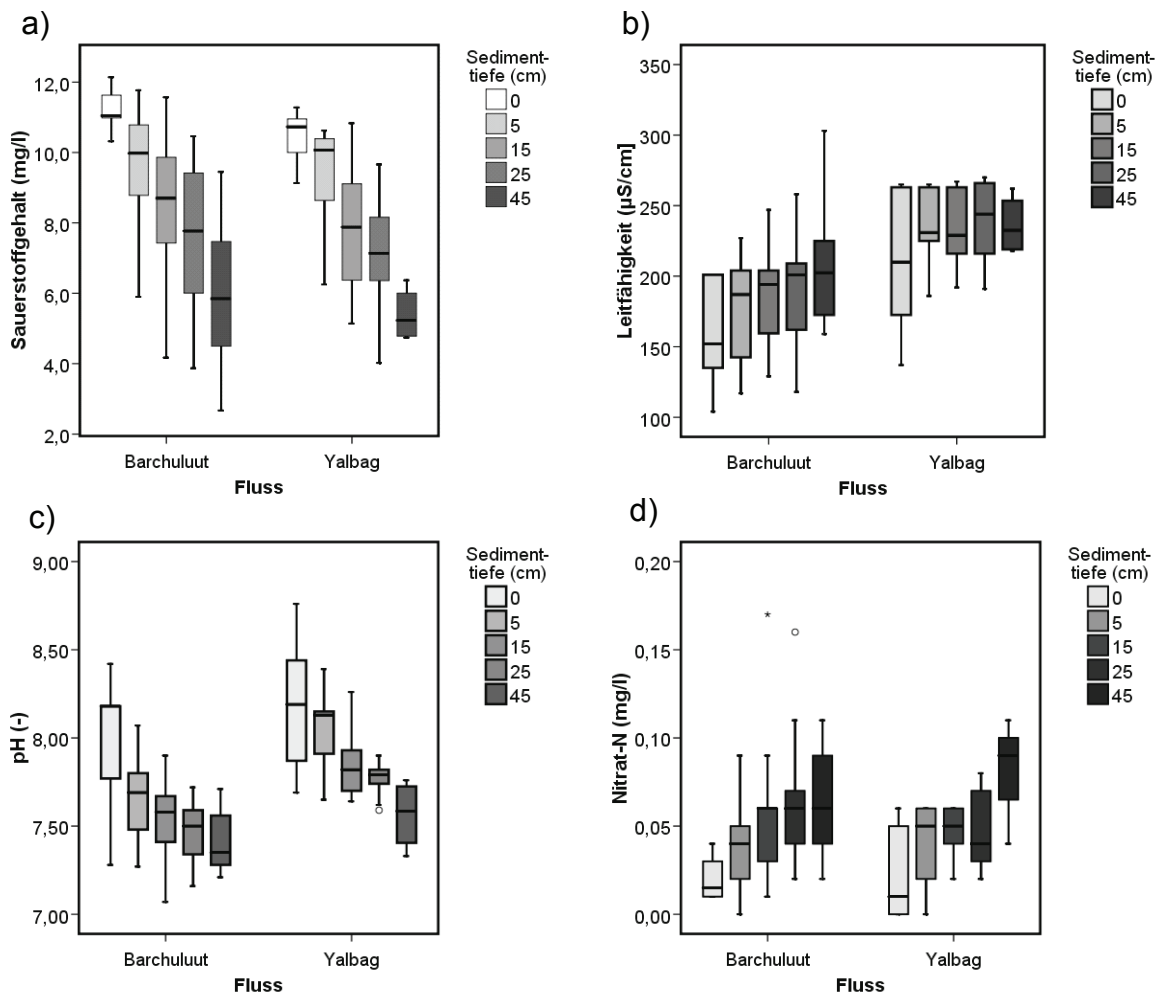


Abbildung 21: Boxplots der Tiefengradienten von Sauerstoffgehalt (a), Leitfähigkeit (b), pH-Wert (c) und Nitrat-N (d) an den Untersuchungsstellen Yalbag (unterhalb des Bergbaugebietes) und Barchuluut (oberhalb des Bergbaugebietes) (Median, Interquartilbereich und Extremwerte über die Messjahre 2005 und 2006, Daten von jeweils drei Riffleabschnitten gepoolt).

4.2.2 Vertikaler Wasseraustausch

Der vertikale hydraulische Druckgradient verursacht einen vertikalen Austausch zwischen Oberfläche- und Interstitialwasser und ist damit wesentlich für die Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Kieslückensystem verantwortlich. Ist das Vorzeichen des vertikalen Druckgradienten negativ, deutet dies auf eine Infiltration von Oberflächenwasser in das Sediment hin, ist er positiv, ist der vertikale Flux nach oben gerichtet.

Die Messung des vertikalen Druckgradienten wurde nur stichprobenartig durchgeführt, weshalb die Ergebnisse lediglich als Trend zu bewerten sind. Wie Abbildung 22 zeigt wurden deutliche Unterschiede gemessen. Diese äußern sich darin, dass die vertikalen hydraulischen Druckgradienten an beiden untersuchten Riffleabschnitten des Yalbag tendenziell geringere Werte aufwiesen als am Tsagaan Chuluut und Barchuluut. Am Yalbag lagen die Werte an beiden Riffleabschnitten zwischen -0,2 und 0,1 m, wobei über alle Tiefenhorizonte ähnlich geringe Werte gefunden wurden. Am Tsagaan Chuluut zeigten sich

vor allem in 5 cm Sedimenttiefe mit maximalen Druckgradienten von $-0,3$ bzw. $0,3$ m (Abbildung 22 a) und $-0,6$ bzw. $0,7$ m (Abbildung 22 b), deutlich höhere Werte. In den tieferen Sedimentschichten waren die Werte mit maximal $-0,2$ m erneut recht gering und mit denen des Yalbag vergleichbar. Am Barchuluut ist das Ergebnis recht divers und die maximalen Druckgradienten mit Werten zwischen $-0,5$ und $-0,6$ m traten mal in 15 (Abbildung 22 c), mal in 5 oder sogar in 45 cm Sedimenttiefe auf (Abbildung 2).

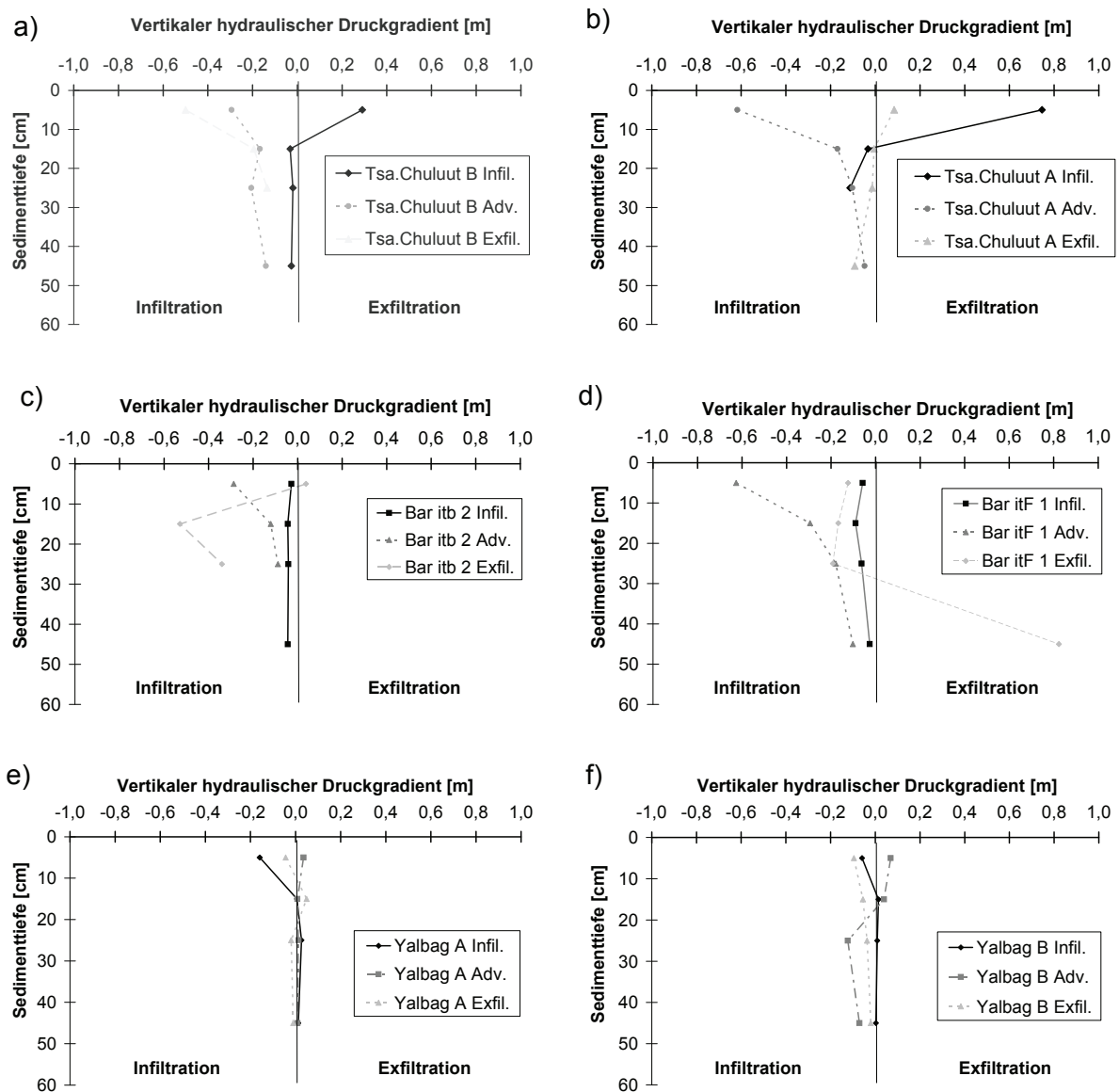


Abbildung 22: Vertikale hydraulische Druckgradienten in verschiedenen Sedimenttiefen ausgewählter Rifflesequenzen des Tsagaan Chuluut (a, b), Barchuluut (c, d) und Yalbag (e, f). Beprobt wurden zwei Riffle je Gewässer mit jeweils drei Sonden pro Riffle (Infiltrations-, Advektions- und Exfiltrationsbereich).

4.3 Strukturmerkmale der Untersuchungsgewässer

4.3.1 Uferbegleitende Vegetation und Uferstrukturen

Die Anteile der verschiedenen Vegetationstypen unterscheiden sich signifikant zwischen den Gewässern und weisen die geringsten Werte an den rekultivierten Strecken des Yalbag auf (Man-Whitney-Test, $p < 0,05$, $N = 15$) (vgl. Abbildung 23). Hier sind die Ufer zu 88,3 % vegetationslos und nur geringe Anteile mit einer Gras- und Krautschicht bedeckt (11,7 %). Die Ufer des Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag waren dagegen zu 32,6 – 57,6 % mit Sträuchern und zu 4,0 – 29,6 % mit Bäumen bewachsen. Die Grasschicht hatte an diesen Gewässern einen Anteil von 25,0 – 40,6 % und die Uferlinien waren somit fast durchgehend mit Vegetation bedeckt. Kurze vegetationslose Abschnitte (9,8 %) zeigten sich ansonsten nur an den Befischungstrecken des Yalbag. Vegetationsaufnahmen aus dem Jahre 2004 ergaben, dass die Auenvegetation am Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag außerhalb des Bergbaugebiets natürlich ist und dem Klimaxstadium bzw. einem Sukzessionsstadium nahe dem Klimaxstadium entspricht (Dulamsuren, 2004).

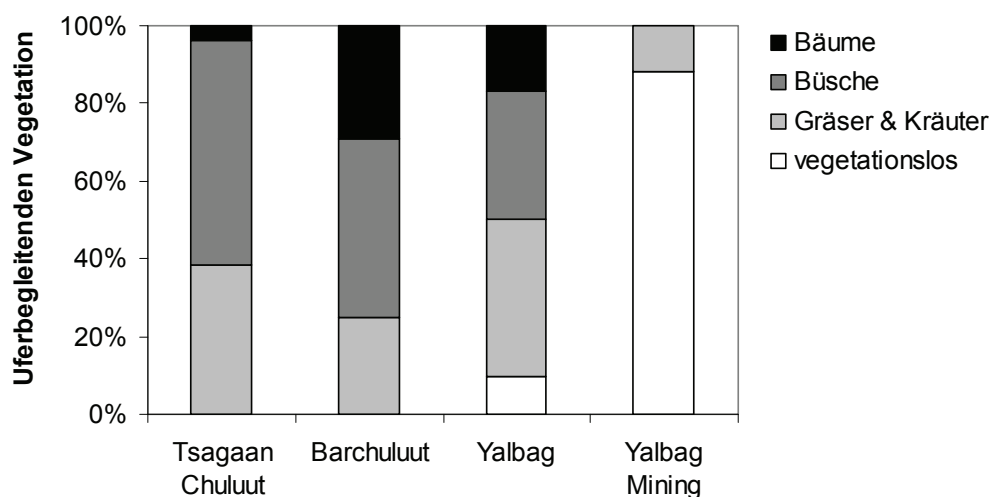


Abbildung 23: Relative Verteilung unterschiedlicher Vegetationschichten an den Ufern der Untersuchungsstrecken am Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag und Yalbag Mining.

Neben der Ufervegetation zeigen sich auch signifikante Unterschiede bei den Uferstrukturen der Untersuchungsgewässer (Man-Whitney-Test, $p < 0,01$, $N = 15$). An den rekultivierten Gewässerstrecken des Yalbag waren überhängender Ufer (1,0 %) und hölzerner Strukturen, die vom Ufer aus ins Wasser hängen (1,0 %), kaum vorhanden. Im Vergleich dazu wiesen die Referenzgewässer deutlich höhere Anteile dieser Strukturen auf (70,9 bzw. 30,1 % am Tsagaan Chuluut und 65,5 bzw. 32,3 % am Barchuluut). Unterhalb des Abbaugbiets waren überhängende Ufer (35,5 %) und hölzerne Strukturen unter der Wasseroberfläche

(20,5 %) ebenfalls zahlreich vorhanden. Hinsichtlich dieser Strukturen kann hierbei wiederum von einem Referenzzustand ausgegangen werden.

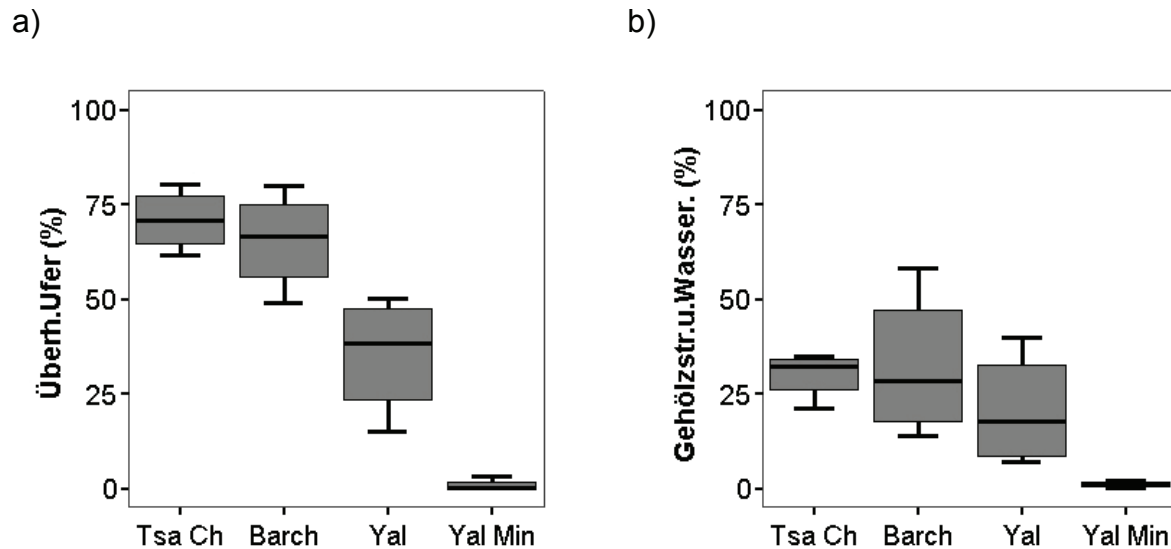


Abbildung 24: Relative Anteile überhängender Ufer (a) und hölzernen Strukturen unter der Wasseroberfläche (b) an den Befischungstrecken des Tsagaan Chuluut (Tsa Ch, N = 4), Barchuluut (Barch, N = 4), Yalbag (Yal, N = 4) und an einer rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (Yal Min, N = 3); dargestellt sind Boxplots mit Median, Interquartilbereich und Extremwerte.

4.3.2 Breiten-, Tiefen- und Strömungsdiversität

Die Besiedlung eines Lebensraums mit Fischen wird bestimmt durch Habitatparameter wie z.B. Strömung oder Substrat und deren Vielfältigkeit. Der Variationskoeffizient ist ein gutes Streuungsmaß einer Messgröße, weshalb dieser im Folgenden für die Beschreibung der Breiten-, Tiefen- und Strömungsdiversität herangezogen wird.

Aus Abbildung 25 wird deutlich, dass die Gewässerbreite innerhalb der rekultivierten Strecke am wenigsten variiert (Mittelwert: 0,17). Im Vergleich dazu weisen Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag, zumindest in Teilabschnitten, höhere Variationskoeffizienten der Gewässerbreite auf (im Mittel 0,30, 0,18 bzw. 0,26). Die Unterschiede sind insgesamt betrachtet aber nicht signifikant.

Die Variabilität der maximalen Tiefe (d.h. jeweils tiefster Wasserstand innerhalb eines Querprofils) unterscheidet sich ebenfalls zwischen den Gewässer, wenn auch nicht signifikant. Die geringsten Schwankungen in der maximalen Tiefe wies der rekultivierte Abschnitt des Yalbag auf (Mittelwert 0,16). An den morphologisch unbeeinträchtigten Gewässerabschnitten waren die Variationskoeffizienten merklich höher (0,28, 0,25 bzw. 0,20). Signifikante Unterschiede ergaben sich hinsichtlich der Strömungsdiversität. Hier ergaben sich am Yalbag Mining mit 0,22 signifikant geringere Werte als am Yalbag (0,36) und den Untersuchungsstrecken des Tsagaan Chuluut und Barchuluut (0,68 bzw. 0,52) (Man-Whitney-Test, $p < 0,05$, N = 15). Die Werte für die mittleren

Strömungsgeschwindigkeiten zeichnen ein entgegengesetztes Bild. Innerhalb des rekultivierten Abbaugebiets wurden mit 0,87 m/s signifikant höhere mittlere Strömungsgeschwindigkeiten gemessen als am Tsagaan Chuluut (0,40 m/s), Barchuluut (0,66 m/s) und Yalbag (0,72 m/s) (Man-Whitney-Test, $p < 0,01$).

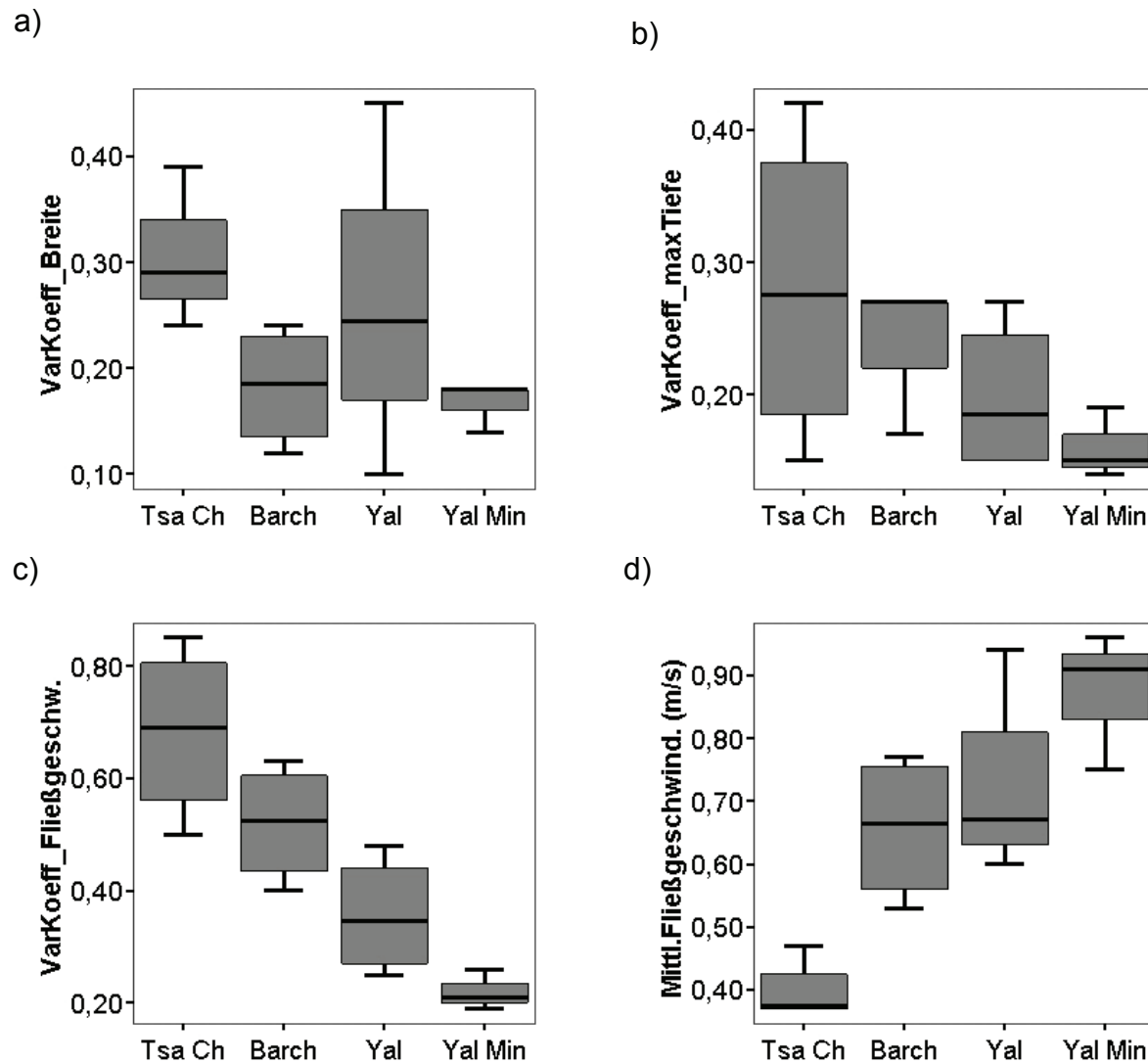


Abbildung 25: Variationskoeffizient der Gewässerbreite (a), der maximalen Tiefe (b) und der Fließgeschwindigkeit (c) und mittlere Fließgeschwindigkeit (d) an den Befischungsstrecken des Tsagaan Chuluut (Tsa Ch, $N = 4$), Barchuluut (Barch, $N = 4$), Yalbag (Yal, $N = 4$) und an einer rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (Yal Min, $N = 3$); dargestellt sind Boxplots mit Median, Interquartilbereich und Extremwerte.

4.3.3 Substratverhältnisse

Die Untersuchungen der Zusammensetzung des Sohlsubstrats in den Befischungsstrecken und in den Laichgruben ergab ein recht diverses Bild (vgl. Abbildung 26), dass einen direkten Einfluss des Gold-Tagebaus auf die Substratzusammensetzung nicht erkennen lässt. Zwar

sind die Schluff-Anteile am Yalbag mit 14,5 % gegenüber den anderen Probestellen (8,5, 3,0 bzw. 7,8 % an Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag Mining) erhöht, jedoch sind die Unterschiede zwischen den Referenzgewässern und den beeinflussten Abschnitten nicht signifikant (Man-Whitney-Test). Deutliche Unterschiede gibt es hinsichtlich der Anteile an Makrophyten, die an den Probestellen des Yalbag und Yalbag Mining (2,9 bzw. 2,0 %) gegenüber den Referenzgewässern (jeweils 4,8 %) signifikant vermindert waren (Man-Whitney-Test, $p < 0,05$, $N = 15$). Gleiches gilt für die Anteile partikulären organischen Materials wie z.B. Pflanzenreste (Man-Whitney-Test, $p < 0,01$). Bei den größeren Substratklassen sind die Gewässer Barchuluut, Yalbag und Yalbag Mining recht ähnlich und weisen zwischen 43,7 und 52,9 % Steine und 7,4 und 25,9 % Blöcke auf. Am Tsagaan Chuluut hingegen sind Steine und Blöcke mit 16,4 und 3,8 % deutlich geringer vorhanden, dafür aber die Kiesanteile mit 45,9 % klar erhöht. Das Sohlsubstrat an den untersuchten Lenok-Laichgruben am Barchuluut war gegenüber den Befischungsstrecken dieses Gewässers deutlich kiesiger (58,1 %) und hatte deutlich weniger Anteile an Steinen (28,1 %). Auch fehlen organische Substrate vollständig und Schluff wurde mit 2,2 % nur in geringen Mengen nachgewiesen.

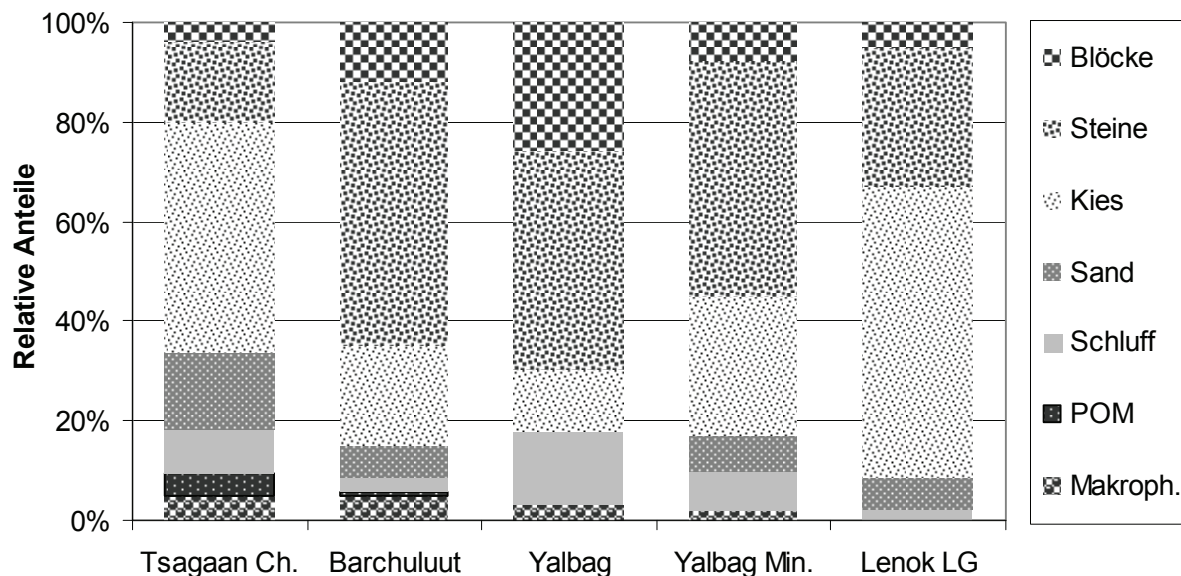


Abbildung 26: Relative Anteile unterschiedlichen Sohlsubstrats an den Gewässerstrecken des Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag und Yalbag Mining (Mittelwerte aus mehreren Gewässerabschnitten) und an den untersuchten Laichgruben des Lenok.

4.4 Zusammenfassender Vergleich der abiotischen Kenngrößen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der abiotischen Untersuchungen zusammengefasst (vgl. Tabelle 9). Die statistische Auswertung basiert dabei auf dem direkten Vergleich zwischen natürlichen und durch Gold-Tagebau beeinflussten Gewässern. Natürliche, also typologisch begründbare Unterschiede werden hierbei meist nicht genauer differenziert, jedoch an geeigneter Stelle in der Diskussion aufgegriffen.

Tabelle 9: Abiotische Kenngrößen (gemittelte Werte über alle Stichtagsmessungen) der Untersuchungsgewässer Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Yalbag Mining (die zwei zuletzt genannte sind bei physikalisch-chemischen Kenngrößen nicht differenziert), Terelj A-C und Terelj 2-4. Statistisch miteinander verglichen (Man-Whitney-Test: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$) wurden jeweils die Werte an den Referenzgewässern (hellgrau hinterlegt) mit denen der beeinflussten Gewässerabschnitte (dunkelgrau hinterlegt) (Stoffhaushalt, Sedimenthaushalt, Substratzusammensetzung). Bei den Kenngrößen zur Hydromorphologie wurden die Werte an der rekultivierten Strecke des Yalbag (Yalbag Mining) gegen die anderen Untersuchungsstrecken getestet.

Parameter	Tsa. Ch.	Barch.	Yalbag	Yalbag Mining	p (Man- Whitney)	Terelj A-C	Terelj 2-4	p (Man- Whitney)
O ₂ (mg/l)	11,6	11,4	10,5		0,000 ***	9,4	9,5	1,000
O ₂ (%)	100	102	104		0,313	108	101	0,157
pH	7,7	7,9	8,2		0,018 *	7,7	7,4	0,240
Leitf. (µS/cm)	133	151	214		0,000 ***	111	60	0,033 *
T (°C)	4,3	5,7	10,0		0,000 ***	11,1	12,6	0,669
Sus.Sed. (mg/l)	15,1	28,0	70,4		0,000 ***	30,5	94,8	0,076
Infiltration (mg dm ⁻³ d ⁻¹)	-	0,38	1,20		0,000 ***	-	-	-
Substratzusammensetzung an den Befischungsstrecken (%)								
Subst_Makroph.	4,8	4,8	2,9	2,0	0,037 *	-	-	-
Subst_POM	4,8	0,8	0,0	0,0	0,006 **	-	-	-
Subst_Schluff	8,5	2,8	14,7	7,8	0,123	-	-	-
Subst_Sand	15,6	6,1	0,0	7,4	0,027 *	-	-	-
Subst_Kies	45,8	18,8	12,3	28,0	0,165	-	-	-
Subst_Steine	16,3	49,3	43,3	47,4	0,224	-	-	-
Subst_Blöcke	3,8	10,9	25,6	7,4	0,165	-	-	-
Strukturparameter an den Befischungsstrecken								
Veg_ohne (%)	0,0	0,0	9,8	88,3	0,002 **	-	-	-
Veg_Kraut (%)	38,4	25,0	40,6	11,7	0,030 *	-	-	-
Veg_Busch (%)	57,6	45,8	32,6	0,0	0,009 **	-	-	-
Veg_Baum (%)	4,0	29,3	17,0	0,0	0,009 **	-	-	-
Überh.Ufer (%)	70,9	65,5	35,5	1,0	0,009 **	-	-	-
Gehölz.u.W. (%)	30,1	32,3	20,5	1,0	0,009 **	-	-	-
VarKoeff_Breite	0,30	0,18	0,26	0,17	0,147	-	-	-
VarKoeff_Max.Tiefe	0,28	0,25	0,20	0,16	0,066	-	-	-
VarKoeff_Fließges.	0,68	0,52	0,36	0,22	0,009 **	-	-	-
Mittl.Fließges. (m/s)	0,40	0,66	0,72	0,87	0,031 *	-	-	-

4.5 Fischarten der Untersuchungsgebiete

Die in den zwei Untersuchungsgebieten nachgewiesene Fischfauna umfasst insgesamt 14 Arten, die taxonomisch acht Familien zuzuordnen sind. Hecht und Flussbarsch wurden im Rahmen einer Diplomarbeit am Fluss Eroo nachgewiesen (Rudolph, 2006) und werden der Vollständigkeit halber ebenfalls dargestellt. Die Nomenklatur der nachgewiesenen Arten erfolgte in Anlehnung an die jüngsten Publikationen zur Systematik der Fischfauna der Mongolei (Ocock et al., 2006; Travers, 1989). Unterarten, deren taxonomische Zugehörigkeit und Abgrenzung aktuell diskutiert werden, wie z.B. der kurz- und langschnäuzige Lenok (Ocock et al., 2006; Reshetnikov et al., 1997), wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 10 gibt einen Überblick über die vorkommenden Arten und deren Zugehörigkeit zu den unterschiedlichen Nahrungs- und Laichsubstratgilden. Die Zuordnung der paläarktischen Arten erfolgte bei den Reproduktionsgilden analog zu Balon (1975), hinsichtlich der Nahrungsgilde in Anlehnung an Jungwirth und Mitarbeiter (2003). Bei den nicht europäischen Arten, erfolgte die Zuordnung unter Berücksichtigung der ökologischen Verwandtschaft und Ähnlichkeit mit Arten bekannter Gildenzugehörigkeit bzw. auf Basis von eigenen Beobachtungen während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.

Tabelle 10: Nachgewiesene Fischarten und deren Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Nahrungs- und Reproduktionsgilden.

Familie	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Laichsubstratgilde	Nahrungsgilde
Salmonidae	<i>Brachymystax lenok</i> (Pallas, 1773)	Lenok	Lithophil	benthivor
	<i>Hucho taimen</i> (Pallas, 1773)	Taimen	Lithophil	piscivor
Thymallidae	<i>Thymallus arcticus</i> (Pallas, 1776)	Arkt. Äsche	Lithophil	benthivor
	<i>Thymallus grubei</i> (Dybowski, 1869)	Amur-Äsche	Lithophil	benthivor
Esocidae	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	Hecht	Phytophil	piscivor
Cyprinidae	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Elritze	Lithophil	benthivor
	<i>Eupallasella percnurus</i> (Pallas, 1814)	Sumpf-Elritze	Lithophil	benthivor
	<i>Rhynchocypris lagowskii</i> (Dybowski, 1869)	Amur-Elritze	Lithophil	benthivor
	<i>Leuciscus baicalensis</i> (Dybowski, 1874)	Sib. Hasel	Lithophil	omnivor
	<i>Gobio cynocephalus</i> (Dybowski, 1869)	Gründling	Psammophil	benthivor
Balitoridae	<i>Barbatula toni</i> (Dybowski, 1869)	Schmerle	Psammophil	benthivor
Cobitidae	<i>Cobitis melanoleuca</i> (Nichols, 1925)	Steinbeißer	Phytophil	benthivor
Gadidae	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Quappe	Lithopelagophil	benthivor
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Flussbarsch	Phytolithophil	piscivor

Das Arteninventar umfasst sowohl paläarktische Arten, die auch in Mitteleuropa vorkommen, als auch solche die typisch für die zentralasiatische und sibirische Region sind. Die Ichthyozönose ist dominiert von Arten des Rhitrals bzw. des Übergangsbereichs zwischen Rhitral und Potamal. Tabelle 11 zeigt, dass die Potamalarten wie z.B. Hecht und Flussbarsch, nur im Eroo nachzuweisen waren. Weitere Vertreter dieser Region sind die Sumpf-Elritze und der Sibirische Hasel, die bereits in die Unterläufe der Zuflüsse des Eroo vordringen. Das

nachgewiesene Arteninventar des Eroo und seiner Zuflüsse entspricht den Angaben in der jüngsten Literatur (Dulmaa, 1999, Ocock et al., 2006) und kann als vollständig angesehen werden. Das Arteninventar des Terelj und seiner Zuflüsse unterscheidet sich von dem des Eroo und weist einige andere Arten, wie die Amur-Äsche, die Amur-Elritze und den Sibirischen Gründling auf, die auch nachgewiesen wurden. Dulmaa (1999) und Ocock und Mitarbeiter (2006a) nennen für das Kherlen-Einzugsgebiet weiterhin Taimen, Steinbeißer, Amur-Hecht (*Esox reichertii*, Dybowski 1869) und andere, für die in der vorliegenden Untersuchung jedoch keine Belege erbracht werden konnten.

Tabelle 11: Vorkommen der Arten in den Untersuchungsgewässern im Eroo-Einzugsgebiet mit Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Tsagaan Chuluut (Tsa) und Eroo und im Kherlen-Einzugsgebiet mit den Gewässern Terelj (Ter) und den Zuläufen des Terelj (Ter Ref.).

Art	Abk.	Eroo-Einzugsgebiet				Kherlen-Einzugsgebiet	
		Tsa	Bar	Yal	Eroo	Ter	Ter Ref.
<i>Brachymystax lenok</i>	Bra_len	X	X	X	X	X	X
<i>Hucho taimen</i>	Huc_tai	X		X	X		
<i>Thymallus arcticus</i>	Thy_arc	X	X	X	X		
<i>Thymallus grubei</i>	Thy_gru					X	X
<i>Esox lucius</i>	Eso_luc				X		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Pho_pho	X	X	X	X	X	X
<i>Eupallasella percnurus</i>	Eup_per	X			X		
<i>Rhynchocypris lagowskii</i>	Rhy_lag					X	X
<i>Leuciscus baicalensis</i>	Leu_bai			X	X		
<i>Gobio cynocephalus</i>	Gob_cyn					X	X
<i>Barbatula toni</i>	Bar_ton	X	X	X	X	X	X
<i>Cobitis melanoleuca</i>	Cob_mel	X	X	X	X		
<i>Lota lota</i>	Lot_lot			X	X	X	X
<i>Perca fluviatilis</i>	Per_flu				X		
Anzahl der Arten		7	5	8	11	7	7

Das Fischarteninventar des Eroo weist mit elf Spezies das höchste Arteninventar aller Gewässer auf. Der Yalbag (Yal), unterhalb der Gold-Tagebaufläche, verfügt über annähernd die gleiche Artendiversität, es fehlen aber Hecht, Flussbarsch und Sumpfelritze. Im Oberlauf des Yalbag, am Barchuluut (Bar), wurden fünf Arten gefunden. Die Arten des Übergangsbereichs zwischen Potamal und Rhitral (z.B. Sumpf-Elritze und Sibirischer Hasel), aber auch der Taimen, kommen hier nicht vor bzw. wurden im Rahmen der Untersuchungen nicht nachgewiesen. Im Tsagaan Chuluut (Tsa) wurden sieben Fischarten gefangen, von denen die meisten typisch für das Rhitral sind. Daneben wurden regelmäßig Taimen, und mündungsnah, Sumpf-Elritze und Steinbeißer gefangen. Die Fischfauna des Terelj zeigt keine Unterschiede in der Artenzahl und dem Arteninventar (jeweils sieben Taxa) zwischen den Probestellen im Hauptstrom (Ter) und den Zuflüssen (Ter Ref.).

Eine zusammenfassende Darstellung der aktuellen Gefährdung der nachgewiesenen Arten zeigt, dass vier dieser Arten stark gefährdet (Taimen und Amur-Äsche), gefährdet (Lenok) oder beinahe gefährdet (Arktische Äsche) sind (siehe Abbildung 27). Bei sechs Arten wird aktuell keine Gefährdung gesehen (Hecht, Elritze, Sibirischer Hasel, Schmerle, Steinbeißer und Flussbarsch) und bei vier Arten sind Aussagen zur Gefährdung nicht möglich, da die vorliegenden Informationen als nicht ausreichend angesehen werden (Sumpf-Elritze, Amur-Elritze, Gründling und Quappe). Die häufigste Gefährdungsursache der nachgewiesenen Arten ist laut Ocock und Mitarbeitern (2006a) Habitatverlust oder -degradation (8 Arten), dicht gefolgt von Fischerei (7 Arten) und Wasserverschmutzung durch den Gold-Tagebau (5 Arten). Hinzu kommen Gefährdungen durch Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung (3 Arten). Der Habitatverlust in Folge des Klimawandels und sinkender Abflüsse wird nur für eine Art als Gefährdungsursache angesehen.

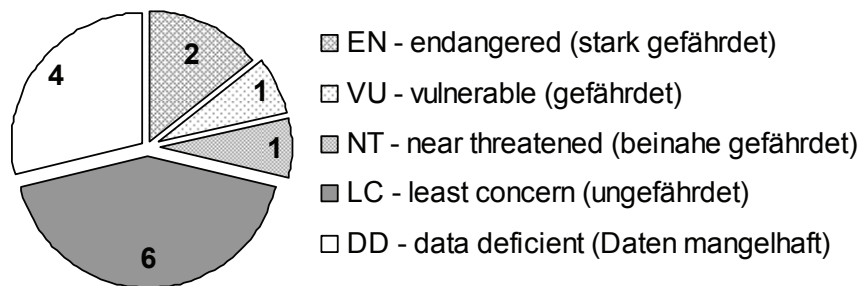


Abbildung 27: Verteilung und Anzahl der nachgewiesenen Fischarten und deren Einordnung in die Rote-Liste-Kategorien der Fische der Mongolei (Ocock et al., 2006).

4.6 Stetigkeit und Dominanz der Fischarten

Die Analyse der Dominanzverhältnisse bietet grundlegende Informationen über die Zusammensetzung und Ausprägung der Fischzönose eines Gewässers. Die Stetigkeit der Arten gibt Aufschluss über die zeitlich-räumliche Verbreitung der Arten und gibt Hinweise über die Dynamik der Besiedlung.

4.6.1 Untersuchungsgewässer im Eroo-EZG

In den Zuflüssen des Eroo wurden insgesamt 7.600 Fische gefangen, bestimmt und im Hinblick auf Länge und Gewicht untersucht.

Wie aus Abbildung 28 zu entnehmen, ist die Fischfauna des **Tsagaan Chuluut** dominiert von der Elritze (88,0 %), die bei nahezu allen Befischungen entlang des Gewässers gefangen wurde. Subdominant mit relativen Häufigkeiten zwischen 3,0 und 4,6 % sind Arktische Äsche und Steinbeißer, wobei die Arktische Äsche mehr als doppelt so häufig

nachgewiesen wurde wie der Steinbeißer, der nur an der untersten Probestelle und insbesondere im Sommer vorkam. Rezedent kommen Lenok (1,5 %) und Taimen vor (1,8 %), mit jeweils um die 40 % Fangwahrscheinlichkeit. Seltenste, subrezedente Arten sind die Schmerle (0,7 %) und die Sumpf-Elritze (0,2 %), die saisonal und auch örtlich nur sehr begrenzt im Tsagaan Chuluut vorkommen. 11 % der Befischungen, alle ausnahmslos Termine im Frühling, wurden ohne Fangenerfolg abgeschlossen.

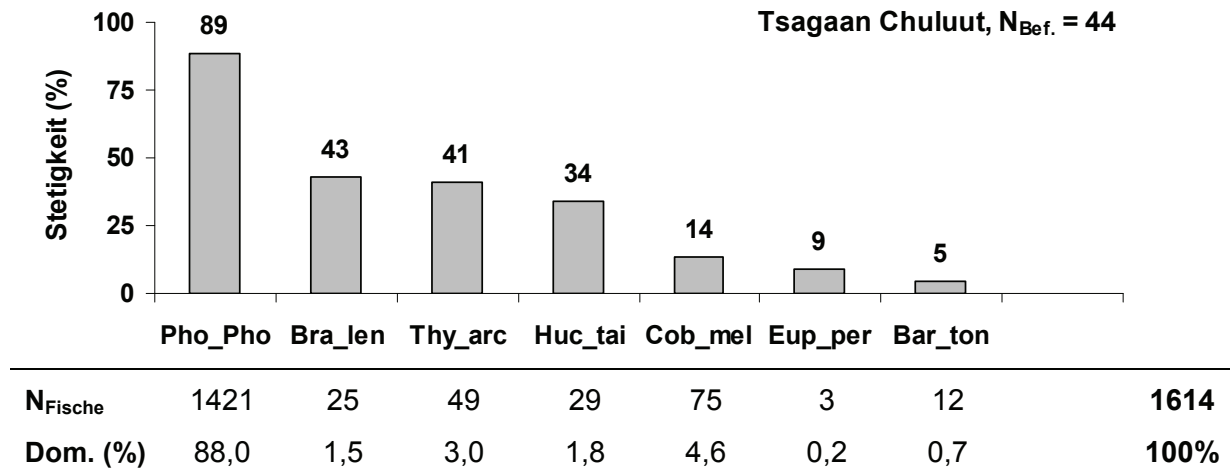
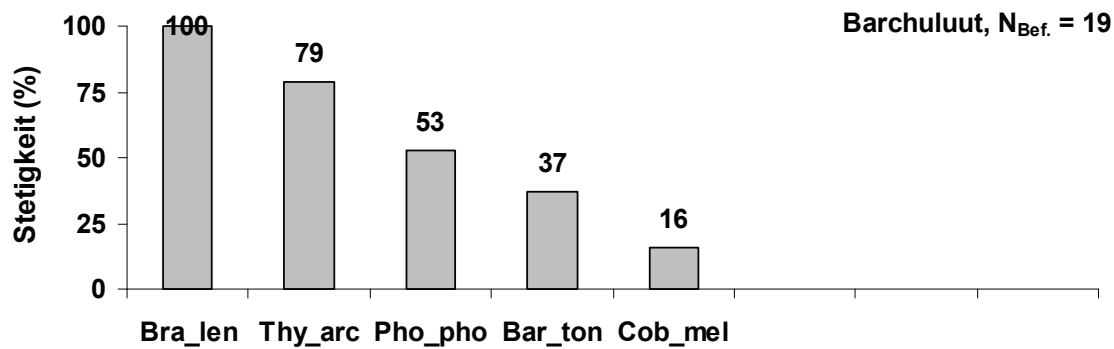


Abbildung 28: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten im Tsagaan Chuluut während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.

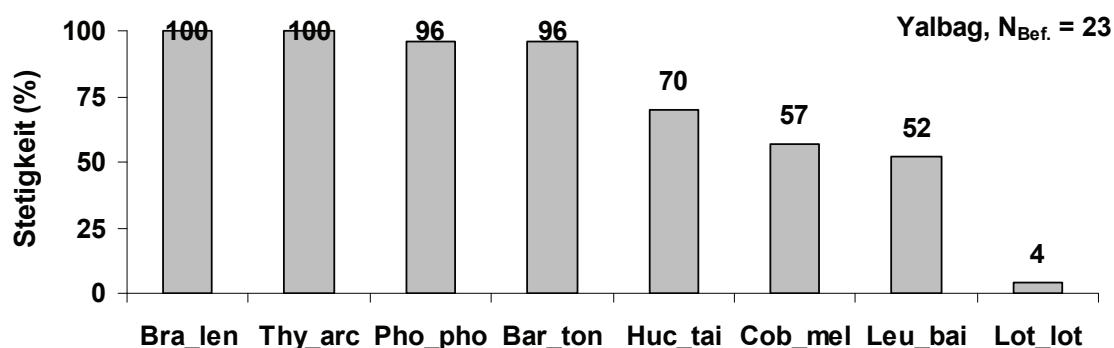
Der **Barchuluut** weist eine etwas andere Arten- und Abundanzverteilung auf als der Tsagaan Chuluut und ist wegen der zahlreichen Nachweise des Lenok (45,3 %) deutlich stärker salmonidengeprägt (vgl. Abbildung 29). Der Lenok wurde dabei an allen Probestellen und zu allen Jahreszeiten nachgewiesen. Die Elritze, die 42,8 % der Fischfauna ausmacht, wurde hingegen nur bei etwa der Hälfte aller Befischungen gefangen. Dritthäufigste und ebenfalls eudominante Art, ist die Arktische Äsche (10,3 %). Ihr Nachweis unterliegt insbesondere saisonalen Schwankungen mit geringster Fangwahrscheinlichkeit im Frühjahr. Nur bei ca. einem Drittel aller Befischungen (nur im Sommer und Herbst) konnte die Schmerle in rezedenten Dichten nachgewiesen werden (1,3 %). Die seltenste Art im Barchuluut ist der Steinbeißer (0,3 %), für den bei nur wenigen Befischungen Einzelnachweise erfolgten.



N_{Fische}	481	109	454	14	3	1061
Dom. (%)	45,3	10,3	42,8	1,3	0,3	100%

Abbildung 29: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten im Barchuluut während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.

Wie nachfolgende Abbildung 30 zeigt, ändert sich im Vergleich zum Barchuluut am **Yalbag** die Fischgemeinschaft deutlich, was insbesondere mit dem eudominanten Auftreten der Schmerle (17,8 %) und des Sibirischen Hasel (23,4 %) zu begründen ist. Letztere Art unterliegt jedoch deutlichen, v.a. saisonalen Schwankungen (52 % Stetigkeit). Ähnlich zu den zwei zuvor beschriebenen Gewässern, ist die Elritze auch am Yalbag sehr dominant (35,1 %). Die Salmoniden hingegen treten am Yalbag gegenüber dem Barchuluut deutlich zurück und Lenok und Arktische Äsche kommen nur noch in subdominanten Häufigkeiten von 8,6 bzw. 8,7 % vor. Seltenste Art am Yalbag ist die Quappe, die nur einen Einzelnachweis umfasst, gefolgt vom Taimen. Er macht hier nur 1,7 % der Fischfauna aus, ist aber mit 70 % Stetigkeit recht regelmäßig nachzuweisen. Ein grundlegender Unterschied zwischen den Untersuchungsstrecken ergibt sich aus der Stetigkeit der Artennachweise. Diese beträgt am Yalbag für vier der acht Arten 100 bzw. 96 % und selbst für die anderen, regelmäßig nachgewiesenen Arten, noch über 50%. Am Barchuluut und Tsagaan Chuluut sind die Stetigkeiten deutlich geringer.



N_{Fische}	260	263	1068	542	52	145	711	1	3042
Dom. (%)	8,6	8,7	35,1	17,8	1,7	4,8	23,4	0,0	100%

Abbildung 30: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten im Yalbag während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.

Abbildung 31 verdeutlicht, dass die Fischfauna der rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (**Yalbag Mining**) ähnlich zu den strukturell natürlichen Abschnitten (Yalbag) ist. Die häufigsten und eudominanten Arten sind wiederum Elritze, Schmerle und Sibirischer Hasel, gefolgt von Lenok, Arktischer Äsche und Steinbeißer als subdominante Arten. Seltenste Art ist erneut der Taimen. Die Stetigkeit der Arten ist fast identisch, Taimen und Sibirischer Hasel wurden aber insgesamt weniger stetig nachgewiesen als am Yalbag.

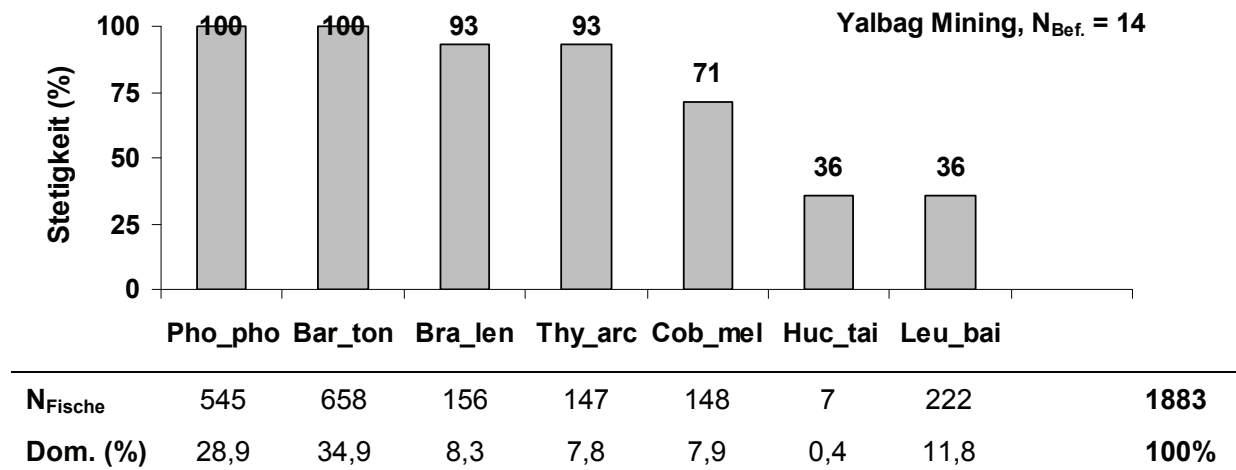
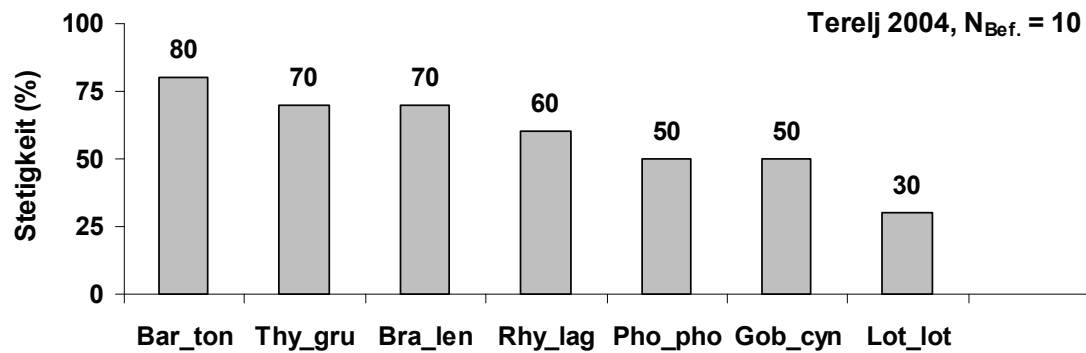


Abbildung 31: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten in der rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag (Yalbag Mining) während der Untersuchungsjahre 2003 - 2006.

4.6.2 Untersuchungsgewässer im Kherlen-EZG

Die Probestellen am Terelj wurden nur einmal pro Jahr befishet, weshalb nachfolgende Unterschiede in der Stetigkeit nur räumliche Aspekte der Besiedlungsdynamik wiedergeben. Zeitliche Aspekte zeigen sich durch den Vergleich der Untersuchungsjahre untereinander.

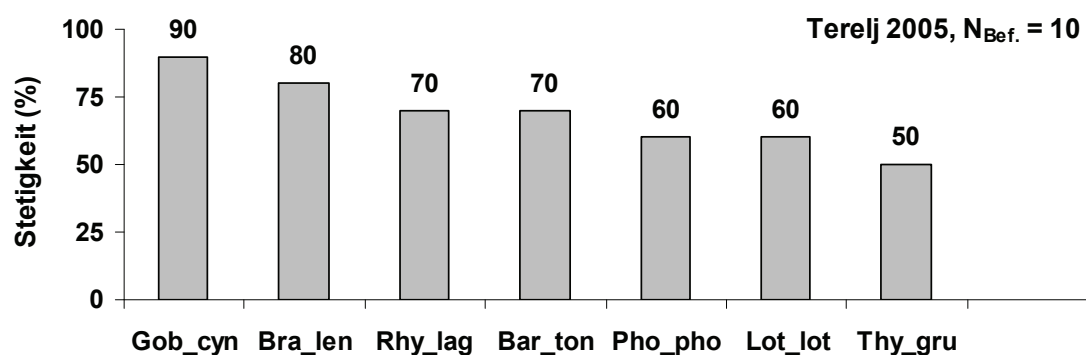
Die nachfolgende Abbildung zeigt, dass im **Jahr 2004** der Gründling (32,9 %), die Schmerle (26,8 %), die Elritze (18,8 %) sowie der Lenok (10,5 %) eudominant auftraten, wobei die Schmerle mit 80 % Stetigkeit am weitesten verbreitet war. Der Lenok zeigte mit 70 % Stetigkeit ebenfalls eine relativ weite Verbreitung, wohingegen die zwei anderen Arten nur an der Hälfte der Probestellen gefangen wurden. An 70 % der Probestellen konnten Amur-Äschen in subdominanten Dichten von 5,9 % nachgewiesen werden. Seltenste Arten waren die Amur-Elritze (4,1 %), die mit 60 % Stetigkeit recht weit verbreitet im Tereljgebiet vorkommt und die Quappe (1,0 %), die nur in Einzelnachweisen an 30 % der Probestellen gefangen wurde.



N_{Fische}	130	29	51	20	91	160	5	486
Dom. (%)	26,8	5,9	10,5	4,1	18,8	32,9	1,0	100 %

Abbildung 32: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten am Terej im Untersuchungsjahr 2004.

Im **Jahr 2005** fand die Untersuchung des Terej ca. ein Monat später als im vorhergehenden Jahr statt, also erst Anfang September. Abbildung 33 zeigt, dass während dieser Untersuchung die Fangzahl mit 300 Individuen deutlich unter der von 2004 lag (N = 486 Individuen). Klare Unterschiede zeigen sich bei der Schmerle, von der im Jahr 2004 130 Individuen, 2005 nur noch 30 gefangen wurden. Auch beim Gründling gingen die Fangzahlen von 160 auf 62 deutlich zurück. Trotz sinkender Fangzahlen wurden die Gründlinge an deutlich mehr Probestellen nachgewiesen (90 %), als im Jahr zuvor (50 %). Weiterhin erwähnt sei die Stetigkeit der Amur-Äsche, die im Jahr 2004 noch 70 % betrug, in 2005 hingegen nur noch 50 %.



N_{Fische}	62	29	24	30	99	12	44	300
Dom. (%)	20,7	9,7	8,0	10,0	33,0	4,0	14,7	100 %

Abbildung 33: Stetigkeit (%), Fangzahlen (N_{Fische}) und Dominanz (%) der nachgewiesenen Fischarten am Terej im Untersuchungsjahr 2005.

4.7 Ichthyologische Indices

Als zusätzliche Kenngrößen zur Fischfauna eines Gewässers wurden im Folgenden der Shannon-Index (H') und die Evenness (E) berechnet. Diese geben Auskunft über die Diversität der Ichthyofauna eines Gewässers und über die Dominanzverteilung der Arten. Die höchsten Werte für beide Indices finden sich am Terelj, wobei der Shannon-Index für den Hauptstrom und die Nebengewässern nahezu identisch ist ($H' = 1,67$ bzw. $1,62$). Im Gegensatz dazu ist die Evenness mit $0,32$ in den Nebengewässern deutlich größer als im Hauptstrom, wo er nur $0,24$ erreicht. An den drei Fließgewässern im Eero-EZG bilden sich klare und für beide Indices sehr ähnliche Gradienten aus. Hier wurden am Yalbag bzw. Yalbag Mining mehr als doppelt so hohe Werte berechnet ($H' = 1,66$ bzw. $1,60$; $E = 0,19$ bzw. $0,21$), als am Tsagaan Chuluut ($H' = 0,63$; $E = 0,08$). Der Barchuluut liegt jeweils etwa dazwischen ($H' = 1,04$; $E = 0,15$).

Tabelle 12: Shannon und Evenness Index der Fischfauna an den untersuchten Fließgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Yalbag Mining, Terelj und den Zuflüssen des Terelj (Daten aller Elektrobefischungen zusammengefasst).

	Tsagaan Ch.	Barchuluut	Yalbag	Yalbag Min.	Ter 1-7	Ter A-C
Shannon-Index H'	0,63	1,04	1,66	1,60	1,67	1,62
Evenness-Index E	0,08	0,15	0,19	0,21	0,24	0,32

4.8 Besiedlungsdynamik der Gewässer

Die in Kapitel 4.6 gezeigten Ergebnisse deuten darauf hin, dass sowohl saisonale, als auch räumliche Schwankungen in der Abundanz und der Artenzusammensetzung ein typisches Phänomen an den untersuchten Gewässern sind. In folgendem Kapitel wird daher genauer auf die Variabilität und die Dynamik der Fischbestände eingegangen.

4.8.1 Jahreszeitliche Schwankungen der Abundanz an den Probestellen

Die Abundanz der Einzelbefischungen in den Untersuchungsjahren 2003 bis 2005 zeigt hohe Schwankungen, die einem saisonalen Muster folgen (vgl. Abbildung 34). In allen Untersuchungsjahren wurden bei den ersten Befischungen nach der Eisschmelze im Mai bzw. Juni geringe Abundanzen nachgewiesen. Die darauffolgenden Befischungen während der Beprobungen im Sommer bzw. im zeitigen Herbst wiesen deutlich höhere Abundanzwerte auf. Für die weitere Auswertung sowohl der Abundanzen an den Untersuchungsgewässern, als auch die Besiedlung durch die einzelnen Arten, wurden die Daten zu drei saisonalen Einheiten zusammengefasst. Hierzu wurden die Befischungsergebnisse aus Mai und Juni (Frühling), Juli und August (Sommer) und

schließlich September und Oktober (Herbst) gepoolt und durch die Anzahl der Befischungen während dieser Zeiten geteilt.

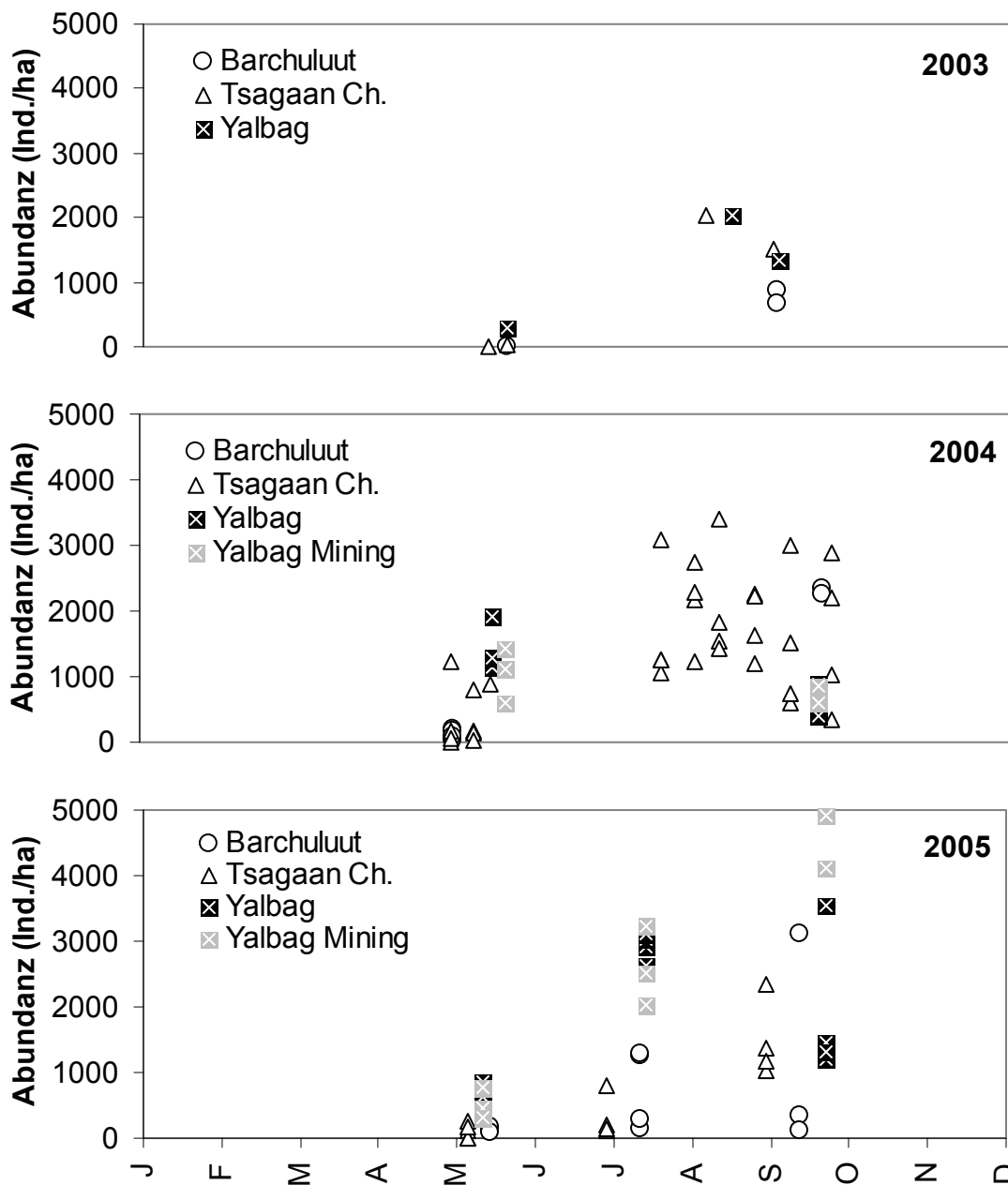


Abbildung 34: Abundanz (Ind./ha) an den Befischungsstrecken im Barchuluut, Tsagaan Ch. Yalbag und Yalbag Mining während der Untersuchungsjahre 2003 bis 2005.

Beim Vergleich der mittleren Abundanzen von Frühlings-, Sommer- und Herbstbefischungen (vgl. Abbildung 35), zeigt sich logischerweise ein ähnliches Muster wie in der Abbildung zuvor. Die geringsten Abundanzen weisen die Gewässer im Frühjahr auf. Über den Sommer erfolgt dann ein deutlicher Anstieg der Fischdichte, die zum Herbst hin am Tsagaan Chuluut

etwa gleichbleibend, am Barchuluut noch weiter steigend ist, und an den Probestellen des Yalbag eher wieder abnimmt.

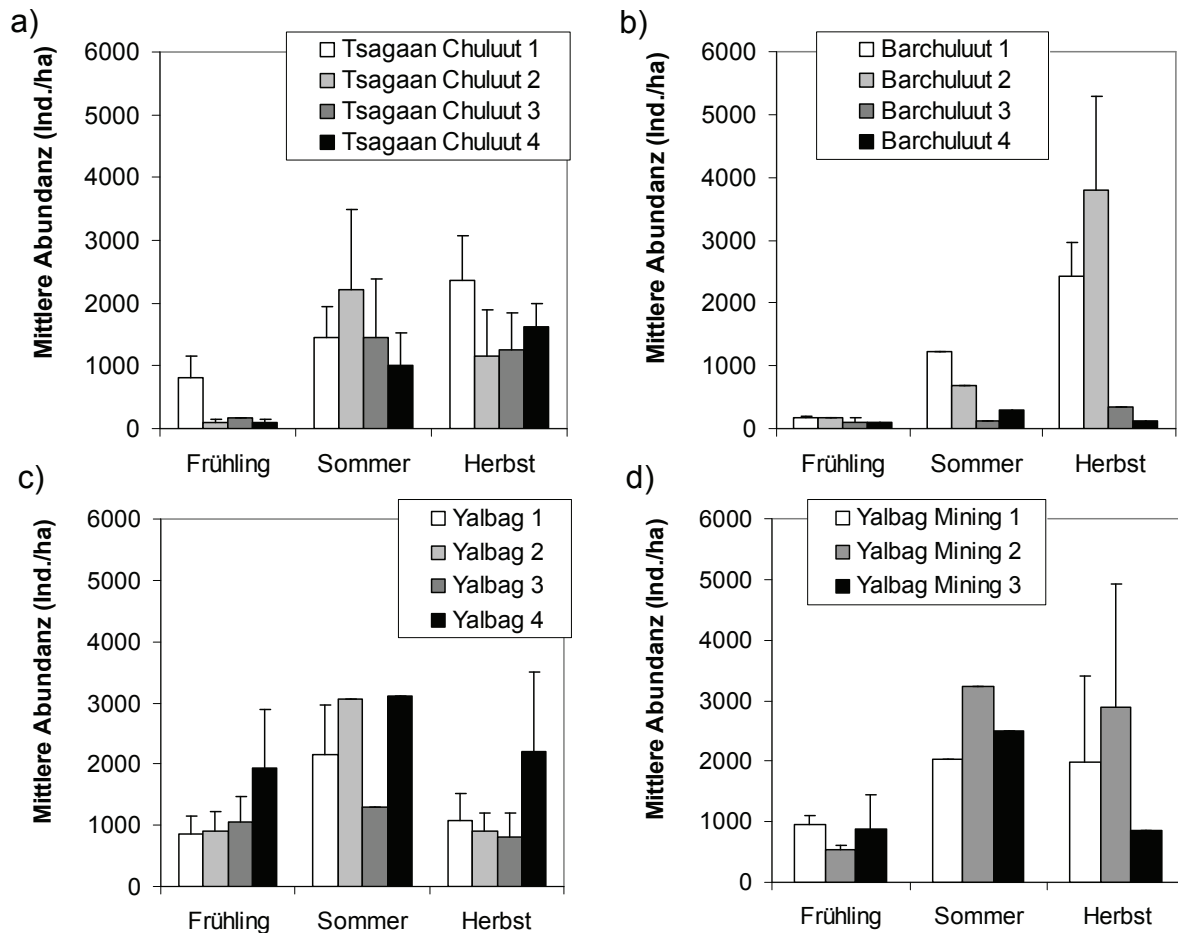


Abbildung 35: Mittlere Abundanz an den Befischungsstrecken des Tsagaan Chuluut (a), Barchuluut (b), Yalbag (c) und Yalbag Mining (c) im Frühling, Sommer und Herbst der Untersuchungsjahre 2003 - 2006 (saisonal gepoolte und über die Anzahl der Befischungen gemittelte Daten).

An machen Probestellen stieg die Abundanz zwischen Frühling und Sommer um mehr als das Zehnfache an (z.B. Tsagaan Chuluut 2; Frühling 92 ± 67 ; Sommer 2223 ± 1280 , Herbst 1146 ± 744 Ind./ha). An anderen Probestellen, wie etwa Barchuluut 3-4 und an den Befischungsstrecken des Yalbag, waren die saisonale Unterschiede deutlich geringer (z.B. Yalbag 1; Frühling 848 ± 300 ; Sommer 2144 ± 822 , Herbst 1089 ± 426 Ind./ha).

4.8.2 Artenspezifische Abundanzschwankungen

Zur Darstellung der artspezifischen Dynamik wurde im Folgenden die mittlere Abundanz ausgewählter Arten im Frühjahr, Sommer und Herbst analysiert (Mittelwerte \pm Standardabweichung aller Befischungsergebnisse an den Gewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag). Hierbei zeigt sich bei allen Arten ein saisonales Muster mit deutlichen Schwankungen in der Abundanz (vgl. nachfolgende Abbildung 36). Diese können auch durch den massenhaften Fang von Jungfischen erklärt werden (siehe auch die Analyse der Längen-Häufigkeiten und der Reproduktion in Kapitel 4.9), was jedoch nur selten der Fall

war. In der Mehrzahl muss von einer Zuwanderung aus anderen Gewässerabschnitten ausgegangen werden.

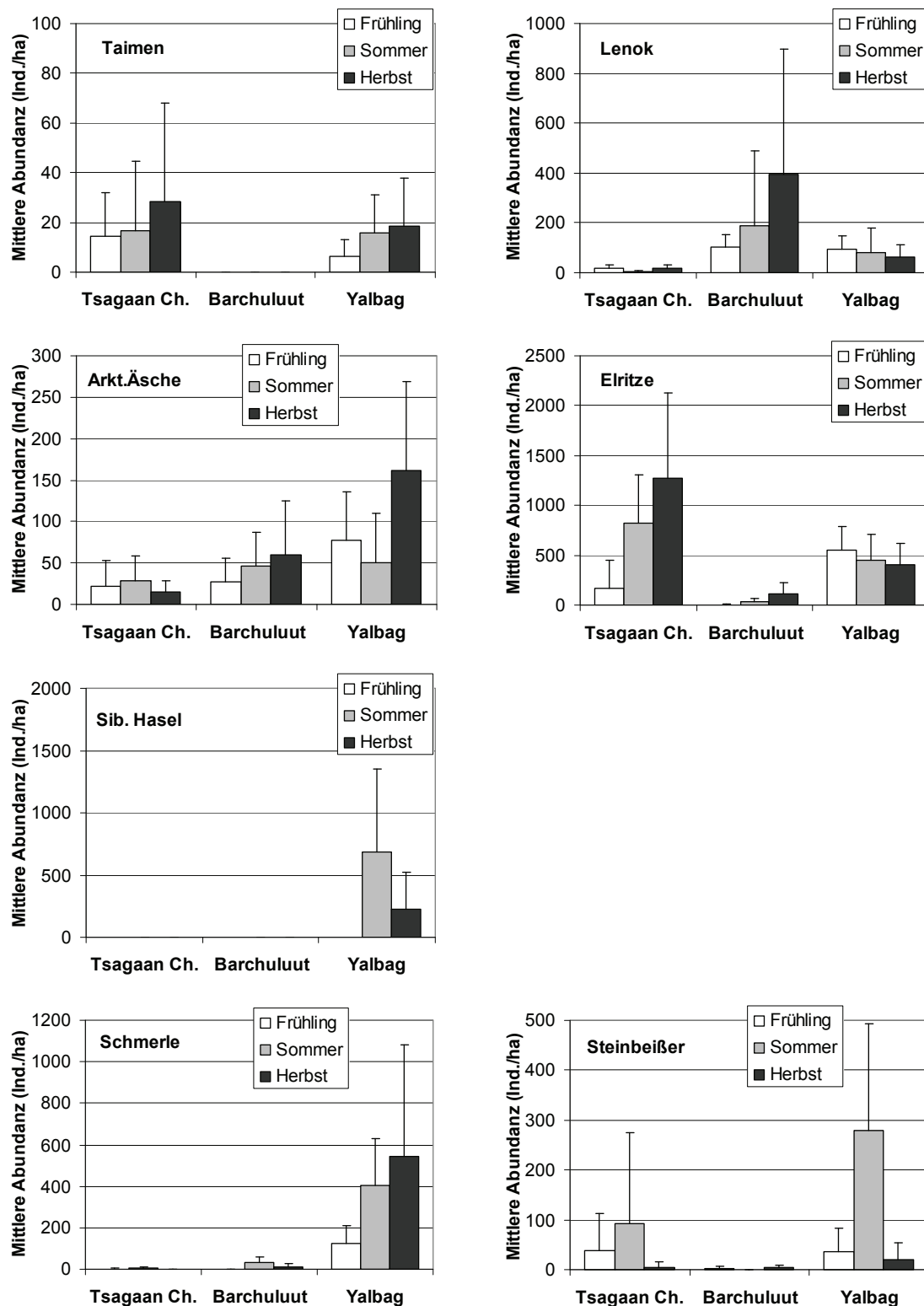


Abbildung 36: Mittlere Abundanz (Ind./ha) ausgewählter Fischarten im Frühjahr, Sommer und Herbst der Untersuchungsjahre 2003 - 2006 (Mittelwert \pm Standardabweichung aller Befischungsergebnisse in den Gewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag).

Fast alle Arten wiesen im Sommer oder Herbst die höchsten Dichten auf. Nur bei Arktischer Äsche (Frühjahr: 78 ± 59 ; Sommer: 50 ± 60 ; Herbst: 161 ± 108 Ind./ha) und Elritze (Frühjahr: 554 ± 231 ; Sommer: 450 ± 262 ; Herbst: 407 ± 208 Ind./ha) war im Yalbag die Abundanz im Frühjahr höher als im Sommer oder Herbst. Bei der Elritze verringerte sich die Dichte sogar kontinuierlich während der Saison (ähnlich zu sehen auch bei der Lenok), wohingegen sie in den zwei anderen Gewässern kontinuierlich stieg (z.B. Tsagaan Chuluut; Frühjahr: 168 ± 278 ; Sommer: 827 ± 476 ; Herbst: 1271 ± 860 Ind./ha).

Auffällig sind die ausgeprägten Gradienten bei einigen Arten. Vom Sibirischen Hasel etwa, wurde im Yalbag im Frühjahr im Schnitt weniger als ein Tier pro Hektar gefangen ($0,2 \pm 0,5$ Ind./ha). Im Sommer wuchs die Abundanz dann auf Werte von 688 ± 666 Ind./ha, womit der Sibirische Hasel zur häufigsten Art wurde. Im Herbst fiel die Dichte dann wieder deutlich auf 224 ± 302 Ind./ha. Eine ähnlich starke saisonale Konzentration des Auftretens zeigte sich beim Steinbeißer, der im Sommer im Tsagaan Chuluut bzw. Yalbag mit mittleren Dichten von 92 ± 184 bzw. 280 ± 213 Ind./ha gefangen wurde. Im Frühjahr (Tsagaan Chuluut: 38 ± 76 ; Yalbag: 35 ± 48 Ind./ha) und Herbst (Tsagaan Chuluut: 5 ± 21 ; Yalbag: 21 ± 32 Ind./ha) kam diese Art deutlich seltener vor.

4.8.3 Wanderungsdynamik am Tsagaan Chuluut während der Saison 2004

In der Zeit von Mai bis September 2004 erfolgte am Tsagaan Chuluut die Installation von drei Reusen für jeweils mehrere Tage pro Monat. Hierbei konnten insgesamt 144 Fische gefangen werden. Häufigste Art mit 64 Individuen war die Arktische Äsche, die an allen drei Reusenstandorten in ähnlichen Fangzahlen nachzuweisen war (siehe Abbildung 37). Zweithäufigste Arten waren Schmerle (26 Stück) und Lenok und Elritze (je 25 Stück), wobei die beiden letzteren fast ausschließlich an den untersten zwei Reusenstandorten gefangen wurden. Vom Taimen wurden insgesamt nur 4 Tiere an den unteren zwei Reusen gefangen.

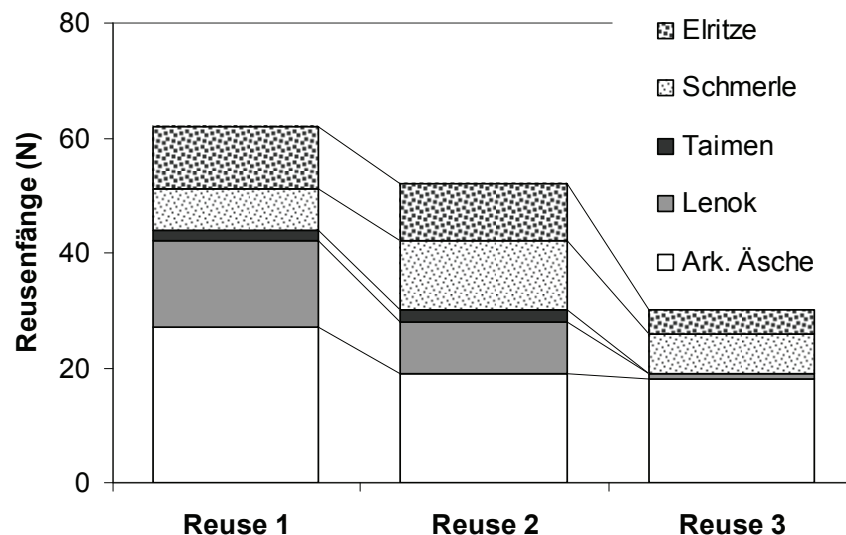


Abbildung 37: Verteilung der gefangenen Arten an den Reusen 1-3 während der Beprobung des Tsagaan Chuluut von Mai bis September 2004.

Um jahreszeitliche Muster der Aufwanderungsaktivität zu ermitteln, wurden aus den Fangzahlen und der Anzahl der Tage der Reuseninstallation monatliche Fangzahlen bestimmt (vgl. Abbildung 38). Die höchsten Werte ergaben sich im Juni und Juli, bei einer mittleren Wassertemperatur von $6,5 \pm 0,9$ bzw. $7,5 \pm 1,2$ °C und Abflusswerten von 280 ± 40 bzw. 290 ± 80 l/s. In den Monaten Mai ($3,2 \pm 1,0$ °C und 410 ± 30 l/s) und August ($6,2 \pm 0,9$ °C und 210 ± 20 l/s) waren die Fangzahlen gegenüber Juni und Juli deutlich vermindert. Gleiches wurde im September festgestellt, allerdings zeigte hier die Elritze wiederum eine leicht erhöhte Wanderaktivität.

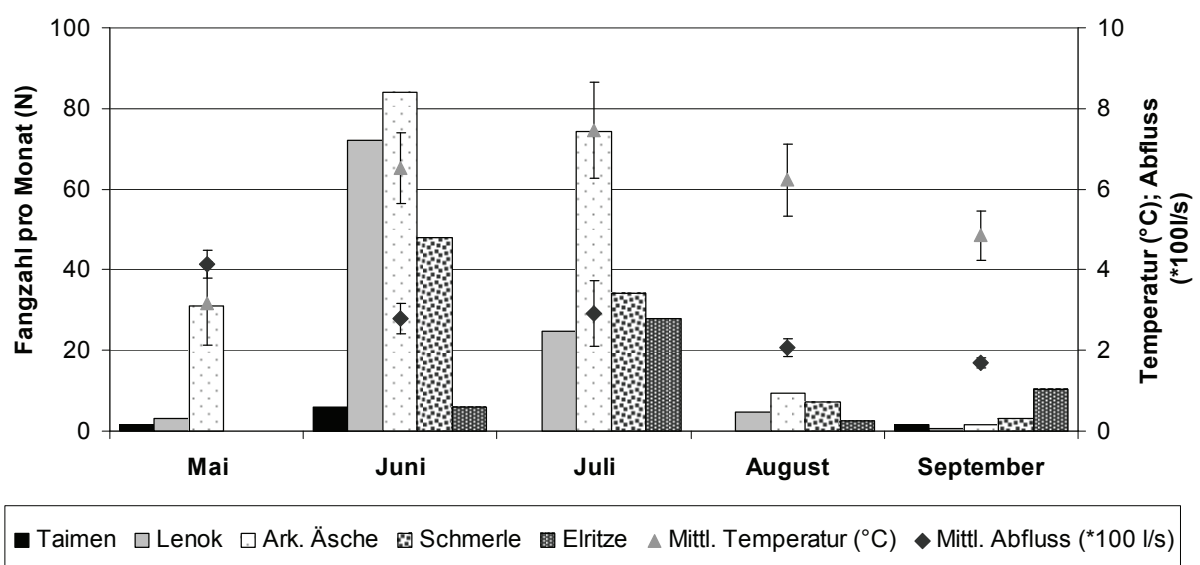


Abbildung 38: Monatliche Fangzahl (N), mittlere Temperatur (°C) und mittlerer Abfluss (l/s) im Tsagaan Chuluut während der Monate Mai bis September 2004.

Vergleicht man die monatlichen Werte, so zeigen Lenok, Arktische Äsche und Schmerle im Juni die höchsten, und im Juli die zweithöchsten Aufwanderungsraten. Im Vergleich zu den anderen Arten, weist die Arktische Äsche, bereits kurz nach der Eisschmelze im Mai, schon höhere Fangzahlen auf. Ein abweichendes Wandermuster zeigt sich bei der Elritze, die ihr Aufwanderungsmaximum erst im Juli, bei Wassertemperaturen von $7,5 \pm 1,2$ °C, erreicht. Die Fangzahlen des Taimen sind insgesamt sehr gering, weshalb kein saisonales Muster angenommen wird. Nachweise des Taimen erfolgten in den Monaten Mai, Juni und September.

Der Vergleich der Längen-Häufigkeits-Verteilung ergibt, dass im Tsagaan Chuluut zahlreiche juvenile Lenok und Arktische Äschen der Altersklasse 1+ und 2+ aufwärts wandern. Adulte Exemplare kamen dabei regelmäßig nur bei der Arktischen Äsche vor. Adulte Lenok konnten dagegen mit den Reusen nur vereinzelt gefangen werden. Bei der Elritze bestand der Fang zu großen Teilen aus adulten Tieren der Altersklasse 2+ und 3+ und wenigen noch älteren Tieren. Die Schmerlen waren fast ausschließlich adult und waren an Hand deren Größe den Altersklassen 3+ und 4+ zuzuordnen.

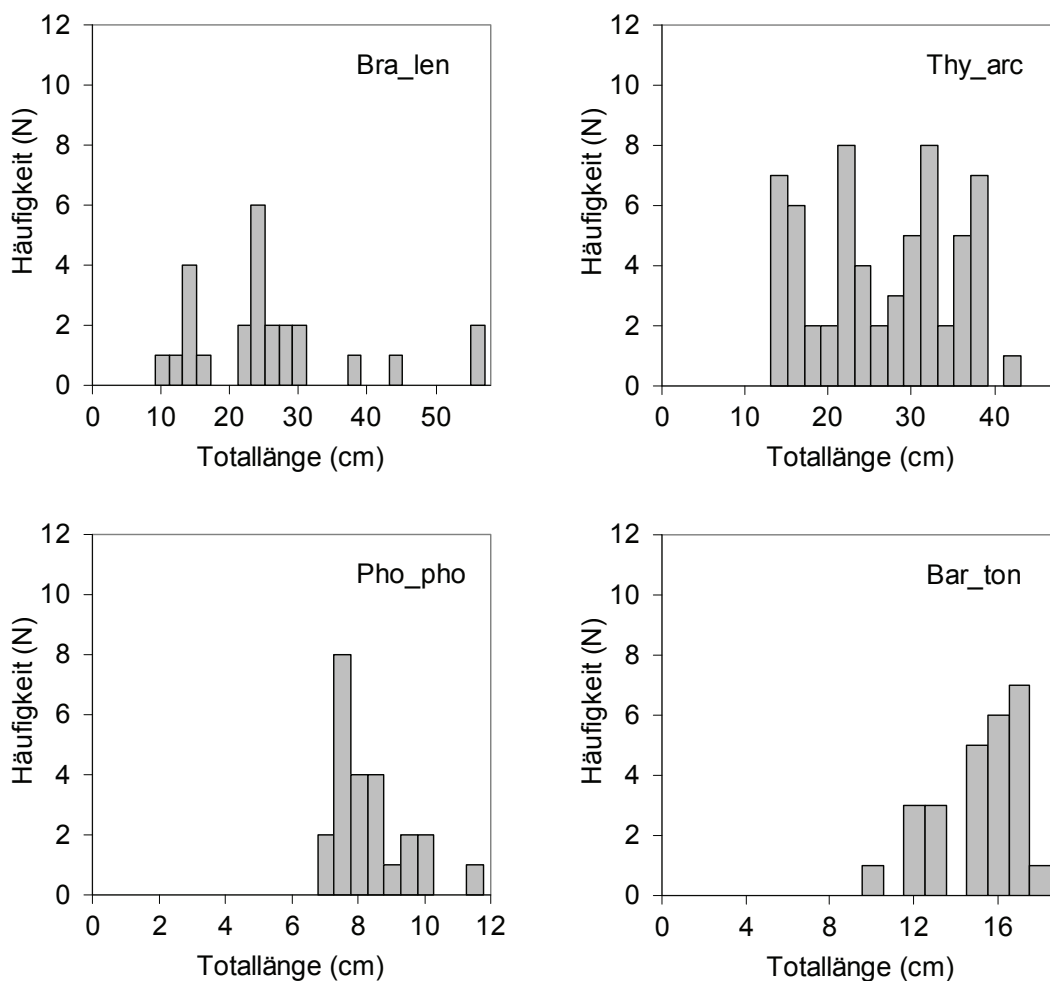


Abbildung 39: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Lenok (Bra_len), Aktischer Äsche (Thy_arc), Elritze (Pho_pho) und Schmerle (Bar_ton) in den Reusen 1-3 am Tsagaan Chuluut.

4.8.4 Wanderungsdynamik am Yalbag im Frühjahr 2006

Die Reusenfänge am Yalbag wurden an vier Standorten unterhalb und innerhalb des Gold-Tagebaugebiets durchgeführt. Leider führte ein Hochwasser zum Verlust aller Reusen, weshalb die Untersuchungsdauer nur 16 Tage umfasste. In Tabelle 13 sind die Fangzahlen der nachgewiesenen Arten dargestellt. Auf Grund des Laichausschlags bzw. laufender Milch und Rogen, konnte bei einem hohen Prozentsatz der Tiere das Geschlecht und die Laichreife ermittelt werden. Demnach waren bei Lenok, Arktischer Äsche und Elritze 49 - 63 % der Individuen laichreif, bei der Schmerle sogar annähernd 100 %. Insgesamt 204 Fische erhielten eine Farbmarkierung, 23 Fische wurden mit nummerierten Tags individuell markiert. Leider war die Wiederfangrate bei beiden Methoden sehr gering. Eine individuell markierte Arktische Äsche durchwanderte die Strecke zwischen Reuse 1 und Reuse 3a innerhalb von vier Tagen. Eine weitere Arktische Äsche, die an Reuse 2 markiert wurde, konnte an Reuse 1 erneut registriert werden.

Tabelle 13: Fangzahlen an den vier Reusen am Yalbag während einer Beprobung im Frühjahr 2006 (Gesamtfang, Anzahl Rogner und Milchner, Anteil laichreifer Individuen und Anzahl der mit Pan-Jet bzw. mit Nummern-Tags markierten und wiedergefangenen Fische).

	Gesamt	Rog- ner	Milch- ner	Laichreife	Panjet- Mark.	Wieder- fang	Tag- Mark.	Wieder- fang
Lenok	11	2	5	64 %	11		4	
Ark. Äsche	89	46	42	49 %	88	1	18	1
Elritze	46	29	-	63 %				
Sumpf-Elritze	1	1	-	100 %				
Hasel	1	1	-	100 %	1			
Schmerle	164	77	81	96 %	103			
Flussbarsch	1	-	-	-	1		1	
Gesamt	313	-	-	-	204	1	23	1

Abbildung 40 verdeutlicht die Fangzahlen der unterschiedlichen Arten in den vier Reusen. Mit 164 Individuen war die Schmerle die häufigste Art. Sie wurde an allen vier Reusenstandorten gefangen. Auffällig sind die deutlichen Unterschiede an Reuse 3a und 3b. An Reuse 3a, an der unterhalb eine Art Umgehungsgerinne für das Abbaugbiet anschließt, wurde eine ähnliche Artenzusammensetzung festgestellt wie an Reuse 1. Lenok und Arktische Äsche machen hier jeweils mehr als 50 % des Gesamtfangs aus. Beide Arten wurden hingegen an Reuse 3b oberhalb des Abbaugebiets nicht oder nur in Einzelfängen nachgewiesen. Hier setzt sich das festgestellte Artenspektrum aus Schmerlen und, im Gegensatz zu allen anderen Reusen, aus Elritzen zusammen.

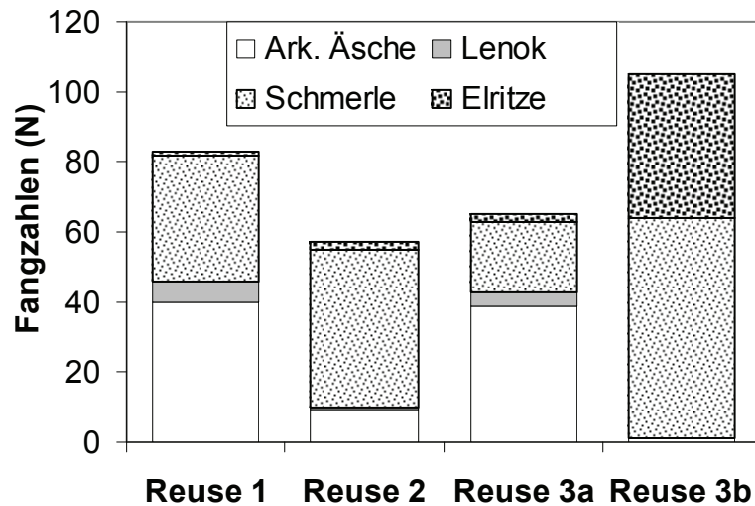


Abbildung 40: Gesamtzahl und Zusammensetzung der Fänge an den zwei Reusen unterhalb (Reuse 1 & 2) und der Reuse oberhalb (Reuse 3a) des Gold-Tagebaugebiets und an der Reuse im Umgehungsgerinne (Reuse 3b).

Die Ähnlichkeitsanalyse der Reusenfänge unterstreicht, dass sich die Zusammensetzung der Fänge oberhalb des Abbaugbiets klar von den übrigen Reusen unterscheidet. Die hierarchische Clusteranalyse verdeutlicht den großen Unterschied zwischen den Standorten und die Sonderstellung der Reuse 3b oberhalb des Abbaugbiets.

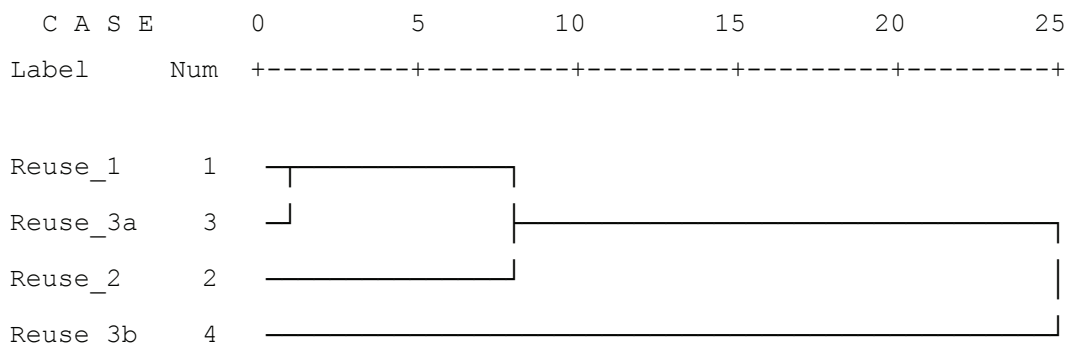


Abbildung 41: Clusteranalyse auf Basis der Artenzusammensetzung und Fangzahlen an den vier unterschiedlichen Reusenstandorten (hierarchische Clusteranalyse mit euklidischer Distanz zwischen den Gruppen).

Die zeitliche Analyse der Reusenfänge zeigt, dass über den gesamten Untersuchungszeitraum Fische aufwanderten. Die täglichen Fangzahlen in den vier Reusen variierten meist zwischen 8 und 35 Fischen. Mit einem Tagesfang von 45 Tieren wurden am 29.05.2006, kurz vor Beginn des Hochwassers, die meisten Fische gefangen. Parallel zu den Reusenuntersuchungen wurden stichprobenartig Wasserproben zur Bestimmung der

suspendierten Schwebstoffe genommen (an einigen Tagen erfolgte keine Probenahme). Die statistische Analyse zeigt einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Konzentration an suspendierten Schwebstoffen und der Höhe des Gesamtfangs (Pearson, $p < 0,05$).

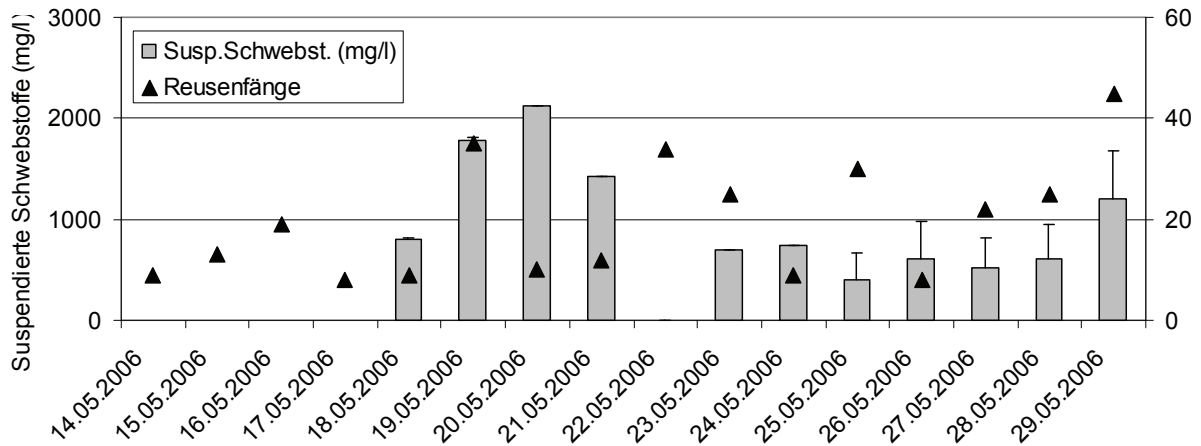


Abbildung 42: Tägliche Fangzahlen in den vier Reusen am Yalbag im Zeitraum vom 14. - 29.05.2006.

In Abbildung 43 ist die Größenklassenverteilung der gefangenen Fische dargestellt. Diese zeigt, dass die gefangenen Lenok aus unterschiedlichen Kohorten stammen und sowohl der juvenilen bzw. mittleren (10 – 28 cm), als auch der geschlechtsreifen, adulten Altersklasse (> 40 cm) angehören. Bei den adulten Individuen wurde ausnahmslos laufende Milch oder Roggen vorgefunden, was auf kurz bevorstehende Laichaktivitäten hindeutete. Der gleiche Befund zeigte sich bei den Roggen und Milchern der Arktischen Äsche ab Körperlängen von 20 bzw. 25 cm. Die Mehrzahl dieser Tiere konnte so als geschlechtsreif identifiziert werden. Daneben wurden auch zahlreiche Juvenile dieser Art gefangen. Bei den Elritzen wurden im Yalbag nur Tiere mit einer Körperlänge von über 6 cm gefangen, wobei eine Laichreife erst ab 8 cm nachzuweisen war. Des Weiteren wurden zahlreiche Schmerlen gefangen, deren Körpergröße über 8 cm lag. Reife Geschlechtsprodukte bei der Mehrzahl dieser Tiere wiesen darauf hin, dass diese bereits geschlechtsreif waren und kurz vor dem Laichakt standen.

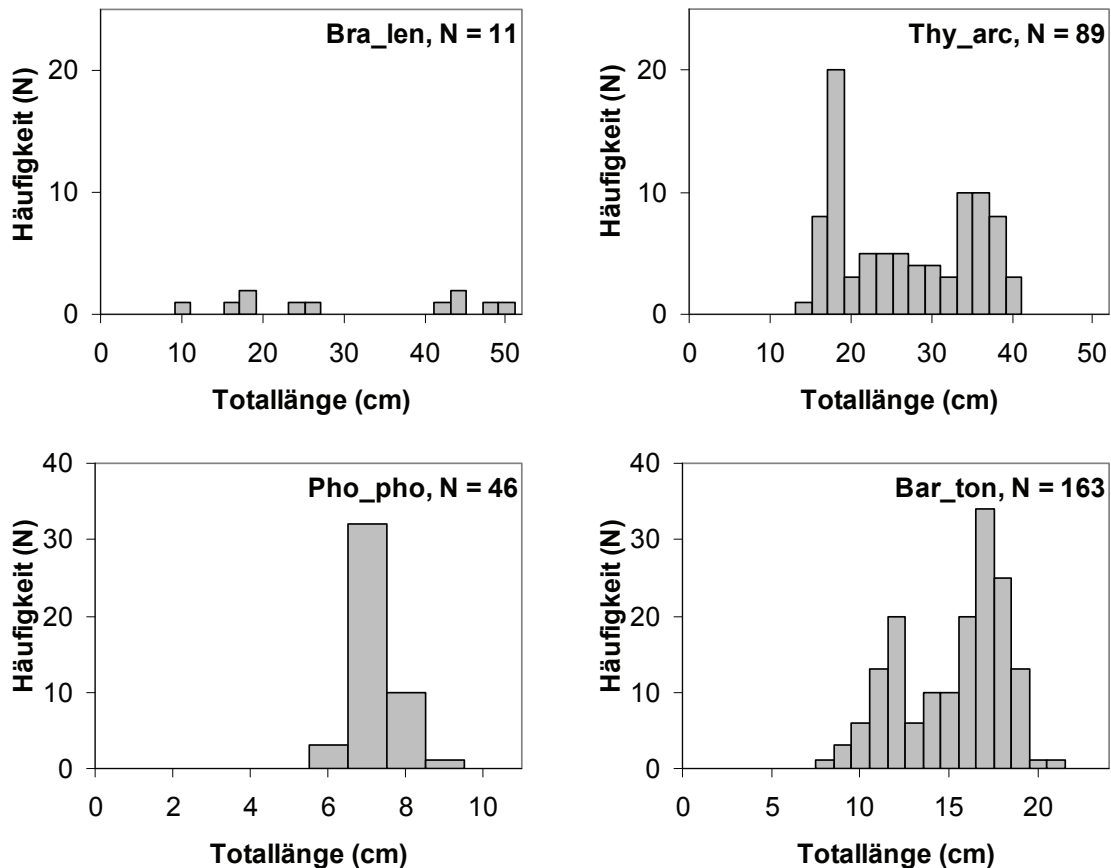


Abbildung 43: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Lenok (Bra_len), Arktischer Äsche (Thy_arc), Elritze (Pho_pho) und Schmerle (Bar_ton) an den vier Reusen am Untersuchungsgewässer Yalbag während des Frühjahrs 2006.

4.8.5 Räumliche Variabilität der Artenzusammensetzung und Fangzahlen

Ein besonders deutliches Muster für die räumliche Variabilität der Fischartengemeinschaft zeigt sich an dem ca. 35 km langen Untersuchungstransect am Terej. Hier sind im Untersuchungsjahr 2004 klare Wechsel in der Fischartengemeinschaft im Längsverlauf des Gewässers zu erkennen (vgl. Abbildung 44).

Die Änderungen in der Zusammensetzung der Fischfauna spiegeln sich in der Form wieder, dass die obersten Probestellen von Schmerlen (TER 2; 80%), die untersten von Amur-Gründling und Elritze dominiert sind (TER 7; 62 bzw. 23 %). Bei den mittleren Probestellen kommen vor allem die Amur-Äsche und der Lenok hinzu, die hier zusammen bis zu 50 % der lokalen Fischfauna ausmachen. Ein klarer Trend zeigte sich auch bei der Gesamtfangzahl, die im Unterlauf deutlich höher war als im Mittel- und Oberlauf des Terej.

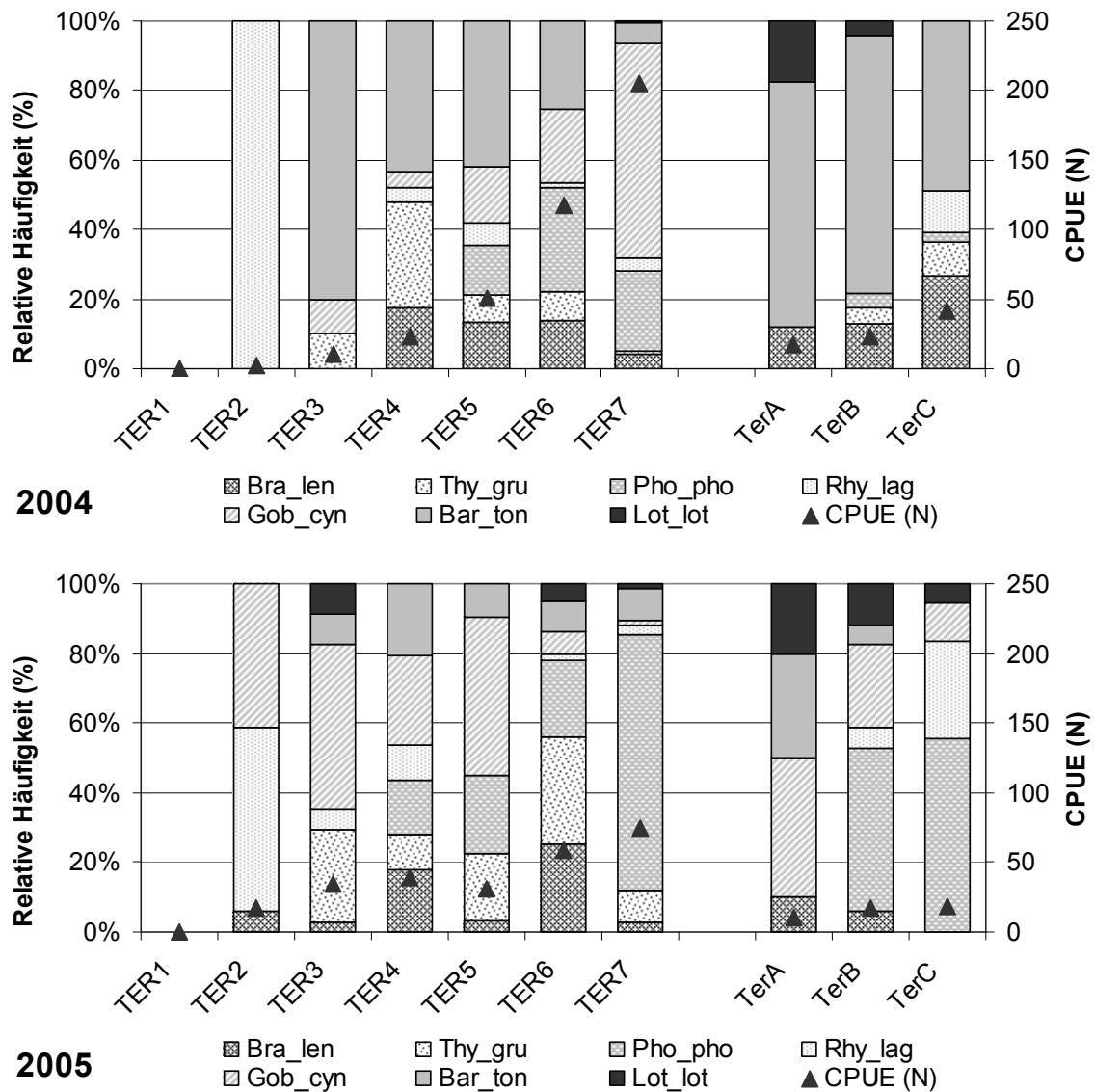


Abbildung 44: Relative Häufigkeit (%) der Arten und Fangzahl (CPUE) an den Probestellen Terelj 1-7 und Terelj A-C während der Untersuchungsjahre 2004 und 2005.

Im Jahr 2005 war die Artenzusammensetzung an den Probestellen klar verschieden von den Ergebnissen aus 2004 und die in 2004 erkennbaren Muster, waren nur noch eingeschränkt vorhanden (vgl. auch Abbildung A 58 im Anhang). So ist die oberste Probestelle nun vor allem dominiert von Amur-Elritze (53%) und Amur-Gründling (41 %), der im Gegensatz zu 2004 nun im Unterlauf fast vollständig fehlt (TER 7; 1 %). Der Unterlauf ist erneut cyprinidendominiert (TER 7; Elritze; 73 %). Im Mittellauf finden sich wieder mittlere Anteile von Lenok und Amur-Äsche (z.B. TER 4; 18 bzw. 10 %), doch deutlich weniger Schmerlen und dafür mehr Amur-Gründlinge.

Trägt man die Fangzahlen gegen die Entfernung der Probestelle zum Hauptstrom auf (Kherlen bzw. Eroo), so zeigt sich in beiden EZG ein ähnliches Muster, wenn auch

unterschiedlich deutlich. Wie bereits in den zwei vorhergehenden Abbildungen dargestellt, sind die Fangzahlen am Terelj im mündungsnahen Bereich (TER 7; 205 bzw. 75 Individuen) am höchsten und in den rund 40 Kilometer entfernten Probestellen am geringsten (TER 2; 2 bzw. 17 Individuen). Dazwischen sinken die Fangzahlen mehr oder weniger stetig, je nachdem, wie groß die Entfernung zum Hauptgewässer ist. An den Zuflüssen des Eero ist der Gradient nicht so eindeutig, doch auch hier sind die Fangzahlen mit meist über 1000 Ind./ha (maximal 1660 Ind./ha) an den mündungsnahen Probestellen am höchsten und an den Probestellen in 16,5 km Entfernung deutlich geringer.

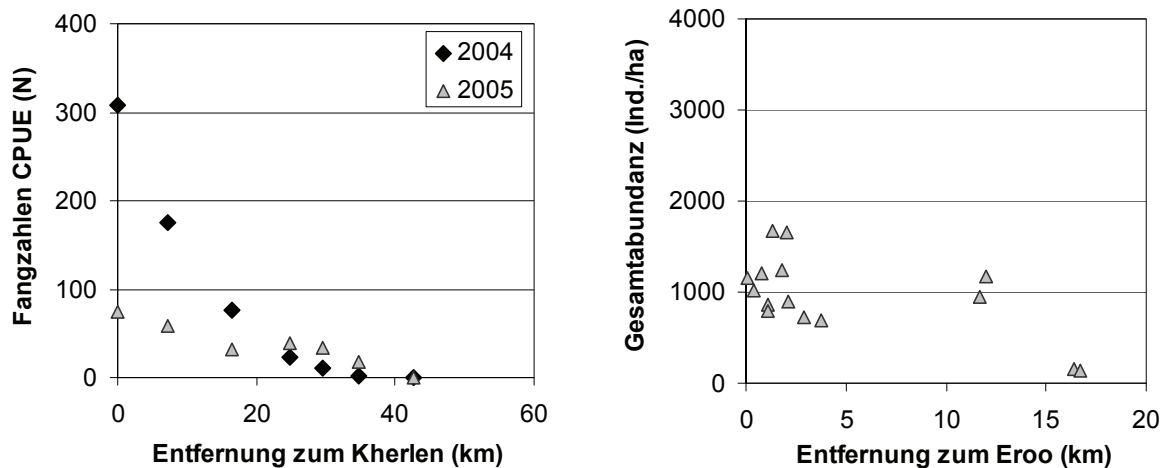


Abbildung 45: Zusammenhang zwischen Fangzahlen (CPUE) bzw. Dichte (Ind./ha) und Entfernung der Probestelle zum Hauptstrom an den Untersuchungsgewässer des Kherlen-EZG (links) und des Eero-EZG (rechts).

4.9 Längen-Häufigkeits-Verteilungen und Reproduktion

Der jahreszeitliche Vergleich der Längen-Häufigkeits-Verteilungen einzelner Fischarten ermöglicht Aussagen über die funktionale Bedeutung von Gewässern für eine bestimmte Art. Ein einfaches Beispiel dafür ist z.B. das Auftreten von großen, also adulten Individuen einer im Frühjahr laichenden Art, zu Beginn des Jahres und der zahlreiche Nachweis von kleinen 0+ Altersstadien derselben Art im Sommer bzw. Herbst. Der Schluss, dass diese Art in dem untersuchten Gewässer laicht, ist naheliegend und kann zumindest für großräumige Betrachtungen mit hoher Sicherheit angenommen werden. Die Sicherheit einer solchen Schlussfolgerung hängt insbesondere von der Anzahl der nachgewiesenen Adulttiere während, oder kurz vor der Laichsaison, und der Stückzahl an Individuen der Altersklasse 0+ im Herbst ab. Da hierbei die erhobenen Daten nicht immer eindeutig waren, wurde in Tabelle 15 und Tabelle 16 eine Abstufung der Reproduktionswahrscheinlichkeit vorgenommen. Diese ergibt sich aus dem Vergleich aller nachgewiesenen Altersklassen und der Anzahl gefangener Individuen aus der jüngsten Kohorte. Zur Abgrenzung der Altersklassen wurden

Zusatzinformationen herangezogen, die mit Hilfe der Altersbestimmungen an Hartstrukturen gewonnen wurden (vgl. Tabelle 14).

Tabelle 14: Alterklassenanalyse an Hand von Hartstrukturen (Kiemendeckel, Wirbelknochen, Schuppen) unter Angabe der nachgewiesenen Altersklassengrenzen.

	N	0+	1+	2+	3+	≥ 4+
Huc_tai	10	8,4 - 12,7	17,8 - 21,4	26,9 - 30,5	-	≥ 67,0
Bra_len	23		9,4 - 14,2	16,8 - 28,2	32,6 - 34,8	≥ 38,2
Thy_arc	19	8,0 - 10,0	12,7 - 16,7	20,1 - 28,5	34,2 - 35,8	≥ 38,5
Leu_bai	4				15,6 - 20,8	
Lot_lot	2		12,1 - 13,6			

Tabelle 15 zeigt die Verteilung der Altersklassen in den Untersuchungsgewässern, die auf Basis der Längen-Häufigkeiten der Arten (siehe Abbildung A 59 bis Abbildung A 65 im Anhang) und unter Abgleich der Ergebnisse aus vorheriger Tabelle erstellt wurden. Aufgrund geringer Fangzahlen der jüngsten Altersklassen, wurde in manchen Fällen eine Reproduktion als wahrscheinlich angenommen.

Am Tsagaan Chuluut deutet das Auftreten der Altersklassen von Taimen, Lenok und Arktischer Äsche auf reproduktive Populationen hin, wobei nur beim Taimen die Reproduktion als sicher gilt. Die Fangzahlen der jüngsten Kohorte von Lenok und Arktischer Äsche sind hingegen relativ gering, weshalb deren Reproduktion nur als wahrscheinlich angenommen wird. Die anderen Arten reproduzieren mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht im Tsagaan Chuluut.

Im Barchuluut sind reproduktive Populationen nur für den Lenok gesichert. Von den übrigen Arten wurden nur ältere Kohorten nachgewiesen, weshalb die Reproduktion dieser Arten als unwahrscheinlich gilt.

Am Yalbag wurden ähnlich Ergebnisse erzielt wie am Tsagaan Chuluut. Die jüngsten Kohorten wurden hier bei Taimen, Lenok und Arktische Äsche erneut nur vereinzelt gefangen, weshalb eine gewisse Reproduktionswahrscheinlichkeit angenommen werden kann. Dagegen deutet die Größe der jüngsten Kohorte von Schmerlen, darauf hin, dass diese Art im Yalbag reproduziert.

Als Ergebnis der Altersklassenanalyse kann die Anzahl der Arten angegeben werden, die wahrscheinlich oder sicher in einem der Untersuchungsgewässer reproduziert. Hieraus ergeben sich für den Tsagaan Chuluut drei (Taimen, Lenok und Arktische Äsche), für den Yalbag vier (Taimen, Lenok, Arktische Äsche und Schmerle) und für den Barchuluut nur eine reproduktive Art (Lenok). Im Umkehrschluss resultiert daraus, dass die übrigen nachgewiesenen Arten die untersuchten Gewässer zum Zwecke der Nahrungsaufnahme, aus Gründen der Konkurrenz oder zur Meidung von Prädatoren aufsuchen.

Tabelle 15: Nachgewiesene Altersklassen der häufigsten Fischarten des Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag. Analyse der Reproduktionswahrscheinlichkeit (Rep.) anhand der vorkommenden Altersklassen und der Kohortengröße (X = zahlreiche Nachweise/Peaks, x = Einzelnachweise; Reproduktionswahrscheinlichkeit: o = unwahrscheinlich, oo = wahrscheinlich, ooo = sicher, - = keine Angaben).

Art	Tsagaan Chuluut							Barchuluut							Yalbag						
	Altersklassen						Rep.	Altersklassen						Rep.	Altersklassen						Rep.
	0	1	2	3	4	5		0	1	2	3	4	5		0	1	2	3	4	5	
Huc_tai	X	x					ooo							o	X	x	x	x			oo
Bra_len	x	x	x	x	x		oo	X	X	x	x	x	x	ooo	x	X	X	x	x	x	oo
Thy_arc	x	x	x	x	x		oo		x	x	X	x		o	x	X	X	x	x		oo
Pho_pho			X				o		x	X				o		x	X				o
Leu_bai							-							-				X			o
Cob_mel		x	X	x	x		o			x	x			o		x	X	x			o
Bar_ton			X				o			x	x			o	X	X	X	x	x		ooo
Gesamt							3							1							4

Auch am Terelj wurde überprüft, welche Arten den Hauptstrom, bzw. die Nebengewässer, zur Reproduktion nutzen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse gibt Tabelle 16 wieder, wobei die Abschätzung der Reproduktionswahrscheinlichkeit mittels des zuvor beschriebenen Musters durchgeführt wurde.

Tabelle 16: Nachgewiesene Altersklassen (X = zahlreiche Nachweise/Peaks, x = Einzelnachweise) der Fischarten im Hauptstrom des Terelj (Terelj 1-7) und an seinen Zuläufen (Terelj A-C). Analyse der Reproduktionswahrscheinlichkeit (Rep.) anhand der vorkommenden Altersklassen und deren Mächtigkeit (Reproduktionswahrscheinlichkeit: o = unwahrscheinlich, oo = wahrscheinlich, ooo = sicher, - = keine Angaben).

Art	Terelj 1-7							Terelj A-C						
	Altersklassen						Rep.	Altersklassen						Rep.
	0	1	2	3	4	5		0	1	2	3	4	5	
Bra_len	X	x	x	x		x	ooo	X					x	ooo
Thy_gru	x	X	x	x	x		ooo		x					o
Pho_pho		x	X				o		x	x				o
Rhy_lag	x	x	x				oo	x	x	x				oo
Gob_cyn	x	X					oo		x					o
Bar_ton	x	x	X	x			oo	x	x	x				oo
Lot_lot	x	x	x				oo		x	x				o
Gesamt							6							3

Auch am Terelj kann eine gesicherte Annahme über die Reproduktion nur für wenige Arten getroffen werden. So ist auf Grund der zahlreichen Jungfische der Kohorte 0+ deutlich zu sehen, dass der Lenok im Hauptstrom und den Zuläufen reproduziert und Amur-Äsche und Schmerle nur im Hauptstrom (vgl. Abbildung A 66 und Abbildung A 67 im Anhang). In vielen Fällen war die Fangzahl der jüngsten Kohorten sehr gering, weshalb für die Mehrzahl der Arten die Reproduktion nur als wahrscheinlich angenommen werden kann. Zusammenfassend können für den Terelj sechs (alle Arten außer Elritze), für die Zuläufe des Terelj drei reproduktive Arten (Lenok, Schmerle und Amur-Elritze) gezählt werden. Umgekehrt wurden im Hauptstrom eine, in den Zuläufen des Terelj vier Arten nachgewiesen, die die Gewässer höchstwahrscheinlich nicht zum Zwecke der Reproduktion aufsuchen.

4.10 Vergleich der Gesamtabundanz

Vor dem Hintergrund der Analyse der signifikanten Einflüsse des Gold-Tagebaus wird im Folgenden ein Vergleich der Fischdichte in den Untersuchungsgewässern unternommen. Wegen der starken Dynamik wurden hierzu die Fangzahlen saisonal aufgetrennt und die Gesamtabundanz für jedes Gewässer im Frühjahr, Sommer und Herbst wiedergegeben (siehe Abbildung 46). Im Rahmen der statistischen Analyse wurden zwischen Yalbag und Yalbag Mining keine signifikanten Unterschiede festgestellt, weshalb diese für den Vergleich mit den Referenzgewässern zusammengefasst wurden (vgl. Tabelle 17).

Die Unterschiede in der Abundanz sind über das Jahr verteilt nicht gleich. Im Frühjahr sind in den beeinträchtigten Gewässerabschnitten signifikant höhere Fischdichten nachweisbar, als im Tsagaan Chuluut ($p = 0,001$) oder Barchuluut ($p < 0,001$). Gegenüber den Werten im Frühjahr, stieg im Sommer die Abundanz in allen Gewässern, war aber in den Gewässerabschnitten unterhalb bzw. innerhalb des Abbaugebiets nach wie vor signifikant größer, als in den beiden Referenzgewässern ($p = 0,010$ bzw. $0,007$). Der Vergleich der Gesamtabundanz im Herbst zeigt, dass diese im Tsagaan Chuluut und Barchuluut gegenüber dem Sommer im Mittel weiter anstieg, im Yalbag und Yalbag Mining hingegen geringer wurde. Signifikante Unterschiede zwischen den Gewässern gibt es nun keine mehr.

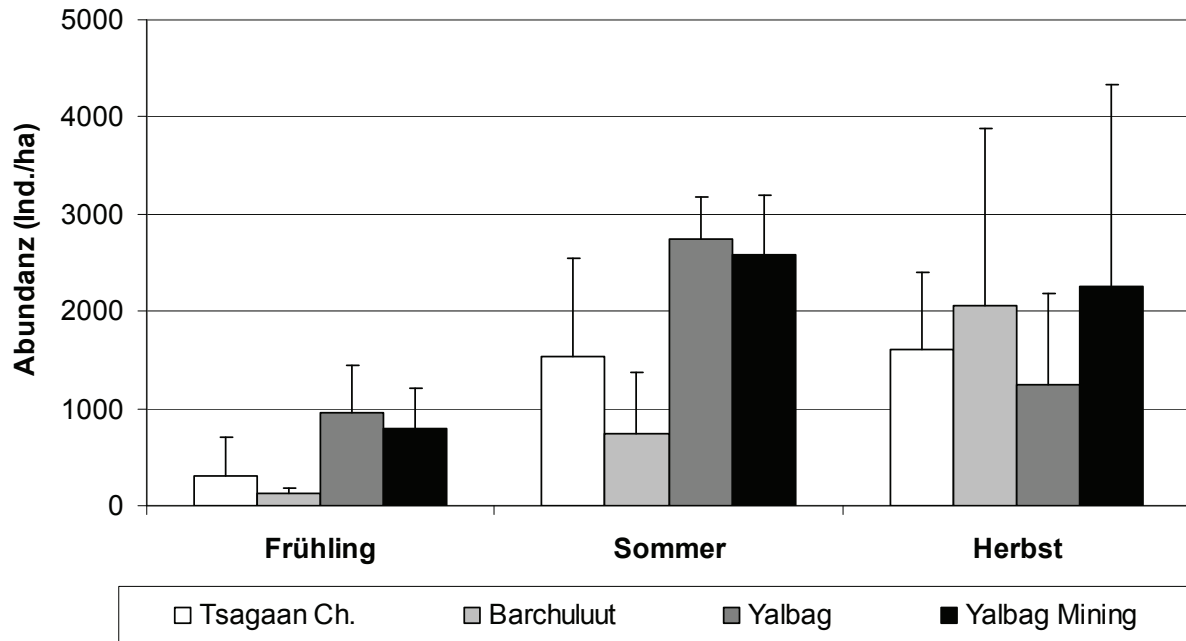


Abbildung 46: Mittlere Fischdichte (Ind./ha) im Frühling, Sommer und Herbst im Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag und in der rekultivierten Strecke des Yalbag (Yalbag Mining).

Tabelle 17: Statistischer Vergleich der mittleren Abundanz (Ind./ha) an den Untersuchungsgewässern im Frühling, Sommer und Herbst; Man-Whitney-Test; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; n.s. = nicht signifikant.

	Yalbag vs. Yalbag Mining	Tsagaan Ch. vs. Mining	Barchuluut vs. Mining
Frühling	0,480 n.s.	0,001 **	< 0,001 ***
Sommer	0,881 n.s.	0,010 *	0,007 **
Herbst	0,641 n.s.	0,360 n.s.	0,765 n.s.

Um die Fischdichten am Terelj und seinen Zuflüssen zu vergleichen, wurden die Fangzahlen der Probestellen Terelj 2-4 und der Terelj A-C jeweils gemittelt und für die Jahre 2004 und 2005 getrennt analysiert. Wie in Abbildung 6 ersichtlich, lagen Terelj 2 und A, 3 und B und 4 und C, räumlich jeweils dicht zusammen und die Probestellen sind auch typologisch recht ähnlich, weshalb sich hier ein derartiger Vergleich anbot. Der statistische Vergleich der Gesamtfangzahlen ergab für die Jahre 2004 und 2005 keine signifikanten Unterschiede zwischen den durch Gold-Tagebau beeinflussten Probestellen im Hauptstrom und den ungestörten Zuläufen (Man-Whitney-Test, $p = 0,184$ für 2004 und 2005). Abbildung 47 zeigt vielmehr, dass sich die Fangzahlen in den zwei Stichproben von 2004 und 2005 sogar umkehren und im Jahr 2005 im Hauptstrom mehr Fisch gefangen wurde, als in den Zuflüssen. Ein Vergleich der Fangzahlen der sensiblen Arten Amur-Äsche und Lenok ergab

für 2004 und 2005 ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen Terelj 2-4 und Terelj A-C ($p = 0,275$ bzw. $0,105$).

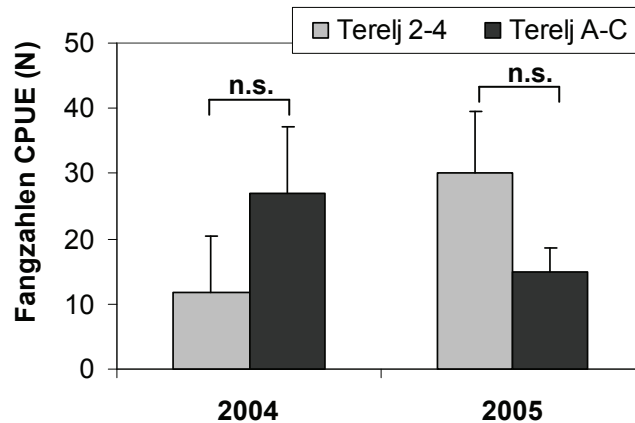


Abbildung 47: Mittlere Fangzahlen [N] an den Probestellen im Hauptstrom (Terelj 2-4) und in den benachbarten Referenzgewässern (Terelj A-C) in den Jahren 2004 und 2005 (Man-Whitney-Test; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; n.s. = nicht signifikant).

4.11 Verteilung der ökologischen Gilden

Die relative Verteilung der lokalen Fischfauna auf unterschiedliche ökologische Gilden liefert Informationen über die Art und die Qualität der Lebensraumbedingungen. Dies ermöglicht einen Vergleich zwischen unterschiedlichen Gewässern. Im Folgenden wurden daher die Fischdaten aus allen Befischungen zusammengefasst und im Hinblick auf die Nahrungs- und Reproduktionsgilden untersucht.

Die Verteilung der Nahrungsgilden ist an den untersuchten Gewässern ziemlich ähnlich (vgl. Abbildung 48). Dominant an allen Flüssen sind die benthivoren Arten wie Lenok, die Äschen, die Elritzen und die vollständig benthisch lebenden Fischarten wie Schmerle, Gründling, Steinbeißer und Quappe. Am Barchuluut und an den Probestellen des Terelj wird die Fischfauna ausnahmslos, am Tsagaan Chuluut zu über 95 %, durch diese Gilde repräsentiert. Am Tsagaan Chuluut kommen überdies geringe Stückzahlen piscivorer Fische (Taimen) vor. Die Gildenverteilung an den Probestellen des Yalbag unterscheidet sich von den anderen Gewässern signifikant (Man-Whitney-Test, $p < 0,005$, $N = 15$), was auf den zahlreichen Fang von Sibirischem Hasel zurückzuführen ist. Diese sind omnivor.

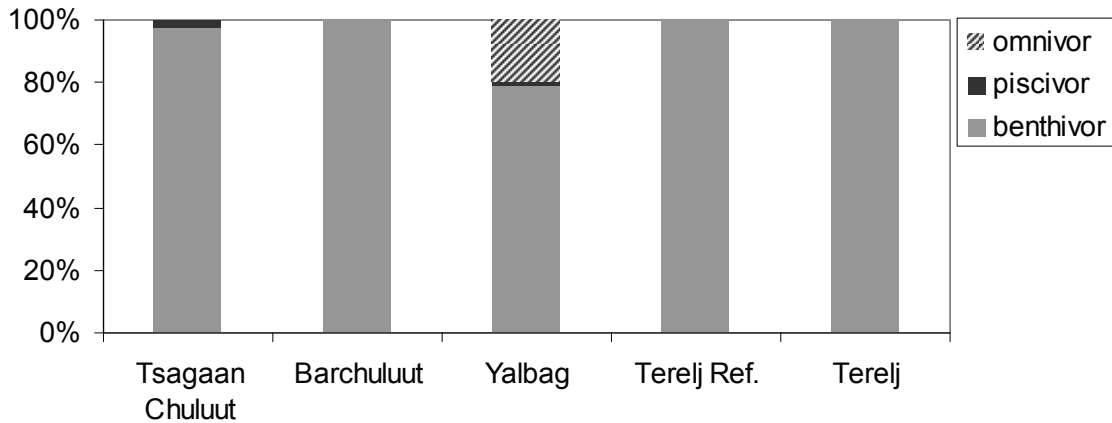


Abbildung 48: Relative Anteile des omnivoren, piscivoren und benthivoren Nahrungstyps an der Fischfauna des Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Terej und den Zuflüssen des Terej (Datengrundlage sind die gepoolten Fangzahlen).

Die Fangdaten wurden auch im Hinblick auf die Verteilung der Gilden gleicher Laichsubstratpräferenz untersucht. Hierbei zeigte sich, dass der Tsagaan Chuluut und der Barchuluut eine beinahe identische Verteilung aufwiesen, die fast ausschließlich aus lithophilen Arten besteht. Beide Gewässer wiesen außerdem geringe Anteile psammophiler (Schmerle) und phytophiler Fische (Steinbeißer) auf. Auch im Yalbag kamen nur geringe Anteile des phytophilan Laichtyps vor, wohingegen der psammophile Laichtyp gegenüber den anderen Gewässern signifikant größer war (Man-Whitney-Test, $p < 0,005$, $N = 15$). Die Verteilung der Laichtypen am Terej und seinen Nebengewässern war insgesamt sehr ähnlich und hatte im Vergleich zu den Zuflüssen des Eroo deutlich höhere Anteile des psammophilen Laichtyps (Schmerle). Einzig die lithopelagophilen Fische (einziger Vertreter dieser Gilde ist die Quappe) waren in den Nebengewässern signifikant häufiger vertreten als im Hauptstrom (Man-Whitney-Test, $p < 0,05$, $N = 12$).

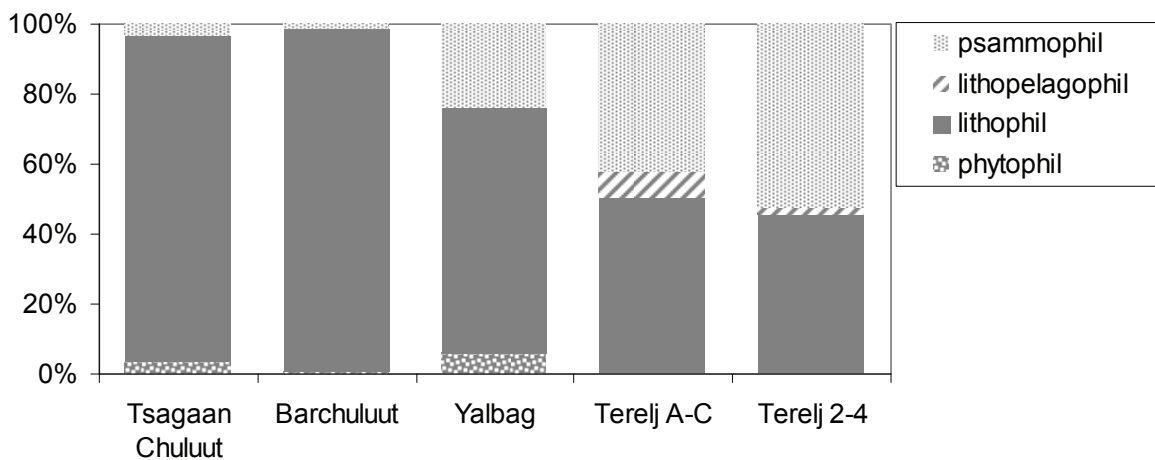


Abbildung 49: Relative Anteile des psammophilen, lithopelagophilen, lithophilen und phytophilan Laichtyps an der Fischfauna von Tsagaan Chuluut, Barchuluut, Yalbag, Terej und Terej Ref. (Datengrundlage sind die gepoolten Fangzahlen).

4.12 Kondition ausgewählter Arten

Im Folgenden wurde für alle Tiere der Fulton'sche Konditionsfaktor berechnet. Der Vergleich der Kondition einer Art in den unterschiedlichen Gewässern gibt Hinweise auf funktionale Störungen des Gewässerökosystems. Auch ist der Konditionsfaktor eine Art Fitness-Indikator und kann so Hinweise auf sublethale Effekte geben.

Der Vergleich der artspezifischen Korpulenzfaktoren an den Referenzgewässern und den durch Gold-Tagebau beeinflussten Gewässern ergab sowohl bei den Salmonidenartigen als auch bei den Karpfenartigen signifikante Unterschiede (Abbildung 50a-c, Abbildung 51a-e und Tabelle 18).

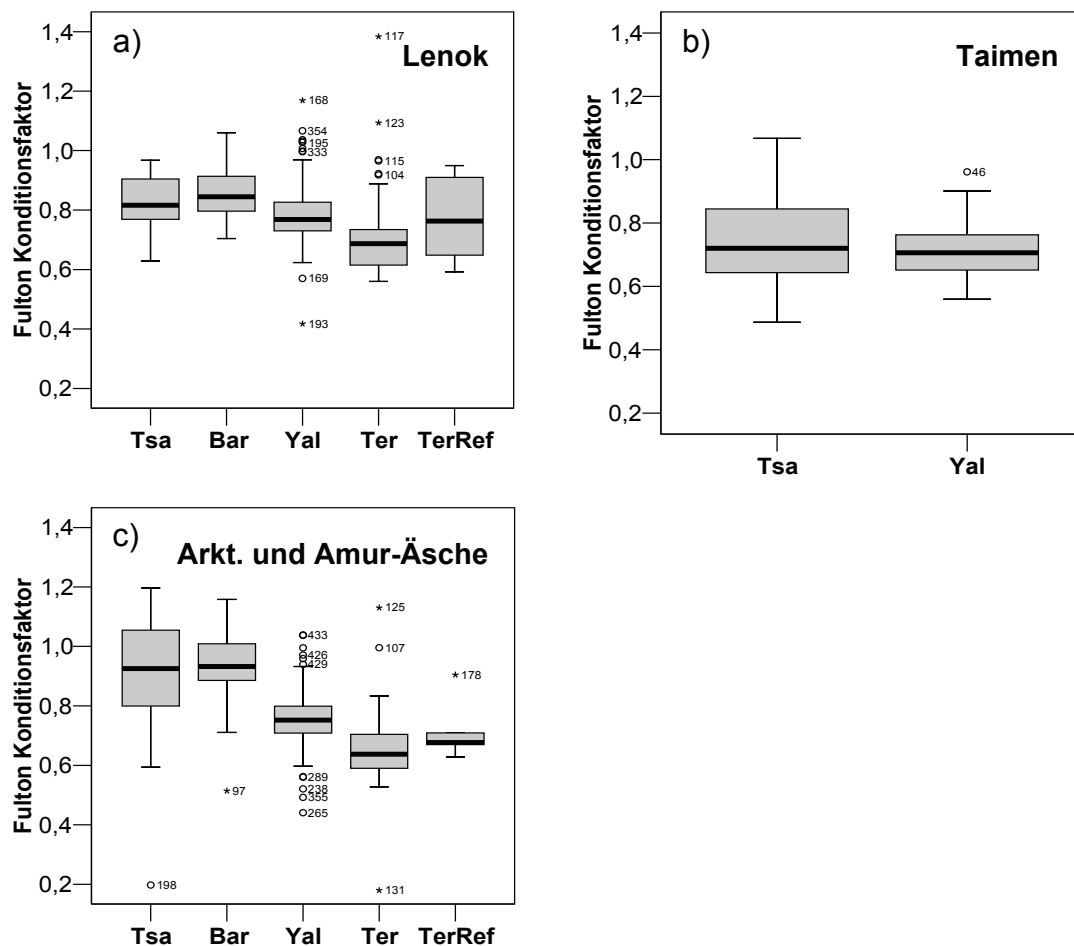


Abbildung 50: Fulton'scher Konditionsfaktor der Salmoniden Lenok (a; N = 384), Taimen (b; N = 85) und der zwei Äschenarten (c; N = 441) im Tsagaan Chuluut (Tsa), Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Terelj (Ter) und den Zuflüssen des Terelj (TerRef) (Box-Plots mit Median, Quartilen und Extrema).

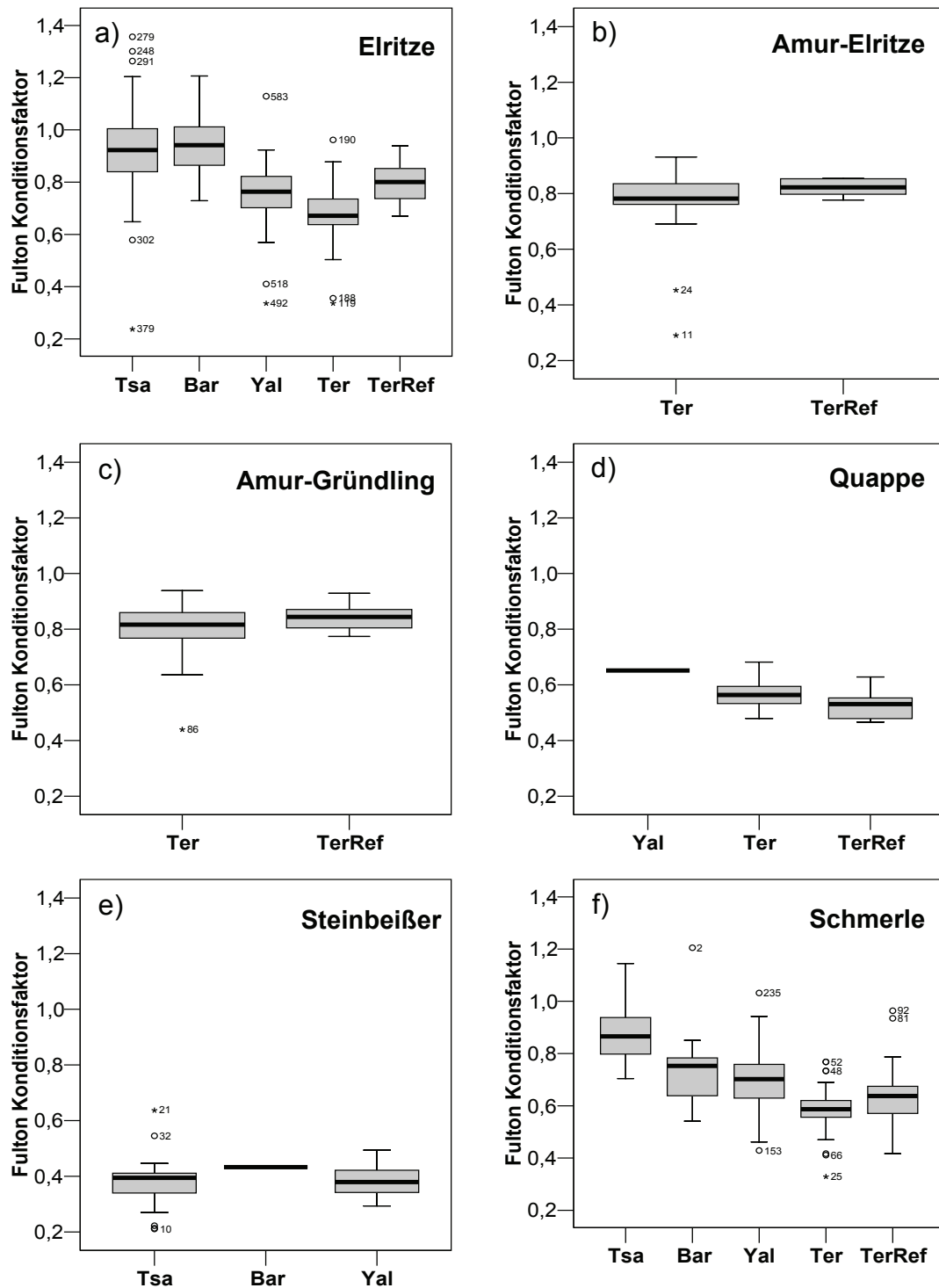


Abbildung 51: Fulton'scher Konditionsfaktor der Elritze (a; N = 860), Amur-Elritze (b; N = 33), Amur-Gründling (c; N = 112), Quappe (d; N = 18), Steinbeißer (e; N = 42) und Schmerle (f; N = 334) im Tsagaan Chuluut (Tsa), Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Terelj (Ter) und den Zuflüssen des Terelj (TerRef) (Box-Plots mit Median, Quartilen und Extrema).

Der Vergleich der Daten ergab, dass Schmerle, Arktische Äsche und Elritze im Tsagaan Chuluut signifikant größere Konditionsfaktoren aufwiesen als im Yalbag. Gleiche Ergebnisse zeigten sich beim Vergleich zwischen Barchuluut und Yalbag für die Arten Lenok, Arktische

Äsche und Elritze. Am Terelj waren die Konditionsfaktoren der Elritzen in den Zuflüssen A-C ebenfalls höher, als in den beeinflussten Strecken. Keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gewässern fanden sich bei Steinbeißer und Taimen, sowie bei den übrigen Arten am Terelj.

Tabelle 18: Statistischer Vergleich der mittleren Korpulenzwerte der Fische in den Referenzgewässern und in den beeinträchtigten Gewässerabschnitten am Yalbag und am Terelj (Man-Whitney-Test, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$; n.s. = nicht signifikant).

	Tsagaan Chuluut vs. Yalbag	Barchuluut vs. Yalbag	Terelj 1-7 vs. Terelj A-C
Lenok	0,157 n.s.	0,000 ***	0,214 n.s.
Taimen	0,177 n.s.	-	-
Ark. Äsche	0,000 ***	0,000 ***	-
Amur-Äsche	-	-	0,167 n.s.
Elritze	0,000 ***	0,000 ***	0,000 ***
Amur-Elritze	-	-	0,262 n.s.
Amur-Gründling	-	-	0,140 n.s.
Quappe	-	-	0,149 n.s.
Steinbeißer	0,927 n.s.	0,206 n.s.	-
Schmerle	0,000 ***	0,499 n.s.	0,069 n.s.

4.13 Einfluss der Habitatstrukturen auf die Besiedlung

Im folgenden Ergebnisteil wurden die Strukturmerkmale der Befischungstrecken mit der Abundanz der nachgewiesenen Arten in Beziehung gesetzt (Rangkorrelation nach Pearson).

Am deutlichsten konnte der Einfluss der Habitatparameter auf die Besiedlung der untersuchten Strecken an Hand der Abundanzdaten von Elritze und Schmerle nachgewiesen werden, wobei sich die Muster gegenläufig verhielten. Die Elritze kam in besonders hohen Dichten dort vor, wo die Gewässer eine buschige Ufervegetation hatten ($R^2 = 0,732$, $p < 0,005$), folglich häufig unterspült waren ($R^2 = 0,595$, $p < 0,05$) und Äste ins Wasser hingen ($R^2 = 0,560$, $p < 0,05$). Wie zuvor festgestellt wurde, war die Strömungsgeschwindigkeit in diesen Gewässerstrecken deutlich reduziert. Schmerlen sind hingegen am häufigsten an Gewässerabschnitten mit der höchsten mittleren Strömungsgeschwindigkeit ($R^2 = 0,668$, $p < 0,01$), wenig Buschvegetation ($R^2 = -0,566$, $p < 0,05$) und wenig bis keinen besonderen Uferstrukturen vorgekommen. Bei allen anderen Arten wurde kein signifikanter Zusammenhang zwischen untersuchter Struktur und Besiedlung festgestellt.

Wie erwartet stehen die Habitatstrukturen untereinander ebenfalls deutlich im Zusammenhang. So beeinflusst die Vegetation der Ufer auch deren Struktur, wobei mit zunehmender Buschvegetation das Auftreten unterspülter Ufer und ins Wasser hängender

Äste, signifikant steigt ($R^2 = 0,795$, $p < 0,005$; $R^2 = 0,774$, $p < 0,005$). Andererseits weisen die Gewässerstrecken mit der geringsten Ufervegetation die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten auf ($R^2 = 0,697$, $p < 0,005$). In deren Folge nimmt der Anteil größerer Substrate (Steine mit $R^2 = 0,697$, $p < 0,005$) auf Kosten feinerer Substrate zu (Sand mit $R^2 = -0,687$, $p < 0,005$).

4.14 Detailergebnisse zur Reproduktionsbiologie des Lenok

Im Frühjahr 2005 konnten insgesamt 9 Laichgruben des Lenok eindeutig identifiziert werden. Diese wurden auf morphologische und hydraulische Kenngrößen und physikalisch-chemische Charakteristika untersucht. Die Laichgruben waren im Mittel 138 ± 35 cm lang und 84 ± 25 cm breit und lagen in sieben von neun Fällen am unterstrom gelegenen Ende der Kolke im Übergangsbereich zum Riffle. Die übrigen zwei Laichgruben lagen im unterstrom gelegenen Ende der Riffle. Die Wasserstände über den Laichgruben betragen 27 ± 8 cm am oberstrom gelegenen Ende der Laichgrube („pit front“), 30 ± 8 cm an der tiefsten Stelle der Laichgrube („pit bottom“) und 17 ± 5 cm (jeweils MW \pm Stabw.) am Scheitelpunkt der Laichgrube („Tailspill crest“) (vgl. Abbildung 52). Die Strömungsgeschwindigkeit am Beginn der Laichgrube („Pit front“) betrug sohnah $0,38 \pm 0,10$ m/s und in 40% der Wassertiefe $0,43 \pm 0,10$ m/s (MW \pm Stabw.).

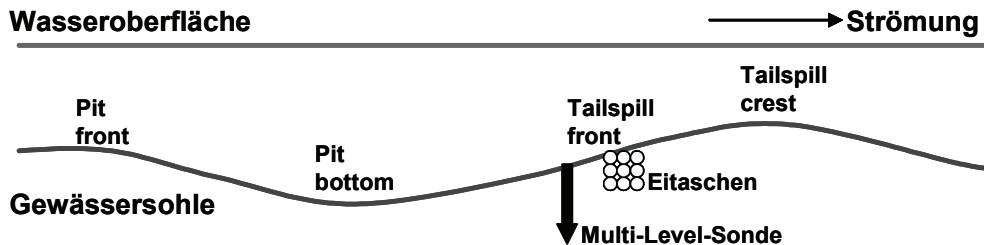


Abbildung 52: Schematische Darstellung und Bezeichnungen der Teilbereiche einer Laichgrube von *Brachymystax lenok* mit Lage der Eitaschen und Position der Multi-Level-Sonde zur Messung der Hydraulik und Millieubedingungen im hyporheischen Interstitial (nach Ottaway et al., 1981, verändert).

Die Substratverteilung der Laichgruben wurde bereits in Kapitel 4.3.3 dargestellt. Demnach dominieren kiesige (58,1 %) und steinige Substrate (28,1 %). Organische Substrate fehlen gänzlich und Schluff ist mit 2,2 % nur in geringen Mengen nachweisbar. Die Laichgruben zeichnen sich vor allem durch ihren hohen Anteil an Kies aus. Nur an den Probestellen des Tsagaan Chuluut finden sich generell ähnlich hohe Kiesanteile. Eitaschen wurden zwischen „Tailspill front“ und „Tailspill crest“ in Sedimenttiefen von ca. 10 - 15 cm gefunden.

Bei den physikalisch-chemischen Untersuchungen der Laichgruben ist vor allem der Sauerstoff von Interesse. Dieser lag in der Nähe der Eitaschen (Tiefenhorizont 15 cm) kurz nach dem Laichen bei Werten von $9,2 \pm 0,6$ mg/l. Kurz vor der Emergenz lagen die

Sauerstoffkonzentrationen nur noch bei Werten von $7,8 \pm 2,4$ mg/l (siehe Abbildung 53). Im Mittel entsprachen die Sauerstoffkonzentrationen während der zweiten Kontrolle, denen der ersten Kontrolle. Die Varianz der Werte nahm jedoch deutlich zu und zum Zeitpunkt der Emergenz wurden in 5, 15 und 25 cm minimale Sauerstoffkonzentrationen von 7,1, 4,2 bzw. 1,6 mg/l gemessen. Der Vergleich der hier gezeigten Ergebnisse mit denen aus Kapitel 4.2.1 verdeutlicht, dass die Sauerstoffkonzentrationen in den Laichgruben in den tieferen Sedimentschichten höher waren, als die an den anderen Probestellen (z.B. bei 45 cm: 7,8 mg/l im Vergleich zu $5,9 \pm 1,9$ bzw. $5,4 \pm 0,8$ an Barchuluut und Yalbag). Die statistische Analyse ergab zum Zeitpunkt des Ablachens eine signifikante Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit zunehmender Sedimenttiefe (ANOVA, $F = 5,955$, $p < 0,005$). Ein ähnlicher, aber nicht signifikanter Trend, ergab sich während der zweiten Probennahme, kurz vor dem Aufschwimmen der Larven (ANOVA, $F = 0,828$, $p = 0,543$).

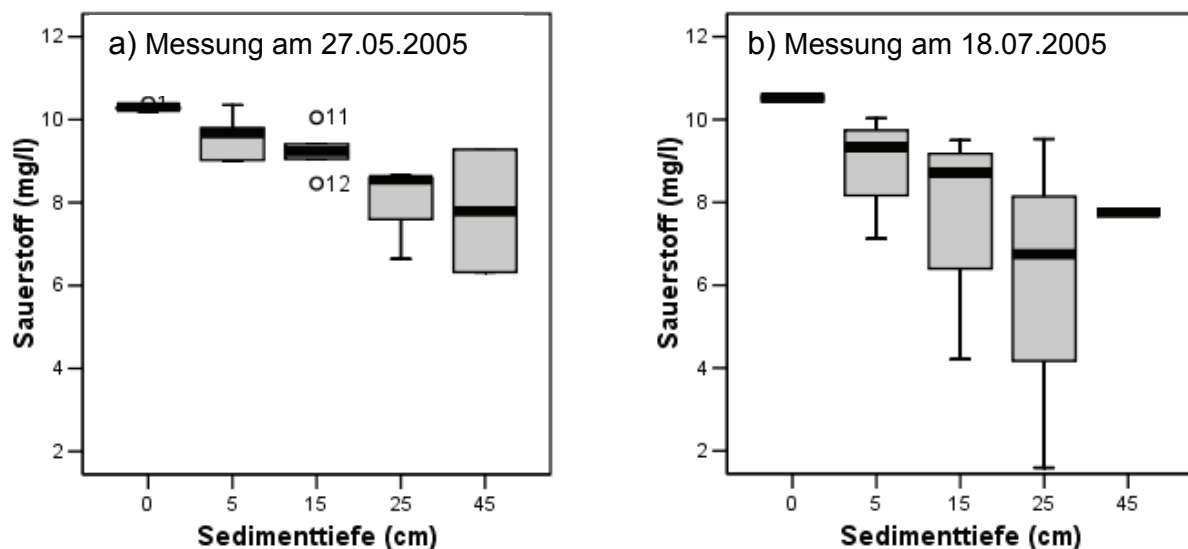


Abbildung 53: Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg/l) im Oberflächenwasser und in Sedimenttiefen von 5 (N = 5), 15 (N = 5), 25 (N = 3) und 45 cm (N = 2) der Laichgruben von *Brachymystax lenok*. a) Messung kurz nach dem Ablachen am 27.05.05. b) Messung kurz vor Aufschwimmen der Larven am 18.07.05. (Box-Plots mit Median, Quartilen und Extrema).

Abbildung 54 illustriert die vertikalen hydraulischen Gradienten an vier der untersuchten Laichgruben zum Zeitpunkt der Emergenz. Der Verlauf der Graphen ist sehr heterogen und verdeutlicht, dass Laichgruben sowohl in Ausström- (Laichgrube 1), als auch in Einströmbereichen (Laichgrube 6 und 8) zu finden sind und an einer Laichgrube nahezu kein vertikaler hydraulischer Austausch stattfindet (Laichgrube 3). Die Sauerstoffkonzentrationen in den Laichgruben stehen in Übereinstimmung mit den nachgewiesenen Druckgradienten.

Die höchsten Sauerstoffwerte wurden in Laichgrube 6 und 8 nachgewiesen, wohingegen die genannten minimalen Konzentrationen in Laichgrube 1 und 3 auftraten.

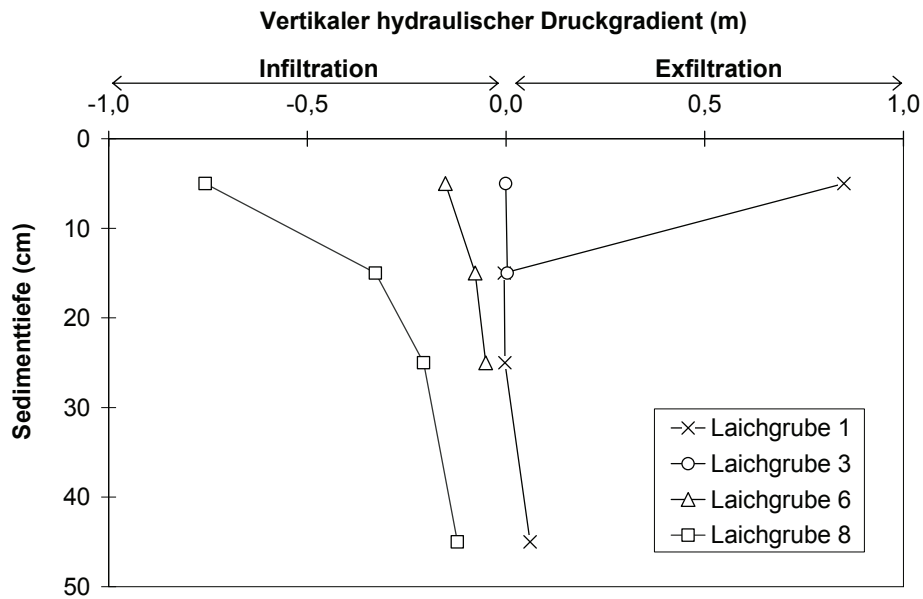


Abbildung 54: Vertikaler hydraulischer Druckgradient in Sedimenttiefen von 5, 15, 25 und 45 cm an vier Laichgruben von *Brachymystax lenok*.

Während des Frühjahrs und Sommers 2005 wurden am Barchuluut Temperaturlogger installiert. Hieraus wurden mittlere Tagestemperaturen ermittelt und die Entwicklungsdauer der Eier und Larven bis zur Emergenz bestimmt (siehe Abbildung 55). Demnach liegt die Entwicklungsdauer des Lenok bei ca. 300 Tagesgraden bis zur Emergenz. Da der genaue Zeitpunkt des Abbläichens unbekannt ist und während der Kontrolle am 18.07.05 noch viele Larven im Kieslückenraum nachzuweisen waren, kann die Entwicklungsdauer auch deutlich über 300 Tagesgraden liegen.

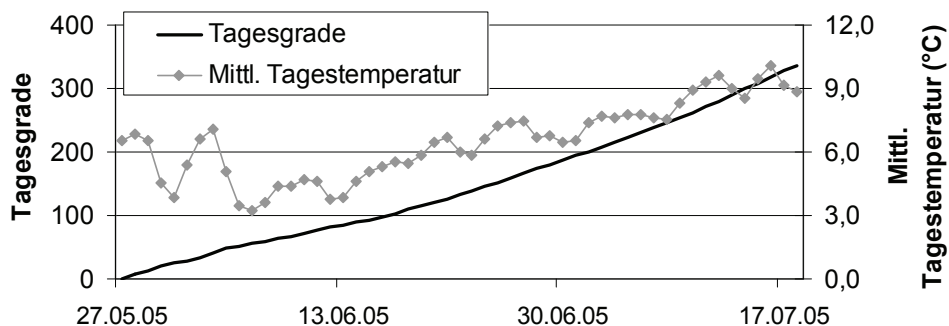


Abbildung 55: Mittlere Tagestemperatur (°C) und kumulativ aufgetragene Tagesgrade während der Ei- und Larvalentwicklung des Lenok in der Zeit von 27.05.05 (kurz nach dem Abbläichen) bis 18.07.05 (während der Emergenz der Jungfische).

4.15 Zusammenfassender Vergleich der ichthyologischen Kenngrößen

Im folgenden Kapitel werden die wichtigsten Ergebnisse und Kenngrößen der ichthyologischen Untersuchungen, die an den natürlichen und den durch Gold-Tagebau beeinflussten Gewässern erfolgten, zusammengetragen und statistisch gegenübergestellt (vgl. Tabelle 19). Ein typologisch differenzierter Vergleich ist hierbei untergeordnet.

Tabelle 19: Ichthyologische Kenngrößen (gemittelte Werte über alle Befischungen) der Untersuchungsgewässer Tsagaan Chuluut (Tsa), Barchuluut (Bar), Yalbag (Yal), Yalbag Mining (YalMin), Terelj A-C und Terelj 2-4. Statistisch miteinander verglichen (Man-Whitney-Test: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,005$) wurden jeweils die Werte an den Referenzgewässern (hellgrau hinterlegt), mit denen der beeinflussten Gewässerabschnitte (dunkelgrau hinterlegt).

Parameter	Tsa. Ch.	Barch.	Yalbag	Yalbag Mining	p (Man- Whitney)	Terelj A-C	Terelj 2-4	p (Man- Whitney)
Taxa (max.)	7	5	8	7	0,003 ***	7	6	0,583
Mittlere Abundanz (Ind./ha) bzw. mittlere Fangzahl (N)								
Taimen	22	-	23	6	0,126	-	-	-
Lenok	19	388	124	140	0,203	6	4	0,598
Ark. Äsche	42	99	118	113	0,037 *	-	-	-
Amur-Äsche	-	-	-	-	-	2	7	0,091
Elritze	1054	292	494	438	0,247	7	2	0,599
Sumpf-Elritze	8	-	-	-	0,350	-	-	-
Amur-Elritze	-	-	-	-	-	4	6	0,195
Hasel	-	-	431	234	0,002 ***	-	-	-
Amur-Gründling	-	-	-	-	-	3	12	0,020 *
Schmerle	6	15	271	593	0,001 ***	18	10	0,697
Steinbeißer	42	2	102	164	0,010 **	-	-	-
Quappe	-	-	1	-	0,285	3	1	0,181
Verteilung der Reproduktionsgilden (%)								
phytophil	2	-	7	10	0,005 ***	-	-	-
psammophil	-	4	17	35	0,002 ***	54	49	0,796
lithophil	98	96	76	55	0,001 ***	37	49	0,439
lithopelagophil	-	-	-	-	0,285	9	2	0,036 *
Verteilung der Nahrungsgilden (%)								
benthivor	98	100	73	87	0,003 ***	100	100	-
omnivor	-	-	25	12	0,002 ***	-	-	-
piscivor	2	-	2	-	0,195	-	-	-

5 Diskussion

Das Khentii-Gebirge im Nord-Osten der Mongolei repräsentiert einen der wenigen großflächigen Naturräume, in dem anthropogen unbeeinflusste Fließgewässerökosysteme zu finden sind. Zugleich wird im Randbereich dieses Schutzgebiets Gold abgebaut, was zu erheblichen Störungen im Naturhaushalt und der Funktionalität des Ökosystems führt. In der Diskussion wird zunächst auf diese Veränderungen eingegangen (Kapitel 5.1).

Die Vulnerabilität einer Fischart gegenüber dem Gold-Tagebau ist im besonderen Maße von der Ökologie der untersuchten Populationen und deren lokalen Besonderheiten abhängig. Populationsökologische Erkenntnisse, sowie direkte und indirekte Veränderungen durch den Gold-Tagebau, werden in Kapitel 5.2 besprochen. Dieses Kapitel liefert außerdem wichtige Detailinformationen für artenspezifische Managementpläne, die es bisher, auf Grund fehlender Kenntnisse, für keine der bedrohten Fischarten der Mongolei gibt (Ocock et al., 2006b).

Eine Besonderheit der Gewässer des Khentii-Gebirges liegt in den extremen klimatischen Bedingungen dieser Region. Die langanhaltenden und kalten Winter und der Eisgang auf den Gewässern beeinflussen die untersuchten Fischbestände und erfordern individuell unterschiedliche Anpassungsstrategien. Mit dieser Thematik befasst sich Kapitel 5.3. .

Charakteristisch für die untersuchten Gewässer ist eine hohe saisonale und räumliche Dynamik. Diese beruht auf den klimatischen Bedingungen, aber auch auf den wechselnden Habitatansprüchen der Arten bzw. Größenklassen. So nutzen einige Arten die Zuflüsse als Laichhabitat, andere wiederum nur zur Nahrungsaufnahme. Die funktionale Bedeutung der Zuflüsse für die lokale Fischfauna wird in Kapitel 5.4 diskutiert.

Aus der Analyse der maßgeblichen Einflüsse des Gold-Tagebaus auf die Gewässerökosysteme und der Vulnerabilität der regionenspezifischen Fischfauna lassen sich Managementstrategien für einen umweltverträglichen Gold-Tagebau ableiten. Die Nennung prioritärer Managementempfehlungen, inklusive eines angepassten Monitorings, sowie ein Fallbeispiel, erfolgt in Kapitel 6, dem abschließenden Teil der Arbeit.

5.1 Analyse der signifikanten Veränderungen durch den Gold-Tagebau

Ocock und Mitarbeiter (2006a, 2006b) nennen die Verschlechterung der Habitatqualität durch Wasserverschmutzung und den Habitatverlust durch Zerstörung bzw. Übernutzung der Gewässer als erhebliche Ursachen für die aktuelle Gefährdung der Fischarten der Mongolei. Der Bergbau, so die Autoren, trägt auf Grund seiner massiven Eingriffe in das Gewässerökosystem in besonderem Maße dazu bei. Die vorliegende Untersuchung verdeutlicht, dass die Gefährdung durch den Gold-Tagebau insbesondere auf funktionale

Beeinträchtigungen einzelner Teilbereiche des Fließgewässerökosystems zurückzuführen ist und auf vielfältige Weise und mit unterschiedlicher Intensität die Fischartengemeinschaften und –populationen verändern kann.

5.1.1 Physikalisch-chemische Parameter und Nährstoffhaushalt

Die Untersuchungen der physikalisch-chemischen Parameter an den vom Bergbau beeinflussten Gewässerabschnitten und den Referenzgewässern konnten für die Gehalte an Sauerstoff, den pH-Wert sowie für die Leitfähigkeiten, signifikante Veränderungen aufzeigen. Hinsichtlich der Nährstoffgehalte waren insbesondere beim Ortho-Phosphat-P deutliche, jedoch nicht signifikante Unterschiede erkennbar.

Abwässer aus Bergbaugebieten sind häufig sauer und weisen niedrige pH-Werte auf. Kommen beim Abbaubetrieb sulfidhaltige Gesteine in Kontakt mit Luftsauerstoff, kann es zu Oxidationsprozessen und zur Bildung saurer Verbindungen kommen. So führt beispielsweise die Pyritoxidation zu schwefelsauren Abwässern mit pH-Werten zwischen 2 und 4. Mit niedrigen pH-Werten sind eine Vielzahl von chemischen Prozessen verknüpft, beispielsweise die erhöhte Löslichkeit von Schwermetallen. Über die erheblichen Einflüsse von sauren Minenabwässern auf die Umwelt (*acid mine drainage*) wird in der Literatur häufig berichtet (Morin und Hutt, 1997; Cherry et al., 2001; Lin et al., 2005; Soucek et al., 2000). Die negativen Effekte auf die Invertebraten und Fische sind hinlänglich bekannt (Havas und Rosseland, 1995). Diese führen beispielsweise zu erhöhten Sterberaten bei Fischlaich (Donaghy und Verspoor, 1997). In der vorliegenden Untersuchung wurden jedoch nicht niedrigere pH-Werte, sondern leicht höhere pH-Werte als in den Referenzgewässern gemessen. Dies deutet darauf hin, dass die Grabungsaktivitäten in den alluvialen Sedimenten auch carbonatische Gesteine freigelegt haben, deren Lösungsprodukte ein gutes Puffersystem darstellen. Die Bildung von sauren Oxidationsprodukten und die Einleitung von sauren Abwässern ist jedoch ein wichtiger und sehr häufig anzutreffender Problembereich im Bergbau, der in die Formulierung von Monitoringprogrammen und Managementmaßnahmen unbedingt aufgenommen werden sollte.

Die untersuchten Gewässer sind in Bezug auf Stickstoff sehr nährstoffarm. Die Werte für Phosphor waren erhöht, was hier jedoch als natürlich angesehen wird (anmoorige Einzugsgebiete). Bei einer Klassifizierung der Nährstoffkonzentrationen nach der LAWA-Gewässergüteklassifikation in Deutschland wären die Gewässer den Güteklassen (GGKI) I für Ammonium, GGKI I-II für Nitrit, GGKI I für Nitrat und GGKI II-III für Ortho-Phosphat-P zuzuordnen. Durch den Bergbau im Yalbag-Tal kam es offensichtlich zu einer weiteren Auswaschung von P-haltigen Gesteinen und Lösung von Phosphor im Gewässer, so dass leicht höhere Konzentrationen von Phosphat am Yalbag nachgewiesen wurden. In einer anderen Untersuchung des Eroo-Einzugsgebiet konnte, beim Vergleich von goldtagebau-

beeinflussten Fließgewässern und dem Eero, eine Erhöhung in der Gesamtposphorkonzentration um den Faktor 8 bis 15 festgestellt werden (Stubblefield et al., 2005). In der hier durchgeführten Untersuchung waren die Unterschiede zwischen den Probestellen Barchuluut und Yalbag jedoch statistisch nicht signifikant (Median Barchuluut = 0,08 mg/l; Median Yalbag = 0,1 mg/l). Die Unterschiede sind aber dennoch ökologisch relevant, da das erhöhte Phosphorangebot von Primärproduzenten genutzt und in Biomasse umgesetzt werden kann. Daraus resultiert ein Eutrophierungspotential. Da allerdings, bei gleichzeitig hoher Gewässertrübung, eine Lichtlimitierung gegeben ist, konnte in der aktuellen Untersuchung keine Eutrophierung der Gewässer festgestellt werden.

Die Phosphorfreisetzung wird jedoch nach Beendigung des Abbaubetriebs von Bedeutung, nämlich dann, wenn Schwebstoffeinträge verringert werden und sich dadurch das Lichtklima für das Algenwachstum verbessert. Zusätzlich fehlt die natürliche Beschattung in weiten Teilen der Gewässerstrecken innerhalb der Abbaugelände, da die Ufervegetation während des Abbaus entfernt wurde. Eutrophierungstendenzen wurden im Untersuchungsjahr 2005 beobachtet, als das Wasser des Yalbag deutlich klarer als in den Jahren zuvor war. Weiterhin konnte eine deutliche Eutrophierung an den Untersuchungsstellen TER 6 und TER 7 beobachtet werden. Allerdings wurden am Terej keine Nährstoffanalysen durchgeführt. Infolge der Eutrophierung kommt es zu einer erhöhten saprobiellen Belastung, die ihrerseits die heterotrophen Stoffumsätze steigert. Dies kann zu einem deutlichen Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen führen, der seinerseits beispielsweise zu sublethalen oder lethalen Effekten bei Eiern und Larven von kieslaichenden Salmoniden führt (vgl. Diskussion in Ingendahl, 1999).

Durch die Bergbauaktivitäten werden Substanzen aus dem geologischen Untergrund freigelegt, die große Relevanz für das Gewässerökosystem haben. Zu nennen sind hier beispielsweise Nährstoffe, die das Eutrophierungspotential des Gewässers erhöhen oder sulfidhaltige Gesteine, deren Oxidation zu sauren Emissionen führen.

5.1.2 Temperaturhaushalt

Die Ergebnisse der Untersuchungen belegen einen stark veränderten Temperaturhaushalt der Fließgewässerstrecken unterhalb der Bergbaugelände. Die mittlere Sommertemperatur war im Vergleich zu den Referenzgewässern um mehr als 6°C erhöht. Generell ist die Temperatur eine der wesentlichen Steuergrößen eines Ökosystems (Magnuson et al., 1979) und ein Schlüsselaspekt der Wasserqualität, da diese sehr viele physikalische, chemische und biologische Vorgänge im Fließgewässern beeinflusst (Arscott et al., 2001; Malard et al., 2001; Poole und Berman, 2001; Gu und Li, 2002). Dabei wirkt sich die Wassertemperatur erheblich auf die Physiologie der Fische aus. So steuert diese z.B. deren Metabolismus,

Wachstum und Entwicklung (Brett, 1952; Elliot und Hurley, 1998; Jones et al., 2002). Steigende Temperaturen führen nicht selten zur Begünstigung von Warmwasser-Arten wie Cypriniden und zum Rückgang der Salmoniden (Reeves et al., 1987). Das massenhafte Auftreten des Sibirischen Hasels und der Schmerle im Yalbag deuten hier klar auf eine Begünstigung dieser Arten durch den Wassertemperaturanstieg hin und sind jeweils kritisch zu bewerten. Der Hasel ernährt sich omnivor, also auch benthisch oder von Drift und ist somit ein direkter Nahrungskonkurrent für Lenok und Arktische Äsche. Die Schmerle andererseits ist Laichräuber (Tokranov, 2006) und könnte so bei hohen Bestandsdichten den Reproduktionserfolg von Lenok, Äsche und anderen Arten verringern.

Nach der EG-Fischgewässerrichtlinie (2006/44/EG, 2006) soll eine Abwärmeeinleitungsstelle die Gewässertemperatur für Salmonidengewässer um nicht mehr als 1,5°C erhöhen und einen Temperaturgrenzwert von 10°C in der Laichzeit nicht übersteigen. Diese Richtwerte wurden am Yalbag mit 6°C Temperaturerhöhung und Tagesmaximalwerten von 18,8°C bzw. 23,2°C im Juni und Juli (Monatsmittelwert = 9,6°C bzw. 15,1°C), deutlich überschritten. Auch das Porenwasser des Interstitials lag über diesem Grenzwert. Aus Tabelle 20 ist zu entnehmen, dass in 20 cm Tiefe im Juni und Juli 2005 über 30 bzw. 90 % der Messwerte den Grenzwert von 10 °C überschritten. Der Temperaturanstieg führt auf Grund einer verminderten Löslichkeit des Sauerstoffs oder durch erhöhte mikrobielle Aktivität zu einer Verringerung des Sauerstoffgehalts im Porenwasser. Dies wiederum hat potentiell Auswirkungen auf die Überlebensrate der Eier bzw. Larven von Lenok und Taimen, die während dieser Zeit noch an das Interstitial gebunden sind (vgl. Abbildung 56, Kapitel 5.1.4).

Tabelle 20: Prozentualer Anteil der Messwerte über 10 °C und Maximaltemperaturen im Barchuluut und im Yalbag während der Monate Juni und Juli 2005; dargestellt sind die Werte für drei unterschiedliche Sedimenttiefen (0, 20 und 40 cm).

		Barchuluut Sedimenttiefe (cm)			Yalbag Sedimenttiefe (cm)		
		0	20	40	0	20	40
Juni 2005	Messwerte > 10 °C (%)	0,1	0,0	0,0	40,1	30,6	25,0
	Maximum (°C)	10,1	9,8	7,9	18,8	17,5	17,3
Juli 2005	Messwerte > 10 °C (%)	22,6	20,2	12,5	93,8	95,7	95
	Maximum (°C)	13,3	12,9	11,7	23,2	22,0	22,2

Eine Erhöhung der Wassertemperatur wird durch eine Veränderung des Energietransports zwischen Luft, Wasser und Gewässerumfeld hervorgerufen. Eine wesentliche Rolle spielt hierbei die fehlende Ufervegetation in den Gewässerstrecken im Bergbaugebiet, was zu einer erhöhten Sonneneinstrahlung auf der Gewässeroberfläche führt (Weatherley und

Ormerod, 1990). Untersuchungen in Schottland haben gezeigt, dass dadurch die mittleren und die maximalen Tagestemperaturwerte steigen und die Tagesamplituden größer werden (Malcom et al., 2004; Malcolm et al., 2008). Weiterhin von großer Bedeutung sind die erhöhten Standzeiten und die Vergrößerung der Oberfläche des Wasserkörpers im Abbaugbiet. Diese werden verursacht durch zahlreiche Laufweitungen, Absetzbecken und ähnliche Strukturen (vgl. Bild 13 im Bildnachweis). Hinzu kommt ein verminderter Oberflächenwasser-Grundwasseraustausch in Folge der verschlammten Gewässersohle und der damit fehlenden „Kühlfunktion“ des Interstitials (Evans et al., 1998). Es ist davon auszugehen, dass alle drei genannten Prozesse relevant sind. Schlussendlich hat der Anstieg der Wassertemperatur des Yalbag gegenüber dem Barchuluut auch natürliche Ursachen, was mit der Größe des Gewässers zusammenhängt. Mit zunehmender Breite verringert sich das Kronendach über dem Gewässer, wodurch die direkte Sonneneinstrahlung und die Lufttemperaturschwankungen über dem Gewässer zunehmen. Dieses Phänomen dürfte jedoch auf Grund der Länge des Abbaugbiets von ca. 13 km bzw. 8 km an Yalbag und Terelj eher eine untergeordnete Rolle spielen.

Aus den Ergebnissen resultieren spezifische Managementempfehlungen, die z.B. den Erhalt der Ufervegetation oder die Minimierung der Schwebstoffeinträge beinhalten. Details hierzu werden in Kapitel 6 erläutert.

Durch den Gold-Tagebau kommt es zu einem deutlichen Temperaturanstieg im Oberflächenwasser. Dieser Temperaturanstieg stellt eine weitreichende Störung des Gewässerökosystems, mit enormem Einflusspotential auf die Fischfauna, dar.

5.1.3 Schwebstoffhaushalt

Anhand der vorliegenden Untersuchungen wird die deutlich erhöhte Sedimentfracht unterhalb der Bergbauggebiete als wichtigste abiotische Einflussgröße auf die gewässerökologischen Prozesse und die Fischfauna bewertet. Eine überhöhte Fracht an suspendierten Sedimenten ist eine wesentliche Störgröße und hat 1.) direkten Einfluss auf die aquatische Lebensgemeinschaft und 2.) direkten Einfluss auf die physikalischen Habitatbedingungen.

Die gemessenen Schwebstoffkonzentrationen waren im Eroo-EZG etwa um den Faktor 3 bis 30 und im Kherlen-EZG etwa um den Faktor 7 bis 13 höher als an den Referenzstellen. Unterhalb von Bergbaugebieten wurden auch in vergleichbaren Studien erhöhte Sedimentfrachten bzw. Trübungen gemessen. So ergaben Messungen an einer Goldmine im Süden Neuseelands eine Zunahme von < 2.4 NTU oberhalb, auf > 100 NTU unterhalb der Mine (Davies-Colley et al., 1992). Während einer Studie am Birch Creek Basin, Alaska, wurde eine Zunahme der Trübung und der Schwebstoffkonzentration von 0,27 NTU und 0,7

mg/l auf 243 NTU und 224 mg/l unterhalb eines Goldabbaugesbietes festgestellt (Weber, 1986). Im Eero und seinen Nebenflüssen wurden in einer Untersuchung die Erhöhung der Konzentration der suspendierten Sedimente um den Faktor 7 bis 12 bestimmt (Stubblefield et al., 2005). Die in der vorliegenden Arbeit gemessenen Schwebstoffkonzentrationen mit Maxima von 413 mg/l übersteigen alle weltweit gültigen Qualitätsnormen und Richtwerte für Oberflächengewässer. Tabelle 22 und Tabelle 21 geben eine Übersicht über ausgewählte Richt- und Grenzwerte für die Parameter suspendierte Schwebstoffe und Trübung.

Tabelle 21: Übersicht über ausgewählte Richtlinien und Grenzwerte in Bezug auf die Qualitätsgröße Suspendierte Schwebstoffe.

Grenzwerte für suspendierte Sedimente		
Land	Grenzwert	Referenz
Deutschland, EU	≤ 25 mg/l (90-Perzentil) Richtwert für Salmoniden- und Cyprinidengewässer	EU - Richtlinie 2006/44/EG, 2006
Deutschland, EU	< 35 mg/l Standards für das aus Kläranlagen fließende Abwasser für „normale“ und „sensitive“ Gewässer	EU – Richtlinie 91/271/EWG, 1991
Utah, North und South Dakota, USA	< 35 bzw. < 30 mg/L als Monatsmittelwert < 58 mg/l als Tagesmaximalwert für sommerkalte Gewässer	US Environmental Protection Agency, 2003
Kanada	< 25 mg/l 24-Stunden-Mittelwert < 5 mg/l 30-Tage-Mittelwert für klare Gewässer	US Environmental Protection Agency, 2003
World Bank	< 50 mg/l für Abwasser	World Bank 1999, „Effluent level guidelines“ aus United Nations, 2002

Tabelle 22: Übersicht über ausgewählte Richtlinien und Grenzwerte in Bezug auf die Trübung.

Grenzwerte für Trübung		
Land	Grenzwert	Referenz
Arizona, USA	< 10 NTU in sommerkalten Fließgewässern < 25 NTU in sommerwarmen Fließgewässern	US Environmental Protection Agency, 2003
Kanada	< 8 NTU 24-Stunden-Mittelwert < 2 NTU 30-Tage-Mittelwert in klaren Gewässern	US Environmental Protection Agency, 2003

Umfangreiche Literaturstudien von Newcombe und MacDonald (1991) zeigen, dass die Effekte erhöhter Feinsedimentbelastungen auf die Komponenten des Ökosystems, nicht nur von der Konzentration, sondern auch von der Expositionsdauer abhängig sind. Die Autoren unterscheiden letale, subletale und verhaltensbedingte Auswirkungen. Letale Effekte werden in der Literatur vielfach beschrieben (siehe Überblick in Newcombe und MacDonald, 1991) und werden beispielsweise durch Verstopfung der Kiemen hervorgerufen (Martens und Servizi, 1993). In den untersuchten Gebieten konnten keine derartigen Todesfälle und auch keine direkten Verletzungen nachgewiesen werden. Die gemessenen mittleren Konzentrationen von 50 – 95 mg/l im Yalbag und max. Werte von 200 mg/l bzw. 400 mg/l in den Jahren 2004 und 2005 am Terelj, sind dafür vermutlich zu gering. Nach Newcombe & McDonald (1991) und Birtwell (1999) stellen sie ein leichtes bzw. mittleres bis erhöhtes Risiko für Fische dar. Tödliche Effekte, so die Autoren, treten erst bei deutlich höheren Konzentrationen auf. Auch in der vorliegenden Studie waren die nachgewiesenen Veränderungen durch die erhöhte Schwebstoffkonzentrationen sublethal und resultierten eher indirekt aus funktionalen Störungen des Ökosystems (z.B. Verringerung des Konditionsfaktors, siehe Kapitel 5.1.7). Darüber hinaus führen die erhöhten Schwebstoffkonzentrationen potentiell zu Verhaltensänderungen (Kapitel 5.1.6). Ganz wesentlich jedoch beeinträchtigt eine erhöhte Konzentration an Schwebstoffen die Funktionalität des Kieslückensystems, wie im folgenden Kapitel diskutiert wird.

Der Gold-Tagebau führt zu einer deutliche Trübung des Wasserkörpers und zu erhöhten Konzentrationen an suspendierten Schwebstoffen. Diese beeinflussen die Fische indirekt über funktionale Störungen einzelner Kompartimente des Fließgewässerökosystems.

5.1.4 Hyporheisches Interstitial

Die durchgeführten Sedimentfallenversuche belegen, dass die Bergbauaktivitäten signifikante Veränderungen im hyporheischen Interstitial hervorrufen. Die stark erhöhte Feinsedimentfracht in den Gewässerabschnitten unterhalb der Abbaugelände führt zur Sedimentation von Feinpartikeln und zur Einlagerung von Feinmaterial in das Innere des Korngerüsts. Dadurch kommt es zur Selbstabdichtung der Gewässersohle (Kolmation). Auch andere Studien stellten als Folge von erhöhten Feinsedimentfrachten Kolmationsprozesse fest (Cunningham et al., 1987; Schälchli, 1992). Unter dem Begriff der Kolmation sind alle Prozesse zu verstehen, die durch die Reduktion des Porenvolumens und die Verfestigung des Sohlsubstrates zur Abnahme der Durchlässigkeit der Sohle führen (Gutknecht et al., 1998). Das Interstitial ist von großer Bedeutung für das Fließgewässerökosystem und erfüllt wesentliche Funktionen als Habitat, Festbettreaktor, Retentionsraum und thermischer Puffer (Borchardt und Pusch, in print; Ibisch, 2004). Zahlreiche lithophile Fischarten wie Lenok, Taimen und die Äschen durchlaufen Entwicklungsstadien, die an das

hyporheische Interstitial direkt gebunden sind. In Folge der Kolmation ist mit zahlreichen funktionalen Störungen des hyporheischen Interstitials zu rechnen.

Die durchgeführten Piezometermessungen deuten darauf hin, dass der hydraulische Austausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser durch die Kolmation am Yalbag stark verringert war. In einer Studie über den Goldabbau in Alaska wurden in den Gewässern unterhalb der Seifenlagerstätten ebenfalls Kolmationsvorgänge und ein reduzierter Oberflächenwasser-Grundwasseraustausch festgestellt (Bjerklie und LaPerriere, 1985). Der vertikale Austausch durch das Interstitial hat, je nach Richtung, unterschiedliche, aber in jedem Fall wesentliche Bedeutung für das Ökosystem. Grundwasser weist relativ hohe und stabile Temperaturen auf (Ward et al., 1999), wodurch es im Sommer eine kühlende, im Winter ein wärmende Funktion hat. Dadurch beeinflusst das Grundwasser z.B. die Habitatqualität für Fische, die etwa bei extremen Wintern in Bereichen mit ausströmenden Grundwasser geeignete Überwinterungshabitate finden (Power et al., 1999). Es bestimmt darüber hinaus wesentlich die Hydrologie eines Gewässers, den Nährstoff- und Salzgehalt, sowie den Eintrag organischen Materials.

Der vertikale Flux des Oberflächenwassers in das hyporheische Interstitial ist umgekehrt für die Versorgung des Interstitials mit Sauerstoff verantwortlich. Die Kolmation und der verminderte vertikale Austausch führen somit meistens zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen in den Gewässersedimenten (Bjerklie und LaPerriere, 1985; Turnpenny und Williams, 1980; Brunke und Gonser, 1997; Greig et al., 2007). Am Yalbag wurde dieser Zusammenhang nicht bestätigt und die Sauerstoffkonzentrationen im Kieslückensystem waren gegenüber der Referenz nicht vermindert. Beide Gewässer erfüllen bis zu einer Sedimenttiefe von 25 cm sogar die geforderte Minimalkonzentration von 7,0 mg/l, die z.B. für eine erfolgreiche Reproduktion des Atlantischen Lachses nötig wäre (Davis, 1975). Die Ursache für die geringen Unterschiede in der Sauerstoffkonzentration der zwei Untersuchungsgewässer ist unklar. Möglich wäre etwa, dass die heterotrophen Stoffumsätze im Yalbag allgemein geringer sind. Dies wäre beispielsweise durch einen verminderten Eintrag allochthoner Biomasse durch Laub, aber auch durch eine geringere Produktivität des Gewässers erklärbar (siehe auch Diskussion in Kapitel 5.1.7).

Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs ist eine wesentlich Steuergröße für den Reproduktionserfolg der kieslaichenden Fischarten. In der Literatur wird häufig beschrieben, dass die Kolmation den Reproduktionserfolg dieser Arten durch Beeinträchtigung der Ei-, Larval- oder Juvenilentwicklung vermindert (Berkmann und Rabeni, 1987; Zeh und Dönni, 1994; Curry und MacNeill, 2004). Suboptimale Sauerstoffkonzentrationen führen z.B. bei Salmoniden zu erhöhten Mortalitätsraten (Rubin und Glimsater, 1996) oder vermindertem Wachstum der Larven (Olsson und Persson, 1988).

Ein weiteres Problem für kieslaichende Fischarten ist die physische Barriere, die sich als Folge der Kolmation bildet. Durch die Einlagerung von Feinsedimenten kommt es zu einer Art „Falleneffekt“, der die Emergenz verhindert oder eine frühzeitige Emergenz der Dottersacklarven hervorruft. Die daraus folgenden Effekte, wie erhöhte Mortalität oder geringeres Wachstum der emergierten Larven, wird von zahlreichen Autoren beschrieben (Phillips et al., 1975; Olsson und Persson, 1988; Peterson und Metcalfe; 1981; Rubin, 1998). Bolliet und Mitarbeiter (2005) beispielsweise verglichen in Laborversuchen das Emergenzverhalten und das Wachstum von jungen Bachforellen in Bereichen mit intaktem Sohlsubstrat und mit kolmatierter Sohle. In Bereichen mit kolmatierter Sohle drifteten mehr Tiere ab und das Wachstum war geringer als bei den Jungsalmoninden der Kontrolle (Bolliet et al., 2005).

Der Anteil der lithophilen Fischarten ist in den untersuchten Gebieten sehr hoch, und wie Abbildung 56 verdeutlicht, erstrecken sich die an das Interstitial gebunden Entwicklungsphasen über einen mehr oder weniger langen Zeitraum zwischen Mitte April und Ende Juli. Die Dauer dieser sensiblen Lebensphase ist artspezifisch und variiert bei den untersuchten Fischarten zwischen 120 und 450 Tagesgraden. Je nach Wassertemperatur entspricht dies ca. 20 bis maximal 70 Tagen, die bis zum Aufschwimmen der Jungfische vergehen. Zwischen dem Schlupf und dem Aufschwimmen verbleiben die Larven im Interstitial (häufig in noch tieferen Sedimentschichten als die Eier) bis der Dottersack weitestgehend aufgezehrt ist. Während dieser gesamten Phase der Ei- und Larvalentwicklung müssen ausreichend hohe Sauerstoffkonzentrationen (DeVries, 1997) und geeignete strukturelle Habitatbedingungen gewährleistet sein.

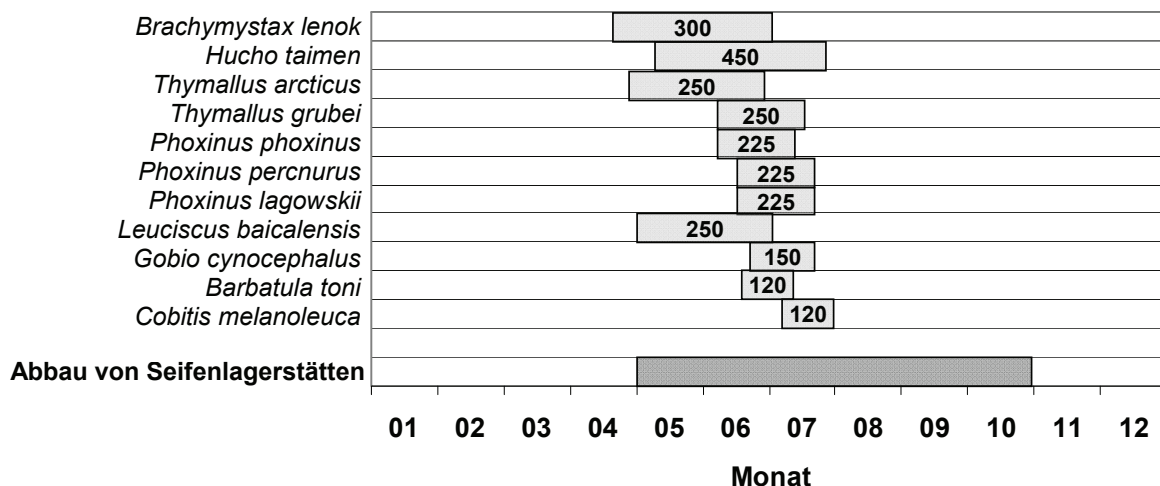


Abbildung 56: Saisonale Einordnung der Entwicklung von Fischeiern und -larven lithophiler Arten während der Interstitial-Phase (Angabe der Tagesgrade zwischen Eiablage und Aufschwimmen der Larven) und Zeitspanne der Abbauaktivitäten von Goldvorkommen in Seifenlagerstätten. Die Dauer der Entwicklung wurde auf Basis eines vereinfachten Jahres-Temperaturverlaufs berechnet, der sich an realen Messwerten am Tsagaan Chuluut und Barchuluut orientiert.

Da viele Abbautechniken auf Grund des Wasserbedarfs während der kalten Winter nicht funktionieren (Bazuin et al., 2000), wird in den meisten Abbaugeländen zeitgleich zur Laichzeit der lithophilen Arten, auch die Bergbauaktivität wieder aufgenommen. Die Sedimentfallenversuche zeigen klar, dass damit die Belastung mit suspendierten Feinsedimenten ansteigt und eigene Beobachtungen am Yalbag, dessen Wasser vor Beginn der Abbauproduktionen Ende April noch relativ klar war und nach Beginn der Waschungen deutlich trüber wurde, bestätigen dies. Das Risiko, dass der Reproduktionserfolg der kieslaichenden Arten durch den erhöhten Feinsubstrateintrag beeinflusst wird, steigt dadurch deutlich an.

Wie oben beschrieben, sind die Effekte der erhöhten Feinsubstratbelastung und der Kolmation der Gewässersohle bei den kieslaichenden Fischarten, recht gut erforscht. Auch gibt es recht gute Kenntnisse über den Einfluss der Kolmation auf benthische Primärproduzenten und Makroinvertebraten (Wood und Armitage, 1997; Erman und Ligon, 1988; Richards und Bacon, 1994). Wenige Arbeiten gibt es dagegen zu den Effekten auf Kleinfischarten oder Jungfische. Diese Frage ist jedoch auf Grund der langen und kalten Winter und der potentiellen Bedeutung des Kieslückensystems als Überwinterungshabitat von besonderer Bedeutung (vgl. auch Kapitel 5.3). Untersuchungen zur Habitatnutzung von Jungsalmoniden etwa, haben gezeigt, dass diese Geröllsedimente als Winterhabitat bevorzugt dann nutzen, wenn es nicht kolmatiert ist (Hillmann et al., 1987).

Die Kolmation ist eine gravierende Folgeerscheinung eines unter ökologischen Gesichtspunkten unzureichend betriebenen Gold-Tagebaubetriebs und hat, wie oben beschrieben, zahlreiche Einflüsse auf das gesamte Ökosystem. Eines der prioritären Ziele für einen umweltverträglichen Gold-Tagebau ist daher die Minimierung der Feinsedimenteinträge und somit die Verhinderung von Kolmationsprozessen. Diese Maßnahme gewinnt zusätzlich an Bedeutung, wenn die räumliche Ausdehnung der Einflüsse in Betracht gezogen wird. Die Beobachtungen an der Probestelle Terej 7 zeigen, dass Kolmationsprozesse noch über 30 km unterhalb des Abbaugeländs auftreten.

Der erhöhte Eintrag von Feinsedimenten führt zur Kolmation der Gewässersohle. Als Folge wird die Funktionalität des hyporheischen Interstitials als Habitat sowohl für die Fischfauna, als auch für andere Taxa, erheblich beeinträchtigt. Auch auf den Temperaturhaushalt des Gewässers hat die Kolmation starken Einfluss.

5.1.5 Gewässerumfeld und Gewässerstrukturen

In Folge des Abbaus der alluvialen Goldvorkommen kommt es zur großflächigen Zerstörung der natürlichen Aue und der Ufervegetation. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass an den rekultivierten Gewässerstreifen noch Jahre nach Beendigung der

Abbautätigkeiten überwiegende Teile der Ufer vegetationslos und nur kurze Abschnitte mit einer Grasschicht bedeckt waren. Die Strauch- und Baumschicht fehlt völlig. Ufer und Aue haben jedoch eine große Bedeutung für das Fließgewässerökosystem und beschreiben nach der Modellvorstellung von Ward (1989) die laterale Dimension eines Fließgewässers. Diese beeinflusst das Retentionsvermögen, die Wasserqualität und -temperatur, die Uferstabilität und -ausprägung und den Eintrag von allochthonem organischen Material (Ward, 1989). Wie diese Arbeit zeigt, beeinflusst der Abbau der Goldvorkommen mehrere der genannten Komponenten.

Aufgrund der fehlenden Ufervegetation kommt es im Abbaugbiet zu einer verstärkten Sonneneinstrahlung, was vermutlich eine der Ursachen für die signifikant höheren Temperaturen im Yalbag gegenüber den Referenzgewässern ist (vgl. 5.1.2).

Ein weiterer wesentlicher Nachteil der fehlenden Ufervegetation ergibt sich aus dem geringeren Eintrag von allochthoner Nahrung, z.B. für driffressende Fischarten. Untersuchungen über Salmoniden haben gezeigt, dass sich diese zu wesentlichen Anteilen von allochthoner Nahrung, die von der uferbegleitenden Vegetation ins Wasser fällt, ernähren (Allan et al., 2003; Elso und Giller, 2001). Bei Untersuchungen am Eroo und Barchuluut fand man heraus, dass ca. 20% der Nahrung von Lenok und Arktischer Äsche allochthonen Ursprungs war (Chandra et al., 2005). Ob eine Verminderung des Anteils allochthoner Nahrung in den rekultivierten Abschnitten des Yalbags vorlag, ist ungewiss. Potentiell wäre dies aber eine weitere Erklärung für die geringere Korpulenz einiger Arten in den beeinflussten Gewässerabschnitten des Yalbag (vgl. Kapitel 5.1.7).

Die fehlende Ufervegetation hat des Weiteren Einfluss auf die Uferstabilität. So konnte in den rekultivierten Abschnitten des Yalbag deutlich Seitenerosion beobachtet werden. Gewässerabschnitte mit lückenhafter oder fehlender Ufervegetation neigen verstärkt zu Seitenerosion (Osborne, 1993), in dessen Folge auch Unterstände verloren gehen. Beide Effekte sind von Bedeutung. Erstens stellen Unterstände an überhängenden Bäumen oder Büschen bzw. unter unterspülten Ufern bevorzugte Habitate für zahlreiche Fischarten dar (Jungwirth et al., 2003). Bless (1992) verdeutlichte in seiner Arbeit die Relevanz solcher Strukturen für die Elritze und wurde in der vorliegenden Arbeit bestätigt. Zweitens führt die Erosion der Ufer zu einem zusätzlichen Eintrag von Feinsedimenten in das Gewässer. In Kombination mit alten Ablagerungen aus Zeiten der Abbautätigkeiten, sowie Erosionsprozessen auf der ehemaligen Abbaufäche, können diese Einträge sogar höher sein, als die tatsächlichen Punktquellen aus dem aktuell betriebenen Abbaugbiet (Pentz und Kostaschuk, 1999). Der Erhalt bzw. die zielgerichtete Rekultivierung der Auen- und Ufervegetation ist daher eine prioritäre Managementstrategie, wirkt sie doch wesentlich der Erosion des Ufers und des Eintrags von Feinsedimenten in das Gewässer entgegen (Sutherland et al., 2002).

Trotz Rekultivierung kommt es im untersuchten Abbaugbiet zu strukturellen Defiziten im Gewässer. Das verdeutlichen sowohl die geringere Variabilität der maximalen Tiefe, als auch die uniformen hydraulischen Gegebenheiten, die auf wenige, strömungsberuhigte Abschnitte hinweisen. Beides deutet auf den Verlust von Riffle-Pool-Sequenzen hin, die wesentlich zur Habitatdiversität in rhitralen Gewässern beitragen und geeignete Bedingungen für eine diverse Fischfauna bieten (Schlosser, 1982; Schlosser, 1991). Die zusammenfassenden Darstellungen von Jungwirth und Mitarbeitern (2003) verdeutlichen, dass Artenzahl, Abundanz und Biomasse in Gewässerabschnitten mit strukturell vielfältigem Gewässerbett am höchsten sind. In der vorliegenden Arbeit wurden hingegen keine dieser Effekte bestätigt. Weder die Artenzahl, noch die Bestandssituation sensibler Arten wie etwa der Arktischen Äsche, waren negativ verändert. Es gibt sogar Arten, für die die Veränderungen der Habitatstrukturen und der Wasserqualität förderlich sind und die dadurch in diesem Gebiet überhaupt erst vorkommen (bedingt möglicherweise auch durch die Nähe zum Abbaugbiet, wo wiederum ganz andere Habitatstrukturen vorhanden sind, so z.B. Absetzbecken). So profitiert der Sibirische Hasel vermutlich von der erhöhten Temperatur, Steinbeißer und Schmerle von einem vermehrten Vorkommen ihres bevorzugten Laichsubstrats (submerse Wasserpflanzen in den Absetzbecken bzw. erhöhte Anteile sandigen Substrats).

Wesentlich sind die Strukturveränderungen jedoch im Hinblick auf die Habitateignung dieses Gewässerabschnitts im Winter, wenn strömungsberuhigte und tiefe Gewässerabschnitte für viele Arten bevorzugte Überwinterungshabitate darstellen (Cunjak, 1996; Huusko et al., 2007). Der untersuchte Abschnitt des Yalbag weist hier trotz Rekultivierung nur eine geringe Habitatqualität auf.

Der Verlust der Strukturen im Gewässer ist auf die Abbautätigkeiten und auf die lockere Aggregation der Bettsedimente in Folge der Umlagerungen der alluvialen Schichten während des Abbaus der Goldvorkommen zurückzuführen. Die lockere Aggregation fördert die Tiefenerosion, die ihrerseits die Ausbildung eines geschlängelten und hydraulisch diverseren Gewässerverlaufs beeinträchtigt. Die aufgezeigte Bedeutung einer hohen Strukturdiversität für ein funktionierendes Fließgewässerökosystem resultiert in einer Managementempfehlung, die den Erhalt von ausgewählten Abschnitten des Mutterbetts und/oder eine naturnahe Rekultivierung mit Uferbepflanzungen und einen geschlängelten Gewässerverlauf vorsieht.

Durch den Gold-Tagebau werden Aue und Ufer zerstört und Gewässerabschnitte im ehemaligen Abbaugebieten weisen, trotz Rekultivierung, gegenüber den Referenzgewässern Strukturdefizite auf.

5.1.6 Flusskontinuum

Die Ergebnisse der Reusenbefischungen am Yalbag weisen darauf hin, dass der Gold-Tagebau die Wahl der Wanderrouen bei Fischen beeinflusst. Arktische Äsche und Lenok z.B. meiden den Gewässerabschnitt, der durch das Abbaugbiet führt und sie erreichen den Oberlauf des Yalbag fast ausschließlich durch das Umgehungsgerinne. Morphologische Barrieren wie Verrohrungen und Abstürze, die bekannterweise die Aufwärtswanderung der Fische unterbrechen (O'Brien, 1999) und eine Erklärung für die unterschiedlichen Fangzahlen böten, wurden am Yalbag nicht nachgewiesen. Dafür spricht auch die große Zahl an Elritzen und Schmerlen, die oberhalb des Abbaugbiets gefangen wurden. Die Barrierewirkung ist somit eher auf die Hydraulik oder die Wasserqualität, z.B. die Trübung zurückzuführen.

Die Hydraulik hat einen wesentlichen Einfluss auf die Fischwanderung bzw. auf die Wahl der Wanderrouen. An einmündenden Seitentälern in größere Fließgewässer oder an Zusammenflüssen unterhalb von Laufteilungen (wie etwa im Falle der zwei Gerinne am Yalbag) reagieren die Fische auf die Abflussmenge und die Strömungsgeschwindigkeit, die sie dort registrieren. Ob die Fische in Einmündungen einwandern, hängt von der „Lockwirkung“ dieser Strömung ab und von den Strömungspräferenzen der jeweiligen Arten. Rheophile Arten beispielsweise neigen dazu, der stärkeren Strömung zu folgen (Weaver, 1963 in Jens et al., 1997). Ein deutlich verminderter Abfluss auf Grund erhöhten Wasserverbrauchs während des Abbauprozesses und ungünstige Dotationsverhältnisse zwischen zwei Gerinnen können so die Einwanderung beeinflussen. In der vorliegenden Untersuchung liegen hierfür jedoch keine eindeutigen Anzeichen vor, da der Abfluss durch das Abbaugbiet und das Umgehungsgerinne ähnlich groß waren. Innerhalb des Abbaugbiets ist auf Grund von Laufweitungen, Absetzbecken oder anderen „unnatürlichen“ Strukturen aber durchaus mit hydraulischen Unterbrechungen des Kontinuums zu rechnen.

Aus den Ergebnissen von Newcombe und MacDonald (1991) etwa geht hervor, dass erhöhte Sedimentfrachten Verhaltensveränderungen auslösen. Untersuchungen über die Arktische Äsche weisen das Ausweichen der Fische flussabwärts (McLeay et al., 1987) oder die Vermeidung stark getrübtter Zuflüsse (Scannel 1988 in Birtwell, 1999) nach. In der vorliegenden Arbeit wurde ebenfalls ein „Umkehrer“ nachgewiesen, doch stiegen prinzipiell die Fangzahlen in den Reusen mit zunehmenden Konzentrationen an suspendierten Sedimenten. Dies ist wahrscheinlich auf eine Abflusserhöhung zurückzuführen, in dessen Folge größere Mengen von abgelagerten Feinsedimenten remobilisiert wurden. Dass bis zu einem gewissen Grad die Wanderaktivität mit dem Abfluss positiv korreliert, ist von einigen Arten, wie etwa der europäischen Äsche bekannt (Meyer, 2001). Stichpunktartige, jedoch nicht abgesicherte Daten weisen darauf hin, dass die Konzentration an suspendierten

Sedimenten an Reuse 3 a (549 ± 417 mg/l, Mittelwert aus drei Messungen) deutlich geringer war, als an Reuse 3 b (882 ± 32 mg/l, Mittelwert aus drei Messungen). Vor dem Hintergrund der geringen Unterschiede in der Hydraulik lässt dies einen Einfluss der Trübung vermuten. Jedoch können auch erhöhte Temperaturen (Alabaster, 1990) oder schlechte Wasserqualität (Maes et al., 2008) zur Beeinträchtigung der Fischwanderung führen, weshalb hier kein abschließendes Urteil gefällt werden kann.

Deutlich wird, dass in Folge der Abbautätigkeiten Umweltbedingungen geschaffen werden, die von einigen Arten gemieden werden. Liegt das Abbaugelände im Hauptschluss und existiert kein Umgehungsgerinne, dann erreichen diese Arten die oberhalb gelegenen Gewässerabschnitte nicht oder nur eingeschränkt. Der fehlende Nachweis von Fischen an der obersten Probestelle des Terelj könnte auf einen solchen Fall hinweisen.

Im Rhithralbereich von Fließgewässern spielen longitudinale Wanderungsbewegungen eine wesentliche Rolle zum Erhalt einer intakten Fischfauna (Jungwirth et al., 2000). Die ungestörte Einwanderung der Fische in die Zuflüsse bzw. Oberläufe der Gewässer ist von hoher Wichtigkeit, sowohl für diejenigen Arten, die dort laichen, als auch für die Arten bzw. Alterstadien, die diese als Nahrungshabitat nutzen (siehe auch Kapitel 5.4). Der Erhalt der longitudinalen Durchgängigkeit ist damit ein wesentlicher Aspekt, der durch geeignete Managementstrategien dringend realisiert werden muss.

Der Gold-Tagebau beeinflusst die Wahl der Wanderrouten der Fische und die lineare Durchgängigkeit eines Gewässers. Umgehungsgerinne stellen eine geeignete Maßnahme dar, um die Aufwanderung von Mitteldistanzwanderfischen in Gewässerabschnitte oberhalb des Abbaugeländes sicherzustellen.

5.1.7 Trophisches Gefüge und individuelle Fitness

Als eine Ursache für den verminderten Konditionsfaktor einiger Arten kann die veränderte Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos in den untersuchten Gewässern gelten. Die Ergebnisse einer Benthosbeprobung zeigen, dass die Gesamtabundanz der benthischen Besiedler unterhalb der Abbaugelände signifikant verringert war (Saulegul, 2006). Dies ist auf die erhöhten Schwebstofffrachten zurückzuführen, deren negative Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zahlreich belegt sind (Davis, 1975; Milner und Piorkowski, 2004). Sie umfassen einerseits direkte Effekte, wie die Zunahme der Scherkräfte, die den Abtrag von Organismen vom Substrat erhöhen (Berry et al., 2003). Andererseits gehören aber auch indirekte Effekte dazu, die sich aus der Verminderung der Aufwuchsbiomassen (Van Nieuwenhuysse und LaPerriere, 1986; Ryan, 1991) ergeben. Letzteres führt zu einer bottom-up Steuerung der Makroinvertebratenbiomasse und –abundanz (Wagener und LaPerriere, 1985; Wood und Armitage, 1997; Fossati et al., 2001), die sich durch alle trophischen

Ebenen des Gewässerökosystems fortpflanzt und letztendlich auch zu einer Verminderung der Fischpopulationen führt (Harding und Boothroyd, 2004).

Einen weiteren wichtigen Aspekt stellt in diesem Zusammenhang die Effizienz der Nahrungsaufnahme, insbesondere bei driffressenden Arten, dar. So wurde für zahlreiche Arten bewiesen, dass die Effizienz der Nahrungsaufnahme oder die Fressrate mit steigender Trübung sinkt (Lloyd et al., 1987; Rowe und Dean, 1998). Versuche mit driffressenden Cypriniden z.B. zeigten, dass sich der reaktive Bereich bereits bei Trübungswerten von 9 bis 10 NTU um 50 % verringert und die Fangeffizienz mit zunehmender Trübung signifikant abnimmt (Zamor und Grossman, 2007).

Als dritte Ursache für die verringerten Konditionsfaktoren der Fische in den beeinflussten Gebieten können generell Stressoren genannt werden, die auf die Trübung, die erhöhten Sedimentfrachten, die erhöhte Temperatur oder sonstige Habitatveränderungen durch den Gold-Tagebau zurückzuführen sind. Andere Studien geben hier z.B. erhöhten physiologischen Stress oder geringfügige Gewebsverletzungen der Kiemen als Ursache für ein vermindertes Wachstum an (McLeay et al., 1987; Newcombe und MacDonald, 1991).

Wahrscheinlich tragen alle drei genannten Aspekt zur Verminderung der Konditionsfaktoren ausgewählter Arten bei. Wesentliche Störgröße für diese funktionale Beeinträchtigung ist jedoch die Trübung und deren Folgeerscheinungen. Für ein Management resultiert daraus wiederholt die Forderung nach der Minimierung der Schwebstofffrachten.

Der Gold-Tagebau führt bei einigen Fischarten zu einer Verringerung der Fitness. Wesentliche Einflussgrößen sind funktionale Störungen der Produktivität des Gewässers und eine verminderte Effizienz bei der Nahrungsaufnahme.

5.2 Ökologie und Gefährdung der untersuchten Populationen

Während der Untersuchung wurden 14 Fischarten nachgewiesen. Dies entspricht den Angaben von Dulmaa (1999) und anderen Autoren, die über das Khentii-Gebiet gearbeitet haben (Dgebuadze et al., 2003; Melchert, 2000; Mühlenberg et al., 2000) und gibt ein repräsentatives Bild der regionalen Fischfauna wieder. Im Folgenden wird auf die Ökologie und die Bestandsituation der Arten eingegangen und, basierend auf den signifikanten Veränderungen durch den Gold-Tagebau, eine Gefährdungsabschätzung für die Arten durchgeführt.

5.2.1 Taimen (*Hucho taimen*, Pallas 1773)

Taimen wurden im Rahmen der Untersuchung im Tsagaan Chuluut und in den Gewässerabschnitten des Yalbag gefangen und repräsentieren dort weniger als 2 % der Fischfauna. Im Hinblick auf die mittlere Dichte von 22 bzw. 23 Ind./ha ist der Taimen eine seltene Art. Im Eroo fand Rudolph (2006) maximale Abundanzen, die deutlich darüber lagen, wobei ausschließlich die Altersklasse 0+ nachgewiesen wurde. Er ermittelte Werte (drei aufeinander folgende Elektrobefischungen nach der Removal-Methode und Abundanzberechnung nach der Maximum-Weighted-Likelihood-Methode) von bis zu 400 Ind./ha in lenitischen und über 250 Ind./ha in lotischen Bereichen des Flusses (Rudolph, 2006). Die Dominanz des Taimen an der Gesamtfischfauna betrug dabei 0,8 %. In Holciks' umfassendem Werk finden sich detaillierte Angaben zu Dominanz und Dichte des Huchen (1988), aber keine artspezifischen Angaben zum Taimen. So wurden am Uvac Fluss, im ehemaligen Jugoslawien, mit Kiemennetzen Dominanzen des Huchen von 0,96 % an der Gesamtfischfauna festgestellt (Kosovic et al, 1975 in Holcik, 1988), Untersuchungen am Fluss Poprad ergaben Dominanzen von 0,42 bis 1,83 % (Kirka, 1975 in Holcik, 1988). Die Häufigkeit des Taimen am Gesamtfang in der vorliegenden Arbeit ist damit vergleichbar zu anderen Studien über den Taimen bzw. den Huchen.

Die Altersklassenverteilung und das zeitliche Auftreten der gefangenen Tiere unterscheiden sich zwischen den untersuchten Gewässern. Im Tsagaan Chuluut dominierten, neben Einzelnachweisen von 1+ im Frühjahr, die Altersklasse 0+, die vor allem während der Sommermonate nachgewiesen wurde. Da ab Juli mit der Emergenz der jungen Taimen zu rechnen ist und es in der Literatur keine Hinweise auf weiträumige Wanderungen dieser Stadien gibt, ist es sehr wahrscheinlich, dass der Taimen im Tsagaan Chuluut laicht. Im Yalbag kommen die Altersklassen 0+ bis 3+ vor, wobei die 0+ fast ausschließlich im Herbst gefangen wurden. Dies wiederum lässt den Schluss zu, dass der Yalbag kein Reproduktionsgebiet des Taimen ist. Auch sind die gefangenen älteren Stadien im Yalbag vermutlich noch nicht geschlechtsreif. Huchen und Taimen werden je nach Geschlecht und geographischer Lage meist erst im Alter von 4+ oder 5+ geschlechtsreif (Holcik, 1995; Schulz und Piery, 1982).

Das Vorkommen der Taimen lässt sich an Hand der Nahrungsverfügbarkeit recht plausibel erklären. In der Literatur wird beschrieben, dass Taimen und Huchen ähnliche ökologische Ansprüche aufweisen (Hensel und Holcik, 1983; Holcik, 1995) und sich nach der Emergenz vor allem von Makrozoobenthern und Zooplanktern ernähren (Augustyn et al., 1998; Holcik et al., 1988; Nikcevic et al., 1998). Auf Grund der höheren Benthosdichten (Saulegul, 2006) bieten sich im Tsagaan Chuluut somit bessere Bedingungen für die frisch emergierten Jungfische als im Yalbag. Einige Wochen nach der Emergenz gehen die Tiere zu einer piscivoren Ernährungsweise über, die im wesentlichen aus Cyprinidenbrut besteht (Holcik et

al., 1988; Matveyev et al., 1998). Diese Nahrungsressource ist in beiden Gewässern nicht oder nur kaum vorhanden, was vermutlich im Herbst zum Abwandern der Jungfische in den Eero führt. Die Arbeiten von Rudolph (2006) zeigen, dass im Eero ab August massenhafter Elritzenbrut vorkommt, was eine ideale Nahrungsressource für die heranwachsenden Taimen darstellt. Ab dem zweiten Lebensjahr wechseln die Taimen zu einer ausschließlich (abgesehen von terrestrischer Nahrung) piscivoren Ernährungsweise (Holcik, 1995; Nikcevic et al., 1998), was das verstärkte Auftreten der älteren Stadien im Yalbag erklärt. Dort bieten die hohen Dichten des Sibirischen Hasel und der Schmerle (Mageninhaltsanalysen weisen Schmerlen als häufige Beute des Taimen aus, unveröffentl. Daten) gute Nahrungsgrundlagen für die Altersklassen 1+ bis 3+.

Die Taimenpopulationen im Einzugsgebiet des Baikalsees sind seit Jahrzehnten rückläufig und in manchen Gewässern ist die Art bereits völlig verschwunden (Dulmaa, 1999; Matveyev et al., 1998). Die von Holcik (1988) gesammelten Informationen über den Huchen zeichnen für Europa ein noch negativeres Bild. Als Gründe für den Rückgang können die Fischerei, die Habitatdegradation und -fragmentation und die anfällige Reproduktionsbiologie der Art in Betracht gezogen werden. Aus dem Einzugsgebiet des Baikalsees wird z.B. berichtet, dass den Fischen während der Laichwanderungen oder während der Überwinterung in tieferen Gewässerabschnitten sehr effizient nachgestellt wird (Matveyev et al., 1998). In Europa wurden wasserbauliche Maßnahmen aller Art als wichtigste Gefährdungsursache für die lokale Huchenbestände gesehen (Jungwirth, 1977, 1978, 1979 in Schulz und Piery, 1982). Die Autoren der aktuell erschienenen Roten Listen der Fische der Mongolei prognostizieren einen Rückgang der lokalen Taimenpopulationen um 60 % in den nächsten 20 Jahren, weshalb die Art als „stark gefährdet“ eingestuft wurde (Ocock et al., 2006). Aus den zur Verfügung stehenden Listen der IUCN (IUCN, 2001 & 2003) identifizierten Ocock und Mitarbeiter (2006 a) drei Gefährdungsursachen (IUCN-Kriterien A2de, A3de und B2ab(iii, v)):

- „aktuelle und potentielle Grade der Ausbeutung“ z.B. legale und illegale Fischerei
- „Effekte von eingeführten Taxa, Hybridisierung, Gifte, Umweltverschmutzung, Konkurrenten oder Parasiten“ und
- „sehr stark fragmentierte“ Populationen und Rückgang der Population auf Grund der Habitatqualität und -quantität und der Zahl der geschlechtsreifen Tiere

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass der Gold-Tagebau mitverantwortlich für zwei dieser Gefährdungsursachen ist. Der Gold-Tagebau führt bei unzureichendem Management zur Verschmutzung der Gewässerabschnitte mit erhöhten Frachten suspendierter Schwebstoffe unterhalb des Abbaugebiets. Des Weiteren hat der Gold-Tagebau einen direkten (Verlust der Gewässerstrukturen im Abbaugebiet), als auch indirekten Einfluss (Veränderung des Sediment- und Stoffhaushalts, der Temperatur, der Nahrungsressourcen)

auf die Habitatqualität und –quantität (vgl. Kapitel 5.1). Daraus ergeben sich potentiell zahlreiche Auswirkungen auf die Taimenpopulation, die im Folgenden genannt werden.

Durch den erhöhten Sedimenteintrag verschlechtert sich die Qualität des Sohlsubstrats in den Laichgebieten, wodurch der Reproduktionserfolg sinkt. Der Taimen ist hiervon stärker betroffen als andere lithophile Arten, da die Entwicklung der Eier und Larven sehr lange dauert. Laut Penaz und Prihoda (1981 in Holcik, 1995), erfolgt die Emergenz erst nach ca. 450 Tagesgraden, womit die Eier und Larven länger auf optimale Bedingungen im hyporheischen Interstitial angewiesen sind. Auch die Tiefe der von den Weibchen angelegten Laichgruben und die Lage der Eitaschen ist hier von Bedeutung. Die Tiefe der Eitaschen ist insbesondere von der Größe der Weibchen abhängig (Ottaway et al., 1981) und beträgt bei den großwüchsigen Taimen bis zu 20 cm (Gilroy, pers. Mitteilung in Ocock et al. 2006 a). Die in Kapitel 5.1.4 beschriebenen Effekte der Kolmation und des Falleneffekts wirken sich somit verstärkt aus.

Wie oben bereits erwähnt, ernähren sich die jungen Taimen nach der Emergenz zunächst von Makrozoobenthos und erst im Spätsommer von Fischbrut. Durch die geringere Dichte des Makrozoobenthos unterhalb der Abbaugelände verschlechtert sich das Nahrungsangebot für die Jungfische. Auch führt der Gold-Tagebau zu einer Verschlechterung des terrestrischen Nahrungsangebots, was während der Sommer- und Herbstmonate in substantiellen Anteilen zur Ernährung der Taimen beiträgt, so z.B. Kleinsäugetern aller Art (Chandra et al., 2005; Holcik et al., 1988). Wie der Vergleich der Untersuchungsstrecken zeigt, kommt es in Folge der Abbautätigkeiten zu einer großflächigen Zerstörung der Aue, inklusive der Vegetation und des Mutterbodens. Derartig massive Eingriffe beeinflussen vermutlich auch die Kleinsäugeternpopulationen und damit die Nahrungsgrundlage der Taimen.

Die ideale Wassertemperatur für den Taimen liegt bei etwa 15 °C (Matveyev et al., 1998). Das Laichgeschäft vollzieht sich je nach Region bei 5 - 10 °C (Holcik et al., 1988; Matveyev et al., 1998; Schulz und Piery, 1982). Dabei ist die Temperatur für die Steuerung der Laichaktivität von größerer Bedeutung, als etwa der Abfluss (Vander Zanden, 2005 in Ocock et al., 2006 a; Hensel und Holcik, 1983). Jungwirth (1980 in Schulz und Piery, 1982) beschreibt, dass Huchen während des Laichens sehr sensibel auf Temperaturschwankungen reagieren. Bei sinkenden Temperaturen stellen sie die Laichaktivität wieder ein. Sind bis dahin die Eier des Rogners von der kapillaren Blutversorgung abgetrennt worden, sind sie zu einem späteren Zeitpunkt, wenn die Wassertemperaturen wieder optimal sind, nicht mehr befruchtbar. Durch den signifikanten Anstieg der Temperatur, der unterhalb des Gold-Tagebaugeländes am Yalbag gemessen wurde (ΔT gegenüber der Referenz = 6 °C), könnte so der Laicherfolg derjenigen Fische, die das Abbaugelände passieren, um oberhalb zu laichen, negativ beeinträchtigt werden.

Des Weiteren zeigen die Ergebnisse der Reusenbefischungen, dass der Gold-Tagebau die Wanderrouten der Fische beeinflusst und potentiell den Zugang zu den bevorzugten Laichgebieten verhindern kann. Für die Taimenpopulation hätte dies besonders gravierende Folgen, da der Taimen nur alle zwei bis drei Jahre laicht (Holcik et al., 1988) und dadurch ganze Jahrgänge ausfallen könnten.

Laut den Angaben von Dulmaa (1999) und Ocock und Mitarbeitern (2006a) kommt der Taimen auch im Einzugsgebiet des Kherlen vor, jedoch wurde die Art bei den Untersuchungen am Terelj nicht nachgewiesen. Diese Tatsache ist vor dem Hintergrund der Fangzahlen am Eroo und seinen Zuflüssen alarmierend und könnte ein Hinweis auf die schlechte Bestandssituation im Kherlen-Gebiet sein. Eine mögliche Ursache hierfür ist die Fischerei. Das Gebiet am Kherlen/Terelj liegt mehr oder weniger in der Steppenregion und ist dadurch leichter zugänglich und dichter besiedelt (nomadische Lebensweise). Das Eroo-Gebiet hingegen befindet sich in vergleichsweise schwer zugänglichem Gebirge und umfasst weite Teile des streng geschützten Gebiets „Khan Khentii“. Allerdings nimmt auch hier die illegale Fischerei, z.T. auch während der Laichzeit, stetig zu.

Auf Grund der besonderen Reproduktionsbiologie wird das Gefährdungsrisiko des Taimen als hoch erachtet. Die nachgewiesenen Effekte des Gold-Tagsbaus auf die Funktionalität des hyporheischen Interstitials sind so gravierend, dass sie den Reproduktionserfolg wesentlich beeinflussen können. Wichtig sind dabei auch die Effekte der Habitatfragmentation, die die Laichwanderungen unterbrechen können.

5.2.2 Lenok (*Brachymystax lenok*, Pallas 1773)

Der Lenok ist in Zentralasien und Sibirien weit verbreitet (Berg, 1962; Reshetnikov et al., 1997) und gilt als häufige Art. Im Anyui-Einzugsgebiet etwa, kommt sie sympatrisch mit katadromen Arten der Gattung *Oncorhynchus* vor und ist mit 35 - 36 % die zweithäufigste Salmonidenart (Antonov, 2003). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der Lenok in allen untersuchten Fließgewässern nachgewiesen, jedoch in unterschiedlichen Dichten und Dominanzen. Die höchsten Dichten wurden am Barchuluut (im Mittel 388 Ind./ha) ermittelt, der auf Grund des Nachweises von laichreifen Adulttieren im Frühling, zahlreichen 0+-Altersstadien im Sommer und Herbst, und letztlich durch den Fund von Laichgruben, eindeutig auch als Laichgewässer identifiziert wurde. Weitere Laichgebiete wurden außerdem im Terelj und dort insbesondere in den Zuflüssen identifiziert. Die Tatsache, dass im Barchuluut in allen Untersuchungsjahren eine erfolgreiche Reproduktion festgestellt wurde, könnte für ein „Homing-Verhalten“ sprechen. Die Lenokdichte im Yalbag war gegenüber dem Barchuluut deutlich geringer (im Mittel 124 bzw. 140 Ind./ha), lag aber immer noch weit über dem, was im Tsagaan Chuluut an Individuen gefunden wurde

(durchschnittlich 19 Ind./ha). Die hohe Dichte im Yalbag ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf abwandernde Jungfische aus dem Barchuluut zurückzuführen, worauf die saisonale Verschiebung der Maxima in den Graphen der Längen-Häufigkeiten hinweisen. Eine Reproduktion findet im Yalbag, sowie im Tsagaan Chuluut nicht statt. Rudolph (2006) fand maximale Abundanzen von bis zu 420 Ind./ha in lotischen und zwischen 20 - 140 Ind./ha in lenitischen Gewässerabschnitten des Eroo, wobei in letzterem der Großteil des Fangs aus 0+-Individuen bestand (Rudolph, 2006). Der Lenok scheint somit auch im Eroo zu laichen. Von dort könnten auch die Jungfische stammen, die im Tsagaan Chuluut oder im Yalbag gefangen wurden.

Die saisonale Dynamik des Lenok zeigt ein klares Muster (vgl. Abbildung A 60). Die adulten Tiere ab 40 cm Körperlängen sind vor allem während der Laichsaison im Frühjahr und im Sommer anzutreffen und fehlen im Herbst im Barchuluut, als auch im Yalbag, fast gänzlich. Mittels der Reusenfänge am Yalbag und unterstützend durch die Analyse der saisonalen Elektrofischfangdaten an Yalbag und Barchuluut konnte gezeigt werden, dass adulte laichreife Lenok im Frühjahr aus dem Eroo aufsteigen, um die Laichgebiete im Barchuluut zu erreichen. Eine Überwinterung in den Zuflüssen scheint nicht stattzufinden. Am Terelj ist ein ähnliches Wanderverhalten zu erwarten. Im Gegensatz zu den Adulttieren verbleiben die juvenilen Stadien scheinbar ganzjährig in den Zuflüssen. Darauf deuten die zahlreichen Nachweise der 1+ - Altersklasse im Barchuluut und der 1+ bis 3+ - Altersklassen im Yalbag während der Befischungen im Frühjahr und Herbst hin. Aus einem anderen Verbreitungsgebiet des Lenok, dem Anyui-Einzugsgebiet im äußersten Süd-Osten Russlands, wird berichtet, dass Lenok (nicht differenziert nach Altersklassen) zur Überwinterung in die mittleren und unteren Abschnitte des EZG abwandern (Antonov, 2003). In der hier untersuchten Region, insbesondere in den Laichgewässern, trifft dies nicht oder nur eingeschränkt zu. Tiefe Gewässerabschnitte im Barchuluut oder innerhalb des Abbaugebiets, aber auch Bereiche mit Grundwasseraustritten, bieten hier möglicherweise geeignete Standplätze während des Winters.

Die Untersuchung der Laichgruben hat gezeigt, dass Lenok bevorzugt am unterstrom gelegenen Ende des Pools, am Übergang zum Riffle, laichen (7 von 9 Laichgruben). Diese Position wird auch für viele andere Lachsartige beschrieben (Stuart, 1953) und ist laut Vronskii und Leman (1991) optimal für kieslaichende Salmoniden. An dieser Stelle nämlich ist die Infiltration von Oberflächenwasser theoretisch maximal (Vaux, 1968). Die Substratzusammensetzung der Laichgruben war dominiert von kiesigen Substraten (58,1 %). Diese Ergebnisse können eine wichtige Grundlage für das Management von Gold-Tagebaugebieten sein, z.B. für das Ausbringen künstlicher Laichsubstrate im Rahmen von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen (siehe auch Kapitel 6.1).

Einige Autoren verzeichnen bei dem Lenok einen Rückgang der Populationen, etwa im Einzugsgebiet des Baikalsees (Matveyev et al., 1998), zu dem auch das westliche Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit gehört. Ocock und Mitarbeiter (2006a) prognostizieren für die Lenokpopulationen der Mongolei einen Rückgang um 30 % für die kommenden 15 Jahre und stufen die Art als „gefährdet“ ein. Als Gefährdungsursache werden „aktuelle und potentielle Grade der Ausbeutung“ gesehen, aber auch Habitatdegradation und -verlust auf Grund des Gold-Tagebaus (IUCN-Kriterien A3d, IUCN, 2001 & 2003). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden mehrere Aspekte gefunden, die hier von Relevanz sein könnten.

In Folge des Gold-Tagebaus kommt es zu einem deutlichen Anstieg der Wassertemperatur (siehe Diskussion in Kapitel 5.1.2). Lenok bevorzugen kältere Wassertemperaturen (Ocock et al., 2006b) und könnten durch unnatürlich hohe Schwankungen der Temperatur, z.B. in der Wahl des Laichhabitats oder während der Wanderung, beeinflusst werden.

Die Lenok wiesen in den beeinflussten Gewässerabschnitten am Yalbag, im Gegensatz zu den Referenzgewässern, signifikant geringere Konditionswerte auf. Dies ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf direkte oder indirekte Effekte aus dem Abbaubetrieb zurückzuführen. Eine mögliche Ursache für die geringere Kondition wäre z.B. ein vermindertes Angebot an benthischen Futtertieren, die laut Saulegul (2006) im Yalbag weniger abundant sind, als im Barchuluut oder Tsagaan Chuluut.

Wesentlich betroffen ist der Lenok auch von der Verschlechterung der Laichhabitate in Folge der Kolmation, wobei hier die Dauer bis zur Emergenz und die Tiefe der Eitaschen eine maßgebliche Rolle spielen (vgl. Kapitel 5.1.4 und 5.2.1). Die Embryonalphase des Lenok sowie anderer Salmoniden dauert üblicherweise sehr lang (Hochleithner, 2001). Holcik (1988) nennt für den Lenok ca. 300 Tagesgrade, bis die Larven aufschwimmen. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden ebenfalls um die 300 Tagesgrade bis zur Emergenz ermittelt. Jedoch ist auch eine deutlich längere Entwicklungszeit möglich, weil der genaue Laichtermin bei den untersuchten Laichgruben unbekannt ist. Die Tiefe der Eitaschen lag mit 15 cm in einem Bereich, der bereits deutlich durch die heterotrophen Stoffumsätze der Biofilme beeinflusst wird und sich im Hinblick auf die Konzentration des gelösten Sauerstoffs vom Oberflächenwasser und den obersten Sedimentschichten, sichtbar unterscheidet. Damit liegen die Eitaschen in Sedimenttiefen, die bereits deutlich im Einflussbereich von Kolmationsprozessen liegen.

Der Gold-Tagebau beeinflusst weiterhin die Verfügbarkeit der Laich- und Jungfischhabitate. Die Laichgruben wurden in einem Gewässerabschnitt des Barchuluut mit deutlichen Riffle-Pool-Sequenzen gefunden. Die Strömungsgeschwindigkeit an den Laichgruben betrug ca. 0,4 m/s. An den rekultivierten Gewässerabschnitten des Yalbag fehlen die ausgeprägten

Riffle-Pool-Strukturen und die Strömungsgeschwindigkeiten sind mit beinahe 0,9 m/s deutlich höher (vgl. Kapitel 5.1.5), womit die Eignung als Laichhabitat als sehr gering erachtet werden kann. Auch fehlen in dem rekultivierten Abschnitt des Yalbag strömungsberuhigte Habitate für Jungfische. Während der Befischungen am Barchuluut ließ sich nämlich beobachten, dass 0+ - Lenok gerade in solchen Bereichen nahe des Ufers, zahlreich zu finden waren. Diese Verhaltensweise wurde ebenfalls bei anderen Salmonidenarten beobachtet (Egglisshaw und Shackley, 1982), und auch Rudolph (2006) fand im Herbst in lenitischen Gewässerstrecken zahlreiche 0+ - Lenok.

Ebenfalls von Bedeutung ist die durch den Gold-Tagebau verursachte Habitatfragmentation. Die Reusenfänge am Yalbag belegen, dass der Gold-Tagebau zu einer mehr oder weniger starken Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums führt und die Aufwanderung der Fische durch das Abbaugelände beeinträchtigt oder sogar verhindert. Das Umgehungsgerinne leistet hier effizient Abhilfe und ermöglicht den Tieren, in die Oberläufe zu gelangen. Sowohl am Yalbag, aber insbesondere am Terelj, ist bemerkenswert, dass die Laichfische trotz der deutlichen Wassertrübung weite Distanzen bis zu den Laichgründen zurücklegen (ca. 12 km am Barchuluut und über 30 km am Terelj). Dies deutet darauf hin, dass die Trübung allein nicht das entscheidende Kriterium für die Unterbrechung der Wanderung am Yalbag war, sondern überdies hydraulische, und gewässer-chemische Aspekte als Barriere wirken könnten.

Für den Lenok kann auf Grund des Gold-Tagebaus, von einem hohen Gefährdungsrisiko ausgegangen werden. Wesentlich für diese Einstufung sind erneut die Befunde über die funktionalen Störungen des Kieslückensystems und der Einfluss des Gold-Tagebaus auf das Flusskontinuum. Der langjährige Erhalt der reproduktiven Population des Barchuluut wird auch auf das Umgehungsgerinne zurückgeführt, das als unterstützende Maßnahme hier Erfolg zeigt.

5.2.3 Arktische Äsche (*Thymallus arcticus*, Pallas 1776)

Die Arktische Äsche ist eine im Baikal-Einzugsgebiet weit verbreitete Fischart (Berg, 1962) und wurde während den Untersuchungen in allen Zuflüssen des Eero nachgewiesen. Hierbei wies sie die höchsten Dichten in den Gewässerstrecken des Yalbag auf, wo sie, im Vergleich zu den anderen Gewässern, auch mit großer Regelmäßigkeit auftrat. Die Dichte der Arktischen Äsche erreicht im Yalbag ähnlich hohe Werte wie im Eero, wo Rudolph (2006) maximale Abundanzen von 150 Ind./ha fand.

Arktische Äschen vollziehen komplexe Wanderungen zwischen Ihren Überwinterungs- und Nahrungshabitaten und als Adulttiere zusätzlich zu Ihren Laichgebieten (Northcote, 1995). Die genauen Migrationsmuster und -zeiten sind hierbei regional deutlich verschieden

(Vincent-Lang und Alexandersdottir, 1990 in Northcote, 1995) und die zurückgelegten Distanzen reichen bis zu 100 Meilen (Reed, 1964). In den untersuchten Gewässern beginnt die Besiedlung zu einem Zeitpunkt, wo die Oberläufe noch größtenteils eisbedeckt sind und dauert bis in die Sommermonate hinein an. So wurden z.B. am Tsagaan Chuluut mit Reusen noch im Juli zahlreich aufwandernde Äschen gefangen. Der frühe Zeitpunkt der Aufwanderung der Arktischen Äsche, sowie die anhaltende Wanderaktivität während der Sommermonate, wurde auch in anderen Publikationen beschrieben (Reed, 1964; Tack, 1980). Sie wird von der Suche nach geeigneten Nahrungshabitaten getrieben (Northcote, 1995). Im Spätsommer und Herbst wandern die meisten Tiere wieder flussabwärts. In dessen Folge kann es zu Aggregationen von zahlreichen Tieren in kurzen Gewässerabschnitt kommen (Reed, 1964). Diese Beobachtung wurde sowohl am Tsagaan Chuluut, als auch am Barchuluut bestätigt.

Als Laichgebiete nutzen Arktische Äschen sowohl die Hauptflüsse, als auch deren Seitenarme und kleineren Zuflüsse (Northcote, 1993 & 1995). Die Untersuchungen an den Zuflüssen des Eroo zeigen, dass die Arktische Äsche vor allem im Eroo laicht und die Zuflüsse nur als Nahrungshabitat nutzt. Hierfür sprechen die wenigen Nachweise der jüngsten Kohorte im Sommer und Herbst. Stattdessen wurden im Yalbag v.a. juvenile, weiter stromaufwärts im Barchuluut, überwiegend adulte Tiere gefangen. Ein solches Verteilungsmuster fand auch Hughes bei Populationsstudien über die Arktische Äsche in Flusssystemen Alaskas (Hughes, 1999; Hughes und Reynolds, 1994). Auch dort sind die Äschen stromaufwärts tendenziell älter und die 0+ und 1+ - Kohorten konzentrieren sich in größeren Strömen, wo Laichhabitate liegen, bzw. in den Unterläufen der Zuflüsse.

Derzeit wird die Art in der Roten Liste als „beinahe gefährdet“ eingestuft, jedoch prognostizieren Ocock und Mitarbeiter für die Arktische Äsche ein Populationsrückgang von 20% in naher Zukunft (Ocock et al. 2006a). Sie würde damit zur Kategorie „gefährdet“ gehören. Die Ursachen für den Populationsrückgang sind im Habitatverlust auf Grund sinkender Abflüssen, in der Fischerei und besonders im Gold-Tagebau zu sehen. Der Gold-Tagebau führt indirekt zu Habitatdegradation und -verlust, was potentiell gravierendere Folgen hat, als die direkten Effekte der erhöhten Schwebstofffrachten (Reynolds et al., 1989). Die indirekten Effekte des Gold-Tagebaus auf die Arktische Äsche sind vor allem mit der Ernährungsweise und dem Wanderverhalten der Tiere assoziiert. Aber auch die besonderen Lebensraumsprüche der Jungfische und die besondere Reproduktionsbiologie sind hier potentiell von Relevanz.

Die Arktische Äsche ernährt sich überwiegend von driftenden Makroinvertebraten (Reed, 1964; Northcote, 1995). Bergbauaktivitäten und Trübung führen bei der Arktischen Äsche daher zunächst zu Störungen bei der Nahrungssuche und -aufnahme (McLeay et al., 1987).

Die signifikant geringeren Korpulenzwerte der Arktischen Äsche in den beeinflussten Gebieten des Yalbag scheinen dies klar zu bestätigen.

Wie zuvor beschrieben, unternimmt die Arktische Äsche mit einsetzender Eisschmelze großräumige Wanderungen. Abbaugelände oder deren Emissionen können eine Wanderbarriere für die aufwandernden Fische darstellen. Die Reusenfänge am Yalbag zeigen hier klar, dass die Habitatbedingungen innerhalb des Abbaugeländs die Wanderrouten stören. Möglicherweise kommt es sogar zur Unterbrechung, worauf der Wiederrang markierter Tiere weiter flussabwärts hindeutet. Es ist auch denkbar, dass die erhöhte Dichte von Äschen im Yalbag auf einen „Stauelpekt“ zurückzuführen ist. Dieser käme zu Stande, wenn vermehrt Fische aus dem Eero einwandern, ihre Wanderung jedoch in die Oberläufe auf Grund ungünstiger morphologischer, hydraulischer und/oder physikalisch-chemischer Habitatbedingungen nicht fortsetzten.

Die Angaben zur Entwicklungsdauer der Arktischen Äsche variiert, je nach Autor, zwischen 216 und 250 Tagesgraden bis zur Emergenz (Bishop, 1971; Northcote, 1993). Da die Arktische Äsche zum lithophilen Laichtyp gehört, hat die erhöhte Sedimentfracht, sowie die Kolmation, auch Einfluss auf ihre Eier und Larven (vgl. Kapitel 5.1.4). Aus der Zusammenfassung von Newcombe & McDonald (1991) geht hervor, dass die frühen Entwicklungsstadien der Arktischen Äsche darauf jedoch weniger empfindlich reagieren, als die der Salmoniden. Die Tatsache, dass Arktische Äschen keine Laichgruben schlagen und die Eier in Sedimenttiefen von nur 2 cm liegen (Reed, 1964), kann eine mögliche Begründung hierfür sein. Aus Studien in Alaska ist bekannt, dass erhöhte Schwebstofffrachten zu schleichenden und sehr langsamen Populationsrückgängen, langfristig auch zum Verschwinden ganzer Populationen der Arktischen Äsche führen können (Clark, 1991 in Northcote, 1995). Auch dies ist ein Hinweis für die eher indirekten Einflüsse des Gold-Tagebaus, als die direkten Einflüsse während der Entwicklung der Eier und Larven.

Die Arktische Äsche weist derzeit ein mittleres Gefährdungsrisiko auf. Diese Beurteilung liegt in ihrer weniger empfindliche Reproduktionsbiologie und ihrem stetigen und zahlreichen Vorkommen in den beeinflussten Untersuchungsgebieten. Bestandswirksame Veränderungen sind insbesondere bei langanhaltenden und großskaligen Abbauvorhaben zu erwarten, und bei solchen, die eine deutliche Fragmentation der Lebensräume bewirken.

5.2.4 Amur-Äsche (*Thymallus grubei*, *Dybowski 1869*)

Die Amur-Äsche ist in der Mongolei nur in Fließgewässern des nord-östlichen Amur-Einzugsgebiet zu finden (Ocock et al., 2006a). Im Untersuchungsgebiet am Fluss Terelj wurde sie mit relativen Dichten von 5,9 (29 Individuen) bzw. 14,7 % (44 Individuen) nachgewiesen. Literaturangaben über die Fangzahlen der Amur-Äsche in vergleichbaren Gebieten, sind sehr selten. Berg (1962) berichtet von Tagesfängen eines Anglers im Fluss Anadyr im äußersten Nord-Osten Russlands, von bis zu 800 Tieren (hierbei handelt sich evtl. um eine andere Unterart). Aus dem Anyui-Einzugsgebiet im Süd-Osten Russlands wird berichtet, dass die Amur-Äsche in den Oberläufen die häufigste, in den Mittelläufen des Gewässers, die zweithäufigste Fischart ist. Im Vergleich zu diesen Angaben sind die Werte im Terelj deutlich geringer, was ein Indiz für ein Populationsrückgang sein könnte.

Auf Grund des kleinen Verbreitungsgebiet (<500 km²) und einer zu erwartenden Abnahme der Habitatqualität, sowie der Anzahl geschlechtsreifer Individuen, bewerten Ocock und Mitarbeiter (2006a) die Amur-Äsche als "gefährdet". Als wesentliche Gefährdungsursachen identifizierten sie den Bergbau und die illegale Fischerei (IUCN-Kriterium B2ab (iii, v), IUCN, 2001 & 2003). Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass der Bergbau auf vielfältige Weise auf die Populationen der Amur-Äsche einwirkt.

In Kapitel 5.2.3 wurde auf die besonderen Migrationsmuster der Arktischen Äsche und deren Wanderung in die Oberläufe der Gewässer eingegangen. Auch von der Amur-Äsche ist bekannt, dass sie nach der Eisschmelze in die Oberläufe der Gewässer wandert (Ocock et al. 2006b). Entgegen den Ergebnissen an den oberen Probestellen des Tsagaan Chuluut und Barchuluut, wurden im Oberlauf des Terelj (TER1, TER 2 und TER A) keine Äschen gefangen. Erst an TER 3 erfolgten einige Nachweise. Die hohen Konzentrationen von 200 bzw. 400 mg/l an suspendierten Schwebstoffen, die in den beiden Untersuchungsjahren an TER 2 gemessen wurden, sind mögliche Ursachen hierfür. Diese Einschätzung deckt sich mit den Angaben von Suchanek und Mitarbeitern (1984a & b in Newcombe & McDonald, 1991), die bei der Arktischen Äsche Ausweich-, bzw. Vermeidungsreaktionen, bereits bei Konzentrationen von 100 mg/l und einer Expositionsdauer von einer Stunde, beobachteten.

Saulegul (2006) konnte zeigen, dass an den Probestellen direkt unterhalb des Abbaubereichs, die Abundanz der benthischen Invertebraten dramatisch einbricht. Da sich Amur-Äschen vor allem von Makroinvertebraten ernähren (Berg, 1962; Ocock et al., 2006b), könnte auch der Mangel an Futtertieren die saisonale Besiedlung der Oberläufe verhindern. Erwähnenswert ist, dass es keine signifikanten Unterschiede bei den Korpulenzfaktoren der gefangenen Amur-Äschen zwischen TER 2-4 und Ter A-C gab. Dieser Effekt wird hier scheinbar überlagert, z.B. von hoher Wanderdynamik zwischen Hauptstrom und Zuflüssen oder von

hohen Anteilen allochthoner Nahrungsressourcen (z.B. Heuschrecken), die das Unterangebot aquatischer Nahrungsressourcen kompensieren.

Die Kolmation im Gewässerverlauf des Terelj beeinflusst wahrscheinlich auch den Reproduktionserfolg der Amur-Äsche, die ebenfalls zum lithophilen Laichtyp gehört. Die Längen-Häufigkeitsverteilung zeigt zwar deutlich, dass sich die Amur-Äsche im Terelj reproduziert, jedoch ist unklar, wie hoch der Reproduktionserfolg ist. Möglicherweise bieten sich im Mittellauf günstige Bedingungen. Dort nimmt die Konzentrationen suspendierter Schwebstoffe gegenüber den Probestellen TER 2 und 3 deutlich ab und erreicht Werte, die mit den Referenzstellen vergleichbar sind. Reynolds und Mitarbeitern (1988, in Northcote & MacDonald, 1991) zeigten bei der Schwesterart, der Arktischen Äsche, je nach Konzentration und Expositionsdauer, erhöhte Mortalitätsraten der Dottersacklarven von bis zu 47 % (bei 230 mg/l und 4 Tagen). Die Zusammenfassung der Autoren schließt aus, dass erhöhte Schwebstoffkonzentrationen für die Überlebensrate der Fischeier und -larven folgenlos bleibt. Auch für die Amur-Äsche am Terelj muss deshalb ein negativer Effekt angenommen werden.

Als gravierend muss in diesem Zusammenhang die räumliche Ausdehnung der Schwebstoffzunahme durch den Gold-Tagebau gesehen werden. Wie in Kapitel 4.1.4 erwähnt, kommt es in Folge der erhöhten Schwebstofffrachten noch in über 30 km Entfernung zu einer deutlichen Trübung des Wassers und einer deutlich erkennbaren Kolmation der Gewässersohle. Dies führt zu besonders weitreichenden, negativen Auswirkungen auf die Bestände der Amur-Äsche, die auf Grund ihrer nur kleinräumigen Verbreitung und der hohen Ansprüche an die Habitatqualität, ohnehin bereits gefährdet ist.

Das Gefährdungsrisiko durch den Gold-Tagebau wird für die Amur-Äsche ebenfalls als mittel eingestuft, was wesentlich durch den Nachweis von Jungfischen, trotz der Schwebstoffbelastung und der Kolmation, zu begründen ist. Auf Grund des beschränkten Verbreitungsgebiets der Art gelten für das Lizenzierungsverfahren von Abbaugenehmigungen jedoch gesonderte Regeln. Laichgebiete bzw. Verbreitungsschwerpunkte dieser Art müssen als prioritäre Gebiete vom Abbau ausgeschlossen werden.

5.2.5 Sonstige Arten

Der **Sibirische Hasel** (*Leuciscus baicalensis*, Dybowski 1874) wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nur an den Probestellen des Yalbag gefangen. Dort ist er im Sommer, nach der Elritze, die zweithäufigste Art und kommt in mittleren Bestandsdichten von weit über 400 Ind./ha vor. Anhand der Altersklassen ist zu sehen, dass es sich hierbei nur um ältere Individuen handelt und im Yalbag keine Reproduktion stattfindet. Dulmaa

(1999) berichtet, dass der Sibirische Hasel im Frühjahr auf überschwemmten Wiesen oder auf sandigem Substrat, nahe dem Ufer, laicht. Die an den Ufern des Eero regelmäßig vorkommenden Schachtelhalm-Bestände können damit geeignete Laichhabitats sein. Auch in ehemaligen Absetzbecken der Abbaugelände bieten sich derartige Habitats. Diese werden jedoch von den Fischen am Yalbag nicht angenommen. Rudolph (2006) fand am Eero nur an einer Probestelle vergleichbare Abundanzen wie am Yalbag (ca. 300 Ind./ha) und dies lediglich während einer einzigen Befischung. Am Yalbag und an den rekultivierten Gewässerstrecken des Yalbag war die Art dagegen im Sommer regelmäßig und an allen Probestellen anzutreffen (Stetigkeit 52 bzw. 36 %). Der zeitigste Nachweis gelang durch einen Einzelfang in den Reusen im Frühjahr 2006. Die Besiedlung des Yalbag scheint während dieser Zeit zu beginnen, erreicht ihr Maximum jedoch erst im Sommer. Danach bilden die Sibirischen Hasel bis in den Herbst hinein einen wesentlichen Bestandteil der Ichthyozönose des Yalbag.

Der Sibirische Hasel ist eine im Selenge-EZG häufige und weitverbreitete Art (Dulmaa, 1999; Ocock et al. 2006a; Krätz, unveröffentlichte Daten aus dem Kharaa-EZG). Die Ursachen hierfür liegen in der große Anpassungsfähigkeit der Art (Dulmaa, 1999), der geringen Sensibilität gegenüber kritischen Umweltveränderungen und dem weiten Nahrungsspektrum, welches sie als omnivore Art nutzen kann (Chandra et al., 2005). Ocock und Mitarbeiter (2006a) sehen für den Sibirischen Hasel keine ernste Gefährdung und schätzen die aktuelle und zukünftige Bestandsentwicklung als unproblematisch ein. Trotzdem bewerten sie den Gold-Tagebau als eine Gefährdungsursache, da er zum Habitatverlust, bzw. zur Qualitätsverminderung der Habitats führen kann (Ocock et al. 2006a). Die vorliegende Arbeit kommt hier, zumindest teilweise, zu anderer Einschätzung. Am Yalbag wurden im Gold-Tagebaugelände höhere Abundanzen der Sibirischen Hasel nachgewiesen, als am Eero, der ein typischer Lebensraum dieser Art ist. Wahrscheinlich stellt die erhöhte Temperatur einen Anreiz dar, in den Yalbag einzuwandern. Vom europäischen Hasel ist andererseits bekannt, dass große Mengen suspendierter Feinsedimente eine deutliche Schädigung der Eier und erhöhte Mortalitätsraten der Larven hervorrufen können (Mills, 1981 in Wüstemann und Kammerad, 1995). In Laichgebieten sind demnach negative Auswirkungen auf die lokalen Bestände wahrscheinlich, was in den untersuchten Gebieten jedoch nicht nachgewiesen werden konnte.

Für den Sibirischen Hasel wird ein geringes Gefährdungsrisiko angenommen, was insbesondere durch die Anpassungsfähigkeit dieser Art zu erklären ist. Typische Habitatveränderungen durch den Gold-Tagebau können das Vorkommen dieser Art potentiell sogar fördern.

Die **Elritze** (*Phoxinus phoxinus*, L. 1758) ist die wohl häufigste und am weitesten verbreitete Fischart der Mongolei. Sie kommt in allen drei großen Einzugsgebieten des Landes in großen Populationen vor (Ocock et al. 2006a). Dies gilt ebenfalls für die untersuchten Gewässer, wo mittlere Dichten von bis zu 1054 Ind./ha gemessen wurden. Am Eero weisen einige Gewässerabschnitte sogar maximale Dichten von über 50.000 Ind./ha auf und an den meisten Probestellen wurden über 10.000 Ind./ha ermittelt (Rudolph, 2006). Einen wesentlichen Anteil am Elritzenbestand des Eero hat die 0+-Kohorte (Rudolph, 2006). Diese Jungtiere wurden ansonsten nur im Yalbag und dort nur in geringen Stückzahlen gefangen. Am Barchuluut und Tsagaan Chuluut kamen keine 0+-Elritzen vor. Dieser Befund ist umso erstaunlicher, als die Stetigkeit der Elritze an den meisten Probestellen sehr hoch ist und die Art selbst im zeitigen Frühjahr und bei den letzten Befischungen im Herbst, nachzuweisen ist. Dies ist nur dadurch zu erklären, dass Teile der Population auch während des Winters in den Zuflüssen verbleiben oder die Tiere sehr früh stromaufwärts wandern. Die Reusenfänge am Yalbag lassen vermuten, dass die Elritzen das Abbaugelände als Überwinterungshabitat nutzen.

Anders als der Sibirische Hasel, gilt die Elritze als sehr störungsempfindlich, sowohl gegenüber Veränderungen in den physikalisch-chemischen Bedingungen eines Gewässers, als auch hinsichtlich der Hydromorphologie (Bless, 1992). Am Yalbag Mining z.B. führte der Mangel an überhängenden Ufern oder ins Wasser hängender Äste zu deutlich geringeren Abundanzen der Elritze. Wie Bless (1992) zeigen konnte, nutzt die Elritze sehr gern solche Unterstände. Die Elritze ist lithophil und laicht oberflächlich auf 2-3 cm große Steine. In Laborversuchen zeigte sich, dass die Larven nach dem Schlupf in Substrattiefen von 30 cm vordrangen, wo sie bei 15°C minimal 3-7 Tage blieben (Bless, 1992). Kolmationsprozesse, die unterhalb der Gold-Tagebaugelände festgestellt wurden, führen zur Reduktion bzw. zum Verlust des Porenzwischenraums. Die vertikalen Wanderungen, die die Larven der Elritze normalerweise durchführen, sind damit nicht oder nur eingeschränkt möglich, wodurch das Risiko der ungewollten Verdriftung steigt. Auch vor dem Hintergrund der Nutzung als Überwinterungshabitat wird der Verlust des Kieslückensystems kritisch gesehen.

Das Gefährdungsrisiko der Elritze wird als gering angenommen. Die negativen Effekte des Gold-Tagebaus auf die Fitness der Tiere und auf den Bestand in ausgewählten strukturärmeren Abschnitten werden vermutlich durch die Schaffung neuer Habitatstrukturen innerhalb des Abbaugeländes (z.B. Absetzbecken) kompensiert.

Die **Sumpf-Elritze**, *Eupallasella percnurus* (Pallas, 1814), wurde in sehr geringen Stückzahlen nur am Tsagaan Chuluut und hier lediglich während des Sommers

nachgewiesen. Das Vorkommen beschränkte sich hierbei auf die Probestelle Tsagaan Chuluut 1, in der Nähe der Mündung in den Eero. Ergebnisse von Rudolph (2006) belegen ein zahlreiches Vorkommen der Sumpf-Elritze in nicht permanent angeschlossenen Altarmen des Eero. Der Nachweis von 0+ -Tieren und drei weiteren Kohorten deutet darauf hin, dass Altarme sowohl zur Reproduktion, als auch als dauerhaftes Habitat genutzt werden. In der Nähe zum Mündungsbereich des Tsagaan Chuluut befinden sich ähnliche Stillwasserbereiche, woher auch die Sumpf-Elritzen des Tsagaan Chuluut vermutlich stammen.

Insgesamt ist die Art in dem untersuchten Gebiet sehr selten. Dies ist vermutlich auch auf ihre besondere Habitatbindung zurückzuführen. Zum aktuellen Status der Sumpf-Elritze in der Mongolei existieren aktuell keine Angaben (Ocock et al., 2006a), da über Größe und Entwicklung der Populationen zu wenig bekannt ist. Ocock und Mitarbeiter (2006a) nennen als potentielle Gefährdungsursachen die Verschlechterung der Habitatqualität in Folge des Gold-Tagebaus. Da die Amur-Elritze eher stagnophil ist und es im Zuge des Gold-Tagebaus zur Entstehung zahlreicher Stillwasserbereiche kommt (z.B. alte Baggerlöchern oder Absetzbecken), wird diese Einschätzung für das Untersuchungsgebiet am Eero nicht geteilt. Hier ist durch den Gold-Tagebau eher eine Verbesserung des Angebots lenitischer Habitate zu erwarten.

Die Sumpf-Elritze wird als gering gefährdet eingeschätzt. Die typischen Abbaupraktiken in Gold-Tagebaugebieten fördern das Vorkommen lenitischer Bereiche, die das bevorzugte Habitat der Sumpf-Elritze darstellen.

Während den Untersuchungen am Terelj wurde eine weitere Elritzenart gefunden, die **Amur-Elritze** (*Rhynchocypris lagowskii*, Dybowski 1869). Diese Art ist beschränkt auf das nord-östliche Einzugsgebiet der Mongolei, zu dem auch der Kherlen gehört (Ocock et al., 2006a). Im Untersuchungsgebiet wurde die Amur-Elritze im gesamten Flusslauf von TER 2 bis 7 und in den Zuflüssen des Terelj gefangen, weist aber die höchsten Dichten im Mittel- und Unterlauf des Flusses auf. Jungfische dieser Art wurden sowohl in den Zuläufen, als auch im Hauptstrom nachgewiesen, weshalb von sich reproduzierenden Beständen ausgegangen werden kann. Die Amur-Elritze weist nach der Quappe die geringsten Dominanzen auf und mit Gesamtfangzahlen von 20, bzw. 24 Fischen in 2004, bzw. 2005, ist sie eine selten vorkommende Art. Aussagen zur natürlichen Größe der Population bzw. über die Gefährdung der Art, speziell durch den Gold-Tagebau, können hier nicht gemacht werden. Auch Ocock und Mitarbeiter (2006a) können auf Grund mangelnder Informationen

keine Einschätzung über den Status der lokalen Populationen machen. Hier besteht dringender Forschungsbedarf.

Über das Gefährdungsrisiko der Amur-Elritze kann auf Grund mangelnder Informationen keine Aussage getroffen werden. Die erfolgreiche Reproduktion im Terelj deutet auf keinen gravierenden Einfluss des Gold-Tagebaus hin.

Zur Fischfauna des Terelj gehört auch der **Amur-Gründling** (*Gobio cynocephalus*, Dybowski 1869). Er ist wie die Amur-Elritze auf das nord-östliche Einzugsgebiet der Mongolei beschränkt (Ocock et al. 2006a) und wurde sowohl im Terelj, als auch in seinen Zuflüssen nachgewiesen. Dort waren die Abundanzen des Amur-Gründlings jedoch signifikant niedriger als im Hauptstrom, obwohl Saulegul (2006) für die Probestellen TER 2 - 7 geringere Makrozoobenthos-Dichten auswies, als für die Zuflüsse. Dies ist bei der rein benthivoren Ernährungsweise des Gründlings recht verwunderlich, könnte aber mit Unterschieden in der Wassertemperatur erklärt werden. Diese waren wiederum im Hauptstrom deutlich höher, als in den Zuflüssen.

Ocock und Mitarbeiter (2006a) können auf Grund der wenigen Informationen auch für diese Art keine Einschätzung zum Status der Population treffen. Zwar ist die Verbreitung des Gründling recht gut untersucht, wie auch die möglichen Gefährdungsursachen, so etwa organische Belastungen aus der Siedlungsentwässerung oder Schwermetalle aus dem Bergbau. Die genauen Folgen für die Art bzw. die Population sind jedoch unklar (Ocock et al., 2006a). Der Gold-Tagebau stellt aus Sicht der vorliegenden Studie keinen wesentlichen Gefährdung für die lokale Population dar, wenngleich die offensichtliche Störung des Nahrungsgefüges eine Beeinflussung vermuten lässt. Dies ist evtl. darin begründet, dass der Gründling eine euryöke Art ist, und somit weniger sensibel auf Veränderungen der Umwelt reagiert, als stenöke Arten. Dafür spricht auch, dass der Amur-Gründling in den Jahren 2004 bzw. 2005 mit Dominanzen von 20,7 bis 32,9 % häufigste bzw. zweithäufigste Art nach der Elritze war und in 2005 sogar an allen Probestellen gefangen wurde.

Für den Amur-Gründling wird ein geringes Gefährdungsrisiko angenommen. Die hohen Fangzahlen im Terelj und die Ausbreitung der Art bis unmittelbar unter das Abbaugelände, sprechen für eine große Anpassungsfähigkeit und eine geringe Empfindlichkeit gegenüber den Einflüssen des Gold-Tagebaus.

Die **Schmerle** (*Barbatula toni*, Dybowski 1869) ist eine in Sibirien und Zentralasien weit verbreitete Art (Tokranov, 2006). Die Populationen im Norden und Nord-Osten der Mongolei

gelten als sehr groß und nicht gefährdet (Ocock et al. 2006a). In der vorliegenden Arbeit wurde die Schmerle in allen untersuchten Gewässern des Eroo-EZG, und an beinahe allen Probestellen des Terelj, nachgewiesen.

Die Abundanz der Schmerle ist sehr großen Schwankungen unterlegen, welche sowohl zwischen zwei Untersuchungsjahren auftraten (130 bzw. 30 Individuen während den Untersuchungen am Terelj), als auch während unterschiedlicher Jahreszeiten an den Zuflüssen des Eroo. Die Reusenfänge am Yalbag und am Tsagaan Chuluut weisen darauf hin, dass diese Schwankungen durch Zuwanderung aus unteren Gewässerabschnitten entstehen, aber auch durch Reproduktion. Dies kann für den Yalbag mittels der Reusenfänge und der Befischungsdaten klar belegt werden. Im Barchuluut und Tsagaan Chuluut findet hingegen keine Reproduktion statt. Die Reusenbefischungen deuten ebenfalls auf Wanderungen von mehreren Kilometern hin, ein Aspekt, der in dieser Form bisher nicht in der Literatur beschrieben wurde.

Die Frühjahrsfangzahlen deuten darauf hin, dass ein wesentlicher Teil der Jungfische aus dem Vorjahr im Yalbag bzw. im Abbaugbiet überwintert. Wegen des sehr kalten und langen Winter müssen hierfür tiefe und strömungsberuhigte Gewässerabschnitte vorhanden sein. Denkbar ist auch, dass das Kieslückensystem als Überwinterungshabitat genutzt wird (siehe nachfolgendes Kapitel 5.3).

In der Roten Liste der mongolischen Fischarten nennen die Autoren die Habitatdegradation in Folge der Sedimentation von Feinsubstraten als wichtigste Gefährdungsursache (Ocock et al., 2006a). Trotz der steigenden Zahl der Goldminen und der zunehmenden Belastung der Fließgewässer mit erhöhten Feinsubstratfrachten, wurde bisher jedoch kein Populationsrückgang beobachtet (Ocock et al., 2006a). Die Untersuchungsergebnisse an Yalbag und Terelj lassen einen ähnlichen Schluss zu. Die beeinflussten Gebiete werden sowohl für die Reproduktion, als auch langfristig als Nahrungshabitat genutzt. Bereiche mit erhöhten Wassertemperaturen bieten laut Tokranov (2006) bevorzugte Bedingungen zum Laichen und als Aufwuchshabitat, und sind sowohl inner-, als auch unterhalb des Abbaugbiets zu finden. Von der europäischen Bachschmerle (*Barbatula barbatula*, L.) ist bekannt, dass sie sehr anpassungsfähig ist und ein weites Spektrum an Mikrohabitaten erfolgreich besetzen kann (Copp und Vilizzi, 2004). Untersuchungen von Brunken (1989, in Copp und Vilizzi, 2004) belegen die höchsten Dichten sogar in kanalisierten und mittelmäßig verschmutzten Gewässerabschnitten. Ein ähnlicher Befund gilt für den Yalbag, der mit Abundanzen von 273 (Yalbag) bzw. 593 Ind./ha (Yalbag Mining), deutlich höhere Dichten aufwies als die Referenzgewässer. Auch Rudolph (2006) fand am unbeeinflussten Eroo mit ca. 400 Ind./ha geringere Abundanzen. Der Einfluss des Gold-Tagebaus auf die Bestände der Schmerle ist demnach beschränkt und wirkt sich auf Grund der erhöhten Temperatur möglicherweise sogar positiv aus. Für einen negativen Einfluss sprechen die geringeren

Konditionsfaktoren der Tiere im Yalbag. Da sich Schmerlen rein benthisch ernähren und im Yalbag verminderte Abundanzen von Makroinvertebraten festgestellt wurden (Saulegul, 2006), können die gestörten trophischen Beziehungen die Abnahme der Konditionsfaktoren erklären.

Das Gefährdungsrisiko auf Grund des Gold-Tagebaus wird für die Schmerle als gering eingeschätzt. Die Schmerle erweist sich in der vorliegenden Studie als sehr anpassungsfähig und reproduziert erfolgreich in den beeinflussten Gebieten.

Die aktuelle Bestandssituation des **Steinbeißers** (*Cobitis melanoleuca*, Nichols 1925) wird ähnlich unkritisch eingeschätzt wie die der Schmerle (Ocock et al., 2006a). In der vorliegenden Untersuchung wurde der Steinbeißer in allen Zuflüssen des Eero nachgewiesen, wobei die höchsten Dichten an den Untersuchungsstrecken des Yalbag gefunden wurden (102 bzw. 164 Ind./ha).

Anhand der Körpergröße der gefangenen Tiere ließ sich erkennen, dass der Steinbeißer die untersuchten Zuflüsse nicht zur Reproduktion aufsucht. Diese scheint fast ausschließlich im Eero stattzufinden, wo der Steinbeißer als phytophile Art auf Grund der Vorkommen von Schachtelhalm und submersen Makrophytenpolstern, ideale Laichhabitate vorfindet.

Eine aktuelle Gefährdung sehen Ocock und Mitarbeiter (2006a) auf Grund des Habitatverlusts in Folge der Kolmation. Diese muss wegen der Bedeutung des Kieslückensystems als Nahrungs- und Überwinterungshabitat kritisch gesehen werden. Dass Steinbeißer das Kieslückensystem als Überwinterungshabitat nutzen, bestätigen mehrere Hinweise. Im Yalbag und Tsagaan Chuluut wurden im Sommer deutlich höhere Dichten festgestellt, als im Frühjahr bzw. Herbst. Auch Rudolph fand eine stark ausgeprägte Saisonalität beim Auftreten des Steinbeißers (Rudolph, 2006). In lotischen Untersuchungsabschnitten des Eero ermittelte er im August 2005 Abundanzen von bis zu 10.000 Ind./ha. Einen Monat später fand er an der gleichen Probestelle, trotz intensivster Suche, keinen Steinbeißer mehr (Rudolph, 2006). Für diese ausgeprägten Schwankungen gibt es zwei mögliche Erklärungsansätze. Zum einen ist es möglich, dass die Tiere weiträumige longitudinale Wanderungen vollziehen und je nach Saison unterschiedliche Abschnitte des Gewässers besetzen. Im Frühjahr und Herbst müssten sie dann verstärkt dort auftreten, wo keine Untersuchungen stattfanden, also innerhalb des Abbaugebiets oder im Eero, was auf weite Wanderungen hindeuten würde. Da es sich beim Steinbeißer vermutlich um einen Kurzdistanzwanderer handelt (die europäischen Schwesterart *Cobitis taenia* L. ist zumindest so eingestuft (Jungwirth et al., 2003)), ist dies jedoch sehr unwahrscheinlich. Eine andere und wahrscheinlichere Begründung für den fehlenden

Nachweis im Frühjahr und Herbst könnte der Aufenthalt der Tiere in tieferen Sedimentschichten sein. Der geringere Nachweis des Steinbeißers in diesen Zeiten lässt sich methodisch erklären. Die Effizienz von Elektrofischfanggeräten bei benthischen Arten oder im Sediment lebenden Fischen (z.B. Querder der Neunaugen) ist deutlich vermindert (Cowx und Lamarque, 1990). Entweder ist das elektrische Feld zu schwach eine ausreichend starke Galvanotaxis auf die Tiere auszuüben oder die Elektronarkose wirkt bereits, bevor die Tiere sichtbar das Substrat verlassen und vom Elektrofischer wahrgenommen werden können.

Trotz des Nachweises von Kolmation, konnte in der vorliegenden Arbeit aber kein negativer Einfluss auf die Steinbeißer-Bestände festgestellt werden.

Für den Steinbeißer wird ein mittleres Gefährdungsrisiko angenommen. Dies begründet sich durch die große funktionale Bedeutung, die das hyporheische Interstitial für diese ausschließlich benthisch lebende Art hat. Durch die Kolmation gehen wesentliche Teile des Steinbeißer-Lebensraumes verloren.

5.3 Die Bedeutung des ausgeprägt kontinentalen Klimas

Das Untersuchungsgebiet unterliegt einem ausgesprochen kontinentalen Klima und ist charakterisiert durch niedrige mittlere Jahrestemperaturen und lang anhaltende und kalte Winter. Bereits ab Mitte Oktober fallen die Durchschnittstemperaturen auf unter 0°C und der Winter dauert bis in den April hinein an. In den kältesten Monaten erreicht das Thermometer regelmäßig Werte von – 30°C. Die Eisbedeckung auf den Fließgewässern beginnt sich im Oktober auszubilden und hält in den Oberläufen einiger der untersuchten Gewässer bis in den Juni des Folgejahres an.

Die Bedeutung der Temperatur für die Verbreitung von Arten ist seit längerem bekannt (Magnuson et al., 1979). Die Wassertemperatur steuert maßgeblich die Wasserqualität und Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten und beeinflusst so die Artenzusammensetzung. Im Winter kommt es als Folge des verringerten Abflusses und der Eisbildung zu einem quantitativen Verlust an geeignetem Lebensraum für Fische (Power et al., 1999). Extreme winterliche Bedingungen können zu deutlichen Verlusten unter der Fischfauna führen (Hoffsten, 2003) und manche Regionen sind auf Grund der tiefen Wintertemperaturen sogar gänzlich fischfrei (Jonsson, 1985). Wintereinstände für Fische müssen laut Cunjak (1996) energetischen günstig sein und gleichzeitig Schutz vor nachteiligen Umweltbedingungen bieten, d.h. ausreichend Sauerstoff und Eisfreiheit (Cunjak, 1996). Eine weit verbreitete und zahlreich beschriebene Anpassungsstrategie an extreme winterliche Bedingungen ist daher das Aufsuchen von strömungsberuhigten und tiefen Gewässerabschnitten wie Kolke oder

Seen (Huusko et al., 2007; Cunjak, 1996; Jacober et al., 1998; Nykänen et al., 2004; West et al., 1992). Radiotelemetrische Untersuchungen an Bachsaiblingen und Cutthroat-Forellen in Montana z.B. haben gezeigt, dass die markierten Fische bei schnell sinkenden Wassertemperaturen im Herbst und erneut, bei Auftreten des ersten Grundeises, flussabwärts wandern und sich in tieferen Bereichen des Gewässers ansammeln (Jacober et al., 1998). Ähnliche Studien in der Tundra Alaskas bewiesen, dass Arktische Äschen bereits ab August und September flussabwärts aus den kleinen Bächen in die größeren Gewässer abwandern (West et al., 1992). Eine weitere Anpassungsstrategie ist das Aufsuchen des hyporheischen Interstitials, was für Kleinfischarten und Jungsalmoniden zahlreich belegt ist (Cunjak, 1996).

In den untersuchten Gewässern wurden extreme jahreszeitliche Schwankungen in der Abundanz festgestellt, mit sehr geringen Fischdichten im Frühjahr und steigenden Abundanzen im Sommer bzw. Herbst. Auch hier müssen demnach Anpassungsstrategien an die extremen Bedingungen im Winter existieren. Die Reusenfänge an Tsagaan Chuluut und Barchuluut belegen, dass hierzu insbesondere die Zuwanderung aus unterhalb gelegenen Gewässerabschnitten bzw. aus dem Hauptgewässer zählt. Bei manchen Arten, wie z.B. Steinbeißer, Schmerle oder auch den juvenilen Stadien des Lenok ist eine andere Strategie erkennbar. Die Ergebnisse der Elektrofischungen zeigen hier, dass mehrere Individuen dieser Arten während des Winters in den jeweiligen Gewässerabschnitten verbleiben und nur kurze Wanderungen, z.B. in den nächstgelegenen Kolk, unternehmen. Die Nutzung des hyporheischen Interstitials während dieser Zeit wurde zwar nicht direkt nachgewiesen, ist aber eine naheliegende Überwinterungsstrategie für diese Arten.

Die Eignung eines Gewässerabschnitts, Kolks oder des Kieslückensystems als Winterhabitat wird wesentlich vom Grundwasser beeinflusst. Grundwasser weist gegenüber dem Oberflächenwasser relative konstante Temperaturen auf und hat daher im Winter meist eine wärmende, im Sommer eine kühlende Funktion (Power et al., 1999). Bei entsprechend starkem Grundwasseraustritt können so im Winter einzelne Kolke, Gewässerabschnitte oder sogar ganze Zuflüsse eisfrei bleiben (West et al., 1992; Power et al., 1999). Manche Fischarten, wie z.B. die Arktische Äsche unternehmen weite Wanderungen, z.T. auch stromaufwärts, um solche Gewässerabschnitte zu erreichen (Hughes und Reynolds, 1994; West et al., 1992).

Wie in Kapitel 5.1.4 dargestellt, kommt es in Folge des Gold-Tagebaus zu Kolmationsprozessen unterhalb der Abbaugelände. Die Kolmation verringert den vertikalen Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser, wodurch im Winter die wärmende Funktion des Grundwassers verloren gehen kann. Für den umgekehrten Effekt, der geringeren Kühlung im Sommer, sind die deutlich erhöhten Wassertemperaturen im Yalbag ein Indiz (Ibisch et al., 2007). Des Weiteren verursacht die Kolmation durch die Auffüllung

des Porenraums mit Feinsubstrat einen quantitativen Verlust an Überwinterungshabitaten im Kieslückensystem. Verantwortlich für die Überlebensrate der Salmoniden während des Winters ist jedoch vor allem die Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten (Huusko et al., 2007). Gerade in kontinental geprägten Gebieten können die Qualität und Quantität der verfügbaren Winterhabitate die Dichte einer Fischpopulation maßgeblich regulieren (Power et al., 1999) und sind entscheidend für Größe und Produktivität einer Ichthyozönose (Cunjak, 1996). Die Berücksichtigung der Lebensraumsprüche der Arten, etwa im Rahmen des Managements des Gold-Tagebaus, müssen daher auch die besondere Situation während des Winters berücksichtigen (Cunjak, 1996).

5.4 Zur funktionalen Bedeutung der kleinen bis mittleren Fließgewässer

Die untersuchten Fließgewässer sind mit Einzugsgebietsgrößen von 87 (Tsagaan Chuluut), 377 (Terelj) bzw. 403 km² (Yalbag/Barchuluut) relativ klein und weisen einen rhitralen Charakter auf. Eine flächenhafte Analyse der Khentii-Region verdeutlicht, dass Fließgewässer mit Einzugsgebietsgrößen, ähnlich denen der Untersuchungsgewässer, ein regelmäßig vorzufindendes Element der betrachteten Flussgebiete sind. Insgesamt 119 Fließgewässer unter 400 km² weisen einen direkten Gebietsauslass in eines der größeren Flussgebiete des Khentii-Gebirges auf (Eroo, sowie die Oberläufe des Kherlen, Tuul und Kharaa). Beinahe die Hälfte (45%) dieser EZG ist kleiner als 100 km² und über 80% erreichen maximale Größen von 400 km² (Abbildung 57).

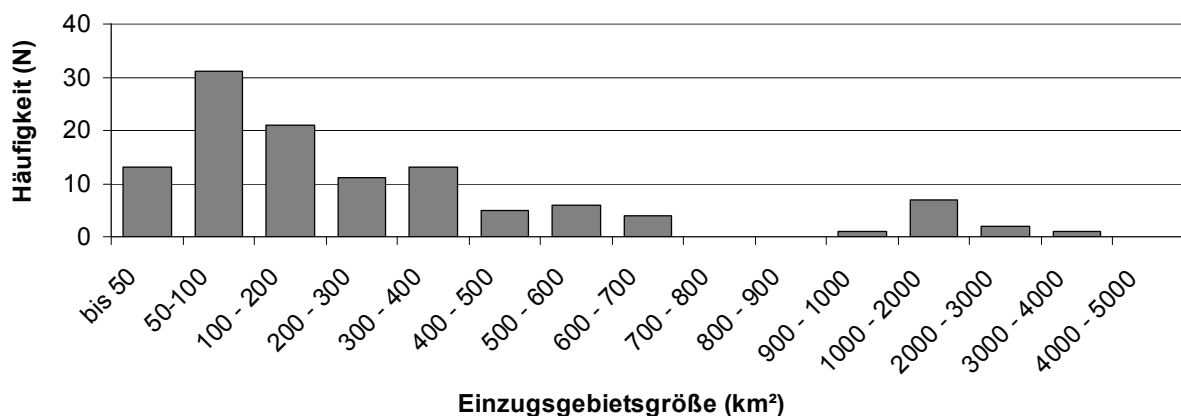


Abbildung 57: Größenverteilung und Häufigkeit der Einzugsgebiete mit direktem Gebietsauslass (permanent, temporär oder fehlend) in die großen Flüsse des Khentii-Gebirges (Eroo und Oberläufe des Kherlen, Tuul und Kharaa). Basierend auf HydroSHEDS (WWF, 2008).

Entlang eines Fließgewässers unterscheiden sich die abiotischen Bedingungen zwischen den Fließgewässerabschnitten stark. Rhitrale Fließgewässer weisen üblicherweise folgende Habitateigenschaften auf: großes Gefälle, hohe Strömungsgeschwindigkeiten, grobes

Sohlsubstrat, klares und sauerstoffreiches Wasser, sauerstoffreiches Interstitial, sommerkalte Temperaturen, reiche MZB-Fauna und einen hohen Anteil von allochthoner Drift. Die Fischarten, die diese Fließgewässerabschnitte dauerhaft oder zeitweise besiedeln, sind an diese Habitateigenschaften gut angepasst. Sie sind meist gute Schwimmer, gehören fast ausschließlich zum lithophilen Laichtyp und ernähren sich benthivor, bzw. von Driftnahrung. Die Gildenverteilung der untersuchten Fischbestände spiegelt diesen Zusammenhang deutlich wider.

Wie aus den vorliegenden Untersuchungen hervorgeht, sind die kleinen bis mittleren Fließgewässer von großer Bedeutung für die Fischfauna des Khentii. Sie dienen sowohl als Laich-, als auch als wichtiges Nahrungshabitat, wobei sich die Bedeutung artspezifisch unterscheidet. Tabelle 23 zeigt, dass die kleinen Gewässer für alle gefundenen Arten mehr oder weniger hohe Bedeutung haben und insbesondere für die bedrohten Arten, wie Taimen, Lenok und Äsche, wichtige Laich- und Nahrungsgebiete sind.

Tabelle 23: Funktionale Bedeutung der kleinen und mittleren Fließgewässer als Laich- und Nahrungshabitat für die untersuchten Fischarten (Bedeutung hoch = XXX, mittel = XX, niedrig = X).

	Laichhabitat	Nahrungshabitat		
		Jungfische	Juvenil	Adult
Taimen	XXX	XX	XX	X
Lenok	XXX	XXX	XX	X
Arktische Äsche	XX	XX	XX	XXX
Amur-Äsche	XX	XX	XX	XXX
Elritze	X	X	XX	XX
Sumpf-Elritze	X	X	X	X
Amur-Elritze	XX	XX	XX	XX
Sibirischer Hasel	X	X	X	XX
Amur-Gründling	XX	XX	XX	XX
Steinbeißer	X	X	X	XX
Schmerle	XXX	XXX	XXX	XX

Wie aus den Untersuchungen der Gewässer unterhalb der Abbaugelände hervorgeht, beeinflusst der Gold-Tagebau mehrere der genannten Habitateigenschaften (vgl. Kapitel 5.1), so z.B. führt er zu erhöhter Trübung und erhöhten Wassertemperaturen oder zum Verlust des Kieslückensystems. Die Auswirkungen des Gold-Tagebaus sind daher in Fließgewässern mit rhytralen Eigenschaften sehr gravierend, was entsprechende Konsequenzen für die Fischarten hat, die im hohen Maße an diese Gewässer gebunden sind.

6 Handlungsempfehlungen

Die zukünftige Entwicklung des Bergbausektors wird voraussichtlich zu einer Intensivierung der Probleme im Gewässerschutz und zu einer Verschlechterung der Situation der bedrohten Fischarten führen. Die Zunahme der Abbaugelände, in denen das Gold durch chemisches Laugen gewonnen wird, als auch die enorme Zahl von ca. 100.000 Menschen, die im gesetzlich nicht verankerten informellen Bergbau (d.h. ohne Lizenzierungsverfahren und entsprechende Managementauflagen) tätig sind (The World Bank, 2006), stellen eine zusätzliche Gefährdung dar. In den letzten Jahren hat sich gezeigt, dass die „gute fachliche Praxis“ nur in wenigen Minen umgesetzt wird (The World Bank, 2004) und einem Bericht des Mongolischen Ministeriums für Natur und Umwelt zu Folge, wurden bis zum Jahr 2003 durch den Gold-Tagebau 29 größere Flussgebiete verschmutzt und teilweise zerstört (Mongolian Ministry of Nature and Environment, 2003).

Es konnte gezeigt werden, dass der Gold-Tagebau einen deutlichen Einfluss auf das Fließgewässerökosystem hat und wesentliche Parameter, wie z.B. die Temperatur, die Qualität und Quantität des Kieslückensystems, die lineare Durchgängigkeit oder die Produktivität des Gewässers signifikant verändert. Aus den Beobachtungen am Terelj, bzw. der rekultivierten Fläche am Yalbag ergibt sich weiterhin, dass die Folgen des Gold-Tagebaus großskalig und langfristig sind. Sie sind auch noch Jahre nach Beendigung des Abbauvorhabens wirksam und reichen weit über die Grenze des Abbaugeländes hinaus. Das Management von Goldminen sollte daher immer Teil eines integrierten Managementansatzes auf Flussgebietsebene sein. Eine solche Strategie ist für einen effizienten Fischartenschutz unabdingbar, denn nur so finden die zeitlich und räumlich wechselnden Habitatansprüche der Fische, in den verschiedenen Abschnitten des Flussgebiets, Berücksichtigung. Dies gilt insbesondere auch für die prioritären Arten, die in der Roten Liste der Mongolei aktuell als gefährdet eingestuft werden.

6.1 Managementempfehlungen

Aus den Ergebnissen der Arbeit können generelle Schutzmaßnahmen abgeleitet werden, die zur Begrenzung der Umweltauswirkungen des Gold-Tagebaus und der Gefährdung der Fischfauna von Relevanz sind.

Eine wesentliche Maßnahme ist die explizite Begrenzung von Abbaugeländen, bzw. der Totalschutz von Teileinzugsgebieten. Diese Gebiete müssen im Rahmen des Lizenzierungsverfahrens identifiziert werden (siehe auch Kapitel 6.2). Diese sind einerseits Laichgebiete prioritärer Arten, wie z.B. des Taimen, Amur-Äsche oder Lenok, andererseits sind es die Oberläufe der Gewässer, die der Sicherung eines ausreichenden

Wiederbesiedlungspotentials für die übrigen Komponenten einer standorttypische Fauna und Flora dienen.

Einen weiteren, wesentlichen Aspekt stellt die Begrenzung des Eintrags von Schwebstoffen, bzw. Feinsedimenten dar. Dies bedeutet, dass im Waschungsprozess des goldhaltigen Aushubs, aber auch bei der Lagerung des Aushubs und im Rahmen der Rekultivierung, Maßnahmen zu ergreifen sind, die den Eintrag von Schwebstoffen, bzw. Feinsedimenten in die Gewässer auf ein, nicht vermeidbares, Minimum begrenzen. Maßnahmen umfassen insbesondere wassersparende Waschung (z. B. durch zahlenmäßige oder zeitliche Begrenzung der Pumpenleistung), Wasserwiederverwendung (anzustreben sind geschlossene Kreislaufsysteme zwischen Wasch- und Sedimentationsprozessen), Siebungsverfahren und der Betrieb von ausreichend bemessenen Absetzbecken. Auf dem Areal des Abbaubereichs bzw. der rekultivierten Fläche, sind alle Maßnahmen zielführend, die die Erosion vermindern helfen (siehe nächster Absatz).

Ein differenzierter Umgang mit Humus-, Boden- und Aushubmaterial ist ebenfalls sehr wichtig, da er für eine erfolgreichen Rekultivierung und Wiederherstellung der ursprünglichen Landschaftsformen wesentlich ist. Anzustreben ist ein System, in dem Abbauprozesse und Rekultivierung zeitgleich erfolgen und die Störungen damit räumlich begrenzt werden. Der Humus ist hierbei sehr sorgfältig abzuschleppen, separat zu lagern und das Boden- und Aushubmaterial auf kürzestem Weg nach dem Waschvorgang und Goldgewinnungsprozess wieder einzubauen und erneut mit Humus zu bedecken. Der sorgsame Umgang mit Humus ist wegen der kurzen Vegetationsperioden in der Mongolei wesentlich für die Etablierung einer neuen Auen- und Ufervegetation.

Generell zu verhindern, ist das Einbringen toxischer Stoffe. Dies bedeutet einen kontrollierten Umgang mit allen wassergefährdenden organischen und anorganischen Stoffen im Produktionsprozess, einschließlich der Begrenzung auf die im Produktionsablauf notwendigen Mengen.

Den Schutzmaßnahmen und Managementempfehlungen können unterschiedliche Prioritäten zugeordnet werden. Folgende Priorisierungsliste stellt eine Synthese aus den gewonnenen Erkenntnissen in den Untersuchungsgebieten und weitläufig bekannten Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis im Bergbau dar (Farrington, 2000; Norman et al., 1997; Pentz und Kostaschuk, 1999).

Maßnahmen 1. Priorität:

- I. Errichtung von Tabuzonen
 - A. Schonung des Oberlaufs als Wiederbesiedlungsquelle
 - B. Schonung von Teileinzugsgebieten für prioritäre Arten
- II. Einsatz von wassersparenden Techniken
 - A. Begrenzung der Pumpenleistung und –zeiten
 - B. Rückgewinnung des Prozesswassers
- III. Vermeidung toxischer Substanzen wie Schwermetallen

Maßnahmen 2. Priorität:

- I. Vermeidung bzw. Minimierung von Feinsedimenteinträgen
 - A. Errichtung des Abbaubetriebes im Nebenschluss des Fließgewässers und Anlage eines geschlossenen Kreislaufsystems für das Prozesswasser
 - B. Anlage von Absetzbecken und deren Sicherung gegen unkontrollierte Emissionen, bzw. Durchbruch (z.B. bei Starkregenereignissen)
 - C. Sicherung des Abraums gegen Auswaschungen
- II. Erhalt einer intakten Auen- und Ufervegetation und natürlicher Gewässerstrukturen
 - A. Schonung des natürlichen Bachbetts und Betrieb der Anlage im Nebenschluss
 - B. Abschnittweiser Erhalt des natürlichen Bachbetts
- III. Rekultivierung des ehemaligen Abbaugebiets
 - A. Schonender Umgang und sichere Lagerung des Humusbodens
 - B. Fraktionierte und erosionsgesicherte Lagerung des Abbraums
 - C. Wiederherstellung eines natürlichen Bachbettes mit Hilfe gewaschener Substrate unterschiedlicher Körnung
 - D. Wiederanlage der Auenvegetation mit standortgerechten Gehölzen
- IV. Vermeidung morphologischer Barrieren
 - A. Errichtung des Abbaubetriebs im Nebenschluss des Fließgewässers
 - B. Errichtung eines Umgehungsgerinnes

Maßnahmen 3. Priorität und Ausgleichsmaßnahmen:

- I. Schaffung künstlicher Habitats
 - A. Aufschütten künstlicher Riffelstrukturen als Laichgebiet für lithophile Arten, wie z.B. Lenok

6.2 Monitoringempfehlungen

6.2.1 *Generelle Herangehensweise für ein Monitoring des Gold-Tagebaus*

Die nachhaltige und umweltverträgliche Entwicklung des Gold-Tagebaus in der Mongolei erfordert ein angepasstes Monitoringprogramm, mit dessen Hilfe Umweltfolgen verhindert, bzw. frühzeitig erkannt werden können. Hierfür wird eine mehrstufige Herangehensweise vorgeschlagen, die aus den folgenden drei Phasen besteht: a) Planungs-, Erkundungs- und Genehmigungsphase, b) Abbauphase und c) Rehabilitierungs- und Rekultivierungsphase.

Wie aus Tabelle 24 ersichtlich, sollte in der Planungs- und Genehmigungsphase vor allem eine Analyse der Ausgangssituation und Einstufung der ökologischen Wertigkeit und Sensitivität der betroffenen Gewässer vorgenommen werden. Dafür ist es unumgänglich, biologische Komponenten zu untersuchen, die durch die Messung physikalisch-chemischer und hydrologischer Parameter unterstützt werden. Ziel des Monitorings ist dabei, im Rahmen eines einzugsgebietsbezogenen Ansatzes, die Definition von Schutz- und Tabuzonen, sowie von prioritären Zonen für den Goldabbau. Nach dem hier vorgestellten Konzept sollten etwa 30 % Fließstrecke des Betrachtungsraumes vom Abbaugeschehen unangetastet bleiben. Dadurch bleibt ein Rückzugsraum für Flora und Fauna im Gewässernetz erhalten, der als Ausgangspunkt für die Wiederbesiedlung der während des Abbaus beeinträchtigten Gewässerstrecken fungieren kann. Durch die Beweissicherung der Ausgangssituation ist ein Vergleich der Situationen vor und nach dem Abbau möglich. Später können dadurch Rekultivierungsmaßnahmen präzisiert und langfristige, irreparable Schäden erkannt werden. Für das Monitoring in der Planungsphase sind Spezialisten mit entsprechenden biologischen Kenntnissen notwendig.

In der eigentlichen Betriebsphase ist vor allem eine Kombination von Fremdüberwachung z.B. durch Umweltinspektoren und Eigenüberwachung durch die Betriebe sinnvoll. Ziele des Monitorings in dieser Phase sind die Feststellung des ordnungsgemäßen Betriebsablaufs und die Einhaltung der Auflagen aus den Genehmigungsunterlagen. Besonders Betriebsgrößen im Abbauprozess und einfache, physikalisch-chemische Kennwerte im Gewässer, wie Trübung, pH-Wert, Sauerstoff und Temperatur, sollen hier Beachtung finden. Die Messung dieser Größen ist in der Regel einfach und kann auch von eingewiesenem Personal so qualifiziert durchgeführt werden, dass ein Bild der unmittelbaren Auswirkungen des Tagebaus auf die Gewässer entsteht. Defizite im Betriebsablauf können so kurzfristig aufgezeigt werden.

Allerdings macht erst die kombinierte Betrachtung, zusammen mit den Betriebsgrößen, eine Bewertung der physikalisch-chemischen Größen möglich. Wenn beispielsweise starke Trübung im Gewässer und gleichzeitig durchgebrochene Absetzbecken während der Fremdüberwachung festgestellt werden, liegt sehr wahrscheinlich ein nicht

ordnungsgemäßer Betriebsablauf vor. Die alleinige Kartierung einer Gewässertrübung ist wenig aussagekräftig und beruht möglicherweise auch auf betrieblichen Prozessen, die in Kauf genommen werden müssen und eine nicht vermeidbare Restbelastung im Gewässer darstellen.

Die Fremdkontrolle durch Umweltinspektoren sollte stichpunktartig erfolgen und hat die Überprüfung und Plausibilitätsprüfung der Betriebsbücher und einfach zu bewertender Prozesse zum Inhalt. Sowohl während der Eigen-, als auch der Fremdkontrolle, ist bei allen betrieblichen Aspekten (zum Abbau genehmigten Flächen, Maschinen, Pumpen, Absetzbecken etc.) ein Abgleich mit den Angaben aus den Genehmigungsunterlagen durchzuführen.

In der dritten Phase, im Anschluss an den eigentlichen Abbau der Rohstoffe, ist nochmals ein intensiveres Monitoring mit biologischen Komponenten notwendig. Ziel des Monitorings in dieser Phase ist zum einen die Erfassung von ökologischen Schäden im Gewässer und der Vergleich zum Status quo vor dem Abbau. Zum anderen soll die Regeneration der Lebensgemeinschaften und ökologischen Funktionen im Gewässer dokumentiert und die Effektivität der Rekultivierungsmaßnahmen beurteilt werden. Das Monitoring der biologischen Komponenten wird begleitet von einer Überwachung der physikalisch-chemischen Zustandsgrößen. Wird eine signifikante Beeinträchtigung des ökologischen Zustands festgestellt, so muss dies zur Einleitung weiterer Rehabilitationsmaßnahmen führen.

Tabelle 24: Zieldefinition, Zeitaufwand, Zielgrößen und Frequenz des Umweltmonitoring in verschiedenen Phasen des Rohstoffabbaus.

Phase	Ziel des Monitorings	Zeit- aufwand	Zielgrößen	Monitoringfrequenz
1.) Planungs- und Genehmigungsphase	Beweissicherung der Ausgangssituation	50 %	hydrologische Zustandsgrößen: Abflussdynamik, Abflussspende physikalisch-chemische Zustandsgrößen biologische Zustandsgrößen: Fische, Makrozoobenthos, Phytobenthos	Hydrologie abhängig von der Datenlage Physikalisch- chemische und biologische Zustandsgrößen mindestens einmalig
2.) Betriebsphase	Überwachung des Betriebs	20 %	physikalisch-chemische Zustandsgrößen Betriebsgrößen, Betriebsablauf	Eigenüberwachung täglich Fremdüberwachung mindestens einmal pro Saison
3.) Rehabilitierungs- und Rekultivierungsphase	Feststellung langfristiger Schäden Erfolgskontrolle der Rekultivierungsmaßnahmen	30 %	physikalisch-chemische Zustandsgrößen biologische Zustandsgrößen: Fische, Makrozoobenthos, Phytobenthos	jährlich

6.2.2 Monitoringempfehlung für die Fischfauna

Die im Folgenden genannten Empfehlungen beziehen sich auf kleinere bis mittlere, mit Watausrüstung begehbare Fließgewässer von einer Breite bis maximal ca. 50 m und einer mittleren Tiefe unter 1 m. Für größere und tiefere Gewässer sind die Angaben nur eingeschränkt gültig.

- 1)** Umfangreiche Untersuchungen zur Fischfauna eines Gewässers sollten nur während der Beweissicherung in der Planungs- und Genehmigungsphase und während der Erfolgskontrolle in der Rekultivierungsphase stattfinden und müssen von fachlich ausgebildeten Hydrobiologen durchgeführt werden.
- 2)** Als Zielarten eines fisch-basierten Monitorings werden die salmonidenartigen Taimen und Lenok und die Äschenarten empfohlen. Diese Arten sind als prioritär auf Grund ihrer Gefährdung zu sehen und durch ihre speziellen Biologie hervorragend als Bioindikatoren für die Umweltfolgen des Bergbausektors geeignet.
- 3)** Als Erhebungsmethode wird die Elektrofischerei empfohlen, aber auch die Sichtbeobachtung von Laichgruben, bzw. die Netzfischerei auf Jungsalmoniden kann zielführend sein.
- 4)** Die Elektrobefischungen sollten an mehreren repräsentativen Abschnitten unter-, inner- und oberhalb des geplanten bzw. rekultivierten Abbaugebiets erfolgen und alle charakteristischen Ausprägungen des Einzugsgebiets umfassen. Je nach Gewässerbreite sind Befischungsstrecken von 50 - 200 m je Abschnitt ausreichend. Beste Jahreszeit für die Durchführung der Befischungen ist der Spätsommer. Zu dieser Zeit ist mit den meisten Arten und der höchsten Dichte zu rechnen und bei vielen Arten kann der Nachweis von Reproduktion erbracht werden. Die Befischungen sollten vor dem ersten Nachtfrost erfolgen.
- 5)** Die Suche und Zählung der Laichgruben sollte einige Wochen nach der Schneeschmelze, in der Zeit von Ende Mai bis Ende Juni, erfolgen. Das Sediment der Laichgruben von Salmoniden wird durch das Schlagen der Laichgrube gereinigt und ist dadurch meist leicht zu erkennen. Die Verifizierung der Art hat mit entsprechenden Methoden zu erfolgen.
- 6)** Zum Nachweis der Reproduktion von Salmoniden oder Äschen sollten ebenfalls Netzbefischungen durchgeführt werden. Für eine Vielzahl von Kieslaichern sind ufernahe, strömungsberuhigte Bereiche die bevorzugten Standorte für die frisch aufgeschwommenen Larven. Ein Nachweis mittels dieser Methode ist daher sehr einfach und schnell durchzuführen. Die Netzbefischungen sollten im Sommer ab Mitte Juli erfolgen und können mit Hilfe kleiner, handlicher Aquariennetzen durchgeführt werden.

7) Auf Basis der Bestandsdaten aus den Elektrobefischungen, dem Nachweis von Laichgruben, bzw. Salmonidenbrut, können Tabuzonen identifiziert werden, in denen kein Gold-Tagebau stattfinden darf. Folgende Grenzwerte werden vorgeschlagen:

Tabuzonen:

- Laichgebiete des Taimen, nachgewiesen an Hand laichreifer Adulttiere, Laichgruben und/oder zahlreicher Jungfische
- Laichgebiete der Amur-Äsche, nachgewiesen an Hand laichreifer Adulttiere, Laichgruben und/oder zahlreicher Jungfische
- Prioritäre Laichgebiete des Lenok mit mehr als 5 Laichgruben/500 m

Schutzzonen mit eingeschränkter Nutzung:

- Laichgebiete des Lenok, nachgewiesen an Hand laichreifer Adulttiere, Laichgruben und/oder zahlreicher Jungfische
- Laichgebiete der Arktischen Äsche, nachgewiesen an Hand laichreifer Adulttiere, Laichgruben und/oder zahlreicher Jungfische

8) Auch im Rahmen der Eigenkontrolle können fisch-basierte Monitoringstrategien zur Anwendung kommen. Hierzu gehört z.B. die Zählung von Laichgruben, die auf Grund der Einfachheit der Methode leicht und schnell, auch von nicht qualifiziertem Personal, durchgeführt werden kann. Durch die regelmäßige Zählung würden sich wichtige Informationen über die Bestandsituation und -entwicklung der Arten ergeben, die für die Rekultivierung und/oder das betriebliche Management genutzt werden könnten.

9) Als weiterer Ansatz für die Eigenkontrolle sei die Beobachtung der Fischdichten in Gewässerstrecken unterhalb von Laufverengungen, Verrohrungen, Abstürzen, Einleitungen oder an Zusammenflüssen von zwei Gewässern, genannt. Sollten hier unnatürlich hohe Fischdichten vorkommen, deutet dies auf eine eingeschränkte Passierbarkeit von Gewässerabschnitten unter- oder innerhalb des Abbaugbiets hin, die auf betriebliche Defizite hinweisen könnten und evtl. behebbar sind.

6.3 Fallbeispiel

Im Folgenden sollen an Hand des Abbaugbiets im Tal des Yalbag die Handlungsempfehlungen beispielhaft dargestellt werden. Dies wird an Hand mehrere Schaukästen erfolgen, die Stufen der Genehmigungs-, Betriebs- und Rekultivierungsphase darstellen. Zum Zwecke der besseren Veranschaulichung, beruht der Inhalt der Schaukästen dabei zum Teil auch auf fiktiven Annahmen.

Grundlage eines umweltverträglichen Managements ist die umfangreiche Bestandsaufnahme während der Planungs- und Genehmigungsphase. Deren Ergebnisse

(Schaukasten 1) liefern die Basis für die Definition von Tabuzonen, bzw. Zonen unterschiedlicher Nutzung.

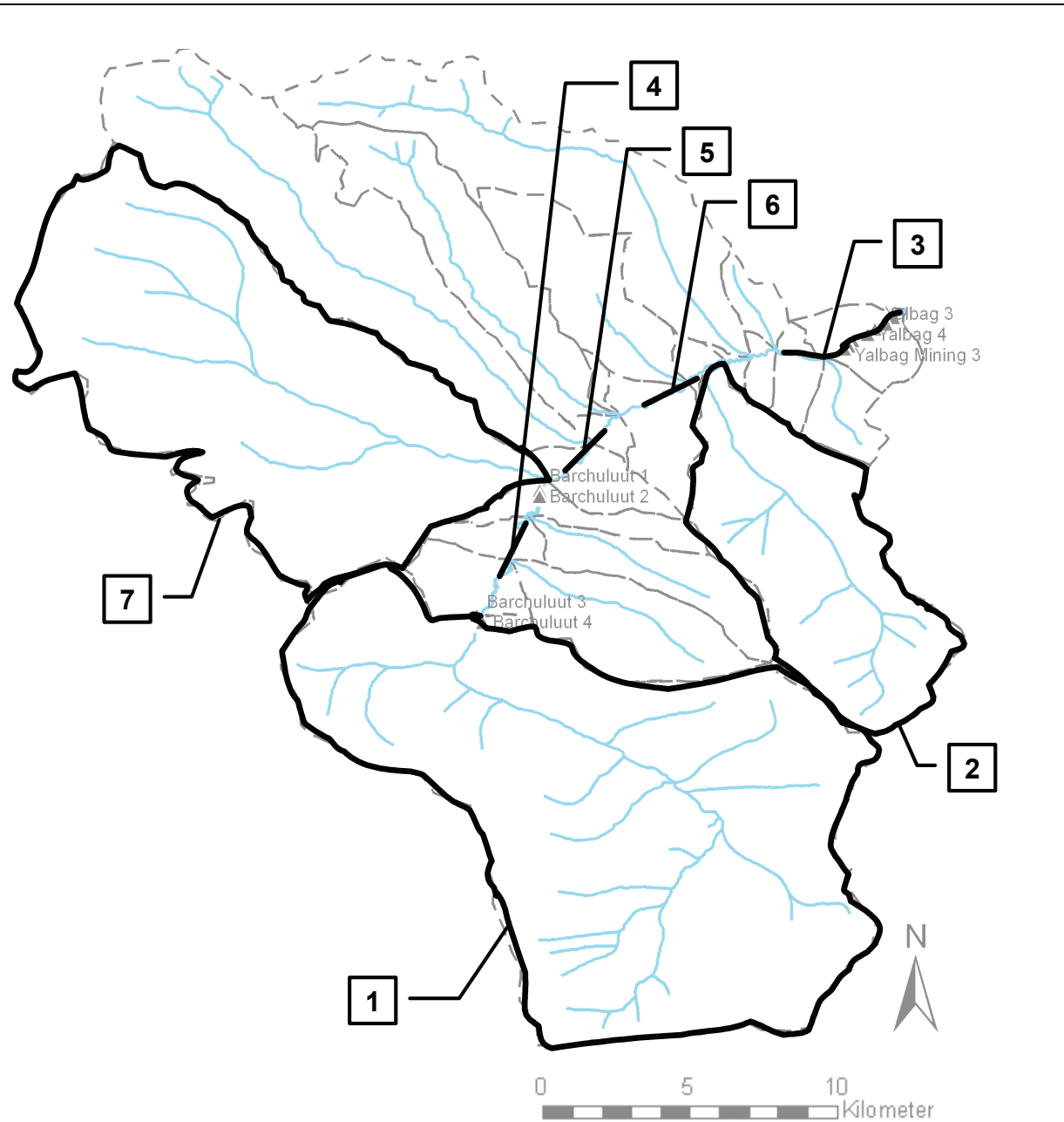
Schaukasten 1: Ichthyologische Bestandsaufnahme im Rahmen des Genehmigungsverfahrens	
Gewässer	Yalbag
Einzugsgebietsgröße	403 km ²
Lauflänge	28,5 km
Basisabfluss	1.100 l/s
Vorkommende Arten	Taimen, Lenok, Arktische Äsche, Elritze, Schmerle, Steinbeißer, Quappe
Reproduktive Arten	Taimen, Lenok, Schmerle
Prioritäre Arten	Taimen, „stark gefährdet“ lt. Roter Liste (Ocock et al., 2006a) Lenok, „gefährdet“
Besonderheiten	keine

Unter Berücksichtigung der Flussgebietscharakteristik und auf Basis der Daten aus der Bestandsaufnahme werden folgende Schutz- und Abbaugebiete definiert (siehe auch Abbildung in Schaukasten 3).

Schaukasten 2: Einteilung der Gebietskategorien	
Gebietskategorien	Teil-EZG, Bereich/Begründung
Prioritäre Gebiete ohne Nutzung (Tabuzonen)	Nr. 1: Süd-östliches Teil-EZG; Oberlauf des Flussgebiets; Sicherung des Wiederbesiedlungspotentials während und nach Beendigung des Abbauvorhabens Nr. 2: Nord-östliches Teil-EZG; Laichgebiet des Taimen; nachgewiesen an Hand von Laichgruben und Jungfischen Nr. 3: Nördlicher Talabschnitt vor Mündung in den Eroo; Erhalt der Durchgängigkeit für den Taimen; Minimierung der Einflüsse auf den Eroo
Nutzung mit erhöhten Auflagen (Schutzzone)	Nr. 4-6: Mittellauf des Yalbag; Laichgebiet des Lenok; nachgewiesen an Hand von wenigen Laichgruben und Jungfischen
Nutzung mit minimalen Auflagen (Nutzzone)	Nr. 7: Westliches Teil-EZG; ohne Vorkommen prioritärer Arten
Nutzungsaufgaben:	
Nr. 4-6: Die Abbaulizenz wird für die gesamte Breite des Talbodens erteilt; die Abbautätigkeit muss in distinkten Teilabschnitten erfolgen; Abbau und Rekultivierung haben zeitgleich zu erfolgen. Umzusetzendes Management orientiert sich an Maßnahmen 1.– 3. Priorität	
Nr. 7: Die Abbaulizenz wird für die gesamte Breite des Talbodens erteilt; Umzusetzendes Management orientiert sich an Maßnahmen 1. Priorität und 2. Priorität (Absatz I. und III.)	

Schaukasten 3:

Flussgebietsplan des Yalbag und Lage der Tabu-, Schutz-, und Nutzzonen



- 1** Tabuzone; Sicherung des Wiederbesiedlungspotentials
- 2** Tabuzone; Laichgebiet prioritärer Arten
- 3** Tabuzone; Schutz des Mündungsbereichs
- 4** - **6** Schutzzone; Abbau unter speziellen Auflagen
- 7** Nutzzone; Abbau unter Minimalauflagen

7 Zusammenfassung

Die Fischfauna der Mongolei umfasst insgesamt 64 Arten, von denen 14 Arten in der aktuellen Roten Liste der Fische der Mongolei (Ocock et al., 2006a) als regional bedroht oder potentiell bedroht eingestuft werden. Für annähernd die Hälfte der Fischarten der Mongolei liegt bisher keine Gefährdungseinstufung vor, weil über die Populationsgrößen, die Verbreitung der Arten oder potentielle Gefährdungsursachen zu wenig bekannt ist. Eine für nahezu alle Fischarten der Mongolei relevante Gefährdungsursache ist der Bergbau. Dieser verzeichnet in jüngster Vergangenheit deutliche Zuwachsraten und hat volkswirtschaftlich erheblich an Bedeutung gewonnen, insbesondere durch den Abbau von Gold. Die Goldvorkommen der Mongolei lagern überwiegend in den alluvialen Sedimenten der Fließgewässerrauen, so genannten Seifenlagerstätten. Der unsachgemäße Abbau dieser Vorkommen zerstört große Teile des Fließgewässerökosystems und hat gravierende Folgen für die dortigen Lebensgemeinschaften. Die Kenntnisse über die ökosystemaren Effekte des Gold-Tagebaus sowie dessen Gefährdungspotential für die verschiedenen Fischarten der Mongolei sind jedoch bisher gering. Das ist umso nachteiliger, als sie doch grundlegend für einen effizienten Fischartenschutz und eine nachhaltige Entwicklung des Gold-Tagebaus sind. Die vorliegende Arbeit möchte zu einer Verbesserung der Kenntnis in diesem Bereich beitragen und verfolgt die im Anschluss genannten Ziele:

- eine qualitative und quantitative Bestandsaufnahme abiotischer und ichthyologischer Charaktereigenschaften ausgewählter Referenzgewässer und durch Gold-Tagebau beeinflusster Gewässer
- die Analyse der untersuchten Fischbestände hinsichtlich Reproduktion, Altersaufbau, Gildenverteilung und saisonaler Dynamik
- die Quantifizierung der Einflüsse des Gold-Tagebaus auf Wasserqualität und Habitatveränderungen des Fließgewässerökosystems
- die Analyse der Einflüsse des Gold-Tagebaus auf die Fischfauna der Khentii-Region
- die Erarbeitung von Grundlagen für ein ökologisches Monitoring des Gold-Tagebaus
- die Entwicklung von effektiven Managementstrategien für den Gold-Tagebau und den Fischartenschutz

Die Untersuchungen fanden in den Jahren 2003 bis 2006 in zwei Gold-Tagebaugebieten der Khentii-Region im Nord-Osten der Mongolei statt und umfassten vergleichende Analysen zur Physiko-Chemie, Hydromorphologie und Hydrologie von natürlichen und durch Gold-Tagebau beeinflussten Fließgewässern. Ein besonderer Fokus lag dabei auf der Analyse

des Schwebstoffhaushaltes und dessen Einfluss auf die Funktionalität des hyporheischen Interstitials. Die Fischfauna wurde mit Hilfe von Elektrofischungen und Reusenfängen erhoben. Zusätzlich wurden Detailstudien über die Reproduktionsbiologie des lithophilen Lenok (*Brachymystax lenok*) durchgeführt.

In den Untersuchungen wurden 14 Fischarten nachgewiesen. In der Roten Liste der Fische der Mongolei werden 4 der gefundenen Arten als regional bedroht oder potentiell bedroht bewertet.

Die Fischbestände der Untersuchungsgewässer weisen eine ausgeprägte saisonale Dynamik auf, die maßgeblich vom kalten kontinentalen Klima bestimmt wird. Als Anpassungsstrategien wurden longitudinale Wanderungen nachgewiesen, aber auch das Kieslückensystem oder grundwasserbeeinflusste Gewässerabschnitte sind als Überwinterungshabitate sehr wahrscheinlich.

Die nachgewiesenen Arten besiedeln die untersuchten Fließgewässer aus unterschiedlichen Gründen. Manche Arten, wie z.B. der Lenok, laichen in diesen Gewässern, andere nutzen sie nur als Nahrungshabitat.

In den Untersuchungsgebieten kommt es auf Grund des Gold-Tagebaus zu deutlichen Störungen des Gewässerökosystems, die sich sowohl auf dem Abbaugelände, als auch viele Kilometer darüber hinaus bemerkbar machen. Die Störungen sind dabei nicht auf die Dauer der Abbautätigkeiten beschränkt, sondern auch noch Jahre danach wirksam.

Der Gold-Tagebau führt zu erhöhten Schwebstofffrachten in den Gewässerabschnitten unterhalb der Abbaugelände, in dessen Folge es durch Sedimentationsprozesse zur Kolmation des hyporheischen Interstitials kommt. Diese hat wesentlichen Einfluss sowohl auf die Habitatqualität und -quantität im Kieslückensystem, als auch auf dessen Funktionen für das gesamte Fließgewässerökosystem.

Durch den Gold-Tagebau werden die Auenvegetation und die natürlichen Uferstrukturen zerstört, so dass ufergebundene Habitate, wie Unterstände, verloren gehen. Dies hat insbesondere negative Auswirkungen auf die Populationsdichte der Elritze. Bei anderen Arten wurde, trotz des Verlustes an Strukturdiversität, kein negativer Einfluss festgestellt; einige Arten profitieren sogar von den Habitatveränderungen.

In belasteten Gewässerabschnitten war die Temperatur im Vergleich zu den Referenzen deutlich erhöht. Dadurch können zahlreiche Effekte entstehen, so beispielsweise eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse der Fischarten oder eine Minderung des Reproduktionserfolgs der Salmoniden.

Die Untersuchungen belegen, dass der Gold-Tagebau die Fischwanderung beeinflusst. Ungünstige Bedingungen auf Grund des Stoff- oder Sedimenthaushalts oder hydraulische

Strukturen innerhalb des Abbaugebiets führen dazu, dass Lenok und Arktische Äsche nicht durch das Abbaugebiet aufwandern.

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass der Gold-Tagebau die Fischfauna indirekt, beispielsweise über die Störung funktionaler Eigenschaften des Ökosystems, beeinflusst. Es wurden keine direkten Schädigungen der Fische (verstopfte Kiemen, gesteigerte Mortalität) durch die erhöhte Trübung und Sedimentfracht festgestellt. Jedoch wiesen zahlreiche Arten einen signifikant verringerten Konditionsfaktor auf. Dies ist vermutlich mit einer bottom-up gesteuerten Veränderung der trophischen Ebenen, d.h. einer verminderten Primärproduktion (Lichtlimitierung durch Trübung) und geringeren Abundanzen des Makrozoobenthos, zu begründen.

Die gewonnenen Erkenntnisse liefern erstmal populationsökologische Detailinformationen der untersuchten Arten und erlauben somit eine Risikoeinstufung gegenüber dem Gold-Tagebau, die für zukünftige Schutzbemühungen dieser Arten genutzt werden können. Aus der Analyse der signifikanten Einflüsse des Gold-Tagebaus auf die unterschiedlichen Komponenten des Fließgewässerökosystems und den artspezifischen Habitatansprüchen der Fische, resultieren Managementempfehlungen unterschiedlicher Priorität. Diese werden an einem Fallbeispiel erläutert. Darüber hinaus werden angepasste Strategien für ein ökologisches Monitoring des Gold-Tagebaus aufgezeigt.

8 Summary (English & Mongolian)

The fish fauna of Mongolia comprises 64 species of which eleven are regionally endangered and four potentially endangered according to the Red List of Mongolian Fish (Ocock et al., 2006a). Mining is assumed to be one of the major threats to these species. The mining sector expanded significantly in recent years and has become economically very important, especially the mining for gold. The gold is mostly found in so called placer deposits, which are located in the alluvial sediments of riparian zones. An improper working of these deposits causes widespread damages of the river ecosystem with significant impacts to the local biocoenoses, however detailed knowledge about the ecosystem effects of gold mining and the potential threats to mongolian fish species is rare. This knowledge, on the other hand is essential for effective strategies in fish species conservation and a sustainable development of gold mining. The thesis aims at elaborating basic knowledge in this field and has the following research topics:

- A qualitative and quantitative survey of abiotic and ichthyofaunistic characteristics in pristine river ecosystems and those influenced by gold mining.
- To analyse the fish stocks in respect of reproduction, age structure, ecological guilds and seasonal dynamics.
- To quantify the impact of gold mining on water quality and habitat changes in the river ecosystem.
- To analyse the impacts of gold mining on the local fish fauna
- To develop effective management strategies for gold mining and fish species conservation.
- The elaboration of essential principles for an ecological monitoring of gold mining

The research was conducted in the Khentii Mountains in North-East Mongolia during the years 2003 to 2006. There two gold mining areas were investigated, which are located in tributaries with river character. The study program included comparative analyses of physico-chemical, hydro morphological and hydraulic conditions in pristine stretches and stretches influenced by gold mining with a special focus on fine sediments and the functionality of the hyporheic zone. The fish fauna was studied by multiple electrofishing campaigns and net catches with weirs. Additionally detailed investigations on the reproductive biology of lenok (*Brachymystax lenok*) were carried out.

In the study areas 14 fish species have been found, of which four are listed under the red list categories “regionally endangered” or “potentially endangered”.

The fish stocks showed a highly seasonal dynamic, which is predominantly caused by the cold continental climate. Some of the studied tributaries were ice-covered for more than six months. Longitudinal migrations between the tributaries and the main channel were found to be a relevant adaptation strategy for these extreme conditions, yet the overwintering in deeper layers of the hyporheic zone and groundwater-influenced stretches is likely to be another important strategy.

Depending on the considered species the functional relevance of the investigated tributaries is different. Some species, e.g. the lenok (*Brachymystax lenok*) predominantly uses the tributaries for reproduction. Some other species use the tributaries for foraging only.

The gold mining activities cause significant disturbances in the river ecosystem, which are not restricted to the mining area itself, but do also affect the stretches further downstream. The disturbances are longlasting and are not only limited to the time of active mining.

The gold mining activities cause increased fine sediment loads in downstream parts of the mining area. These fine sediments settle down into the hyporheic zone, where in consequence clogging processes occur. These have a significant impact not only on the habitat quality and quantity of the hyporheic zone but also on the functioning of the whole river ecosystem.

Due to mining activities the riparian zone and vegetation is heavily disturbed and the natural structure of the river bed and banks get lost. Bank associated habitats like undercut banks or overhanging vegetation are almost completely missing in the mined river stretches. Surprisingly this negatively affects only the abundance of minnow (*Phoxinus phoxinus*), whereas in other species no negative impact on species occurrence and abundance was observed. Some species even seemed to profit from the habitat changes caused by gold mining.

Downstream of the mining area the water temperature was significantly higher, compared to the reference sites further upstream. This may have several consequences like changes in the species community and dominance patterns as well as changes in the balance of matter.

The results reveal, that the mining activities influence the migration patterns of species like lenok (*Brachymystax lenok*) or arctic grayling (*Thymallus arcticus*). Unfavourable habitat conditions related to water quality or hydraulic features lead to an avoidance of the mining area by these species. Bypass-channels are an appropriate mean to lower these negative impacts.

It was found, that the fish fauna was affected by gold mining mostly indirectly, e.g. by disturbances of the functional integrity of the river ecosystem. Some species, for instance had significant lower corpulence factors in the affected sites, compared to the reference sites.

This finding is presumably caused by bottom-up controlled changes in the trophic levels, such as lower primary production due to turbidity and lower macroinvertebrates densities. Direct effects, e.g. damages of skin or respiratory organs were not detected.

The outcomes of the study provide a novel and broad expertise related to syn-ecological aspects, which allows to estimate the potential threat of gold mining to the investigated species and that can be used to define species-specific conservation measures. The analyses of significant pressures resulting from the gold mining activities and the habitat needs of the fish species lead to management strategies of differing priorities, which are presented in a case study. More over, locally adapted strategies for an ecological monitoring of goldmining are presented.

ДҮГНЭЛТ

Монгол орны загасны улаан дансанд 64 зүйл загас тэмдэглэгдсэнээс 11 зүйл загас бүс нутгийн хэмжээнд ховордсон, 4 зүйл загас ховордож болзошгүй байна (Осоок et al., 2006а). Монгол орны загасны нийт зүйлийн бараг тал хувийн тархалт, популяцийн хэмжээ, түүнд нөлөөлөх хүчин зүйлийн талаарх мэдээлэл одоо ч хомс хэвээр байгаа тул ховордлын зэргийг тогтоох боломжгүй байна. Монгол орны загасны амьдралд таагүй нөлөө үзүүлж байгаа гол шалтгаан нь уул уурхайн үйл ажиллагаа болж байна. Уул уурхайн салбар, тэр дундаа алт хөтөлбөр хэрэгжсэнээр салбарын өсөлт сүүлийн жилүүдэд хурдацтай нэмэгдэж улс орны эдийн засгийн чухал салбар болтлоо өргөжсөн. Байгалийн үнэт баялаг болох алтны орд газар голын хөндийн аллювын хурдсанд судал хэлбэрээр байршина. Алтны шороон ордыг зохистой биш хэлбэрээр ашиглах аваас голын хөндийн ландшафт, тэндхийн амьдралын хам бүрдэлд ихээхэн таагүй үр дагавар бий болно. Алтны уурхайн нөлөөгөөр голын экосистемд гарч болох өөрчлөлт, түүнээс тодорхой зүйлийн загасны амьдралд учирч болох аюул заналын талаарх мэдлэг ч хомс байна. Алтны уурхайн тогтвортой хөгжлийг хангах хийгээд загас хамгаалах үр дүнтэй арга хэмжээг хослон хэрэгжүүлэхэд дээрх байдал бүр ч таагүй нөлөө үзүүлнэ. Дээр дурьдсан салбарын мэдлэгт хувь нэмэр оруулах үүднээс энэхүү ажилдаа дараах зорилт дэвшүүлэв. Үүнд:

- Алтны уурхайн үйл ажиллагааны нөлөөнд өртсөн ба байгалийн аясаараа байгаа голын биологийн бус хүчин зүйл болон загасны амьдралд нөлөөлөх байдлын талаар чанарын ба тооны харьцуулсан үнэлгээ хийх;
- Судалгаанд хамаарагдсан загасны үржил, насны бүтэц, сүрэглэл, тоо толгойн улирлын өөрчлөлтөнд дүн шинжилгээ хийх;

- Голын хөндийн экосистем дэх амьдрах орчны өөрчлөлт хийгээд усны чанарт алтны уурхайгаас үзүүлэх нөлөөллийг тоон үзүүлэлтээр тогтоох;
- Хэнтийн бүс нутгийн загасны аймгийн бүрдэл, төлөв байдалд алтны уурхайн нөлөөллийг тогтоох;
- Алтны уурхайд экологийн мониторинг хийх үндэслэлийг боловсруулах;
- Алтны уурхайг зохистой эрхлэх болон загас хамгаалах үр дүнтэй менежментийн төлөвлөгөө боловсруулах зэрэг болно.

Энэхүү судалгааг Монгол орны зүүн хойт хэсэг, Хэнтийн уулархаг нутагт 2003-2006 оны хооронд хийсэн бөгөөд тухайн уул уурхайн нөлөөнд өртсөн болон байгалийн аясаараа байгаа голуудын физик-хими, гидроморфологи, гидрологийн харьцуулсан судалгаа хийв. Судалгааны явцад усаар зөөвөрлөгдөх нарийн ширхэгт шороо /булинггар/, түүнээс голын ёроолын хурдасны физик шинж чанар, үйл ажиллагаанд нөлөөлөх байдалд онцгой анхаарал хандуулав. Загасны экологийн судалгаандаа электрофишинг багаж /загасыг цахилгаан гүйдлээр муужруулах багаж/, уутан тор ашиглав. Голын ёроолын хайрганд түрсээ шахдаг зэвэг (*Brachymystax lenok*) загасны үржлийн биологийн талаар нарийвчилсан нэмэлт судалгаа хийв.

Судалгааны цэгүүдэд нийт 14 зүйл загас тэмдэглэгдсэнээс 4 зүйл загас улаан дансны “бүс нутгийн хэмжээнд ховордсон” эсвэл “ховордож болзошгүй” гэсэн заалтанд орсон байна.

Загасны нягтшилийн улирлын өөрчлөлт эх газрын хүйтэн уур амьсгалаас хамаарч ихээхэн хэлбэлзэлтэй байв. Голын гольдролын дагуух шилжилт хөдөлгөөн загасны амьдрах орчиндоо зохицох зохиолдолгооны нэг онцлог хэлбэр болохыг тогтоосны дээр ёроолын хурдасны физик шинж чанар, ялангуяа газрын гүний устай холбоотой голын хэсэг загас өвөлжих боломжтой газар байх магадлал өндөр байна.

Судалгаа хийсэн газар загастай байх шааардлага харилцан адилгүй байна. Тухайлбал, зэвэг загас түрсээ шахахын тулд үржлийн үедээ цутгал голуудад давамгайлж байхад бусад зүйл загасны хувьд цутгал голууд зөвхөн хооллох орчин болох нь илүүтэй байна.

Алтны уурхай зөвхөн үйл ажиллагаа явагдаж байгаа тэр орчиндоо голын экосистемд нөлөөлөөд зогсохгүй урсгалын дагуу алслагдсан цэгт ч гэсэн ул мөрөө үлдээнэ. Энэхүү нөлөөлөл цаг хугацааны хувьд ч харьцангуй урт хугацааг хамран үйлчилнэ. Алт угаах үйл ажиллагааны улмаас нарийн ширхэгтэй шороо уурхайгаас доош байрлах голын ёроолд ихээр хуримтлагдана. Ингэснээр нарийн ширхэгт шороо тунаж голын ёроолын хайрган давхаргын агаар, хийн солилцоо хумигдахад хүрнэ. Энэ нь зөвхөн голын ёроолын амьдрах орчны чанарт ноцтой нөлөөлөөд зогсохгүй голын урсгал усны экосистемийн үйл ажиллагаанд бүхэлдээ нөлөөлнө.

Уул уурхайн үйл ажиллагааны улмаас голын эргийн байгалийн анхдагч төрх байдал өөрчлөгдөж, хөрс, ургамал нөмрөг гэмтэж эргийн амьдрах орчны чанар алдагдана. Эргийн бүтэц алдагдсанаас варланы (*Phoxinus phoxinus*) нягтшилд сөрөг нөлөө үзүүлж байгааг тогтоосон ба ихэнх загасны хувьд тодорхой нөлөөг илрүүлээгүй, харин зарим нэг загасны хувьд амьдрах орчин өөрчлөгдсөн нь бүр эерэг нөлөөтэй (усны температур нэмэгдэх нь зарим загасны амьдралд эерэг нөлөөлнө) болох нь ажиглагдсан.

Уурхайгаас доош голын ихээр булингартсан хэсгийн усны температур голын дээд хэсгийн байгалийн аясаараа байгаа хэсгээс өндөр байна. Үүний улмаас загасны бүлгэмдэл дэх давамгайлах зүйлийн байрлал өөрчлөгдөх, хулдын овгийн загасны үржлийн амжилт буурах зэрэг нөлөө илэрч байна.

Судалгааны үр дүн уул уурхайн үйл ажиллагаа загасны шилжилт хөдөлгөөнд нөлөөлдөг болохыг тогтоов. Алт олборлох үйл ажиллагаа явагдаж байгаа голын хэсэгт бий болсон таагүй нөхцөл, ёроолын шинж чанарт гарсан өөрчлөлтийн улмаас зэвэг (*Brachymystax lenok*) болон шивэр хадран (*Thymallus arcticus*) загас нүүдлийн үедээ ийм газрыг нэвтэрч чаддаггүй болох нь тогтоогдов.

Энэхүү судалгааны ажлын явцад уул уурхайн үйлдвэрлэл энэ нутгийн загасны аймагт шууд биш, өөрөөр хэлбэл экосистемийн нэгдмэл үйл ажиллагаанд саатал учруулах замаар дам байдлаар нөлөөлж байгааг илрүүлэв. Харин голын усны булингарталт болон хурдас зөөвөрлөгдөх, хуримтлагдах үйл явцын улмаас загасанд шууд учрах аюул (загалмай бөглөрөх, үхэл хорогдол нэмэгдэх гм) одоогоор илрээгүй. Гэхдээ олон зүйл загасны хувьд тарга хүчний байдал доогуур үзүүлэлттэй байв. Энэ нь идэш тэжээлийн хэлхээний доороос дээшээ чиглэсэн өөрчлөлтийн нэг үр дагавар байж болно. Өөрөөр хэлбэл усны булингарталтын улмаас гэрлийн хангамж муудаж анхдагч бүтээгдэхүүний гарц багасах, улмаар макрозообентосын тооны үл ялих хэлбэлзэл зэргээр үүний шалтгааныг тайлбарлаж болно.

Судалгааны явцад бий болсон шинэ мэдлэг судалгаанд хамрагдсан загасны олон зүйлийн тухайд популяцийн экологийн талаарх нарийвчилсан мэдээлэл агуулж байгаа бөгөөд тухайн зүйлийг хамгаалах хийгээд алт олзворлох үеийн эрсдэлийн зэрэглэлийг тогтооход чухал хувь нэмэр болно. Алт олзворлолтын улмаас урсгал усны экосистемийн бүрэлдэхүүний янз бүрийн хэсэгт болон тодорхой зүйл загасны амьдрах орчиндоо тавих шаардлагад учирч байгаа статистик магадлал бүхий нөлөөллийг харьцуулан үзсэнээр янз бүрийн түвшний менежментэд анхаарч үзэх зөвлөмжийг гаргаж байна. Энэ асуудлыг тодорхой жишээгээр тайлбарласан байгаа. Түүнчлэн алтны үйлдвэрлэл эрхлэхэд баримтлах экологийн мониторингийн оновчтой стратегийг боловсруулсан болно.

9 Literaturverzeichnis

- 91/271/EWG, 1991. Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser [91/271/EWG].
- 2006/44/EG, 2006. Richtlinie 2006/44/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (Kodifizierte Fassung).
- Alabaster, J.S., 1990. The temperature requirements of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., during their upstream migration in the River Dee. *Journal of Fish Biology*, 37(4): 659-661.
- Allan, J.D., Wipfli, M.S., Caouette, J.P., Prussian, A. and Rodgers, J., 2003. Influence of streamside vegetation on terrestrial invertebrate inputs to salmonid food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 309-320.
- Antonov, A., 2003. Anyui River Watershed Rapid Assessment Report, The Wild Salmon Center, Oregon.
- Arcott, D.B., Trockner, K. and Ward, J.V., 2001. Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 2359-2373.
- Augustyn, L., Blachuta, J. and Witkowski, A., 1998. Ecology of young (0+) hucho, *Hucho hucho* (L.) (Salmonidae), planted in two mountain streams. *Archives of Polish Fisheries*, 6(1): 5 - 18.
- Balon, E.K., 1975. Reproductive guilds of fishes.- A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(6): 821-864.
- Banarescu, P., 1990. Zoogeography of freshwaters, Band 2. Aula - Verlag, Wiesbaden.
- Bazuin, G., Grayson, R., Bride, F.M. and Barclay, I., 2000. Review of the Gold Dredges in Mongolia, with comments on environmental impacts. *World Placer Journal*: 90 - 106.
- Beamish, R.J. and McFarlane, G.A., 1983. The Forgotten Requirement for Age Validation in Fisheries Biology. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112(6): 735-743.
- Berkmann, H. and Rabeni, C.F., 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18: 285-294.
- Berry, W., Hill, B., Melzian, B. and Rubinstein, N., 2003. The Biological Effects of Suspended and Bedded Sediments (SABS) in Aquatic Systems: a Review, Internal report prepared by the U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- BGR, 1998. Mongolei (Mongolia - Its raw materials and mineral resources). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Rohstoffwirtschaftliche Länderstudien, Band XII.
- Birtwell, I.K., 1999. The effects of sediment on fish and their habitat. Research Document 99/139, Ottawa.
- Bishop, F.G., 1971. Observations on spawning habits and fecundity of the Arctic grayling. *The Progressive Fish-Culturist*, 33: 12 - 19.
- Bjerklie, D.M. and LaPerriere, J.D., 1985. Gold-mining effects on stream hydrology and water quality, Circle Quadrangle, Alaska. *Water Resources Bulletin*, 21: 235-243.
- Bless, R., 1992. Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 35, Bonn-Bad Godesberg, 68 pp.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J., 1989. Electrofishing-Theory and practice with special emphasis on salmonids *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Bolliet, V., Bardonnnet, A., Jarry, M., Vignes, J.C. and Gaudin, P., 2005. Does embeddedness affect growth performance in juvenile salmonids? An experimental study in brown trout, *Salmo trutta* L. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(3): 289-295.
- Borchardt, D. and Pusch, M. (Editors). The ecology of the hyporheic zone of running waters: Patterns, Processes and bottleneck functions. *Fundamental and Applied Limnology, Advances in Limnology*, 61, 332 pp, in print.

- Boulton, A.J., 1993. Stream ecology and surface-hyporheic hydrologic exchange: implications, techniques and limitations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44: 553-564.
- Brett, J.R., 1952. Temperature tolerance in young Pacific salmon, genus *Oncorhynchus*. *J. Fish. Res. Board of Canada.*, 9(6): 265-323.
- Brunke, M. and Gonser, T., 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37(1): 1-33.
- Carling, P.A., 1984. Deposition of fine and coarse sand in an open-work gravel bed. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 41: 263-270.
- Chandra, S., Gilroy, D., Purevdorj, S. and Erdenebat, M., 2005. The feeding behaviour of fish from the upper Lake Baikal watershed of the Eroo River in Mongolia. *Mongolian Journal of Biological Sciences*, 3(1): 39 - 45.
- Chapman, D.W., 1988. Critical Review of Variables Used to Define Effects of Fines in Redds of Large Salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117: 1-21.
- Cherry, D.S., Currie, R.J., Soucek, D.J., Latimer, H.A. and Trent, G.C., 2001. An integrative assessment of a watershed impacted by abandoned mined land discharges. *Environmental Pollution*, 111: 377-388.
- Chimedtseren, O., 2005. For fish ecological study in the Tsagaan Chuluut river (West Khentii, Eroo river basin), National University of Mongolia, Ulan Bator.
- Copp, G.H. and Vilizzi, L., 2004. Spatial and ontogenetic variability in the microhabitat use of stream-dwelling spined loach *Cobitis taenia* and stone loach *Barbatula barbatula*. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 440 - 451.
- Cowx, I.G. and Lamarque, P., 1990. Fishing with electricity. *Fishing News Book*. Blackwell Scientific Publications Ltd., Cambridge.
- Cunjak, R.A., 1996. Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1): 267-282.
- Cunningham, A.B., Anderson, C.J. and Bouwer, H., 1987. Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113: 106-118.
- Curry, R.A. and MacNeill, W.S., 2004. Population-level response to sediment during early life in brook trout. *Journal of North American Benthological Society*, 23(1): 140 - 150.
- Davies-Colley, R.J., Hickey, C.W., Quinn, J.M. and Ryan, P.A., 1992. Effects of clay discharges on streams 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* 215-234.
- Davis, J.C., 1975. Minimal Dissolved Oxygen Requirements of Aquatic Life with Emphasis on Canadian Species: a Review. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32(12): 2295-2332.
- DeVries, P., 1997. Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implicatons for scour studies. *Canadian Journal of Fisereis and Aquatic Sciences*, 54: 1685-1698.
- Dgebuadze, Y., Mendsaikhan, B., Slowik, J., Davkharbayar, U. and Mühlenberg, M., 2003. Ichthyological studies in upper reaches of the Eroo River, Chonin Nuga area.
- Donaghy, M.J. and Verspoor, E., 1997. Egg survival and timing of hatch in two Scottish Atlantic salmon stocks. *Journal of Fish Biology*, 51(1): 211-214.
- Dulamsuren, C., 2004. Einfluss des Goldminentagebaus im Khentej-Gebirge, Nordmongolei auf die Vegetation, Göttingen.
- Dulmaa, A., 1999. Fish and fisheries in Mongolia. In T. Petr (ed.) *Fish and fisheries at higher altitudes: Asia*. . 385, Rome.
- Egglishaw, H.J. and Shackley, P.E., 1982. Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, *Salmo salar* L. and *S. trutta* L., in a Scottish river. *Journal of Fish Biology*, 21: 141 - 155.
- Elliot, J.M. and Hurley, M.A., 1998. An individual-based model for predicting the emergence period of sea fry in a lake district stream. *Journal of Fish Biology*, 53: 414-433.
- Elsó, J.I. and Giller, P.S., 2001. Physical characteristics influencing the utilization of pools by brown trout in an afforested catchment in Southern Ireland. *Journal of Fish Biology*, 58(1): 201-221.
- Erman, D.C. and Ligon, F.K., 1988. Effects of discharge fluctuation and the addition of fine sediment on stream fish and macroinvertebrates below a water-filtration facility. *Environmental Management*, 12: 85-97.

- Evans, E.C., McGregor, G.R. and Petts, G.E., 1998. River energy budgets with special reference to river bed processes. *Hydrological Processes*, 12: 575-595.
- FAO, 1996. World Food Summit; Fish as Food. FAO.
- Farrington, J., 2000. Environmental problems of placer gold mining in the Zaamar Goldfield, Mongolia. *World Placer Journal*, 1: 107-128.
- Fossati, O., Wasson, J.G., Hery, C., Salinas, G. and Marin, R., 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Archiv für Hydrobiologie*, 151(1): 33-50.
- Grayson, R., 2003. Impacts of placer gold mining on the Red Book species of Mongolia. *World Placer Journal*, 3.
- Greig, S.M., Sear, D.A. and Carling, P.A., 2007. A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubating salmonid embryos. *Hydrological Processes*, 21(3): 323 - 334.
- Grost, R.T., Hubert, W.A. and Wesche, T.A., 1991. Description of Brown Trout Redds in a Mountain Stream. *Transactions of the Fisheries Society*, 120: 582-588.
- Gu, R.R. and Li, Y., 2002. River temperature sensitivity to hydraulic and meteorological parameters. *Journal of Environmental Management*, 66: 43-56.
- Gutknecht, D., Blaschke, A.P., Sengschmitt, D. and Steiner, K.-H., 1998. Kolmationsvorgänge in Flußstauräumen - Konzeptionen und Beobachtungen. *Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift*, 143(1): 21-32.
- Harding, J. and Boothroyd, I., 2004. Impacts of mining. In: J. Harding, P. Mosley, C. Pearson and B. Sorrell (Editors), *Freshwaters of New Zealand*. Hydrological & Limnological Societies, Christchurch: NZ pp. 36.1-36.10.
- Havas, M. and Rosseland, B.O., 1995. Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: An overview. *Water, Air, & Soil Pollution*, 85: 51-56.
- Hensel, K. and Holcik, J., 1983. On the identity of *Hucho hucho* and *Hucho taimen* (Pisces, Salmonidae). *Folia Zoologica*, 32(1): 67 - 83.
- Hillmann, T.W., Griffith, J.S. and Platts, W.S., 1987. Summer and Winter Habitat Selection by Juvenile Chinook Salmon in a Highly Sedimented Idaho Stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(2): 185-195.
- Hochleithner, 2001. *Lachsfische*, Kitzbühel, Austria, 356 pp.
- Hoffsten, P.O., 2003. Effects of an extraordinarily harsh winter on macroinvertebrates and fish in boreal streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 157(4): 505-523.
- Holcik, J., 1995. Threatened Fishes of the World - *Hucho-Hucho* (Linnaeus, 1758) (Salmonidae). *Environmental Biology of Fishes*, 43(1): 105-106.
- Holcik, J., Hensel, K., Nieslanik, J. and Skacel, L., 1988. *The Eurasian Huchen, Hucho hucho: largest salmon of the world*. Dr. W. Junk Publishers (Kluwer), Dordrecht, Boston, Lancaster.
- Hughes, F.N., 1999. Population processes responsible for larger-fish-upstream distribution patterns of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in interior Alaskan runoff rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(12): 2292-2299.
- Hughes, N.F. and Reynolds, J.B., 1994. Why do Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) get bigger as you go upstream? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2154 - 2163.
- Huusko, A. et al., 2007. Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications*, 23(5): 469-491.
- Ibisch, R.B., 2004. *Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen)*, TU Dresden, Dresden, 182 pp.
- Ibisch, R.B., Krätz, D. and Borchardt, D., 2007. Beeinflusst die Kolmation des hyporheischen Interstitials den Temperaturhaushalt von Fließgewässern? In: D.G.f.L. (DGL) (Editor), *Tagungsbericht 2006*, Dresden, Deutschland.
- Ingendahl, D., 1999. *Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (Salmo trutta L.) und Lachs (Salmo salar L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials*, Universität Köln, Köln, 172 pp.
- IUCN, 2001. *The IUCN Categories and Criteria (Version 3.1)*, Gland and Cambridge.

- IUCN, 2003. Guidelines for application of the IUCN Red List Criteria at a regional level., Gland and Cambridge.
- Jacober, M.J., Mann, T.E., Thurow, R.F. and Clancy, C.G., 1998. Role of stream ice on fall and winter movements and habitat use by bull trout and cutthroat trout I Montana headwater streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 127: 223-235.
- Jens, G. et al., 1997. Fischwanderhilfen - Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., 114 pp.
- Jones, W., Gurney, W.C., Speirs, D.C., Bacon, P.J. and Youngson, A.F., 2002. Seasonal patterns of growth, expenditure and assimilation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*, 71: 916-924.
- Jonsson, B., 1985. Life History Patterns of Freshwater Resident and Sea-Run Migrant Brown Trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114(2): 182-194.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. and Schmutz, S., 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. *Facultas Universitätsverlag, Wien*, 552 pp.
- Jungwirth, M., Muhar, S. and Schmutz, S., 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia*, 422: 85-97.
- Lenk, M. and Saenger, N., 1999. Exchange processes in the river bed and their influence on temperature variations. *Proceedings. International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 27: 1-4.
- Lin, C. et al., 2005. Environmental impacts of surface mining on mined lands, affected streams and agricultural lands in the Dabaoshan mine region, southern China. *Land Degradation & Development*, 16: 463-474.
- Lisle, T.E., 1989. Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, north coastal California. *Water Resources Research*, 25: 1303-1319.
- Lloyd, D.S., Koenings, J.P. and La Perriere, J.D., 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *North American Journal of Fisheries Management*, 7: 18-33.
- Maes, J., Stevens, M. and Breine, J., 2008. Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacepede, 1803) in the watershed of river Scheldt *Hydrobiologia*, 602: 129-143.
- Magnuson, J.J., Crowder, L.B. and Medvick, P.A., 1979. Temperature as an ecological resource. *American Zoologist*, 19: 331-343.
- Malard, F., Mangin, A., Uehlinger, U. and Ward, J.V., 2001. Thermal heterogeneity in the hyporheic zone of a glacial floodplain. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1319-1335.
- Malcolm, I.A. et al., 2008. The influence of riparian woodland on stream temperatures: implications for the performance of juvenile salmonids. *Hydrological Processes*, 22: 968-979.
- Malcom, I.A., Hannah, D.M., Donaghy, M.J., Soulsby, C. and Youngson, A.F., 2004. The influence of riparian woodland on the spatial and temporal variability of stream water temperatures in an upland salmon stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(3): 449-459.
- Martens, D.W. and Servizi, J.A., 1993. Suspended sediment particles inside gills and spleens of juvenile Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 586-590.
- Matveyev, A.N., Pronin, N.M., Samusenok, V.P. and Bronte, C.R., 1998. Ecology of Siberian taimen *Hucho taimen* in the Lake Baikal Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 24(4): 905-916.
- McLeay, D.J., Birtwell, B.F., Hartman, G.F. and Ennis, G.L., 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 658-673.
- Melchert, P., 2000. Monitoring und Analyse der Gewässerqualität in Flüssen und Bächen des West und Ost-Chenties, Nordmongolei. GTZ Report 98.2102.6-001.00, Universität Göttingen, Zentrum für Naturschutz.

- Meyer, L., 2001. Spawning migration of grayling *Thymallus thymallus* (L., 1758) in a Northern German. *Archiv für Hydrobiologie*, 152(1): 99-117.
- Milner, A.M. and Piorkowski, R.J., 2004. Macroinvertebrate assemblages in stream of interior Alaska following alluvial gold mining. *River Research and applications*, 20: 719-731.
- Mineral Resources and Petroleum Authority, 2006. *Mongolian Statistical Bulletin*. Mongolian Ministry of Industry and Trade.
- Ministry of Industry and Trade of Mongolia - Mineral Resources Authority of Mongolia, 2001. *Distribution map of deposits and occurrences in Mongolia*, Ulan Bator.
- Mongolian Ministry of Industry and Trade, 2001. *Distribution map of deposits and occurrences in Mongolia*, Ulan Bator.
- Mongolian Ministry of Nature and Environment, 2003. *Annual Report 2003*, Ulaanbaatar.
- Morin, K.A. and Hutt, N.M., 1997. *Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical theory and case studies*. MDAG Publishing, Vancouver.
- Mühlenberg, H., 1989. *Freilandökologie*. UTB Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Mühlenberg, M. et al., 2000. *Forschungslager Chonin Nuga, Bericht über die Aktivitäten in der Mongolei 1999*, Universität Göttingen, Zentrum für Naturschutz, Göttingen.
- Newcombe, C.P. and MacDonald, D.D., 1991. Effects of Suspended sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11: 72-82.
- Nikcevic, M., Mickovic, B., Hegedis, A. and Andjus, R.K., 1998. Feeding habits of huchen *Hucho hucho* (Salmonidae) fry in the River Tresnjica, Yugoslavia. *Italian Journal of Zoology*, 65: 231-233.
- Norman, D.K., Wampler, A.H., Throop, E.F., Schnitzer, E.F. and Roloff, J.M., 1997. *Best Management Practices for Reclaiming Surface Mines in Washington and Oregon*. State of Washington Department of Natural Resources. Olympia, 116 pp.
- Northcote, T.G., 1993. A review of management and enhancement options for the Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) with special reference to the Willston Reservoir Watershed in British Columbia. 78, *Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program*, Prince George B. C.
- Nykänen, M., Huusko, A. and Lahti, M., 2004. Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *Journal of Fish Biology*, 64: 1386-1398.
- O'Brien, T., 1999. Overcoming physical barriers to fish migration. In: D.A.S. Hancock, D.C.; Koehn, J.D. (Editor), *Fish movement and migration*. Australian Society for fish Biology, Bendigo, Victoria, pp. 288.
- Ocock, J. et al., 2006. *Mongolian Red List of Fishes*. Vol. 3, London.
- Olsson, T.I. and Persson, B., 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Arch. Hydrobiol.*, 113(4): 621-627.
- Osborne, L.K., D., 1993. Riparian Vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29: 243-258.
- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. and Reader, N.A., 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* L., redds. *Journal of fish Biology*, 19: 593-607.
- Pentz, S.B. and Kostaschuk, R.A., 1999. Effect of placer mining on suspended sediment in reaches of sensitive fish habitat. *Environmental Geology*, 37(1-2): 78-89.
- Peterson, R.H. and Metcalfe, J.L., 1981. *Emergence of Atlantic Salmon Fry from Gravels of Varying Composition: a Laboratory Study*. 137, Fisheries and Environmental Sciences, Department of fisheries and Oceans, St. Andrews, New Brunswick.
- Phillips, R.W., Lantz, R.L., Clair, E.W. and Moring, J.R., 1975. Some Effects of Gravel Mixtures on Emergence of Coho Salmon and Steelhead Trout Fry. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 3: 461-466.
- Poole, G.C. and Berman, C.H., 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management*, 6: 787-802.
- Power, G., Brown, R.S. and Imhof, J.G., 1999. Groundwater and fish - insights from northern North America. *Hydrological Processes*, 13(3): 401-422.
- Reeves, G.H., Everest, F.H. and Hall, J.D., 1987. Interaction between redbside shiner (*Richardsonius balteatus*) and the steelhead trout (*Salmo gairdneri*) in western Oregon:

- the influence of water temperature. . *Can. J. Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 1603-1613.
- Reshetnikov, Y.S. et al., 1997. An annotated check-list of the freshwater fishes of Russia. *Journal of ichthyology*, 37(9): 687-736.
- Reyjol, Y., Lim, P., Belaud, A. and Lek, S., 2001. Modelling of microhabitat used by fish in natural and regulated flows in the river Garonne (France). *Ecological Modelling*, 146(1-3): 131-142.
- Reynolds, J.B., Simmons, R.C. and Burkholder, A.R., 1989. Effects of placer mining discharge on health and food habits of Arctic grayling. . *Water Resources Bulletin*, 25(3): 625 - 635.
- Richards, C. and Bacon, K.L., 1994. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. *Great Basin Naturalist*, 54: 106-113.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 1 - 382.
- Rowe, D.K. and Dean, T.L., 1998. Effects of turbidity on the feeding ability of the juvenile migrant stage of six New Zealand freshwater fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32: 21-30.
- Rubin, J.-F., 1998. Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. *Journal of Fish Biology*, 53: 84-92.
- Rubin, J.F. and Glimsater, C., 1996. Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology*, 48(4): 585-606.
- Rudolph, P., 2006. Quantitative fischökologische Charakterisierung ausgewählter Habitate eines potamalen Fließgewässers: Eero, Nord-Ost-Mongolei, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg, 72 pp.
- Ryan, P.A., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams, a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 25: 207–221.
- Saenger, N., 2000. Identifikationen von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone, TU Darmstadt, 110 pp.
- Saenger, N., Lenk, M., Träbing, K. and Schröder, W., 1998. Hydraulische Austauschvorgänge zwischen fließender Welle und Interstitial. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.)*, II: 638-643.
- Saulegul, A., 2006. Effects of surface gold mining on macro invertebrate communities in river systems in the North-East of Mongolia, National University of Mongolia, Ulan Bator, 67 pp.
- Schälchli, U., 1992. The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia*, 235/236: 189-197.
- Schlosser, I.J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52: 395-414.
- Schlosser, I.J., 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
- Schulz, N. and Piery, G., 1982. Zur Fortpflanzung des Huchens (*Hucho hucho*, L.) - Untersuchung einer Laichgrube. *Österreichs Fischerei*, 35: 241 - 249.
- Schwerdtfeger, F., 1978. *Lehrbuch der Tierökologie*. Parey Hamburg, Berlin.
- Sear, D.A., 1993. Fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods: ecological implications for salmonids. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8: 373-390.
- Shatunovskii, M.I., 1985. Ecology and economical potential of the fishes of the Mongolian People's Republic., Moscow, 200 pp.
- Soucek, D.J., Cherry, D.S., Currie, R.J., Latimer, H.A. and Trent, G.C., 2000. Laboratory to field validation in an integrative assessment of an acid mine drainage impacted watershed. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 19: 1036–1043.
- Stuart, T.E., 1953. Water currents through permeable gravels and their significance to spawning salmonids. *Nature*, 172: 407-408.
- Stubblefield, A. et al., 2005. Impacts of Gold Mining and Land Use Alterations on the Water Quality of Central Mongolian Rivers. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(4): 365-373.

- Sutherland, A.B., Meyer, J.L. and Gardiner, E.P., 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams
Freshwater Biology, 47(9): 1791-1805.
- Tack, S.L., 1980. Migrations and distributons of Arctic Grayling in interior and Arctic Alaska. Taimen Conservation Fund, 2008. <http://www.taimen.org/default.htm>.
- The World Bank, 2004. Mongolia Environment Monitor 2004. Environmental challenges of urban development, Ulaanbaatar, Mongolia, 41 pp.
- The World Bank, 2006. Mongolia: A review of environmental and social impacts in the mining sector., World Bank.
- Tokranov, A.M., 2006. Distribution and some features of the biology of the bearded stone loach *Barbatula toni* (Balitoridae) in the Kamchatka River. *Journal of Ichthyology*, 46(9): 722 - 727.
- Travers, R., 1989. Systematic account of a colletion of fishes from the Mongolian People's Republic: with a review of the hydrobiology of the major Mongolian drainage basins. *Bulletin of the British Museum for Natural History*, 55(2): 173-207.
- Turnpenny, A.W.H. and Williams, R., 1980. Effects of sedimentation on the gravels on an industrial river system. *Journal of Fish Biology*, 17: 681-693.
- United Nations, 2002. Berlin II - Guidelines for mining and sustainable development, United Nations Environment Programme. Division of Technology, Industry, and Economics.
- US Environmental Protection Agency, 2003. Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS) - draft. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/sediment/>.
- Van Nieuwenhuysse, E.E. and LaPerriere, J.D., 1986. Effects of placer gold mining on primary production in subarctic streams of Alaska. *Water Resources Bulletin*, 22: 91-99.
- Vaux, W.G., 1968. Intergravel flow and interchange of water in a streambed. *Fishery Bulletin*, 66(3): 479-489.
- Vronskii, B.B. and Leman, V.N., 1991. Spawning stations, hydrological regime, and survival of progeny in nests of chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in the Kamchatka River Basin. *Voprosy Ikhtiologii* 21: 282 - 291.
- Wagener, S.M. and LaPerriere, J.D., 1985. Effects of placer mining on invertebrate communities of interior Alaska streams. *Freshwater Invertebrate Biology*, 4: 208-214.
- Wagner, M., Assmann, V. and Vasters, J., 2006. Der Rohstoffreichtum der Mongolei: Wird der Segen zum Fluch?, *BGR Commodity Top News*, pp. 1-10.
- Walker, D., 2001. Placer Gold Mining in Mongolia - the New Zealand Way. *World Placer Journal*, 2: 36 - 49.
- Ward, J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- Ward, J.V., Malard, F., Tockner, K. and Uehlinger, U., 1999. Influence of ground water on surface water conditions in a glacial flood plain of the Swiss Alps. *Hydrological Processes*, 13: 277-293.
- Weatherley, N.S. and Ormerod, S.J., 1990. Forests and the temperature of upland streams in Wales: a modelling exploration of the biological effects. *Freshwater Biology*, 24: 109-122.
- Weber, P.K., 1986. Downstream effects of Placer Mining in the Birch Creek Basin, Alaska, Technical Report no. 86-7, Alaska Department of Fish and Game, Division of Habitat, Juneau, Alaska.
- West, R.L., Smith, M.W., Barber, W.E., Reynolds, J.B. and Hop, H., 1992. Autumn migration and overwintering of arctic grayling in coastal streams of the Arctic National Wildlife Refuge, Alaska. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121: 709-715.
- Wood, P.J. and Armitage, P.D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21(2): 203-217.
- Woody, C.A., Nelson, J. and Ramstad, K., 2002. Clove oil as an anaesthetic for adult sockeye salmon: field trials. *Journal of Fish Biology*, 60(2): 340-347.
- Wüstemann, O. and Kammerad, B., 1995. Der Hasel. Die neue Brehm Bücherei. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 195 pp.

-
- WWF, 2008. HydroSHEDS (Hydrological data and maps based on SHuttle Elevation Derivatives at multiple Scales). WWF.
- Zamor, R.M. and Grossman, G.D., 2007. Turbidity Affects Foraging Success of Drift-Feeding Rosyside Dace. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 167-176.
- Zeh, M. and Dönni, W., 1994. Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences*, 56: 59-69.

Bildnachweis

Photografien der Untersuchungsgewässer im Eroo-Einzugsgebiet



Bild 1: Das Hauptgewässer Eroo nahe der Feldstation.



Bild 2: Referenzgewässer Tsagaan Chuluut.



Bild 3: Referenzgewässer Barchuluut.



Bild 4: Vogelperspektive des Yalbag-Tals (links nicht rekultiviertes Abbaugelände, rechts Umgehungsgerinne).



Bild 5: Vogelperspektive der rekultivierten Abbaufäche mit gestrecktem Gewässerverlauf entlang des Waldrandes.

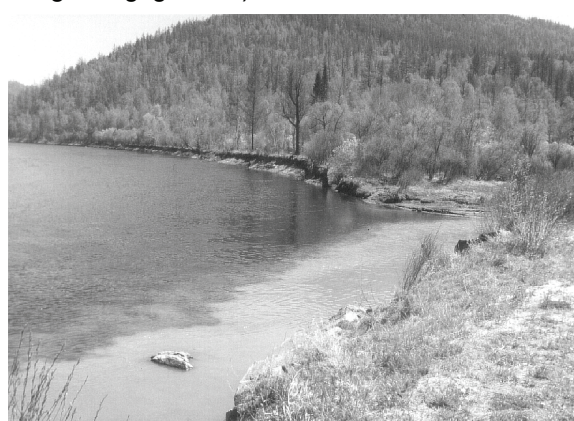


Bild 6: Zusammenfluss von Eroo und Yalbag (deutliche Schwebstoffführung).

Photografien der Untersuchungsgewässer im Kherlen-Einzugsgebiet



Bild 7: Referenzgewässer oberhalb des Abbaugbietes, Probestelle TER 1.



Bild 8: Abbaugbiet mit Abraumhalden im Oberlauf des Terelj.



Bild 9: Gewässerstrecke direkt unterhalb des Abbaugbietes, Probestelle TER 2.



Bild 10: Zusammenfluss von Terelj (getrübt) und einem Zulauf (klar), etwa 8 km unterhalb des Mininggebietes.



Bild 11: Vogelperspektive des tromabwärts gelegenen Ende des Gold-Tagebaugebiets am Terelj. Der Terelj fließt hier mitten durch das Abbaugbiet und passiert dabei auch ehemalige Absetzbecken.

Photografien zur Abbautechnik in den Gold-Tagebauegebieten



Bild 12: Bagger und Waschtrommel der neuseeländischen Bergbaufirma am Yalbag



Bild 13: Vogelperspektive des Abbauebiets am Yalbag. Klar zu erkennen ist das diverse Muster von Wasserläufen, Wegen, Abraumhalten, alten Absetzbecken und anderen Strukturen.

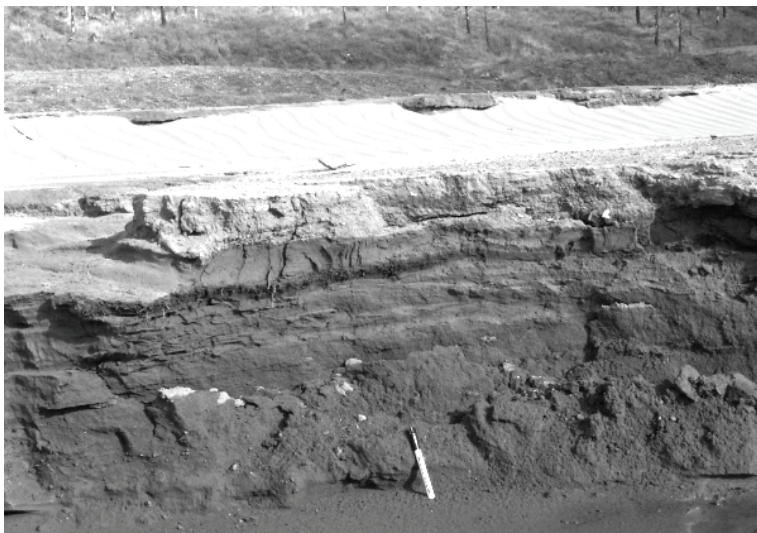


Bild 14: Abgelagertes Feinsediment in einem alten durchgebrochenen Absetzbecken am Fluss Terej. Als Größenvergleich dient ein Edding.



Bild 15: Reusen innerhalb des Abbaugebiets (Reuse 3b).

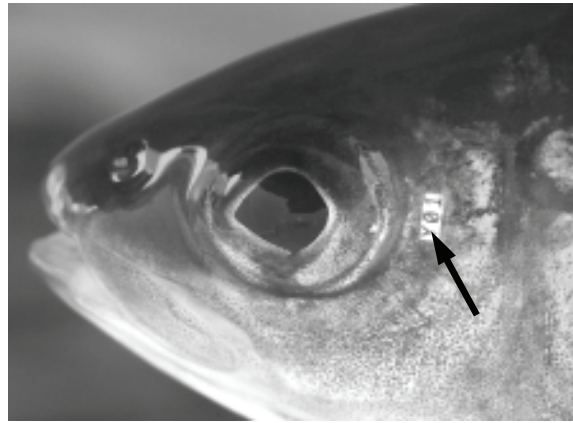


Bild 16: Individuelle Markierung (siehe Pfeil, Fisch Nr. Y01) mit Hilfe von „Visible Implant Alphanumeric Tags“, hier bei einer Arkt. Äsche.



Bild 17: Schotterbank an der Untersuchungsstelle TER 7, etwa 35 km unterhalb des Goldabbaugebietes. Der Porenraum des Schotters ist komplett mit Feinsedimenten verstopft und die Kiesbank abgepflastert.

Anhang

Tabelle A 25: Steckbriefe der Probestellen Tsagaan Chuluut 1 – 4.

	Tsagaan Chuluut 1	Tsagaan Chuluut 2	Tsagaan Chuluut 3	Tsagaan Chuluut 4
Luftlinie zum Eero (km)	0,1	1,1	2,9	3,8
Mittlere Breite (m)	3,5 ± 0,8	2,5 ± 0,7	2,8 ± 0,8	2,9 ± 1,1
Mittlere Tiefe (m)	0,4 ± 0,6	0,2 ± 0,7	0,3 ± 0,4	0,3 ± 0,6
Mittlere Fließgeschw. (m/s)	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,3
Makrophyten (%)	4,4	8,3	4,5	2,1
Detritus (%)	8,2	3,7	1,8	5,5
Schluff (%)	11,6	11,5	1,8	9,3
Sand (%)	12,6	14,2	15,9	20,1
Kies (%)	54,1	48,6	45,9	35,0
Steine (%)	9,1	10,6	20,0	26,1
Blöcke (%)	0,0	3,2	10,0	1,9
Uferveg._ohne (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Uferveg._Gräser (%)	23,0	70,0	15,2	45,5
Uferveg._Büsche (%)	70,0	28,0	80,8	51,5
Uferveg._Bäume (%)	7,0	2,0	4,0	3,0
Überh. Ufer (%)	80,5	61,5	74,0	67,5
Gehölz.u.W. (%)	21,0	35,0	33,2	31,0

Tabelle A 26: Steckbriefe der Probestellen Barchuluut 1 – 4.

	Barchuluut 1	Barchuluut 2	Barchuluut 3	Barchuluut 4
Luftlinie zum Eero (km)	11,7	12	16,4	16,7
Mittlere Breite (m)	5,9 ± 1,3	5,5 ± 0,8	5,4 ± 0,6	5,0 ± 1,2
Mittlere Tiefe (m)	0,3 ± 0,6	0,4 ± 0,6	0,3 ± 0,6	0,3 ± 0,6
Mittlere Fließgeschw. (m/s)	0,6 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,7 ± 0,4	0,8 ± 0,3
Makrophyten (%)	4,1	5,0	5,0	5,0
Detritus (%)	2,3	1,0	0,0	0,0
Schluff (%)	5,5	6,5	0,0	0,0
Sand (%)	10,0	10,5	3,0	2,5
Kies (%)	12,7	24,5	10,5	33,5
Steine (%)	55,0	39,0	60,5	57,0
Blöcke (%)	10,5	13,5	21,0	2,0
Uferveg._ohne (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Uferveg._Gräser (%)	21,0	9,0	37,0	33,0
Uferveg._Büsche (%)	48,0	88,0	19,0	28,0
Uferveg._Bäume (%)	31,0	3,0	44,0	39,0
Überh. Ufer (%)	70,0	80,0	63,0	49,0
Gehölz.u.W. (%)	36,0	58,0	14,0	21,0

Tabelle A 27: Steckbriefe der Probestellen Yalbag 1 – 4.

	Yalbag 1	Yalbag 2	Yalbag 3	Yalbag 4
Luftlinie zum Eero (km)	0,4	0,8	1,1	1,3
Mittlere Breite (m)	10,0 ± 1,0	9,2 ± 2,3	10,0 ± 4,5	7,8 ± 1,9
Mittlere Tiefe (m)	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,7	0,4 ± 0,6	0,4 ± 0,6
Mittlere Fließgeschw. (m/s)	0,6 ± 0,2	0,7 ± 0,3	0,7 ± 0,2	0,9 ± 0,2
Makrophyten (%)	0,0	4,8	4,8	2,2
Detritus (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Schluff (%)	20,0	21,7	15,9	2,2
Sand (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Kies (%)	0,0	0,0	24,9	25,4
Steine (%)	20,0	65,5	31,2	58,0
Blöcke (%)	60,0	8,0	23,3	12,2
Uferveg._ohne (%)	4,0	0,0	0,0	35,0
Uferveg._Gräser (%)	32,5	50,0	50,0	30,0
Uferveg._Büsche (%)	32,0	43,5	30,0	25,0
Uferveg._Bäume (%)	31,5	6,5	20,0	10,0
Überh. Ufer (%)	32,0	15,0	45,0	50,0
Gehölz.u.W. (%)	7,0	25,0	40,0	10,0

Tabelle A 28: Steckbriefe der Probestellen Yalbag Mining 1 – 3 innerhalb der rekultivierten Gewässerstrecke des Yalbag.

	Yalbag Mining 1	Yalbag Mining 2	Yalbag Mining 3
Luftlinie zum Eero (km)	1,8	2	2,1
Mittlere Breite (m)	9,2 ± 1,3	8,1 ± 1,4	7,8 ± 1,4
Mittlere Tiefe (m)	0,3 ± 0,6	0,3 ± 0,6	0,3 ± 0,6
Mittlere Fließgeschw. (m/s)	0,8 ± 0,2	0,9 ± 0,2	1,0 ± 0,2
Makrophyten (%)	0,5	1,5	3,9
Detritus (%)	0,0	0,0	0,0
Schluff (%)	15,0	4,5	3,9
Sand (%)	16,0	5,0	1,1
Kies (%)	34,5	38,5	11,1
Steine (%)	30,5	43,5	68,3
Blöcke (%)	3,5	7,0	11,7
Uferveg._ohne (%)	80,0	90,0	95,0
Uferveg._Gräser (%)	20,0	10,0	5,0
Uferveg._Büsche (%)	0,0	0,0	0,0
Uferveg._Bäume (%)	0,0	0,0	0,0
Überh. Ufer (%)	0,0	0,0	3,0
Gehölz.u.W. (%)	0,0	2,0	1,0

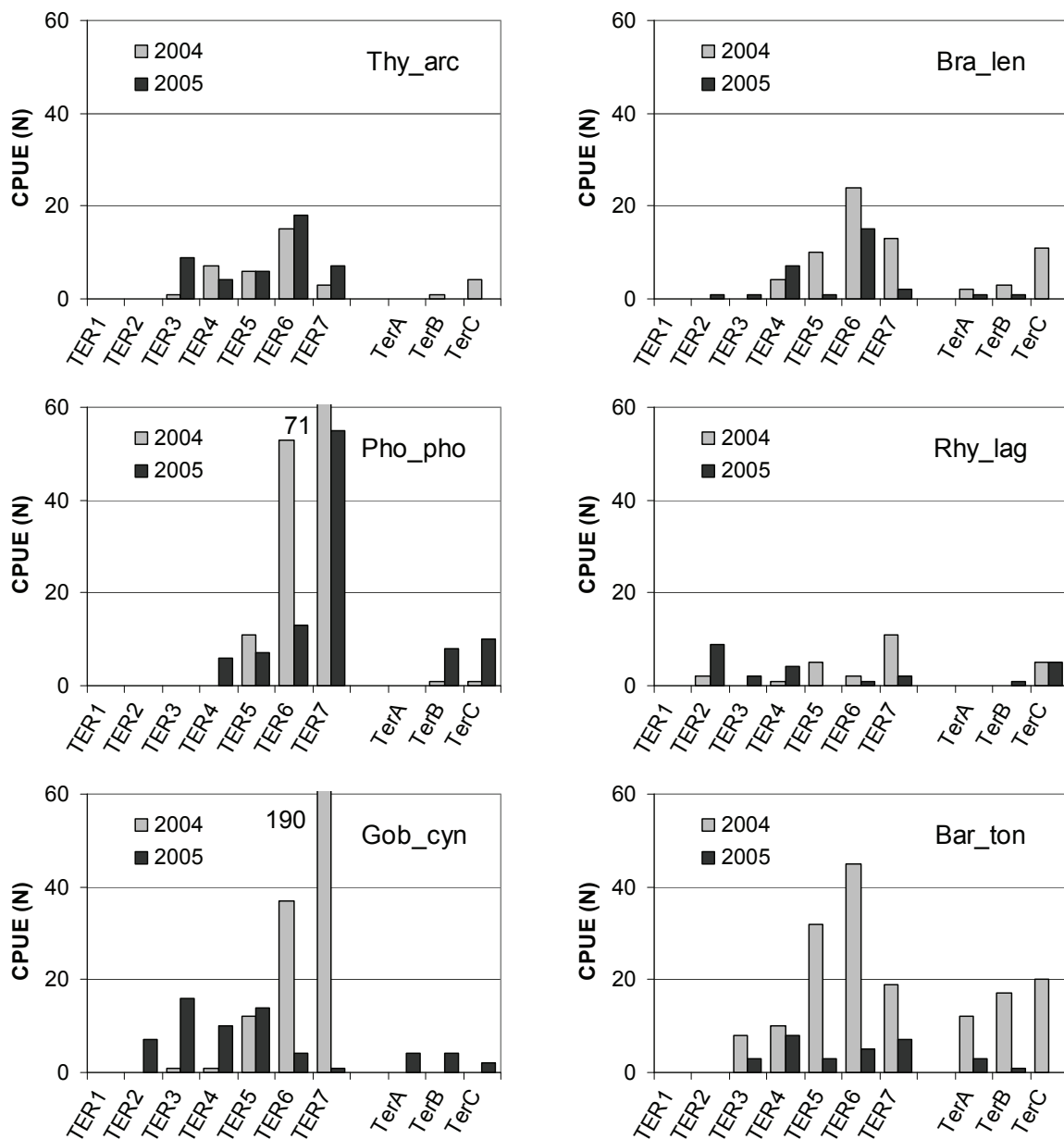


Abbildung A 58: Fangzahlen von Amur-Äsche (Thy_arc), Lenok (Bra_len), Elritze (Pho_pho), Amur-Elritze (Rhy_lag), Amur-Gründling (Gob_cyn) und Schmerle (Bar_ton) an den Probestellen TER 1-7 und Ter A-C in den Untersuchungs Jahren 2004 und 2005.

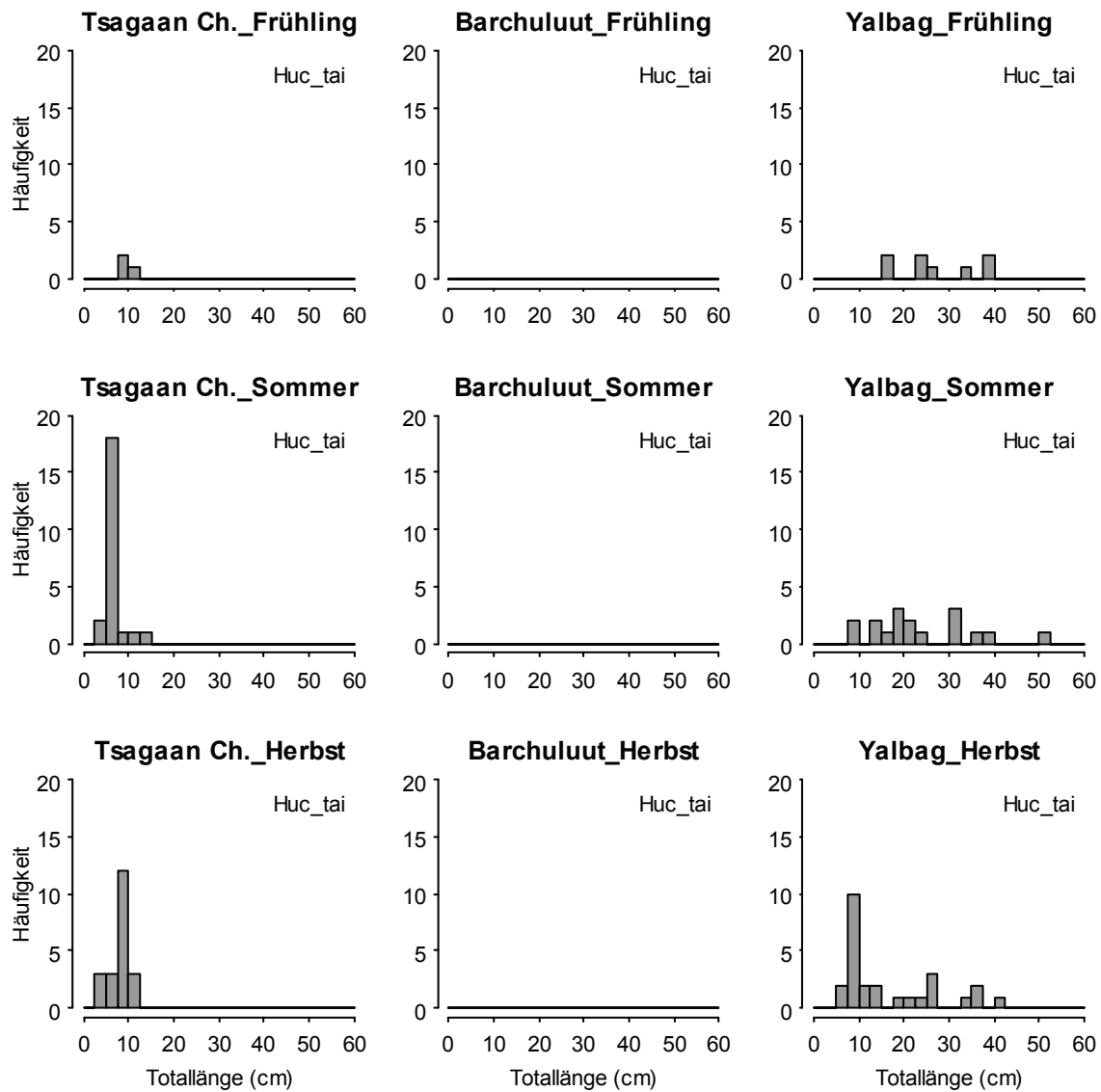


Abbildung A 59: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Hucho taimen* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

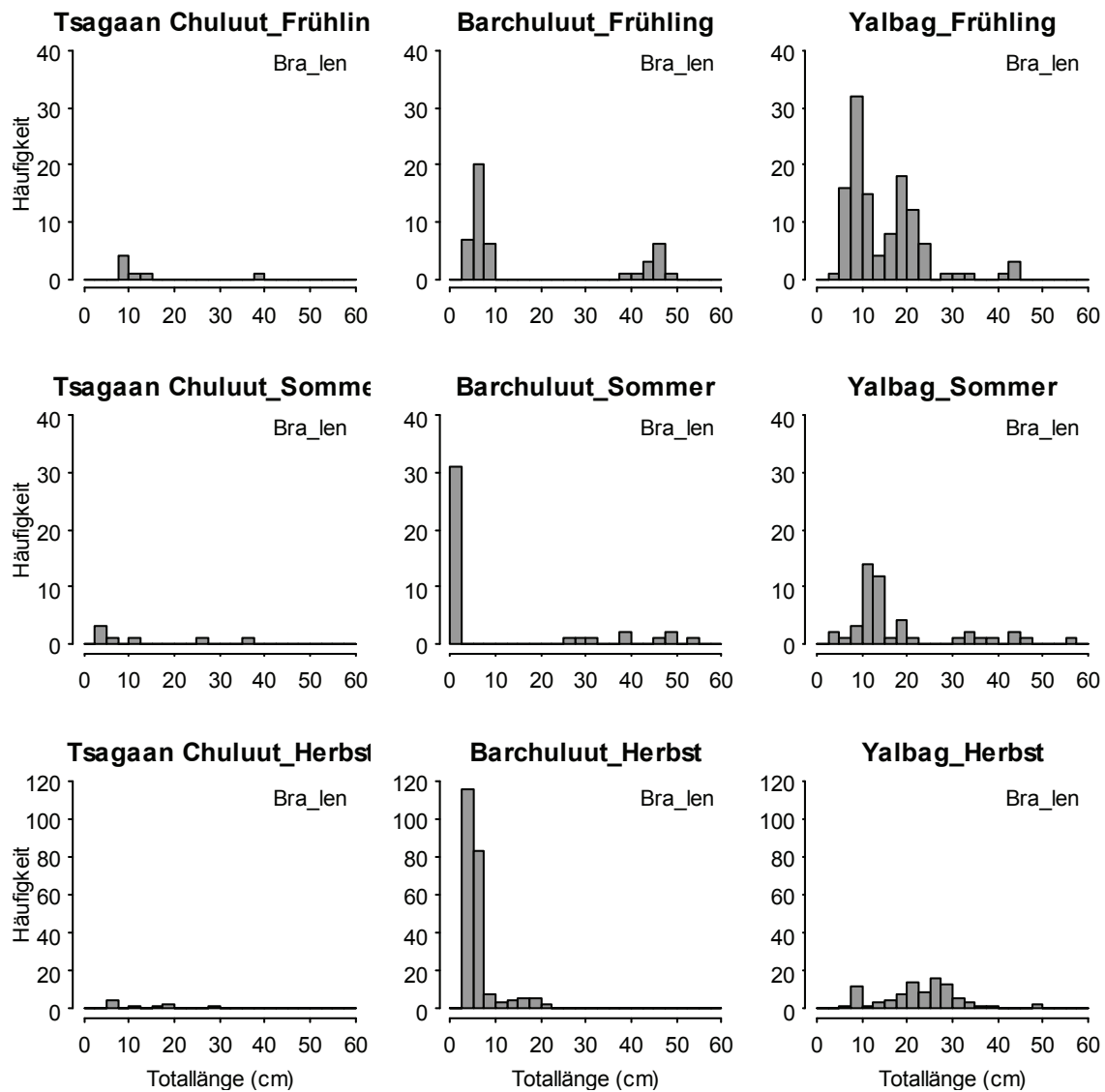


Abbildung A 60: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Brachymystax lenok* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

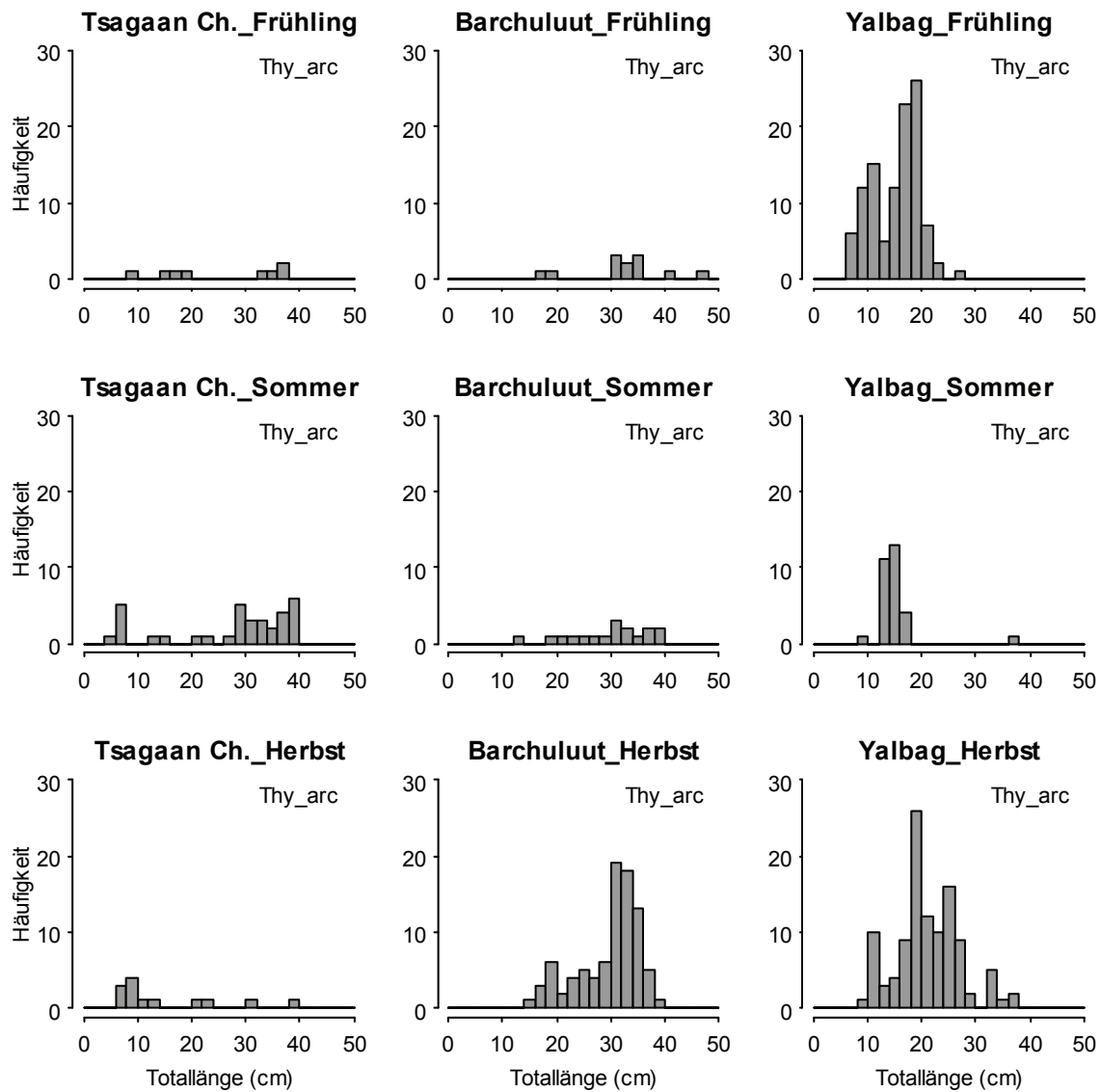


Abbildung A 61: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Thymallus arcticus* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

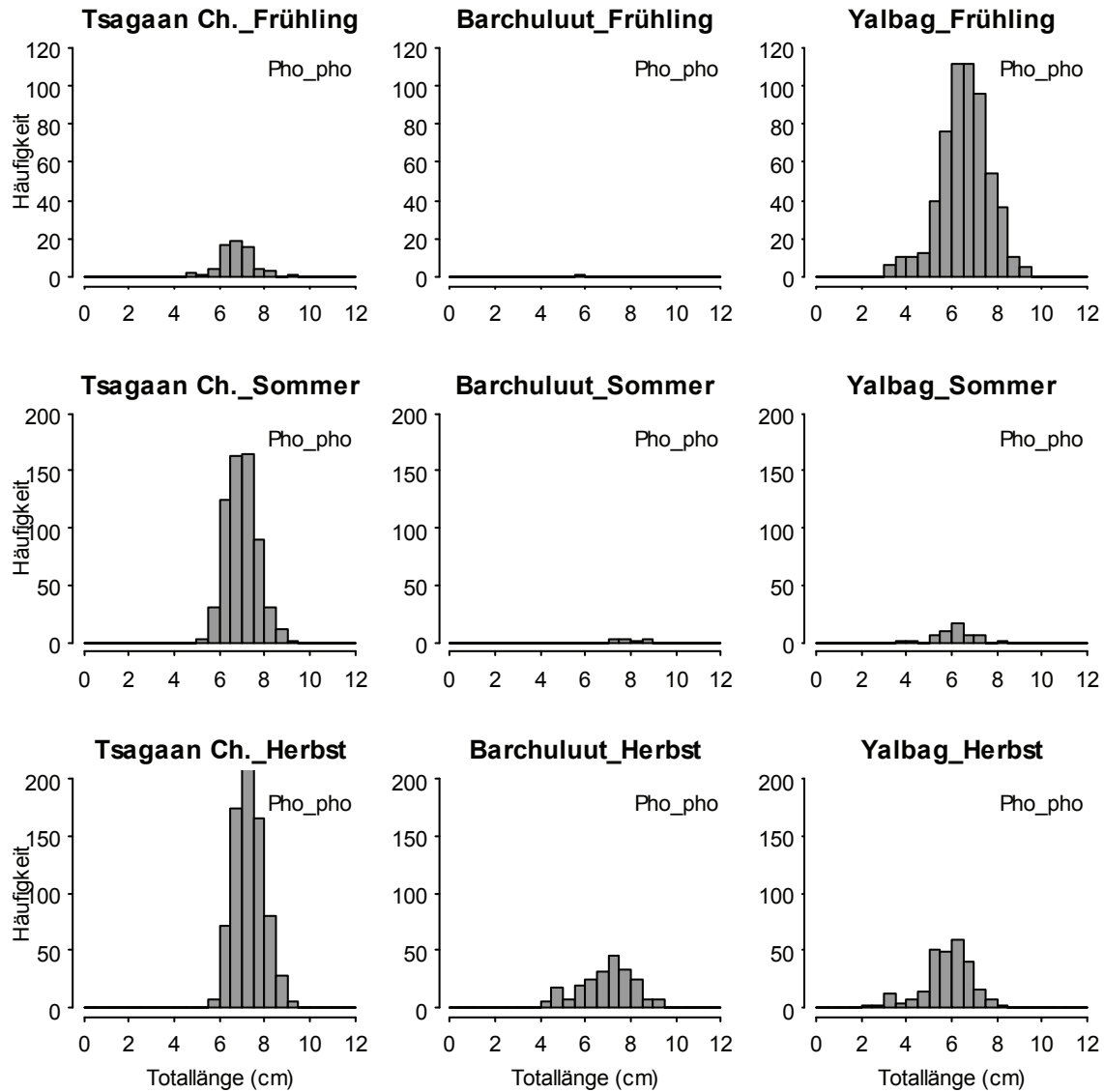


Abbildung A 62: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Phoxinus phoxinus* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

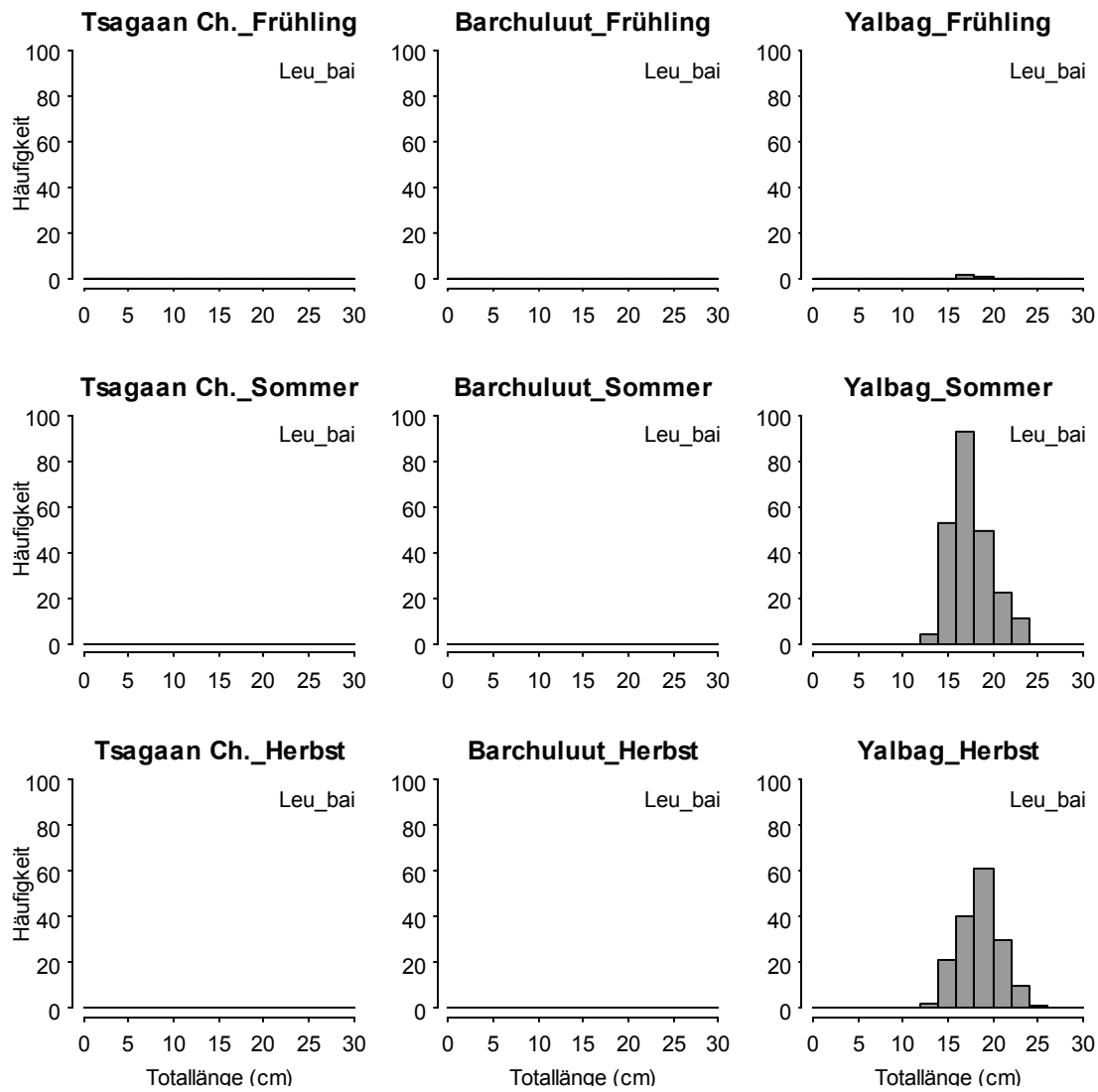


Abbildung A 63: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Leuciscus baicalensis* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

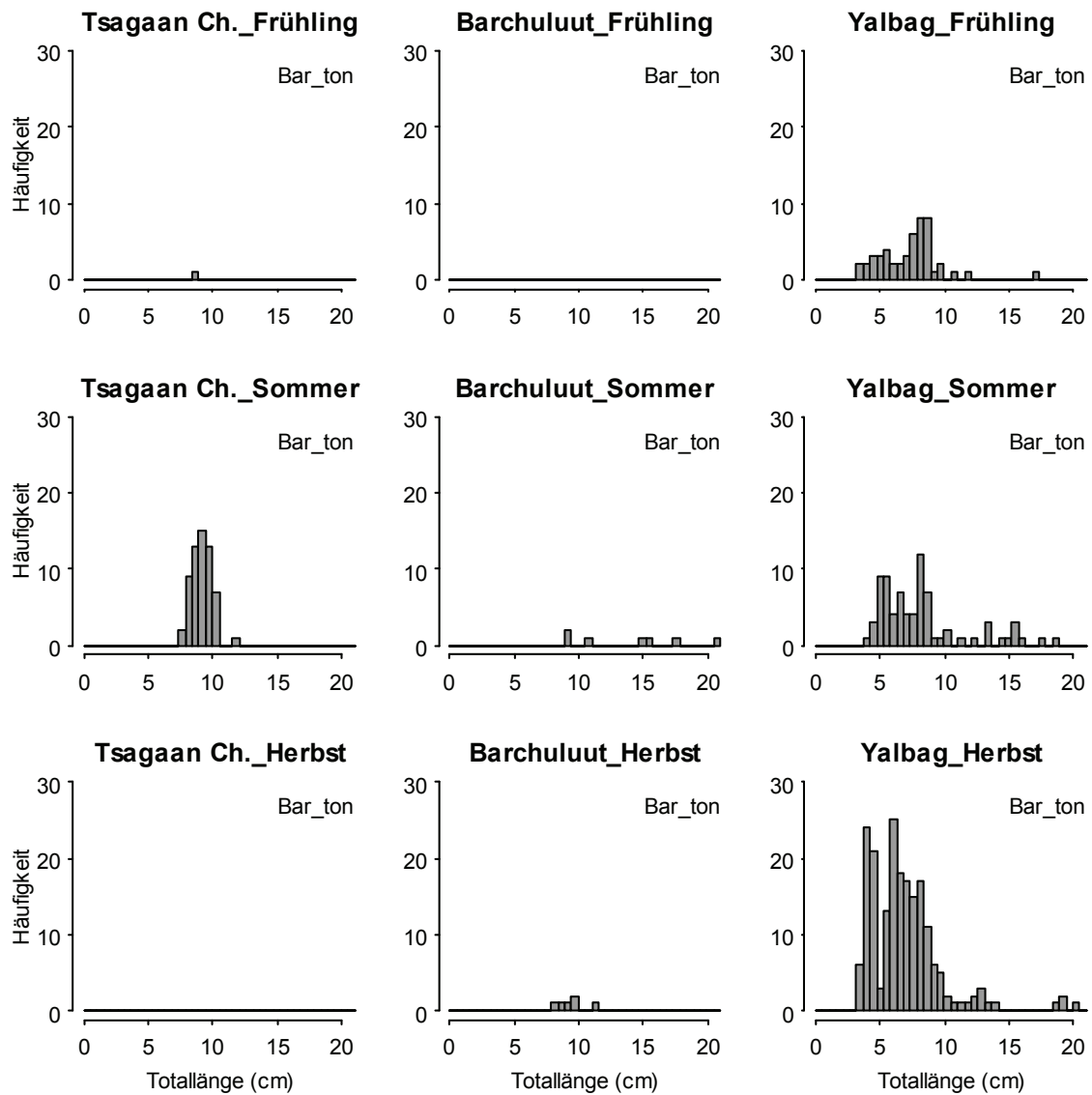


Abbildung A 64: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Barbatula toni* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

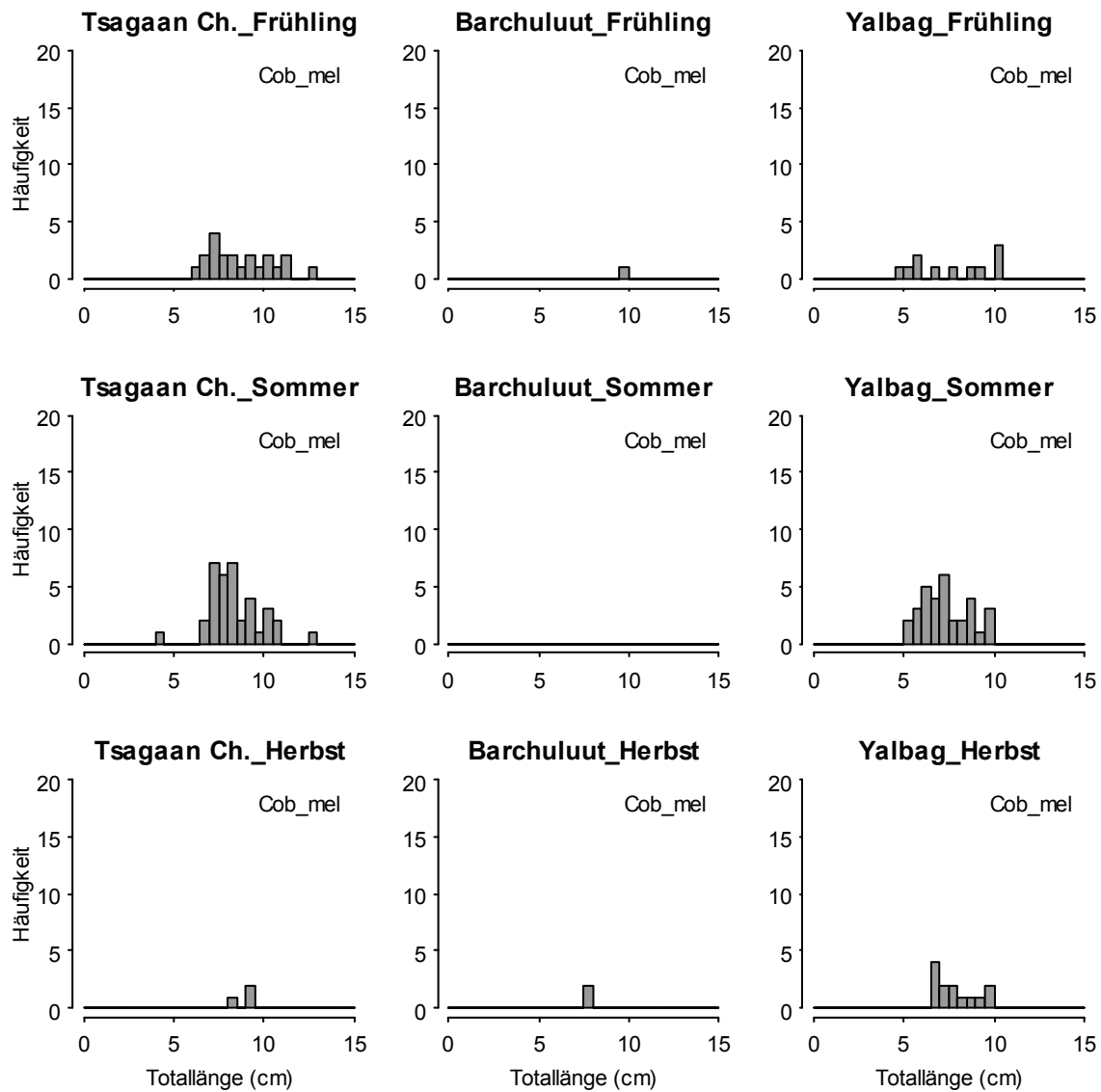


Abbildung A 65: Längen-Häufigkeits-Verteilung von *Cobitis melanoleuca* in den Untersuchungsgewässern Tsagaan Chuluut, Barchuluut und Yalbag im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2003 - 2006.

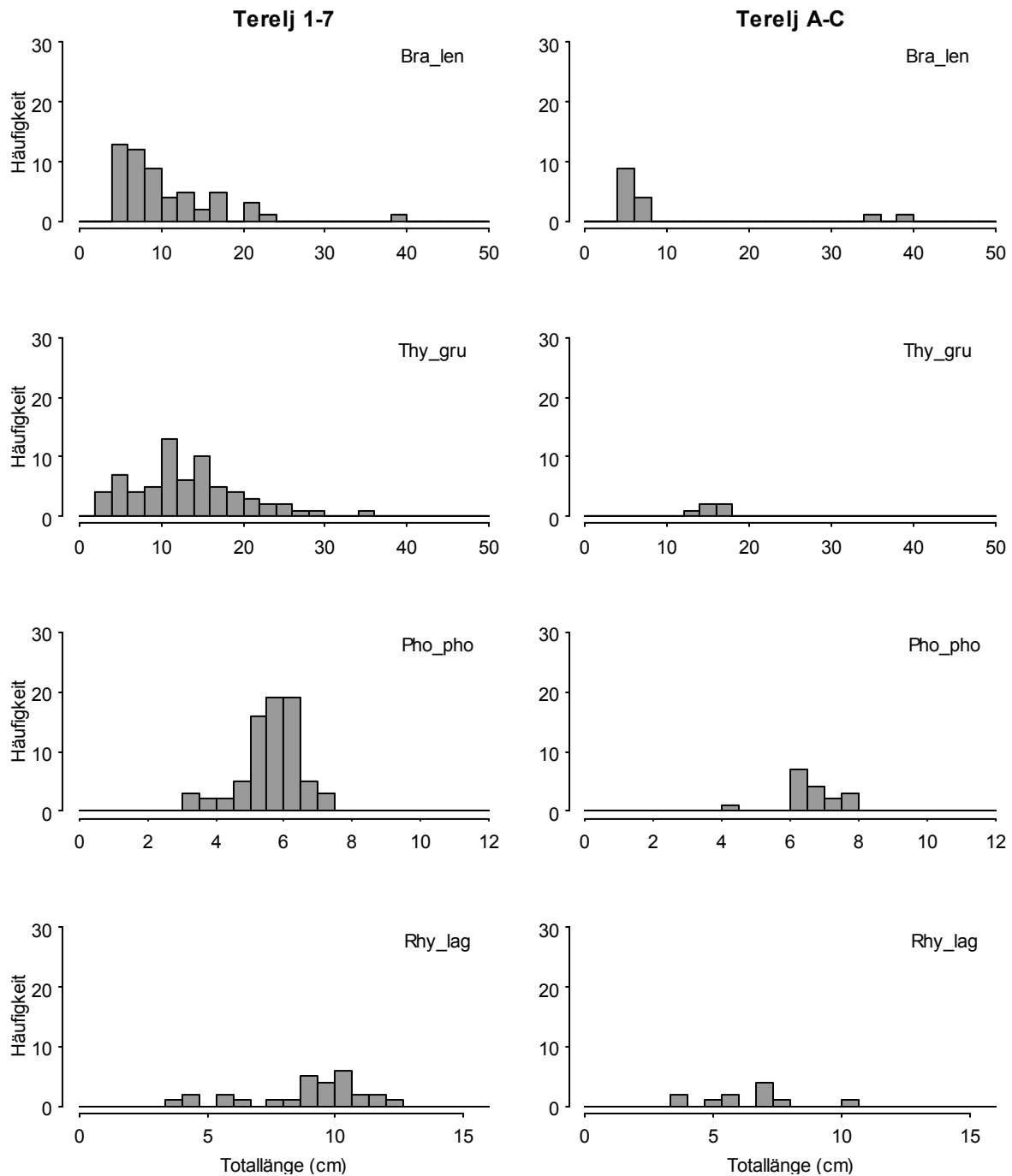


Abbildung A 66: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Lenok (Bra_len), Amur-Äsche (Thy_gru), Elritze (Pho_pho) und Amur-Elritze (Rhy_lag) an den durch Gold-Tagebau beeinflussten Probestellen im Hauptstrom des Terej (Terej 1-7) und den ungestörten Zuflüssen (Terej A-C) während der Untersuchungsjahre 2004 und 2005.

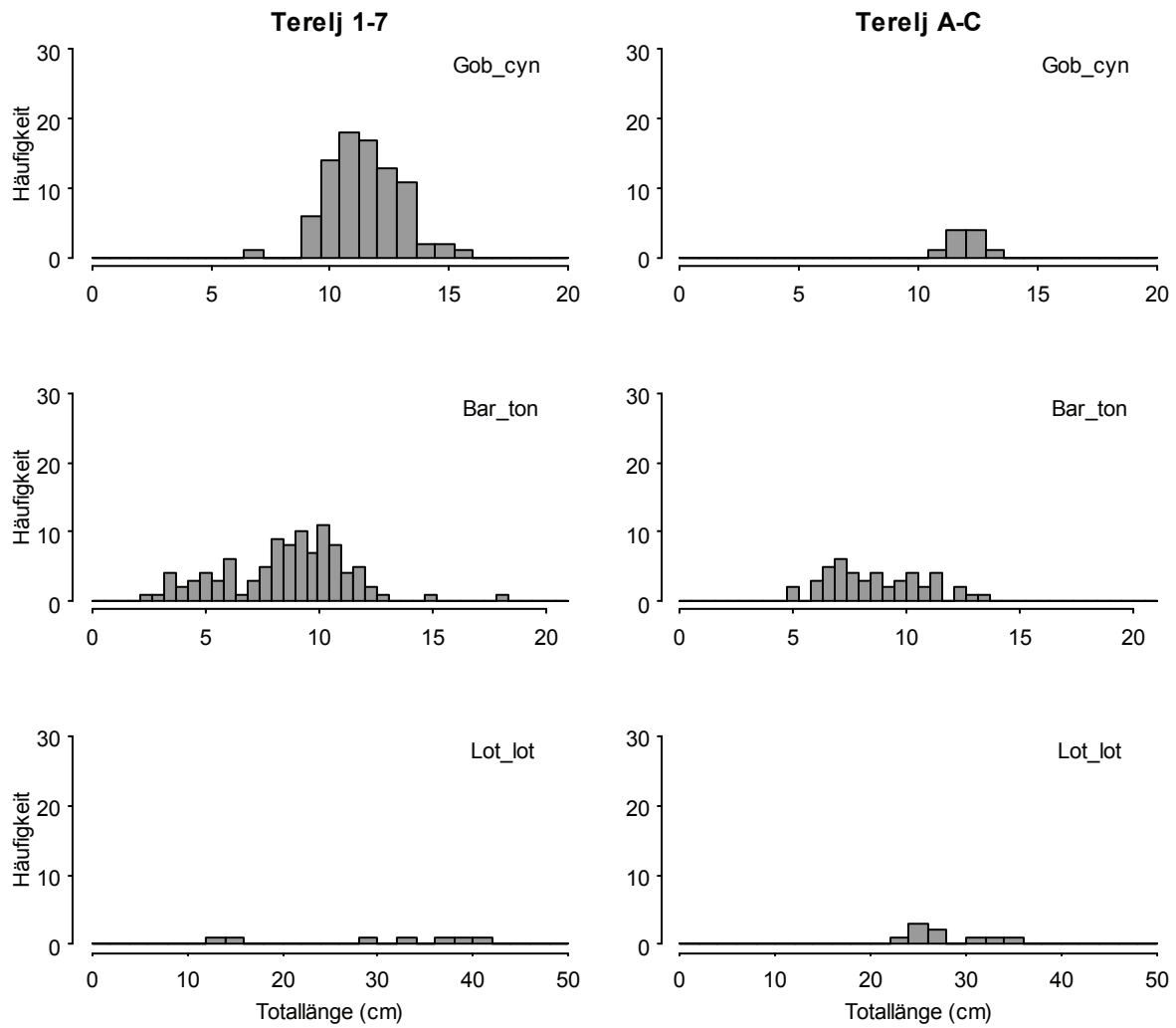


Abbildung A 67: Längen-Häufigkeits-Verteilung von Gründling (Gob_cyn), Schmerle (Bar_ton) und Quappe (Lot_lot) an den durch Gold-Tagebau beeinflussten Probestellen im Hauptstrom des Terej (Terej 1-7) und den ungestörten Zuflüssen (Terej A-C) während der Untersuchungsjahre 2004 und 2005.

