

Nahrungsökologische Untersuchungen am Edelkrebs

***Astacus astacus* (L.)**

**Hinweise auf seine ökologische Rolle in kleinen
Fließgewässern**

DIPLOMARBEIT

Friedrich-Schiller-Universität Jena
Biologisch-Pharmazeutische Fakultät
Institut für Ökologie
AG Limnologie

vorgelegt von
WOLFGANG SCHMALZ
geb.: 20. September 1971

Betreuer: Dr. habil W. Schönborn, Jena
Prof. Dr. K. Anwand, Berlin

Jena 1999

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
2.	In Deutschland vorkommende Krebsarten und ihre Verbreitung in Europa	3
3.	Gefährdungsursachen	5
3.1	Die Krebspest	5
3.2	Andere Gefährdungsursachen	6
4.	Der Edelkrebs <i>Astacus astacus</i> (L.)	8
4.1	Morphologie	8
4.2	Paarung und Brutpflege	10
4.3	Wachstum	10
4.4	Häutung (Exuvation)	11
4.5	Habitatwahl	12
4.6	Populationsdichten und Geschlechter- und Größenverteilung	13
4.6.1	Fließgewässer	13
4.6.2	Standgewässer	13
4.7	Prädatoren	14
4.8	Nahrungsbiologie	14
5.	Charakterisierung des Untersuchungsgewässers	16
6.	Die Fadenalge <i>Cladophora</i> sp.	19
7.	Material und Methoden	20
7.1	Laborversuche	20
7.2	Freilanduntersuchungen	24
7.3	Angewendete Statistik	25
7.4	Verwendete Software	25

8.	Laborversuche	26
8.1	Ergebnisse der Vorversuche	26
8.2	Ergebnisse der Hauptversuche	27
8.2.1	Nullproben	27
8.2.2	Gesamtverzehr	27
8.2.3	Einzelne Futtersorten	28
8.2.4	Vergleich der Geschlechter	30
8.2.5	Vergleich der Größenklassen	31
8.2.6	Gewichtszunahme während der Hauptversuche	31
8.2.7	Beobachtungen während der Verpaarungen	33
8.3	Diskussion	34
9.	Enclosureversuche	38
9.1	Ergebnisse	38
9.1.1	Methode	38
9.1.2	Temperaturen	38
9.1.3	Sedimentverteilung	40
9.1.4	Ilmhavarie	41
9.2	Diskussion	43
10.	Abschlußdiskussion	45
10.1	Die Ernährung der Edelkrebse	45
10.2	Die Rolle der Decapoden in Gewässerökosystemen	46
10.3	<i>Cladophora</i> -Verzehr durch <i>Astacus astacus</i> und seine potentielle Rolle in der Ilm	49
11.	Zusammenfassung	53
12.	Literatur	55

1. Einleitung

Noch vor Jahrzehnten war der Edelkrebs *Astacus astacus* (Linnaeus 1758) (frühere Synonyme *Astacus fluviatilis*, *Potamobius astacus*, *P. fluviatilis*, *P. nobilis*) (Decapoda, Astacidae) ein Charaktertier vieler Fließgewässer Europas. Infolge der Krebspest und zunehmender Gewässerverbauung und -verschmutzung ist diese Art allerdings heute nur noch sporadisch anzutreffen. Obwohl der Flußkrebs früher ubiquitär in hohen Dichten vorkam, ist er hinsichtlich seiner Nahrungsökologie und seiner ökologischen Rolle in Fließgewässern nur lückenhaft untersucht.

LORMAN & MAGNUSON (1978) bezeichnen Krebse allgemein als Generalisten, die im Laufe der Evolution neben den Meeren das Süßwasser und sogar das Land besiedelten. Zu den Süßwasserhabitaten zählen sowohl lotische Gewässer wie Flüsse und Bäche als auch lentische wie Seen, Teiche und Sümpfe. In den Süßwassersystemen der temperaten Zonen sind Krebse die größten Invertebratenorganismen (COVICH 1977, LORMAN & MAGNUSON 1978). Sie können hohe Populationsdichten erreichen (MOMOT et al. 1978, HESSEN & SKURDAL 1986) und dadurch die dominierende benthische tierische Biomasse stellen (MOMOT et al. 1978, HURYN & WALLACE 1987, NYSTRÖM & STRAND 1996). Für zwei finnische Flüsse geben WESTMAN et al. (1986) Krebsdichten für mindestens zwei Sommer alte Edelkrebse an. Dabei beträgt die mittlere Dichte im Fluß Järvenpääkoski durchschnittlich 0,4 Tiere/m² mit bis zu 5 Krebsen/m² in den besten Bereichen, während die mittlere Dichte im Fluß Raudanjoki sogar 4,1 Ind./m² erreicht. BOHL (1989) gibt für gut entwickelte Bestände Dichten von einem Tier/m Uferlänge an.

Als opportunistische Allesfresser verzehren Flußkrebse sowohl pflanzliche und tierische Nahrung als auch Detritus (LORMAN & MAGNUSON 1978, HESSEN & SKURDAL 1986 und 1987, ANWAND & VALENTIN 1996). Sie lassen sich daher nicht in das Konzept der trophischen Ebenen einordnen. MOMOT et al. (1978) bezeichnen sie aufgrund ihres Fraßverhaltens als polytrophisch und als "key energy transformer" zwischen verschiedenen trophischen Nahrungskettengliedern in Seen. Flußkrebse beeinflussen die Benthosgemeinschaften direkt und indirekt (CHARLEBOIS & LAMBERTI 1996). Werden z. B. Weidegänger erbeutet und reduziert, so hat dies eine Vermehrung des Periphytons zur Folge, gleichzeitig kann letzteres wiederum direkt durch den Krebs abgeweidet werden. Auf Großalgen- und Makrophytenbestände wirken Decapoden meist reduzierend (ABRAHAMSSON 1966, FLINT & GOLDMAN 1975, MOMOT 1995, NYSTRÖM & STRAND 1996). Die Krebse beeinflussen die Pflanzen zum einen direkt durch Fraß und zum anderen durch das

Abzwicken direkt über dem Boden (LODGE et al. 1994). Arten, die nicht in Rosettenform wachsen, sondern als Stengelpflanzen wie *Elodea* sp. oder *Myriophyllum* sp. werden dadurch stärker geschädigt oder ganz verdrängt.

ABRAHAMSSON (1966) beschreibt die Entwicklung von Teichen, nachdem die Edelkrebsbestände infolge der Krebspest ausgelöscht wurden. Die Makrophyten entwickelten sich so stark, daß die Wasseroberfläche stellenweise komplett durch Pflanzen bedeckt und Makrophytenschnitt nötig wurde. Die Krebse kontrollierten zuvor also den submersen Pflanzenwuchs. In Fließgewässern wird der Anteil an grüner Pflanzennahrung häufiger von Algen als von Makrophyten gestellt. Untersuchungen über den Verzehr der Fadenalge *Cladophora glomerata* (L.) durch *Orconectes propinquus* (Girard) existieren von HART (1992) und CREED (1994). Diese Krebse beeinflussen sowohl die Dispersion der Fadenalge als auch die Verteilung der mit ihr vergesellschafteten Mikroalgen und Konsumenten. *Cladophora* sp. dient einerseits vielen Makro- und Mikroorganismen als Besiedlungsraum, andererseits werden einige durch die dichte Mattenbildung verdrängt (CREED 1994, SCHÖNBORN 1996). HART (1992) bezeichnet Krebse als "keystone predators", da sie in der Lage sind, die *Cladophora*-Abundanz zu regulieren, welche ihrerseits starke negative und positive Auswirkungen auf andere Komponenten der Lebensgemeinschaft haben kann. *Orconectes propinquus* ist in der Lage, *Cladophora glomerata* in solchen Bereichen zu verdrängen, in denen die Strömungsgeschwindigkeit $0,5 \text{ m s}^{-1}$ nicht übersteigt. BOHL (1989) führt *Cladophora* sp. bei der Nahrungswahl junger Edelkrebse (im ersten Lebensjahr) auf. Gewertet wird dort die Nahrungspräferenz der Tiere hinsichtlich verschiedener Futtertypen. Es wird jedoch ausschließlich berücksichtigt, wie häufig die Krebse an den Futtersorten Interesse zeigen. Verzehrte Nahrungsmengen werden nicht erfaßt.

In der vorliegenden Arbeit soll deshalb in Laborversuchen die von *Astacus astacus* aufgenommene Menge an *Cladophora* sp. und mehreren verrottenden Laubsorten als größten Teil der Flußkrebsnahrung quantifiziert werden (siehe Kap. 4.8). Das Futtermaterial stammt aus der Ilm, einem kleineren Fließgewässer im Thüringer Mittelgebirgsvorland. Untersuchungen zur Bedeutung von Krebsen für Fließgewässer liegen bisher nur für ausgewählte amerikanische Arten aus der Gattung *Orconectes* vor. Der Edelkrebs *Astacus astacus* ist hauptsächlich anhand von Seenpopulationen untersucht worden. Durch die Kombination der Laborexperimente mit Freilandversuchen soll der übergeordneten Fragestellung nähergekommen werden, ob dieser Flußkrebs vor allem als *Cladophora*-Konsument eine mit *Orconectes propinquus* vergleichbare Schlüsselrolle in kleineren Fließgewässern spielen könnte.

2. In Deutschland vorkommende Krebsarten und ihre Verbreitung in Europa

1. Edelkrebs (*Astacus astacus* L.)

Er ist in den Alpen, dem Dinarischen Westbalkan, den Karpaten, im westlichen und zentralen Mittelgebirge, der Ungarischen Tiefebene, im westlichen und zentralen Flachland, der baltischen Provinz und dem östlichen Flachland, dem borealen Hochland und in Nordschweden verbreitet (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT 1996).

2. Steinkrebs (*Potamobius torrentium* Schr.)

Der Steinkrebs kommt ebenfalls in den Alpen, dem Dinarischen Westbalkan, den Karpaten, dem zentralen Mittelgebirge und der Ungarischen Tiefebene vor (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT 1996).

3. Sumpfkrebs, Galizierkrebs (*Astacus leptodactylus* Esch.)

Nach HOFMANN (1980) ist diese Krebsart in den Zuflüssen des Schwarzen und Kaspischen Meeres beheimatet, aus welchen er in das Flußgebiet der Donau eindrang; zum Teil erfolgten Aussetzungen.

4. Amerikanischer Flußkrebs, Kamberkrebs (*Orconectes limosus* Raf., syn. *Cambarus affinis* Sey.)

Der Amerikanische Flußkrebs wurde vom Fischzüchter M. VON DEM BORNE 1890 aus Pennsylvania eingeführt und in seine Teiche bei Berneuchen¹ eingesetzt. Die Tiere konnten sich über die Mitzel, einem Nebenfluß der Oder, in Oder, Spree und Havel ausbreiten. Im Laufe der Zeit sind die Krebse in westlicher Richtung bis zum Rhein vorgedrungen (HOFMANN 1980). Mittlerweile hat diese Art in weiten Teilen Mittel- und Westeuropas Fuß gefaßt. Weitere Aussetzungen dürften die Verbreitung gefördert haben (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT 1996).

Von den genannten Arten sind in Thüringen der Edelkrebs, der Steinkrebs und der Amerikanische Flußkrebs nachgewiesen.

Astacus astacus besiedelt hier isolierte Bäche und einzelne Fischteiche vorwiegend im Buntsandstein-Hügelland Ostthüringens und in Randbereichen des Thüringer Waldes sowie wenige Kiesgruben in Nord- und Westthüringen (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT 1996) (Abb. 1).

¹ 50 km nördlich von Frankfurt/Oder

Hinweise zur früheren Besiedlung der Ilm gibt UHLMANN (1940) (Zitat S. 86): *“Der Edelkrebs (Potamobius astacus) ist durch die Krebspest in den achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts um Jena vernichtet und hat sich seither nicht wieder angesiedelt, während er in der Ilm und in der Saale unterhalb der Ilm wieder vorkommt.”*

In Abb. 1 sind zwei Vorkommen im Bereich der Ilm markiert. Gespräche mit Mitgliedern von Fischereiverbänden, die Abschnitte der Ilm gepachtet haben, konnten keine Hinweise zum Vorkommen des Edelkrebsees in diesem Gewässer geben. Möglicherweise beziehen sich die abgebildeten Nachweise auf ältere Angaben. Die Punkte, die Edelkrebsvorkommen markieren sind relativ groß, so daß es sich möglicherweise um Gewässer in der Nähe der Ilm handeln könnte, in denen der Krebs vorkommt.

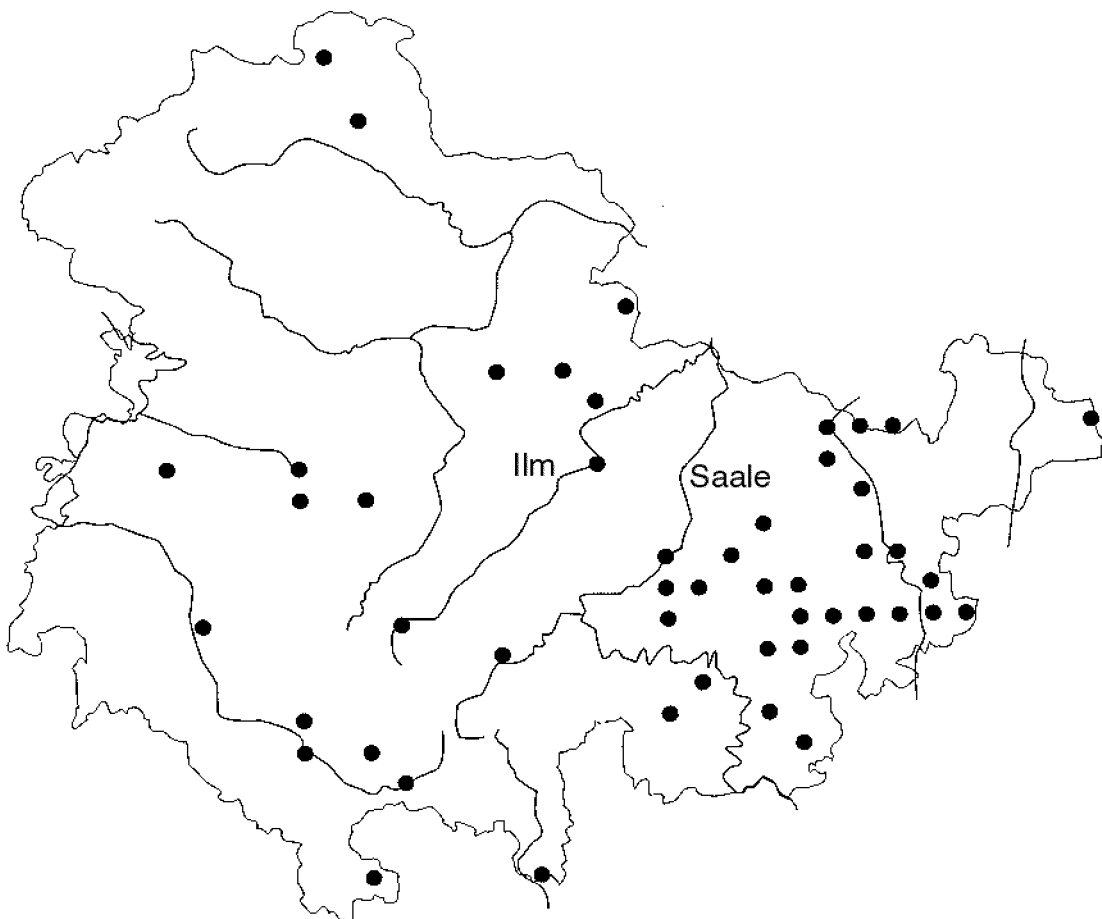


Abb. 1: Verbreitung des Edelkrebsees in Thüringen, verändert nach THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (1996).

3. Gefährdungsursachen

3.1 Die Krebspest

Der Erreger der Krebspest ist der Schlauchpilz *Aphanomyces astaci* (Schikora). Die Krankheit wurde erstmals um 1860 in der Lombardei in Norditalien festgestellt und breitete sich dann im südlichen Frankreich um 1870, in Baden um 1878 und in Bayern um 1880 aus. 1881-1883 waren Krebsbestände in Brandenburg, Pommern und im Odergebiet mit der Pilzkrankheit infiziert. 1884 überschritt sie die Weichsel, um 1890 in den Masurischen Seen, danach in Rußland 1892, in Finnland um 1900 und in Schweden 1907 die Krebsbestände zu vernichten (HOFMANN 1980). Nach ALDERMAN (1996) erfolgten weitere Infektionen von Krebspopulationen 1971 in Norwegen, 1978 in Spanien, 1981 in England, 1985 in der Türkei. MATTHEWS & REYNOLDS (1992) berichten von den Folgen der Krebspest in Irland im Jahre 1987. Es wird angenommen, daß die Einfuhr von amerikanischen Krebsarten für den Ausbruch der Krebspest verantwortlich war und ist (BOUCHARD 1978). Selbst das Transportwasser ist hochinfektiös. Diese Krebsarten sind gegen den Erreger weitgehend immun (Krankheitsausbruch erst bei äußerst negativen Umweltbedingungen), gelten allerdings als Überträger der Krankheit. So berichtet ABRAHAMSSON (1971) vom Zusammenbruch einer *Astacus*-Population in einem isolierten Weiher durch Krebspestinfektion, nachdem der Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* (Dana) aus Amerika eingesetzt worden war. Bei den einheimischen Krebsarten führt diese Krankheit generell zum Tod (UNESTAM 1965, BOHL 1989, SCHMID 1998).

Den Verlauf und die Auswirkungen der Krebspest schildert sehr anschaulich ein Bericht über das Krebssterben in der Altmühl bei Herrieden² (BAYERISCHE FISCHEREIZEITUNG 1880, Zitat S. 67) : *“Eine in neuester Zeit in verschiedenen Gewässern in- und außerhalb Bayerns beobachtete Erscheinung konnte in den letzten Tagen auch in der Altmühl wahrgenommen werden, und zwar die sogenannte Krebspest.*

Stadtfischer Schneider dahier machte am 10. d. Mts. die Mittheilung, daß in dem von ihm gepachteten Altmühlfischwasser auch nicht ein einziger lebender Krebs mehr anzutreffen sei, während er vor vier Tagen noch ungefähr einen Viertels-Centner von denselben gefangen habe, ohne an ihnen nur im geringsten eine Spur von Krankheit zu bemerken. Auf dieses hin wurde am 17. mittelst Kahn das genannte Fischwasser befahren und die Angaben des genannten Herrn, welche anfangs stark angezweifelt wurden, in vollem Umfang bestätigt gefunden. Mit einem großen Leichenfeld kann das Bett des Altmühlgrundes verglichen

² 10 km südlich von Ansbach

werden; denn zu Haufen von 4, 6, selbst bis zu 10 Stück liegen die abgestorbenen Thiere beisammen und zwar alle auf dem Rücken. Dann findet man wieder einzelne Theile derselben, wie Scheeren und auch Fußglieder zerstreut umherliegen. Überall die gleiche Erscheinung. Auch an dem Vorrathskasten wurde dieselbe Wahrnehmung gemacht; gerade hier glaubte man anfangs, die Thiere hätten selbst einander die Glieder vom Leibe gerissen, weil so viele einzelne am Boden des Kastens sich vorfanden.

An noch nicht ganz abgestorbenen Thieren wurden folgende Krankheitserscheinungen wahrgenommen: Sie zeigten sich am hellen Tage, ohne zu fliehen, sie schienen nach den auffallenden Gliederverdrehungen und –streckungen, namentlich an den Scheeren, wie von Krämpfen befallen, und wenn man sie in die Hand nahm und schüttelte, fielen ohne weiteres einzelne Gliedertheile ab, während die übrigen wieder fest am Körper haften blieben und nur mit Gewalt losgerissen werden konnten.”

Einzelheiten über Infektionsverlauf, Lebensdauer der Sporen etc. und ein umfassender Literaturüberblick sind in der Dissertation “*Untersuchungen zur Diagnose und Differentialdiagnose des Krebspesterreger Aphanomyces astaci (Oomycetes) bei Edelkrebsen (Astacus astacus L.)*” von SCHMID (1998) zu finden.

Nach WUTZER (1988) bildet der Krebspesterreger keine Dauersporen, somit ist nach dem Erlöschen einer infizierten Edelkebspopulation ein Sicherheitszeitraum von nur einem Jahr nötig, falls ein Wiederbesatz mit Krebsen nach einem Krankheitsausbruch erfolgen soll. Voraussetzung ist, daß keine Überträger-Krebsarten in dem entsprechenden Gewässer vorkommen.

3.2 Andere Gefährdungsursachen

Neben der Krebspest spielen heute anthropogene Einflüsse auf die Gewässer eine wesentliche Rolle beim Rückgang der Edelkrebse. Gewässerbegradigungen, Entfernung der Ufergehölze und Überweidung durch Weidevieh zerstören die Uferstrukturen und damit die Versteckmöglichkeiten für den Flußkrebse. Durch Landwirtschaft bis direkt an die Uferlinie gelangen außerdem Pestizide und Düngemittel ins Wasser. Hier sind auch Abwasserschübe wie z. B. Gülleeinleitungen als Stressoren anzuführen. Durch die oben erwähnte Abholzung fehlt zudem der jährliche Laubeintrag als Grundlage einer ganzen Nahrungskette. Besonders schwerwiegend ist das Fehlen der Erle, die den Krebsen möglicherweise als “Naturapotheke” dient (siehe Kap. 8.3). Gegen die Brandfleckenkrankheit fressen die Flußkrebse verrottendes Erlenlaub. Diese Erkrankung äußert sich durch schwarzbraune Flecken, in deren Zentren

Auflösungserscheinungen des Carapaxes auftreten. Erkrankte Tiere können innerhalb mehrerer Wochen bzw. Monate daran verenden. Hervorgerufen wird diese Krankheit durch Pilzarten, die der Klasse der Fungi imperfecti zugeordnet werden (SCHMID 1998).

Ebenso kann Überbesatz mit Raubfischen ganze Krebsbestände gefährden. Besonders die nachtaktiven Aale stellen den Tieren sogar in deren Verstecken massiv nach.

Weiterhin verdrängt der 1890 eingeführte Amerikanische Flußkreb *Orconectes limosus* (Raf.), der in Deutschland in der Ausbreitung begriffen ist, den einheimischen Edelkreb nicht nur als Krebspestüberträger (siehe Kap. 3.1), sondern auch in der direkten ökologischen Konkurrenz.

4. Der Edelkrebs *Astacus astacus* (L.)



Abb. 2 : Männlicher Edelkrebs, Aquarienaufnahme (Photo: Sven Adler).

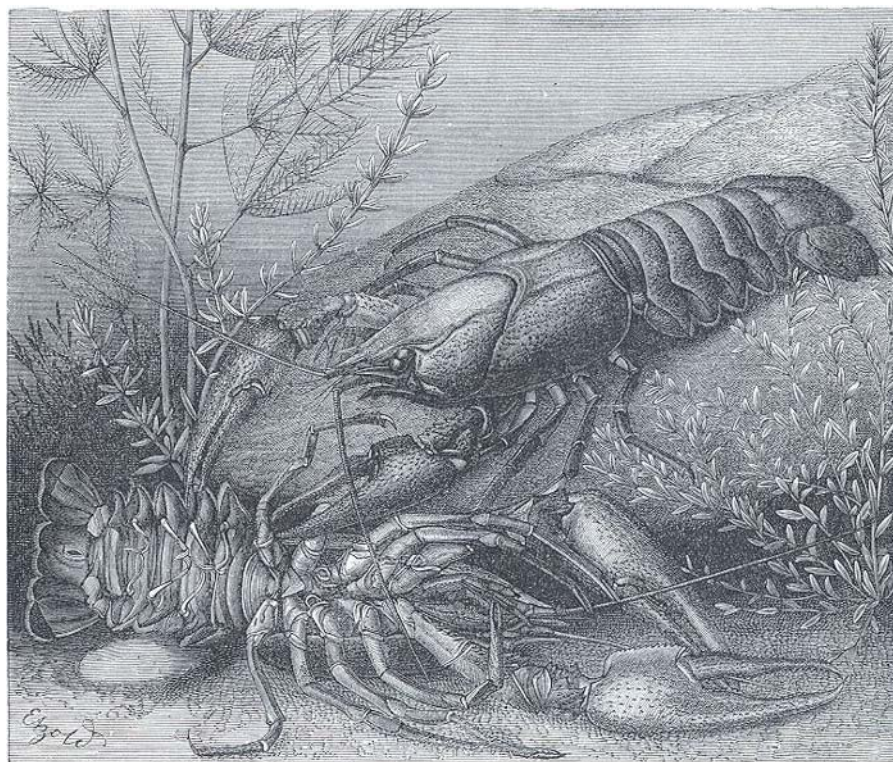
4.1 Morphologie

Decapoden besitzen als Exoskelett eine feste Kutikula, die durch eingelagerte Kalksalze zusätzlich verfestigt wird. Der segmentierte Körper weist zwei Hauptabschnitte auf. Der vordere Abschnitt entsteht durch Verschmelzung der Kopf- und Brustsegmente und bildet den Cephalothorax, welcher vom Rückenschild, dem Carapax, bedeckt wird. Dieser läuft vorne spitz zu einem Rostrum aus. Das Abdomen weist sechs Segmente auf. Am Ende des Hinterleibes befindet sich der Schwanzfächer. Er besteht aus dem letzten Segment, dem Telson, an dem die plattenförmigen Uropoden ansetzen. Wichtige Tastfunktionen übernehmen die beiden langen zweiten Antennen, vor denen das erste, wesentlich kleinere Antennenpaar sitzt. Als Angehörige der Ordnung der Decapoden besitzen die Edelkrebse fünf Schreitfußpaare (Pereiopoden), die am Cephalothorax inserieren. Am auffälligsten ist das erste Paar mit den kräftigen Scheren (Abb. 2). Sie spielen bei der Verteidigung, beim Rivalenkampf und beim Festhalten größerer Futterbrocken eine Rolle. Danach folgen vier Beinpaare, von denen die ersten zwei in wesentlich kleineren Scheren enden. Ihnen kommt die Aufgabe der Nahrungssuche zu. Die Scheren werden als Chelae (Einzahl Chela) bezeichnet. Die Nahrung wird mit Hilfe der Mundwerkzeuge (Mandibeln und Maxillen) und

des Kaumagens zerkleinert. Die Innenwand des letzteren ist mit sclerotisierten Zähnen besetzt.

Auf der Unterseite des Hinterleibes (Pleon oder Abdomen) befinden sich fünf Paar Pleopoden (beim Weibchen nur vier Paar, Abb. 3). Beim Männchen ist das erste Paar zu Begattungsorganen umgewandelt. Mit deren Hilfe werden die Spermatophoren bei der Paarung in die Nähe der weiblichen Geschlechtsöffnung geheftet. Beim Weibchen ist das erste Pleopodenpaar zurückgebildet. Die restlichen vier Pleopodenpaare dienen der Brutpflege, indem die Eier daran befestigt werden. Auch die geschlüpften Jungtiere suchen an ihnen hängend Schutz.

Die Decapoden besitzen ein offenes Blutgefäßsystem, ein sehr hoch entwickeltes ursprüngliches Strickleiternnervensystem und Komplexaugen. Die Kiemen in den Seitenräumen des Cephalothoraxes sind so angeordnet, daß dem Krebs ein längerer Aufenthalt an Land bei ausreichender Feuchtigkeit ermöglicht wird. Der Scaphognathit, der Exopodit der zweiten Maxille, befördert unter andauernder Bewegung den Atemwasserstrom von hinten nach vorne durch die Kiemenhöhle. Weitere Einzelheiten zur Morphologie und Sinnesphysiologie sind bei MÜLLER (1954), HOLDRICH & REEVE (1988) und RENNER (1991) zu finden.



Edelkrebs, *Potamobius astacus* L. Halbe natürliche Größe.

Abb. 3 : Darstellung des Edelkrebses, Stich aus Brehms Tierleben 1934.

4.2 Paarung und Brutpflege

Umfassende Angaben zur Paarung und Brutpflege machen MÜLLER (1954) und HOFMANN (1980). Die Paarung der Edelkrebse erfolgt im Herbst (Oktober bis November), vorwiegend ausgelöst durch einen Temperaturabfall unter 12 °C (WESTIN & GYDEMO 1986). Das Männchen dreht dabei das Weibchen in Rückenlage und hält dessen Scheren mit seinem großen ersten Scherenpaar fest. Mit Hilfe des ersten Pleopodenpaares, das zu griffelförmigen Begattungsorganen umgebildet ist, werden Spermatophoren in der Nähe der weiblichen Geschlechtsöffnung oder an den Schwanzfächer geheftet. Einige Wochen nach der Paarung (etwa ab Mitte Dezember) werden je nach Größe der Weibchen 60-200 Eier abgegeben. Dabei schlägt es das Abdomen ein und bildet eine Schleimhülle um die vom Hinterleib geformte Höhle. Darin erfolgt die Befruchtung außerhalb des Körpers durch die aus den Spermatophoren entlassenen Spermien. Der Eidurchmesser beträgt etwa 2,5 mm. Die Eier werden, an den Pleopoden hängend, vom Weibchen gepflegt.

4.3 Wachstum

Nach dem Schlupf der Larven (Mai bis Juni), welche sich sofort an den Pleopoden des Muttertieres festhalten, erfolgt noch in der ersten Lebenswoche eine Häutung. Weitere drei bis vier Tage suchen die Jungtiere beim Weibchen noch Schutz.

Die Edelkrebse häuten sich im ersten Lebensjahr acht-, im zweiten fünf-, im dritten zwei- bis dreimal (HOFMANN 1980). Etwa ab dem vierten Lebensjahr häuten sich geschlechtsreife Weibchen nur noch einmal, nicht geschlechtsreife Weibchen und Männchen dagegen meist zweimal. Letztere werden dadurch deutlich größer. Das Wachstum in Abhängigkeit vom Alter ist in Tab. 1 angegeben.

Tab. 1: Jährliches Wachstum der Edelkrebse nach PIEPLOW (1938) aus MÜLLER (1954).

Alter in Jahren	Gesamtlänge [mm]
1	40-50
2	60-70
3	80-90
4	100-110
5	120-130

Das Wachstum der Krebse wird vom Nahrungsangebot und der Temperatur des Gewässers limitiert (MÜLLER 1954, ABRAHAMSSON 1966). So wachsen in einem Weiher in Südschweden die Männchen etwa 5 mm pro Häutung und die Weibchen etwa 2 mm (ABRAHAMSSON 1971). In einem norwegischen See dagegen erreichen Männchen einen durchschnittlichen Zuwachs von 9,0 mm und Weibchen von 7,8 mm pro Häutung (SKURDAL & QVENILD 1986). Diese Zuwachsunterschiede sind hochsignifikant. Männchen zeigen zudem auch die größte Zuwachsrate pro Längeneinheit. Die Edelkrebsweibchen werden frühestens mit 70 mm geschlechtsreif (ABRAHAMSSON 1972, SKURDAL & QVENILD 1986). Die Geschlechtsreife ist von der Größe und nicht vom Alter der Tiere abhängig (BOHL 1989). Die größten Individuen können annähernd eine Gesamtlänge von 18 cm erreichen und über 15 Jahre alt werden (BOHL 1989).

4.4 Häutung (Exuvation)

Vorgänge bei der Häutung beschreiben MÜLLER (1954) und BOHL (1989). Für das Wachstum muß wie bei allen Arthropoden das starre Exoskelett abgeworfen werden. Bevor dies geschieht, stellt der Krebs die Nahrungsaufnahme ein und seine Aktivität nimmt ab. Nachdem ein Teil des Kalkes aus der alten Schale resorbiert wurde, wird mittels Quellungsvorgängen, Blutdruckerhöhung und Muskelkontraktionen die Exuvie gelöst und an der Gelenkhaut zwischen Cephalothorax und Abdomen gesprengt. Der weiche "Butterkrebs" verläßt mit dem Vorderkörper voran den alten Panzer und zieht sich sofort in ein Versteck zurück. Er ist jetzt gegenüber Prädatoren, in diesem Fall auch seinen Artgenossen, völlig wehrlos. Der Häutungsvorgang dauert je nach Größe des Tieres und der Umgebungstemperatur 15 min bis zwei Tage. Um genügend Platz für die Häutung zu haben, wird diese außerhalb des Unterschlupfes ausgeführt. Nicht nur Freßfeinde, sondern auch mechanische Probleme wie vorzeitiges Aushärten in der noch nicht komplett abgelösten Exuvie sind für den häutenden Krebs in dieser sensiblen Phase lebensbedrohlich. Zu geringe Sauerstoffgehalte, Temperaturen unter 12 °C und starke Temperaturschwankungen gefährden ebenfalls die Exuvation. Normalerweise finden keine Häutungen unter 15 °C statt (KRISTIANSEN & HESSEN 1992). Der alte Panzer wird häufig von Artgenossen oder vom gehäuteten Tier verzehrt (SKURDAL et al. 1988). Erst nach 24 Stunden ist eine Nahrungsaufnahme wieder möglich (LUND 1944). Die vollständige Aushärtung des Tieres dauert 8-10 Tage. In dieser Zeit findet das Wachstum und der Ab- und Neuaufbau von Sehnen und Hartteilen im Inneren des Krebses statt. Für die sofortige Bereitstellung von Kalk dienen spezielle Kalkspeicherorgane, sogenannte Gastrolithen (Magensteine). Auch die Magen- und Darmauskleidung wird

abgeworfen und erneuert. Im Verlauf mehrerer Häutungen können verlorene Gliedmaßen nachgebildet werden.

4.5 Habitatwahl

Der Edelkrebs besiedelt Bäche, Flüsse, Teiche und Seen (SMOLIAN 1926, MÜLLER 1954, HOFMANN 1980). Eine wichtige Rolle spielen dabei insbesondere die Strukturen im Gewässer, die ihm Unterschlupf für die inaktive Phase am Tage bieten. Unterspülte Uferböschungen, ins Wasser hineinwachsende Wurzeln von uferständigem Gehölz oder im Gewässer liegende Äste, Stämme und größere Steine bieten ideale Bedingungen (DONATH & ILLIG 1982). Die Strukturdiversität eines Gewässers und somit die Anzahl der möglichen Verstecke kann für die Dichte einer Krebspopulation bestimmend sein. Die Krebse sind aber auch in der Lage, in stabilen lehmigen Uferbereichen aktiv 15-20 cm lange Höhlen zu graben (MÜLLER 1954, HOFMANN 1980, BOHL 1989). Auffallend ist dann, daß die kleinsten Individuen die wasseroberflächennahen Bereiche besiedeln und die größten Tiere die tieferen Wasserzonen bevorzugen (HOFMANN 1980, SEYFARTH pers. Mitt.). Weiche Bodensedimente werden gemieden (MÜLLER 1954, HOFMANN 1980, SEYFARTH pers. Mitt.). Aus diesem Grund fehlt der Edelkrebs in Gewässern mit schlammigem Grund. Allgemein werden steinige, felsige oder Bereiche mit Kies bevorzugt, wobei Stromschnellen nicht besiedelt werden (WESTMAN et al. 1986).

Sehr günstig wirkt sich ein Uferschutzstreifen aus, besonders wenn er Gehölze aufweist. Vor allem Erle und Weide mit ihrer ufersichernden und strukturgebenden Funktion sind als sehr hochwertig einzuschätzen. Gehölzbestandene Uferstreifen verringern negative Einflüsse des landwirtschaftlich genutzten Umlandes, stabilisieren durch Beschattung die Temperaturkonstanz im Tages- und Jahresgang und sorgen mit ihrem Laubeintrag für eine gute Nahrungssituation (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT 1996). Die Krebse verzehren nicht nur direkt verrottende Blätter des Vorjahres, sondern auch die Tiere, die sich vom Laub ernähren.

Die Wasserqualität spielt eine untergeordnete Rolle. BOHL (1989) ermittelte für *Astacus astacus* ein mittlere Gewässergüte von II (nach dem Saprobienindex \triangleq β -mesosaprob). Der Edelkrebs läßt sich sogar in Karpfenteichen gut halten und vermehren. Lediglich im Häutungszeitraum (Juni/Juli) benötigen die Tiere einen Sauerstoffgehalt von mindestens 5 mg l⁻¹ und Temperaturen unter 26 °C (WUTZER 1988). Sehr kalte Gewässer mit Wassertemperaturen unter 12 °C werden nicht besiedelt (MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG,

LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1997). Die nördliche Verbreitungsgrenze in Schweden ist durch die niedrigste kritische Temperatur in der empfindlichsten Lebensphase des Lebenszyklusses gesetzt (ABRAHAMSSON 1972). So kann *A. astacus* in Gewässern oberhalb 68 °N in Schweden leben und heranwachsen. Seine Fortpflanzung ist allerdings an Gewässer gebunden, die in drei Sommermonaten eine Mindesttemperatur von 15 °C erreichen.

4.6 Populationsdichten und Geschlechter- und Größenverteilung

4.6.1 Fließgewässer

Edelkrebse können hohe Dichten erreichen. So beträgt die mittlere Krebsdichte in zwei finnischen Flüssen 0,4 bzw. 4,1 Ind./m². Die Dichte von adulten Tieren (≥ 70 mm) beträgt in dem dichter besiedelten Fluß Raudanjoki durchschnittlich ca. 2,5 Ind./m². In den besten Biotopen ist die Dichte 2–3 Mal höher, während in ungeeigneten Gebieten keine Krebse vorhanden sind (WESTMAN et al. 1986) (vgl. Kap. 4.5).

In einem anderen finnischen Fluß (Pyhäjoki in Westfinnland) erreichen über 70 mm große Edelkrebse Dichten zwischen 0,13 und 1,65 Ind./m² bzw. 0,76 bis 11,53 Ind./m Uferlinie (NIEMI 1977). Die meisten Krebse befinden sich hier in Bereichen, die kiesbedeckte und steinige Böden aufweisen. Bis Ende der 50er Jahre wurden dort jährlich über eine Million Tiere abgefischt (VÄISÄNEN 1952, in NIEMI 1977). Heute werden infolge der Krebspest und Wasserverschmutzung nur noch 25.000 Krebse pro Jahr gefangen.

Die Größenverteilungen und das Geschlechterverhältnis variieren in unterschiedlichen Biotopen und hinsichtlich ihrer wirtschaftlichen Nutzung durch den Menschen. Genaue Angaben hierzu machen WESTMAN et al. (1986) und ABRAHAMSSON (1971). Charakteristisch für unbewirtschaftete Populationen ist der geringe Anteil an Jungtieren.

4.6.2 Standgewässer

Auf 3-4 Ind./m² wird die Population im norwegischen See Steinsfjorden geschätzt (QVENILD et al. 1982, in Hessen & Skurdal 1986). Neben dem Vorhandensein von Versteckmöglichkeiten bestimmt die Temperatur als ein Hauptfaktor die Tiefenverteilung (SKURDAL et al. 1988). Das Geschlechterverhältnis beträgt in diesem See etwa 1:1 (SKURDAL et al. 1988). LUND (1944) gibt für den 12,8 km² großen See Steinsfjorden eine Krebsproduktion von 300.000 Krebsen pro Jahr an. Mit einem durchschnittlichen Gewicht von 30 g pro Tier sind dies 9 Tonnen pro Jahr (7 kg pro Hektar).

Nach ABRAHAMSSON (1966) beträgt die Krebsdichte in den Røgle-Teichen (Schweden) 2 Tiere/m². Er beschreibt, daß alte, große Männchen dominieren, wenn keine Entnahme durch den Menschen stattfindet. Sie sind aggressiv, ernähren sich z. T. kannibalisch und übernehmen somit eine dichteregulierende Funktion. Durch Konkurrenz bestimmen sie die Verteilung der anderen Individuen im See. In diesen unberührten Populationen ist ebenfalls nur eine geringe Anzahl junger Krebse aufgrund des Kannibalismus vorhanden (vgl. Kap. 4.6.1).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Krebse hohe Abundanzen erreichen können und somit einen Hauptteil der benthischen Biomasse in Seen und Flüssen darstellen können (MOMOT et al. 1978, HESSEN & SKURDAL 1986 und 1987, MOMOT 1995, NYSTRÖM & STRAND 1996).

4.7 Prädatoren

Als Prädatoren der Jungkrebse gelten größere Insekten wie Libellenlarven, Wasserkäfer, Wanzen und zahlreiche Fischarten wie z. B. Barsch (*Perca fluviatilis* L.) und Quappe (*Lota lota* L.), sowie Eisvogel (*Alcedo atthis* L.), Bachstelze (*Motacilla alba* L.) und Wasseramsel (*Cinclus cinclus* L.). Größeren Krebsen stellen der Aal (*Anguilla anguilla* L.), Enten, Krähen, die Bisamratte (*Ondatra zibethicus* L.), der Iltis (*Mustela putorius* L.), der Fischotter (*Lutra lutra* L.) sowie der Mink (*Mustela vison* Schreber) nach (DONATH & ILLIG 1982). Als weitere Freßfeinde führen HAASE et al. (1989) Hecht (*Esox lucius* L.) und Waschbär (*Procyon lotor* L.) an. Dichte Barsch- und Aalbestände können für die Krebse populationsgefährdend sein (MÜLLER 1954).

4.8 Nahrungsbiologie

BREHM (1934) beschreibt in "Brehms Tierleben" die Nahrungsgewohnheiten der Flußkrebse (Zitat S. 151): "*Die gefräßigen Flußkrebse verschmähen nichts, was genießbar ist und was sie bewältigen können: kleinere Frösche, Kaulquappen, Wasserschnecken, deren kalkige Gehäuse zum Aufbau ihres Panzers dienen, Insekten und deren Larven; selbst über ihresgleichen, wenn sie schwächer sind, fallen sie her und verspeisen sie dann mit vielem Behagen. Ebenso fangen sie zuweilen kleinere Fische, können aber keine Verwüstungen unter ihnen anrichten. Gelegentliche Pflanzkost scheint ihnen ein Bedürfnis zu sein: der kalkhaltige Armleuchter (Chara) und allerlei Wurzelwerk von Wasserpflanzen muß herhalten, und mit Brot, Mohrrüben, Kürbisstücken und ähnlichen Stoffen lassen sie sich gern füttern. Dabei herrscht eine entschiedene Neigung, allerlei faulende und sich zersetzende Stoffe zu*

verzehren." SMOLIAN (1926) dagegen betont, daß der Krebs kein Aasverächter ist, aber unverweste Nahrung bevorzugt.

Der Edelkrebs ist nachtaktiv (ABRAHAMSSON 1983, HESSEN & SKURDAL 1987). Nur bei Populationen mit sehr hohen Dichten verlassen die Krebse auch tagsüber ihre Verstecke (ABRAHAMSSON 1983). *A. astacus* ist ein Allesfresser, der sowohl pflanzliche als auch tierische Nahrung aufnimmt (SCHMEIL 1919, SMOLIAN 1926, LUND 1944, ABRAHAMSSON 1966, HESSEN & SKURDAL 1986, WESTMAN et al. 1986, BOHL 1989), wobei zahlreiche Untersuchungen ergeben haben, daß die Hauptanteile der Nahrung von Detritus und benthischen Makrophyten gestellt werden (LUND 1944, VANNOTE 1963, ABRAHAMSSON 1966, PRINS 1968, MOMOT et al. 1978, HESSEN & SKURDAL 1986 und 1987, SÖDERBÄCK et al. 1987, HOGGER 1988, ODELSTRÖM 1988, KRISTIANSEN & HESSEN 1992); nach SKURDAL et al. (1988) spielen zusätzlich auch epiphytische Algen eine wichtige Rolle. ABRAHAMSSON (1966) führt u. a. Fallaub als bevorzugte Nahrung des Edelkrebse an. Frisch gehäutete Artgenossen und auch Jungtiere können gefressen werden (SMOLIAN 1926, LUND 1944). Die relativen Anteile tierischer und pflanzlicher Nahrung sind abhängig vom Alter (WESTMAN et al. 1986). Dabei verzehren nur junge Tiere im ersten Sommer signifikant mehr tierische Nahrung (WESTMAN et al. 1986). Im Verlauf des Wachstums der Krebse nimmt der Anteil tierischer Nahrung ab (LUND 1944, VANNOTE 1963, ABRAHAMSSON 1966, WESTMAN et al. 1986, SÖDERBÄCK et al. 1987). Auch innerhalb des Jahres ändert sich die Zusammensetzung der aufgenommenen Nahrung (ABRAHAMSSON 1966, HESSEN & SKURDAL 1986, WESTMAN et al. 1986). So verzehrt der Flußkrebs im Frühsommer mehr Makrophyten und im Spätsommer mehr Detritus (HESSEN & SKURDAL 1986). Es gibt keine auffälligen geschlechtsspezifischen Unterschiede hinsichtlich der Nahrungsaufnahme (ABRAHAMSSON 1966, WESTMAN et al. 1986, SKURDAL et al. 1988). Adulte Tiere verzehren nur sessile oder nicht sehr agile Beutetiere. So spielen auch Fische und ihre Brut keine Rolle als Beute der Edelkrebse (LUND 1944, WESTMAN et al. 1986). Unter natürlichen Bedingungen sind die Hauptnahrungsquellen Pflanzenmaterial und Detritus, welche als Nahrung für Fische eine untergeordnete Rolle spielen. Dies weist auf einen geringen Proteinbedarf der Krebse hin (KRISTIANSEN & HESSEN 1992). Somit ist Krebsbiomasseproduktion mit Nahrung möglich, die sonst kaum von anderen wirtschaftlich bedeutsamen Arten genutzt würde. *Astacus astacus* ist für Fische kein Nahrungskonkurrent (CUKERZIS 1988). GODDARD (1988) liefert einen ausführlichen Überblick über die Nahrungsbiologie diverser Krebsarten.

5. Charakterisierung des Untersuchungsgewässers

Die Ilm entsteht durch den Zusammenfluß dreier Quellbäche in den Hochlagen des Thüringer Waldes. Sie fließt mit einer Gesamtlänge von 130 km in nord-nordöstliche Richtung und mündet an der sächsischen Landesgrenze in die Saale. Sie ist ein nährstoffreicher Fluß vierter Ordnung (STRAHLER-Klassifikation) im Thüringer Mittelgebirgsvorland (vgl. ELSER 1999).

Die Wasserqualität entspricht der Gewässergüteklasse II (\triangleq β -mesosaprob) (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT 1998). Die Nährstoffkonzentrationen, Härtegrade und weitere physikalisch-chemische Parameter sind in Tab. 2 exemplarisch für das Jahr 1997 angegeben (STAATLICHES UMWELTAMT ERFURT 1998, unveröffentlicht, mit freundlicher Genehmigung von Frau CZERNA).

Tab. 2: Maximal-, Minimal- und Mittelwerte physikalisch-chemischer Parameter (STAATLICHES UMWELTAMT ERFURT, 1998, unveröffentlicht, mit freundlicher Genehmigung von Frau CZERNA).

Parameter	Einheit	Mittelwert	Min.	Max.
pH		7,93	7,58	8,25
Leitwert	$\mu\text{S cm}^{-1}$	835,16	518	1344
O ₂	mg l^{-1}	10,49	8,8	13,3
O ₂ Sättigung	%	96,05	85	105
Gesamthärte	° dH	22,28	16,3	26,5
Karbonathärte	° dH	11,38	7,8	14,6
NO ₃ ⁻	mg l^{-1}	26,21	14,6	34,3
NO ₂ ⁻	mg l^{-1}	0,42	0,03	0,82
NH ₄	mg l^{-1}	0,11	0,02	0,28
N ges. anorg.	mg l^{-1}	6,21	3,72	7,97
o-PO ₄	mg l^{-1}	0,54	0,24	1,3
P gesamt	mg l^{-1}	0,24	0,1	0,52

Der Wasserchemismus wird durch die Geologie des Einzugsgebietes geprägt. Die Ilm fließt im Oberlauf vorwiegend durch Urgestein. Der weitere Verlauf bis zur Untersuchungsstelle bei Flußkilometer 65, ca. 2 km stromaufwärts der Ortschaft Buchfart (Abb. 5), ist durch den Wechsel zwischen Buntsandstein und Kalkstein geprägt. Die Buchfarter Region selbst liegt im oberen Muschelkalk. Sie ist der hyporhitrallen Zone zuzuordnen und weist ein Gefälle von etwa 0,5 % auf. Die Gewässerbreite beträgt dort bei MQ etwa 8-10 m. Die Gewässersohle wird von Steinen bis 20 cm Größe und Kies dominiert. Eine hohe Sand- und Feinsedimentfracht des Wassers sorgt für entsprechende Ablagerungen in ruhigeren

Bereichen und in den Spalträumen des groben Untergrundes. Durch einen lückigen ufernahen Baumbestand mit *Alnus glutinosa* (L.), *Salix* sp., *Populus* sp., *Fraxinus excelsior* (L.), *Acer* sp., *Tilia* sp., *Fagus sylvatica* (L.) und *Quercus* sp. wird das Gewässer teilweise beschattet. In den kühleren Monaten ist ein starker Diatomeenbewuchs des Substrates charakteristisch, während in den wärmeren Monaten die Fadenalge *Cladophora* sp. stellenweise dominiert (siehe Kap. 6). Eine hydrographische Meßstation befindet sich etwa 9 km flußabwärts der Untersuchungsstelle. Über einen Zeitraum von 70 Jahren wurde dort ein mittlerer jährlicher Abfluß von $4,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ermittelt (STAATLICHES UMWELTAMT ERFURT 1998, unveröffentlicht). Abb. 4. zeigt anhand der Daten 1997, wie das Abflußregime im Verlaufe eines Jahres aussehen kann. Eine erhöhte Wasserführung ist in den Winter- und Frühjahrsmonaten mit Maximalwerten bis zu $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ im Februar/März vorhanden. Im Sommer und Herbst wiederholen sich kurzfristige höhere Abflußmengen, die von Gewittern ausgelöst werden. Weitere Beschreibungen der Ilm sind bei KREY (1995) zu finden.

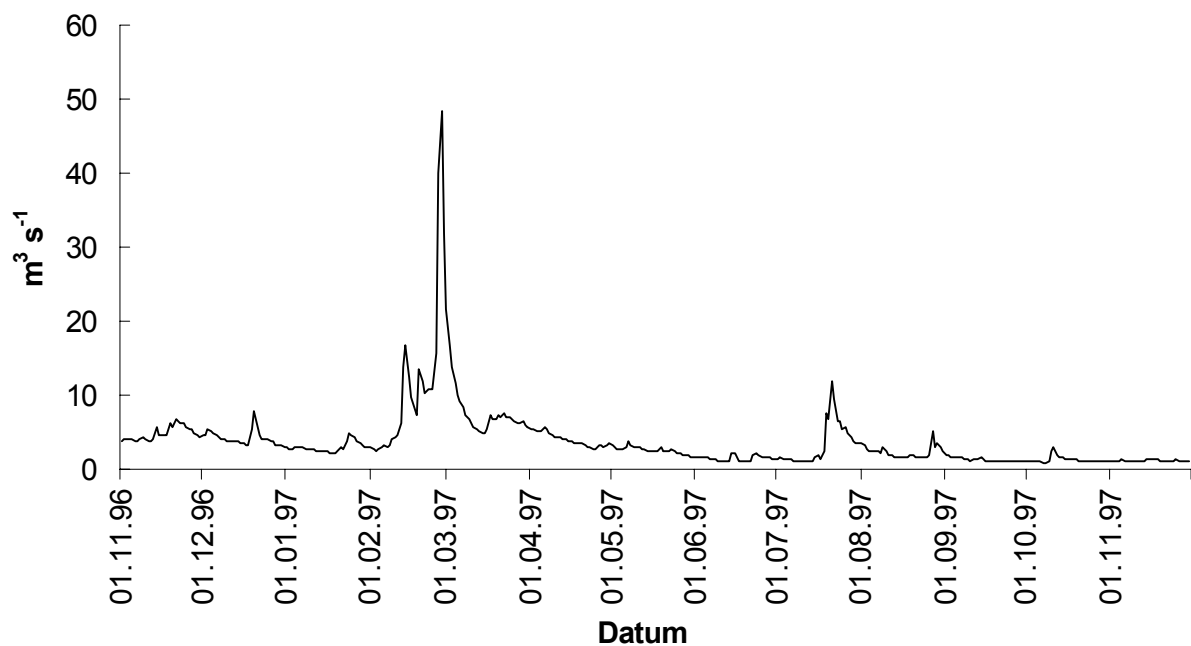


Abb. 4: Abflußregime der Ilm im Jahr 1997.

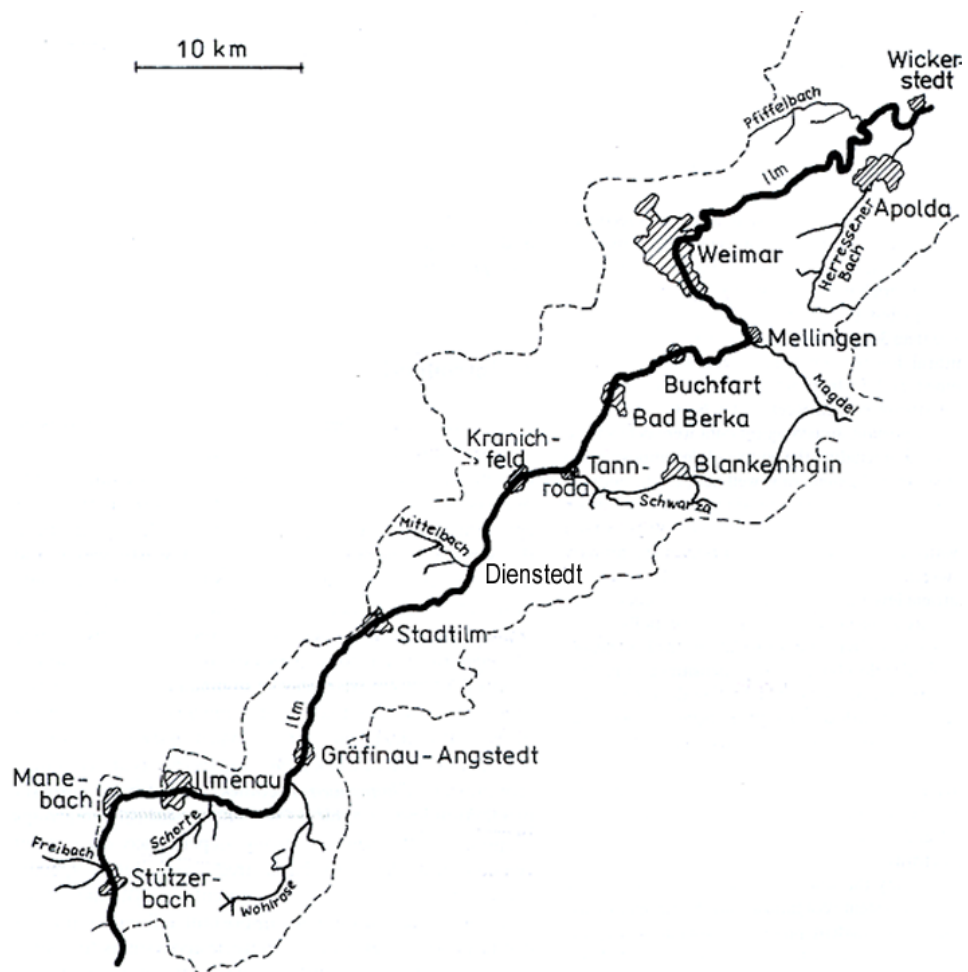


Abb. 5: Kartenausschnitt der Irm mit Einzugsgebiet (gestrichelte Linie), verändert nach SCHÖNBORN (1996).

6. Die Fadenalge *Cladophora* sp.

Die Fadenalge *Cladophora* sp. wächst in der Ilm in stärker strömenden Bereichen ab einer Mindestströmung von 0,3-0,4 m s⁻¹ (ENSMINGER, FÖRSTER, KLEIN, VETTER, pers. Mitt.). Der stärkste Wuchs ist bei 0,5-0,8 m s⁻¹ festzustellen (SCHÖNBORN 1996). HART (1992) und CREED (1994) ermittelten ebenfalls eine positive Korrelation zwischen *Cladophora*-Biomasse und der vorhandenen Strömung.

Im Jahresverlauf zeigt die Algenentwicklung zwei Peaks. Das erste Maximum findet im Frühjahr statt, nachdem ein massives Wachstum bei Temperaturen oberhalb 10 °C eingesetzt hat (WHITTON 1970, VETTER pers. Mitt.) und kaum Beschattung durch die noch laublosen Bäume vorhanden ist (ENSMINGER pers. Mitt.). SCHÖNBORN (1996) gibt 12 °C als Temperatur für stärkstes Wachstum an. Bereits bei 5 °C setzt geringfügig ein Biomassezuwachs ein (SCHÖNBORN 1996, ENSMINGER pers. Mitt.). Wenn sich die Alge während des Frühjahrsmaximums gut entwickelt hat, nimmt auch mit zunehmender Beschattung der Deckungsgrad nicht ab (ENSMINGER, FÖRSTER, KLEIN pers. Mitt.). Noch bevor die ersten Sommergewitter mit Hochwasserschüben bei Strömungsgeschwindigkeiten über 1 m s⁻¹ die Algenmatten weitgehend abreißen SCHÖNBORN (1996), ist eine schon starke Abnahme der Anzahl der Algenbüschel zu verzeichnen (FÖRSTER, KLEIN, VETTER, pers. Mitt.). Dabei ist auffallend, daß die Thalli der Alge dann eine höhere Instabilität aufweisen und bereits bei geringfügigen mechanischen Belastungen den Halt zum Substrat verlieren (VETTER pers. Mitt.). Es ist nicht eindeutig festzustellen, ob die höheren Wassertemperaturen im Sommer, epiphytischer Diatomeenbewuchs oder die verringerte Strömungsgeschwindigkeit für dieses Phänomen verantwortlich sind oder auch die Kombination aller drei Faktoren. WHITTON (1970) führt an, daß viele Feldstudien ergaben, daß ein deutlicher Biomasseverlust in den heißesten Monaten stattfindet und somit zwei Biomasse-Peaks im Jahr vorkommen. Im Herbst folgt ein geringerer zweiter Entwicklungsschub (ENSMINGER, FÖRSTER, KLEIN, VETTER, pers. Mitt.). Die beschatteten Flußabschnitte erfahren jedoch keine Besiedlung mehr. Insgesamt beträgt die dann besiedelte Fläche nur noch etwa ein Viertel der Frühjahrsbedeckung (ENSMINGER pers. Mitt.). Für maximales Wachstum benötigt *Cladophora* sp. eine Lichtintensität von mindestens 5000 lux (SCHÖNBORN 1996). In voll beschatteten Bereichen der Ilm werden hingegen nur 1000 lux bei wolkenlosem Himmel an der Wasseroberfläche gemessen (SCHÖNBORN 1996). Die *Cladophora*-Entwicklung kann von Jahr zu Jahr variieren (WHITTON 1970).

7. Material und Methoden

7.1 Laborversuche

Für die Laboruntersuchungen standen 15 Edelkrebse (10 Weibchen, 5 Männchen) zur Verfügung. Die in Fischteichen aufgezogenen Krebse wurden vom Fischzüchter C. Seyfarth aus Göschitz bei Schleiz (Thüringen) zur Verfügung gestellt. Von den Edelkrebsen wurden das Gewicht (Feuchtmasse nach gründlichem Abtupfen mit Zellopapier, $\pm 0,1$ g genau), die Carapaxlänge und die Gesamtlänge dreimal erfasst. Die jeweiligen Größen und Gewichte der Tiere sind in Tab. 4 (Kap. 8.1) angegeben. 12 Tiere (8 Weibchen, 4 Männchen) wurden wie folgt gehalten: Je zwei Tiere waren in einem etwa 40 Liter fassenden Becken mit den Maßen 49,2 cm x 27,5 cm x 29,2 cm (Länge x Tiefe x Höhe) untergebracht und durch eine Trennscheibe separiert. Als Trennwand diente eine senkrecht eingekittete Glasscheibe, die fünf Zentimeter über der Aquarienbodenscheibe endete. Die Öffnung zwischen Bodenglasscheibe und Trennscheibe wurde mit Schaumstoffblöcken geschlossen (Abb. 6).

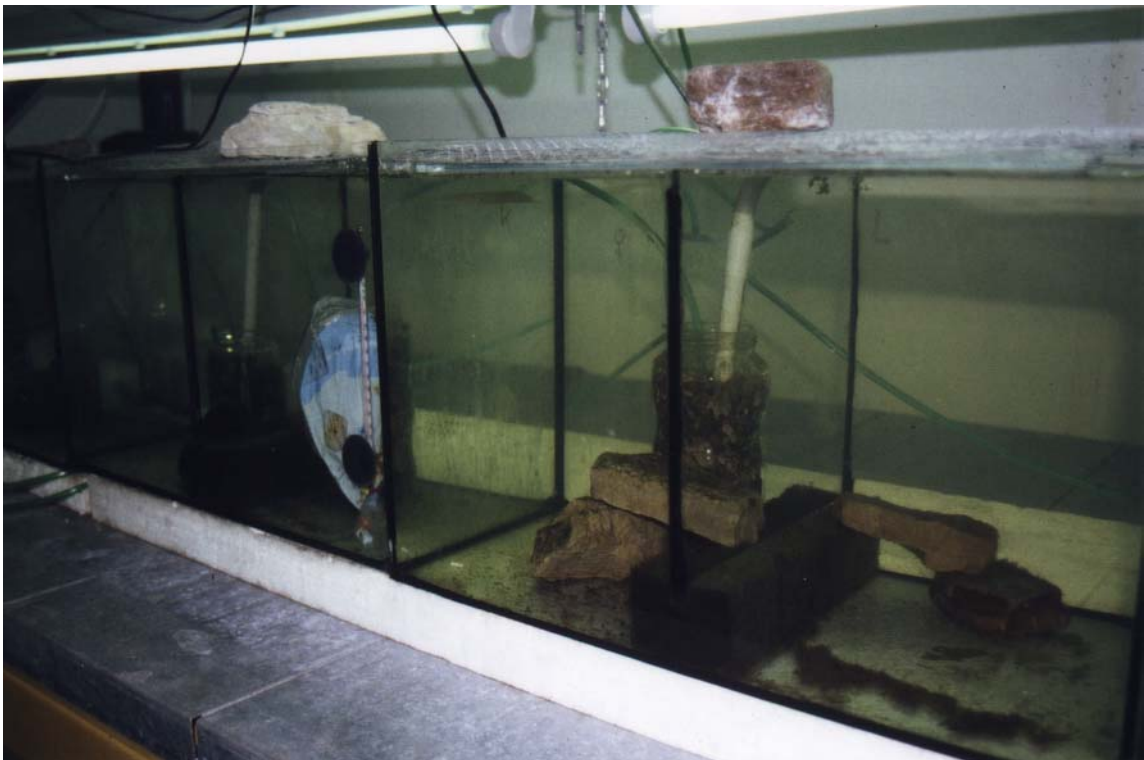


Abb. 6: Aquarien für Laborversuche (Photo: Wolfgang Schmalz).

Das Wasser wurde mit Kiesfiltern per Luftheberprinzip gefiltert (Abb. 7).



Abb. 7: Kiesfilter (Photo: Wolfgang Schmalz).

Hierfür wurde ein Plastikrohr senkrecht in ein einfaches Glasgefäß eingebracht und letzteres mit grobem Kies rund um das Rohr befüllt. Ein PVC-Schlauch (5 mm Durchmesser) mündete unten im Plastikrohr. Dieser Filter wurde so in eine Aquarienhälfte gestellt, daß das oben im rechten Winkel gebogene Plastikrohrende über der Trennscheibe in die andere Beckenhälfte ragte. Eine Membranluftpumpe (Maxima, Fa. Weltweit, Germany bzw. Rena 301, Fa. Rena, France bzw. Neptun, Fa. MGL, Germany) förderte nun Luft über den Schlauch unten in das Plastikrohr, welche dann beim Aufstieg Wasser hinter sich herzog bzw. vor sich herschob. Mit diesem Luftheberprinzip wurde das Aquarienwasser durch den Kiesfilter gesogen und von einer Beckenhälfte in die andere befördert. Dadurch wurde gleichzeitig Sauerstoffsättigung erreicht. Das mit Sauerstoff angereicherte und biologisch gefilterte

Wasser zirkulierte durch den Schaumstoff unter der Trennscheibe hindurch zurück. Somit wurde es ein weiteres Mal biologisch und zusätzlich mechanisch gereinigt. Zwei Aquarien wurden mit Rucksackfiltern (Eheim 2003, Fa. Eheim, Germany) gefiltert. Eine einfache Höhle aus 2-3 Steinen diente jedem Krebs als Unterschlupf.

In Vorversuchen konnten nach einer ausreichend langen Adaptationsphase der Krebse an die Mesokosmenbedingungen die Fütterungsmethode und die Feuchtmassebestimmung der pflanzlichen Nahrung etabliert werden. In diesem Zeitraum erhielten die Krebse bei einer Temperatur von 20 °C ausschließlich Pflanzennahrung. Hierfür wurde aus der Ilm verrottendes Laub von *Alnus glutinosa*, *Salix* sp., *Populus* sp., *Acer* sp., *Tilia* sp., *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Quercus* sp., frische Laubblätter von *Acer* sp. und die Fadenalge *Cladophora* sp. entnommen. Es sollte getestet werden, ob und in welchem Zustand das Laub (frisch oder verrottend) als Nahrung aufgenommen wurde. Ebenso sollte untersucht werden, wie die Flußkrebse auf *Cladophora* sp. reagieren. Die Fadenalge konnten sie erstmalig als Nahrungsressource nutzen, da diese in den Fischteichen, in denen die Edelkrebse gezüchtet wurden, nicht vorkam.

Während der Hauptversuche wurde die Raumtemperatur des Labors mittels Klimaanlage (KÄLTE-DENKER, Fa. Kältetechnischer Anlagenbau, Germany) so variiert, daß ein herbstlicher Temperaturabfall simuliert werden konnte (Abb. 8).

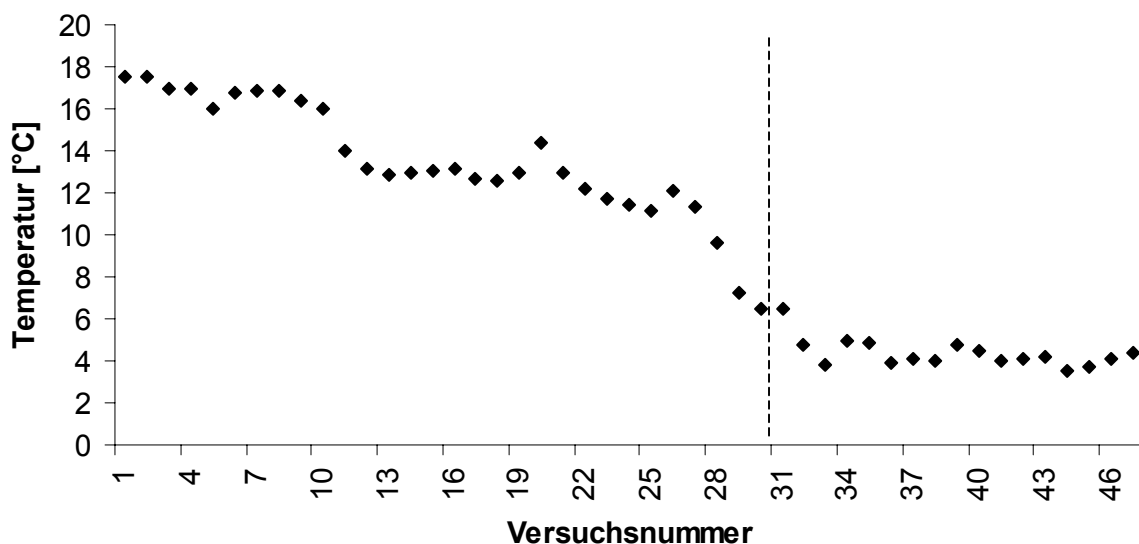


Abb. 8: Temperaturverlauf während der Fütterungsversuche. Jeder Punkt steht für die durchschnittliche Temperatur, die während der jeweiligen Fütterungsintervalle herrschte. Bis zur Versuchsnummer 30 betrug die Dauer der Fütterungsintervalle 2 Tage, ab Nummer 31 7 Tage (gestrichelte Linie).

Ein der Frühjahrserwärmung nachempfunderer Temperaturanstieg konnte wegen eines technischen Defektes am Klimagerät des Labors nicht stattfinden. Das Gerät hielt kurzzeitig nicht den Sollwert von 4 °C ein, sondern heizte den Laborraum im Verlauf einer Nacht auf über 40 °C auf. Diesen Temperaturanstieg überlebte kein Flußkrebse, wodurch die Versuche am 27. April 1998 beendet werden mußten.

Die Temperatur wurde mit Hilfe von Dataloggern (Tinytalk II, Fa. Gemini Dataloggers Ltd., UK) erfaßt. So konnten auch geringfügige Schwankungen, z. B. durch Wasserwechsel, registriert werden. Als Aquarienwasser diente unbehandeltes Leitungswasser mit einem Leitwert von etwa 700 µS/cm und einem pH-Wert von 8,2. Diese Wasserwerte und der Sauerstoffgehalt wurden mit entsprechenden Meßgeräten ermittelt (Oxi 323, LF 323 und pH 323, Fa. WTW, Germany). Die tägliche Beleuchtungsdauer betrug gleichbleibend neun Stunden.

In den Hauptversuchen wurden zu den oben aufgeführten verrottenden Laubsorten (frisches Laub wurde nicht angenommen, siehe Kap. 8.1) tierische Nahrung angeboten. Es handelte sich hierbei um Chironomidenlarven, *Gammarus* sp. und *Tubifex* sp. in Form von Frostfutter, wie es als Zierfischfutter erhältlich ist. Dadurch sollte sichergestellt werden, daß nicht aus Mangel an tierischer Nahrung vermehrt Pflanzenmaterial aufgenommen wurde.

Von *Cladophora* sp. und den einzelnen Laubarten wurde vor und nach der Fütterung die Feuchtmasse mit einer Laborwaage (MC1 Laboratory LC 2200, Fa. Satorius GmbH, Germany) bestimmt, nachdem sie 5 min lang zwischen Zellpapier gepreßt worden waren. Die jeweiligen Futtersorten wurden, falls noch eine ausreichende Menge vorhanden war, den Tieren nach der Wägung wieder zur Verfügung gestellt. Die Wägegenauigkeit betrug $\pm 0,1$ g. Da die genannte Feuchtmassebestimmung methodisch keine präzisen Daten liefern kann, wurde keine höhere Genauigkeit angestrebt. Im Abstand von zwei Tagen erfolgte die Erfassung der Verzehrmenge. Ab einer Hälterungstemperatur von 4 °C wurden die Wägeabstände auf 7 Tage gedehnt, da bei dieser Temperatur keine nennenswerte Nahrungsaufnahme mehr stattfand. Für Nullproben wurde mit den oben aufgeführten pflanzlichen Futtersorten genauso verfahren, wobei in den hierfür verwendeten Aquarien keine Krebse vorhanden waren. Somit war eine Fehlerabschätzung hinsichtlich des mikrobiologischen Abbaus möglich.

Während der Versuchsnummern 23-35, als die Wassertemperatur unter 12 °C gesenkt wurde (Abb. 8), wurden die drei größten männlichen Edelkrebse im Wechsel zu großen Weibchen gesetzt, um Paarungen zu ermöglichen.

7.2 Freilanduntersuchungen

Für das Freilandexperiment wurden Enclosureversuche in der Ilm bei Buchfart durchgeführt. Drei Metallgitterkäfige mit einer Grundfläche von einem Quadratmeter wurden am 1. Juli 1997 in das Gewässer eingebracht (Abb. 9). Die Maschenweite des feuerverzinkten Gitters betrug 19 mm. Hohe Stabilität wurde durch Einschlagen von 10 mm starken Stahlarmierungseisen erreicht. Das Abdeckgitter wurde mit Kabelbindern befestigt. Die rundum geschlossenen Käfige wurden derart in der Gewässersohle eingesenkt, daß sich natürliches Ilmsediment in jedem Enclosure befand. Im Zentrum wurde eine u-förmige Zementröhre quer zur Fließrichtung eingebracht, die dem Krebs als Unterschlupf diente. Zudem erfolgte die Exposition von mit *Chladophora* sp. besiedelten Steinen. In zwei der Käfige (A und C) wurde am 22. August 1997 jeweils ein Edelkrebsmännchen eingesetzt. Die Größenangaben und die Gewichte der Krebse sind in Tab. 3 angegeben.

Tab. 3: Geschlecht, Carapax- und Gesamtlänge, sowie Gewicht der Krebse in den Käfigen A und C am 19.08.97.

	Geschlecht	Carapaxlänge [mm]	Gesamtlänge [mm]	Gewicht [g]
A	♂	57	104	43,6
C	♂	50	95	31,2

Ziel war es, durch Sichtvergleiche zwischen den besetzten Käfigen und dem unbesetzten Kontrollkäfig (Enclosure B) die Algenentwicklung und den Einfluß der Krebse auf die Sedimentverteilung zu untersuchen. Zusätzlich wurden mittels Dataloggern (TINYtalk II, Fa. Gemini Dataloggers Ltd., UK) Temperaturverläufe der Wassertemperatur im Vergleich zur Lufttemperatur in unterschiedlichen Jahreszeiten erfaßt.



Abb. 9: Krebskäfige A, B und C (von rechts nach links \triangleq Fließrichtung) in der Ilm bei Buchfart (Photo: Wolfgang Schmalz).

7.3 Angewendete Statistik

Bei der statistischen Auswertung wurde die lineare Regression verwendet, um den temperaturabhängigen Verzehr nachzuweisen. Für den Vergleich zweier Gruppen kam der t-Test zu Anwendung. Falls keine Normalverteilung vorlag, wurden Unterschiede hinsichtlich der Signifikanz mit dem MANN-WHITNEY-U-Test überprüft.

7.4 Verwendete Software

Die Dateneingabe, die Berechnungen und die Grafikerstellung erfolgte mittels Microsoft Excel 97. Für die Bildbearbeitung kam Adobe Photoshop 5.0 zur Anwendung. Die statistischen Tests wurden mit Sigmastat 2.0 der Firma Jandel Corporation durchgeführt. Die Textverarbeitung wurde mit Microsoft Word 97 vorgenommen.

8. Laborversuche

8.1 Ergebnisse der Vorversuche

Die Tiere wurden vor und nach den Vorversuchen gemessen und gewogen. Tab. 4 zeigt die jeweiligen Größen und Gewichte der Edelkrebse.

Tab. 4: Geschlecht, Carapax-, und Gesamtlänge sowie Gewicht der einzelnen Krebse vor den Vorversuchen (19.08.97) und Gewicht nach den Vorversuchen (01.10.97). Eine Häutung und ein damit verbundenes Längenwachstum fanden nicht statt.

Krebs- nummer	Geschlecht	Carapaxlänge [mm]	Gesamtlänge [mm]	19.08.97	01.10.97	Gewichts- zunahme [g]
				Gewicht [g]	Gewicht [g]	
1	♂	38	76	16,9	16,6	-0,3
2	♂	44	82	22,3	21,9	-0,4
3	♀	47	92	26,2	25,3	-0,9
4	♀	30	57	6,1	6	-0,1
5	♂	32	62	7,5	7,5	0
6	♀	51	98	25,8	25,9	0,1
7	♀	31	63	7,4	7,4	0
8	♂	31	61	6,5	6,5	0
9	♀	47	87	21,4	21,2	-0,2
10	♀	35	70	10,3	10,4	0,1
11	♀	26	50	3,7	3,7	0
12	♀	27	53	4,9	4,9	0
13	♀	30	60	5,8	6,7	0,9
14	♂	41	78	18,1	18,4	0,3
15	♀	40	80	12,9	12,7	-0,2

In den Vorversuchen konnte festgestellt werden, daß Krebse verrottendes Laub als Nahrung annahmen, während alle Tiere frisches Ahornlaub ablehnten. Deshalb wurde auf die Fütterung mit frischem Laub in den Hauptversuchen verzichtet. Besonders bemerkenswert ist, daß die ersten angebotenen Erlenblätter (drei pro Individuum) direkt aufgesucht und komplett verzehrt wurden, während anderes Laub nicht aufgenommen wurde. Erst nach weiteren Fütterungen wurden auch andere Sorten angefressen und der extrem hohe Erlenlaubverzehr sank.

Nach der ersten *Cladophora*-Gabe verließen alle Krebse sofort ihren Unterschlupf und suchten die Algen direkt zum Verzehr auf. Die Tiere reagierten offensichtlich auf im Wasser befindliche Geschmacksstoffe.

Die Edelkrebse hatten in dem Zeitraum vom 19. August 97 bis zum 01. Oktober 97 bei rein pflanzlicher Nahrung einen durchschnittlichen Gewichtsverlust von 0,05 g pro Tier.

8.2 Ergebnisse der Hauptversuche

Für die Auswertung der jeweiligen verzehrten Futtermengen wurden ausschließlich die Daten der 12 separiert gehaltenen Edelkrebse verwendet, da hier nachvollziehbar war, wieviel einzelne Tiere gefressen hatten. In Tab. 4 sind die Größen und Gewichte der Krebse vor den Hauptversuchen aufgeführt (01.10.97). Die Flußkrebse Nummer 11, 12 und 13 wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt, da sie zusammen in einem Aquarium untergebracht waren und deshalb eine Zuordnung des Verzehrs zu den jeweiligen Tieren nicht möglich war.

8.2.1 Nullproben

Die Auswertung der Nullproben zeigte, daß der mikrobiologische Abbau nicht in die Auswertungen einbezogen werden mußte, da sich der Fehler innerhalb der Meßungenauigkeit bewegte.

8.2.2 Gesamtverzehr

Die Balken in Abb. 10 stellen den durchschnittlichen Gesamtverzehr an Laub und Algen pro Krebs und Tag dar. Darüber ist der Temperaturverlauf während der Fütterungsversuche abgebildet. Keine Werte waren verfügbar, wenn nicht die gesamte Nahrungspalette angeboten werden konnte. Hierfür wurde die Abkürzung n.d. (nicht determiniert) eingetragen. Negativwerte entstanden durch einen nicht vermeidbaren methodischen Fehler: Da bei der Feuchtmassebestimmung die Restfeuchte nicht immer exakt gleich war, konnte es vorkommen, daß z. B. ein Laubblatt vor der Verfütterung weniger Feuchte enthielt als beim Wiegen danach. In diesem Fall kam dann eine negative „Verzehrmenge“ zustande.

Der maximale tägliche Verzehr an Pflanzenmaterial bewegte sich zwischen 0,4 und 0,6 g bei einer Temperatur von ca. 17 °C. Das entsprach einer täglichen Nahrungsaufnahme von 0,03 bis 0,04 g pro Gramm Körpergewicht. Bei ca. 4 °C war der Verzehr mit weniger als 0,05 g pro Tier minimal. Das Fraßverhalten der Flußkrebse war höchstsignifikant abhängig von der Temperatur (lineare Regression, $p < 0,0001$).

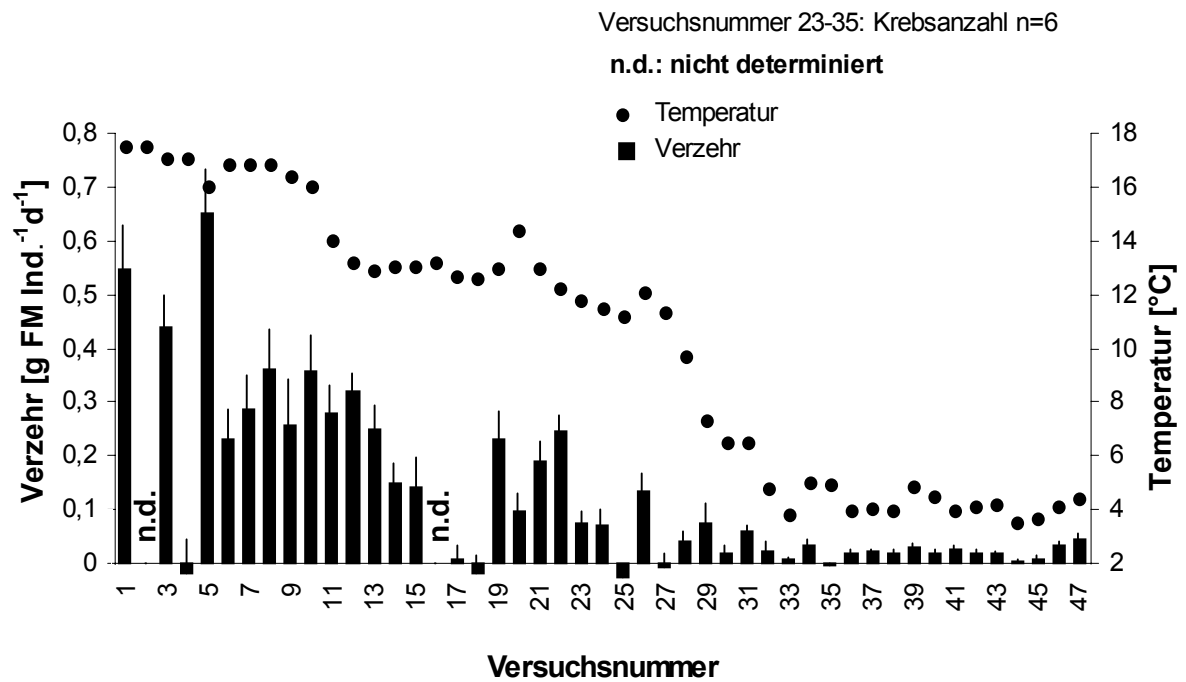


Abb. 10: Durchschnittliche Gesamtverzehrmenge pflanzlicher Nahrung pro Krebs und Tag (n=12, Mittelwerte \pm Standardfehler) mit eingefügtem Temperaturverlauf. Allgemeine Erläuterungen (für alle Diagramme geltend): Für die Versuchsnummern 2 und 16 lagen keine Algenverzehrswerte vor. Negativwerte sind auf methodische Fehler zurückzuführen. Während den Versuchsnummern 23-35 befanden sich wegen Verpaarungen nur 6 Krebse in Einzelhaltung. Lineare Regression: $r^2_{47} = 0,641$, $p < 0,0001$.

8.2.3 Einzelne Futtersorten

Bemerkenswerte Unterschiede gab es in der Präferenz für einzelne pflanzliche Futtersorten. Wie in Abb. 11 dargestellt ist, wurden *Cladophora* sp. und verrottendes Erlenlaub den Laubarten Weide, Pappel und Ahorn vorgezogen. Nicht abgebildet sind Esche und Linde, die nur zeitweilig zur Verfügung standen. Buche und Eiche wurden von den Krebsen nicht als Nahrung angenommen, unabhängig davon, wie lange die Blätter im Wasser gealtert waren.

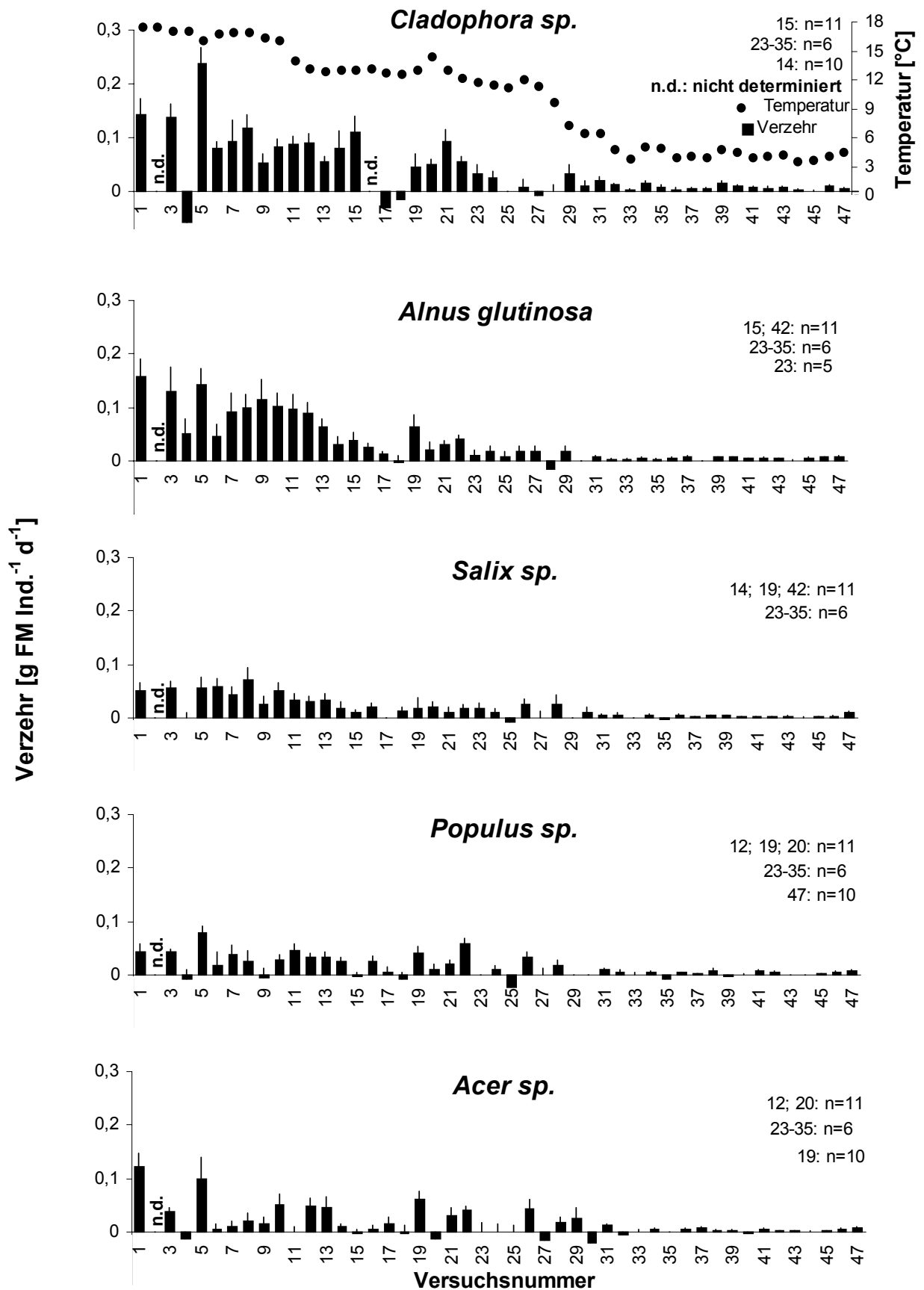


Abb. 11: Durchschnittlicher Verzehr einzelner Futtersorten pro Krebs und Tag (n=12, Mittelwerte \pm Standardfehler). Erläuterungen wie bei Abb. 10. Der Temperaturverlauf während der Versuche ist bei *Cladophora* sp. eingefügt.

Besonders deutlich wurden diese Unterschiede im Vergleich der Futtersorten hinsichtlich des durchschnittlichen Verzehrs pro Krebs, aufsummiert über den Gesamtzeitraum (Abb. 12). So wurde signifikant mehr Erlenlaub gefressen als andere Laubsorten. Zwischen Algen und Weide, Pappel und Ahorn ist der Unterschied sogar höchstsignifikant.

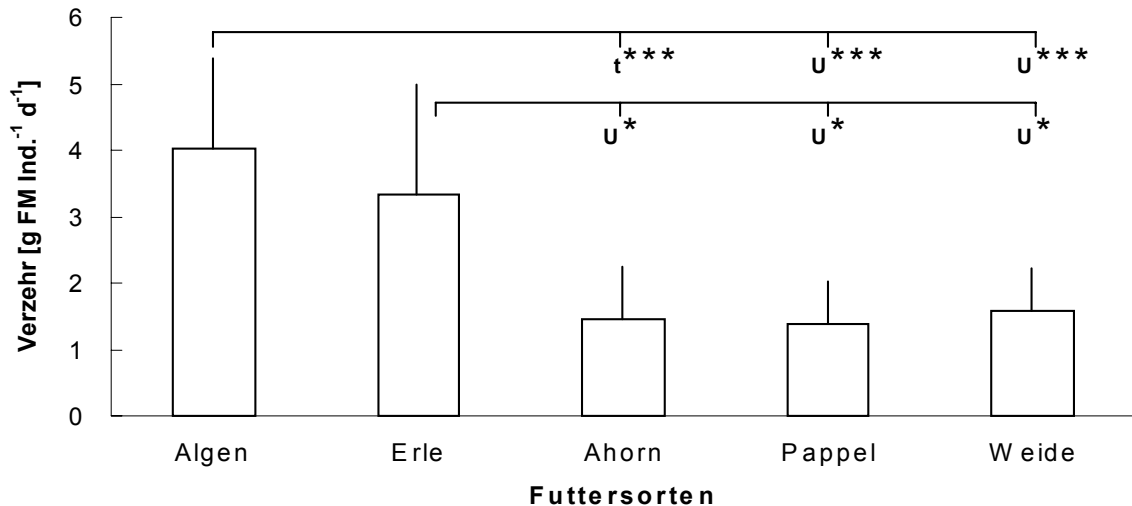


Abb. 12: Durchschnittlicher Verzehr einzelner Futtersorten pro Krebs über den Gesamtzeitraum (n=12, Mittelwerte \pm Standardfehler). Bei den Klammern steht t*** für t-Test $p < 0,0001$ und U* für MANN-WHITNEY-U-Test $p < 0,05$ bzw. U*** für $p < 0,0001$.

8.2.4 Vergleich der Geschlechter

Männchen zeigten im Vergleich zu den Weibchen einen meist geringfügig höheren Gesamtverzehr an pflanzlicher Nahrung (Abb. 13). Diese Unterschiede waren nicht signifikant.

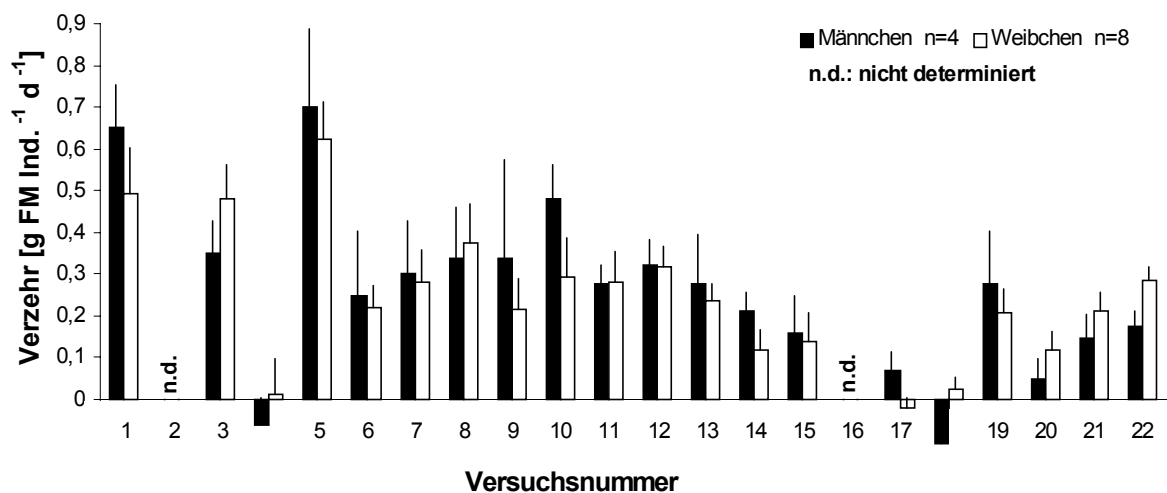


Abb. 13: Vergleich der Männchen und Weibchen hinsichtlich ihres durchschnittlichen Gesamtverzehrs pflanzlicher Nahrung pro Krebs und Tag (Mittelwerte \pm Standardfehler). Erläuterungen wie bei Abb. 10. Keine signifikanten Unterschiede.

8.2.5 Vergleich der Größenklassen

Deutlichere Unterschiede zeigten sich im Vergleich der kleinen Krebse unter 70 mm Gesamtlänge mit den größeren über 70 mm bezüglich des absoluten Gesamtlaubverzehrs (Abb. 14 a). Die größeren Tiere fraßen meist signifikant mehr als die kleinen.

Beim Vergleich dieser beiden Größenklassen hinsichtlich des absoluten Algenkonsums (Abb. 14 b) waren die Unterschiede nur geringfügig und bis auf eine Ausnahme nicht signifikant.

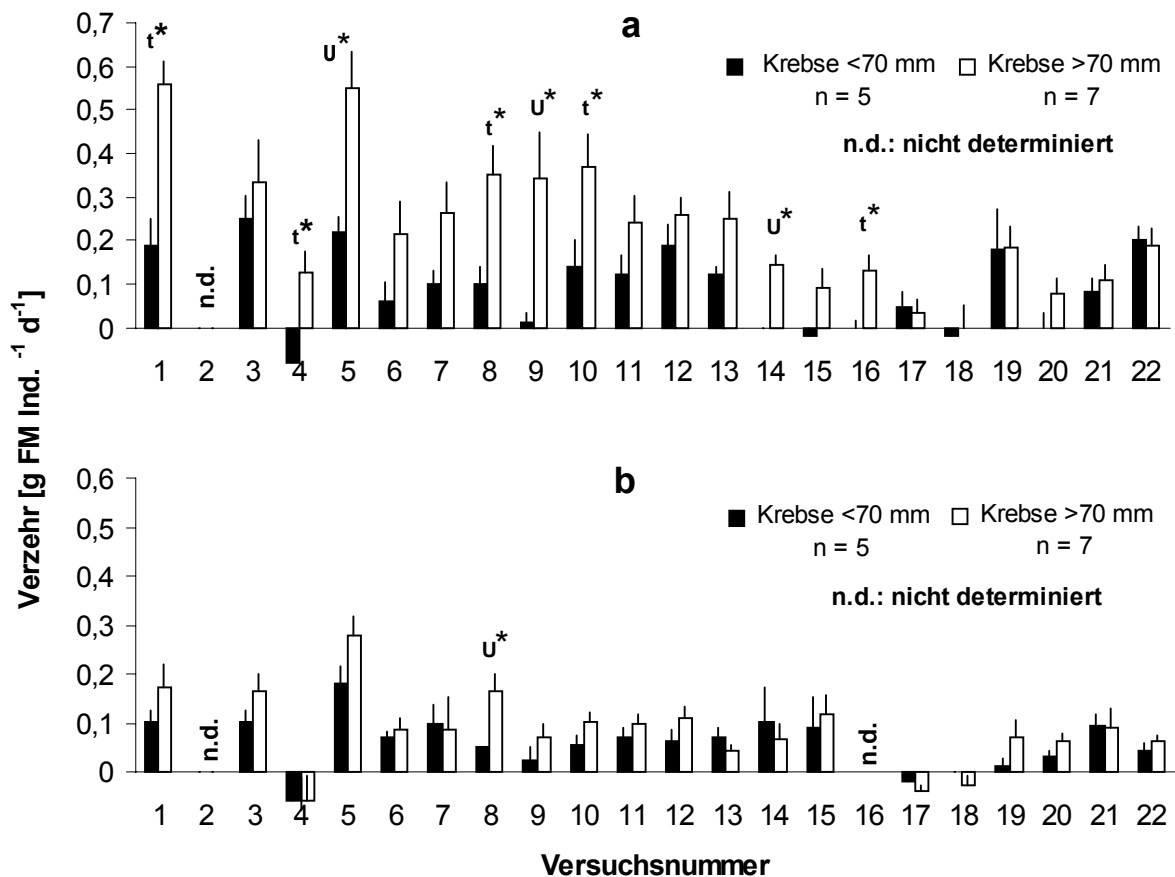


Abb. 14: Vergleich der kleinen Krebse unter 70 mm und größeren über 70 mm hinsichtlich ihres durchschnittlichen Verzehrs an Laub (a) bzw. an Algen (b) (Mittelwerte \pm Standardfehler). Erläuterungen wie bei Abb. 10. Über den Balken steht t* für t-Test $p < 0,05$ und U* für MANN-WHITNEY-U-Test $p < 0,05$.

8.2.6 Gewichtszunahme während der Hauptversuche

In Tab. 5 sind die Größen und Gewichte der Flußkrebse unmittelbar nach den Vorversuchen (01.10.97) und während der Hauptversuche (19.12.97) aufgeführt. In diesen Zeitraum war eine durchschnittliche Gewichtszunahme pro Tier von 0,6 g zu verzeichnen. In den

Vorversuchen mit rein pflanzlicher Kost wurde hingegen ein geringfügiger Gewichtsverlust festgestellt (Kap. 8.1).

Tab. 5: Geschlecht, Carapax- und Gesamtlänge sowie Gewicht der einzelnen Krebse nach den Vorversuchen (01.10.97) und Gewicht während der Hauptversuche (19.12.97). Eine Häutung und ein damit verbundenes Längenwachstum fand nicht statt.

Krebs- nummer	Geschlecht	Carapaxlänge [mm]	Gesamtlänge [mm]	01.10.97	19.12.97	Gewichts- zunahme [g]
				Gewicht [g]	Gewicht [g]	
1	♂	38	76	16,6	17,2	0,6
2	♂	44	82	21,9	22,4	0,5
3	♀	47	92	25,3	26,7	1,4
4	♀	30	57	6,0	6,2	0,2
5	♂	32	62	7,5	7,9	0,4
6	♀	51	98	25,9	28,2	2,3
7	♀	31	63	7,4	7,7	0,3
8	♂	31	61	6,5	6,9	0,4
9	♀	47	87	21,2	22,4	1,2
10	♀	35	70	10,4	10,4	0
11	♀	26	50	3,7	3,9	0,2
12	♀	27	53	4,9	5,0	0,1
13	♀	30	60	6,7	7,1	0,4
14	♂	41	78	18,4	18,4	0
15	♀	40	80	12,7	13,3	0,6

8.2.7 Beobachtungen während der Verpaarungen

In Abb. 15 ist der Temperaturverlauf während der Verpaarungsversuche der größten Edelkrebse dargestellt. Die Pfeile und Striche markieren Beobachtungen und Eingriffe, die während dieser zwei Monate andauernden Versuchsphase stattfanden.

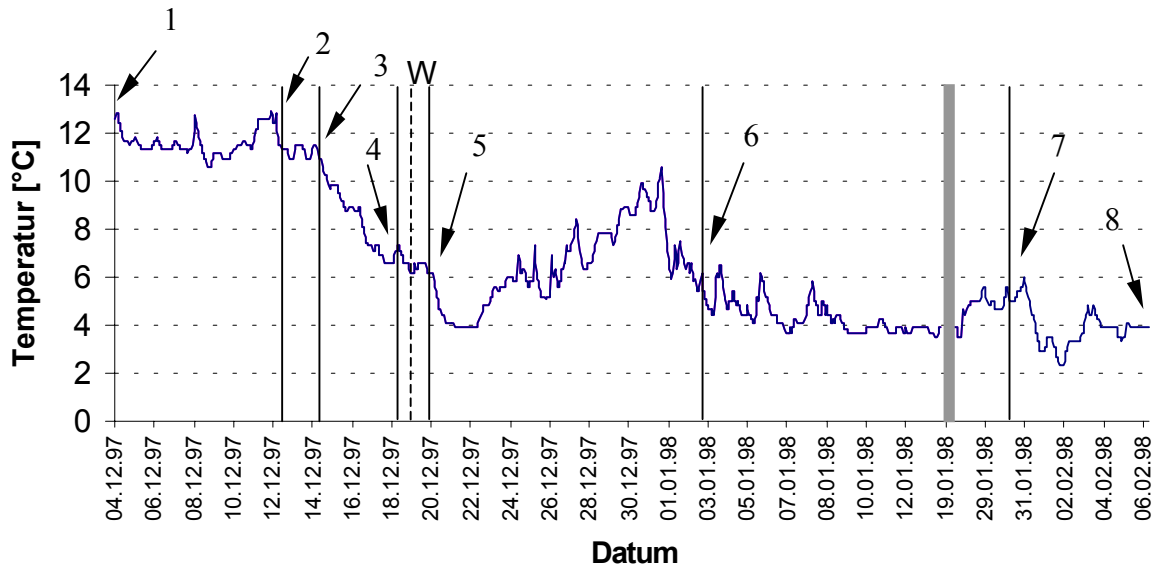


Abb. 15: Temperaturverlauf während der Verpaarungsversuche. Im Bereich des grauen Balkens lagen keine Temperaturdaten von den Dataloggern vor.

Anmerkungen zu den nummerierten Pfeilen:

- Pfeil 1: ♂ 2 zu ♀ 6 (→ Paarungsgriff nach 5 – 10 min.),
♂ 1 zu ♀ 9,
♂ 14 zu ♀ 3 gesetzt.
- Pfeil 2: ♀ 3 mit Spermatophoren.
- Pfeil 3: ♀ 3: es kamen weitere Spermatophoren hinzu.
♀ 9 mit Spermatophoren.
♂ 14 zu ♀ 15 umgesetzt.
- Pfeil 4: ♂ 2 zu ♀ 9,
♂ 1 zu ♀ 15,
♂ 14 zu ♀ 6 umgesetzt.
- Pfeil 5: ♂ 2 zu ♀ 6,
♂ 1 zu ♀ 3,
♂ 14 zu ♀ 9 umgesetzt.
- Pfeil 6: ♂ 14/♀ 9 Paarungsgriff beobachtet.
- Pfeil 7: alle Tiere wieder getrennt, da keine weiteren Paarungsaktivitäten mehr feststellbar waren.
- Pfeil 8: alle Spermatophoren waren verschwunden, ohne daß eine Eiabgabe erfolgte.
- mit "W" gekennzeichnete gestrichelte Linie: hier wurden alle Krebse gemessen und gewogen (siehe Tab. 5).

Bemerkenswert war die Gewichtszunahme der weiblichen Krebse Nummer 3, 6 und 9 (durchschnittlich 1,6 g, Tab. 5). Diese drei Weibchen hatten Spermatophoren von den Männchen erhalten. Das Tier Nummer 15 hatte kein Samenpaket empfangen. Es zeigte keine derartige Gewichtszunahme. Alle anderen Krebse nahmen durchschnittlich 0,3 g an Gewicht

zu. Vergleicht man die durchschnittliche Gesamtverzehrmenge der einzeln gehaltenen Krebse mit der Nahrungsaufnahme der Tiere, die während der Paarungsversuche zusammen gehalten wurden, so ist festzustellen, daß letztere bis auf wenige Ausnahmen einen signifikant höheren Verzehr in dieser Phase aufwiesen (Abb. 16).

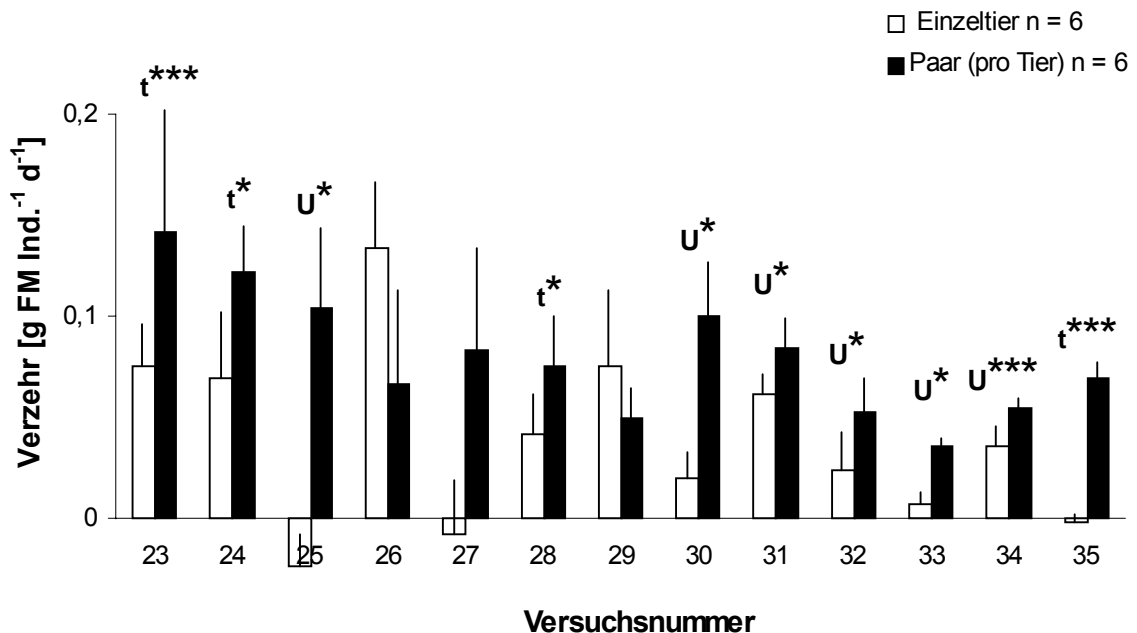


Abb. 16: Vergleich der einzeln und als Paare gehaltenen Krebse hinsichtlich des durchschnittlichen Gesamtverzehrs an pflanzlicher Nahrung pro Krebs und Tag (Mittelwerte \pm Standardfehler). Erläuterungen wie bei Abb. 10. Über den Balken steht t* für t-Test $p < 0,05$ bzw. t*** für $p < 0,0001$ und U* für MANN-WHITNEY-U-Test $p < 0,05$ bzw. U*** für $p < 0,0001$.

8.3 Diskussion

Ein temperaturabhängiger Verzehr war bei den Untersuchungen zu erwarten, da die Temperatur die Geschwindigkeit der Vitalprozesse, der Bewegungsaktivität, der Nahrungsaufnahme und des Wachstums poikilothermer Tiere reguliert (WINBERG 1956). Auch NYSTRÖM & STRAND (1996) beschreiben einen signifikanten Anstieg der Konsumtion mit steigender Temperatur. Beim Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* findet ebenfalls eine temperaturabhängige Nahrungsaufnahme statt (MASON 1978). SÖDERBÄCK et al. (1987) weisen in ihren Untersuchungen auf einen annähernd linearen Anstieg der Nahrungsaufnahme bei einer Erwärmung von 5 auf 16 °C hin. Eine starke Zunahme des metabolischen Umsatzes geben KRISTIANSEN & HESSEN (1992) für einen Temperaturanstieg von 15 auf 20 °C an. Dies bestätigt deren Beobachtung, daß Krebse normalerweise nicht unter 15 °C häuteten.

Ein hohes C/N-Verhältnis wie beim Laub der Buche und Eiche hemmt die Mikrobenbesiedlung und ist damit der Verrottung hinderlich. Derartiges Material wird im allgemeinen weniger von Tieren aufgenommen (IVERSEN 1973, SEDELL et al. 1975, SUBERKROPP et al. 1975, CHAUVET 1987). Frische Ahornblätter werden ebenfalls nicht gefressen. Grund dafür dürfte auch hier der fehlende Bakterien- und Pilzbewuchs gewesen sein. Durch diesen werden die Blätter für die Krebse möglicherweise u. a. durch einen erhöhten Proteingehalt erst attraktiv.

LUND (1944) beschreibt in seinen Untersuchungen, daß der Anteil grüner Pflanzenreste an der Krebsnahrung nur 5 % beträgt. Ansonsten sind die Reste bräunlich und scheinen von toten Pflanzen des Vorjahres zu stammen. Auch HESSEN & SKURDAL (1986) bestätigen, daß oft braune und verrottete Pflanzenteile aufgenommen werden, wobei die Edelkrebse besonders im Frühjahr im Abbau befindliches Pflanzenmaterial fressen, das von den Vorjahren übrig blieb, langsam in Detritus übergeht und somit mit organischem Material und Bakterien angereichert ist. Der Nährwert von Detritus ist möglicherweise recht hoch, da er größere Mengen an Proteinen (Bakterien, verrottende Pflanzen, tierisches Material) und Mineralien enthält. *Procambarus clarkii* assimiliert 15 Tage alte *Elodea*-Bruchstücke wesentlich besser als frische (WIERNICKI 1984). Auch HESSEN und SKURDAL (1986) ermitteln eine starke Präferenz für gealterte Pflanzenreste und Detritus.

Unter den verrottenden Laubarten wird die Erle bevorzugt (Abb. 11 und 12). Wie bereits in Kap. 3.2 aufgeführt, dient sie den Krebsen möglicherweise als "Naturapotheke" gegen die Brandfleckenkrankheit. HOFMANN (1980) beschreibt, daß durch Erlenlaubfütterung die Krankheit bekämpft werden könne. Auch der Krebszüchter, der die Tiere zur Verfügung stellte, beschreibt die Heilung von Krebsen, die von der Brandfleckenkrankheit befallen waren. Er betont, daß die Flußkrebse sich nicht in Zuchtteichen halten lassen, wenn keine Erle im Ufergehölz vorhanden ist. Erst Erlenlaubzufütterung ermöglicht einen dauerhaften Krebsbesatz (SEYFARTH pers. Mitt.). An der Brandfleckenkrankheit erkrankte Tiere zeigen nach der nächsten Häutung bei ausreichender Versorgung mit Erlenlaub keinerlei Krankheitsanzeichen mehr. Beobachtungen während der vorliegenden Fütterungsversuche bestätigen dies.

Ebenso wie verrottendes Erlenlaub wird die Fadenalge *Cladophora* sp. bevorzugt verzehrt. Krebse, die mit Fadenalgen ernährt werden, wachsen schneller als mit Detritusernährung (JONES & MOMOT 1983). Die Zellwand der marinen Art *C. rupestris* besteht aus einer vielschichtigen Struktur, in welcher bestimmte Bestandteile einen hohen Proteingehalt

aufweisen (HANIC & CRAIGIE 1969). Ein ähnlicher Aufbau existiert bei *Cladophora glomerata* (WHITTON 1970). Dieser Proteingehalt könnte der Grund für ein schnelleres Wachstum der Krebse und einen bevorzugten Verzehr sein. Außerdem ist anzunehmen, daß *Cladophora* verschiedene andere wichtige Nährstoffe wie Mineralien, Spurenelemente und Vitamine enthält. Bei WHITTON (1970) werden Angaben über den mittleren prozentualen Gehalt einiger Inhaltsstoffe in der Trockenmasse von *Cladophora glomerata* gemacht: Na 0,93 %, K 3,0 %, Mg 0,43 %, Ca 0,77 %, P 0,70 %.

Nicht signifikante geschlechtsspezifische Unterschiede in der Nahrungswahl beim Edelkrebs werden auch in anderen Studien belegt (WESTMAN et al. 1986, HESSEN & SKURDAL 1986 und 1987, SKURDAL et al. 1988).

Nach LUND (1944) werden Algen häufiger von älteren Tieren gefressen. In den vorliegenden Untersuchungen dagegen verzehrten die kleineren Krebse im Vergleich zu den größeren Tieren annähernd genauso viel *Cladophora* sp.. Da Tiere unter 70 mm aber im Gesamtablaubverzehr hinsichtlich absoluter Verzehrsmengen deutlich weniger konsumierten, war der prozentuale Fadenalgenanteil ihrer Nahrung höher. Dieses Ergebnis unterstreicht die Annahme, daß der relativ hohe Gehalt an Proteinen und Mineralstoffen für eine bevorzugte Aufnahme dieser Nahrungsressource verantwortlich sein könnte, da besonders die kleineren Krebse mit häufigeren Häutungsintervallen einen erhöhten Bedarf an den aufgeführten Inhaltsstoffen haben. Außerdem enthalten die Algenbüschel eine hohe Dichte an bestimmten Makroinvertebratentaxa, die den Nährwert dieser Nahrungsressource zusätzlich erhöht.

Es ist anzunehmen, daß die Gewichtszunahme der Weibchen mit Spermatothoren und deren erhöhte Nahrungsaufnahme durch die Ovarienreifung hervorgeht. Da kein getrennter Verzehr bei der Hälterung von Paaren ermittelt wird, ist nicht auszuschließen, daß beim Gesamtverzehr zusätzlich die höhere Aktivität und der damit erhöhte Energiebedarf vor allem der Männchen eine Rolle spielt.

Weiterhin war zu beobachten, daß weibliche Krebse, die bereits Samenpakete von einem Männchen erhalten haben, von einem anderen nochmals begattet werden können. Ein männlicher Edelkrebs kann sich ebenfalls mit mehreren Weibchen paaren. Dies wird auch von HOFMANN (1980) und SEYFARTH (pers. Mitt.) beschrieben. Nach WESTIN & GYDEMO (1986) beginnt in natürlichen Habitaten die Reproduktion, wenn die Tageslänge kürzer wird und die Temperatur sinkt. Experimente von WESTIN & GYDEMO (1986) ergaben, daß der Trigger-Mechanismus für die Reproduktion die Temperaturabnahme ist. Das Lichtregime spielt eine untergeordnete Rolle. So finden bei der Verdopplung des jährlichen Temperaturzyklusses

innerhalb eines Kalenderjahres zwei Reproduktionsperioden pro Jahr statt. Ein Absenken der Temperatur unter 12 °C löst die Paarung aus (WESTIN & GYDEMO 1986). In den vorliegenden Untersuchungen zeigen die Beobachtungen ebenfalls, daß das Lichtregime für das Auslösen der Paarung keine Bedeutung hat. Nachdem die Temperatur auf etwa 12 °C gesenkt und die männlichen Flußkrebse zu den weiblichen gesetzt wurden, fand unverzüglich die erste Paarung statt (Abb. 15, Pfeil 1) obwohl die Beleuchtungsdauer während der Untersuchungen nicht verändert wurde.

Ungeklärt ist, warum keine Eiabgabe der begatteten Weibchen stattfand. Möglicherweise waren hierfür die häufigen experimentell bedingten Eingriffe mit einem erhöhten Streß für die Tiere verantwortlich.

9. Enclosureversuche

9.1 Ergebnisse

9.1.1 Methode

Die Fracht der Ilm an Laubmaterial, Ästen und anderen Driftmaterialien war häufig so hoch, daß sich die der Strömung zugewandte Enclosureseite innerhalb eines Tages, z. T. innerhalb weniger Stunden zusetzte. Die Folge war eine stark verminderte Strömung innerhalb der Käfige und eine damit verbundene verstärkte Ablagerung von Feinsedimenten, welche die exponierten Algen (siehe Kap. 7.2) bedeckten. Das Fehlen der Mindestströmung von $0,3\text{-}0,4\text{ m s}^{-1}$ (siehe Kap. 6) und die aufgrund der Feinsedimentablagerungen verminderte Lichteinstrahlung führten dazu, daß die Menge der Fadenalgen in allen Käfigen einschließlich der Kontrolle recht schnell abnahm. Auf Krebsfraß zurückzuführende Entwicklungsunterschiede waren hiermit nicht feststellbar.

9.1.2 Temperaturen

In Abb. 17 sind die Temperaturverläufe derjenigen Zeiträume abgebildet, in welchen mittels der Datalogger (siehe Kap. 7.2) die Temperatur erfaßt werden konnte. Aus den stündlich aufgezeichneten Daten wurden Tagesmittelwerte errechnet.

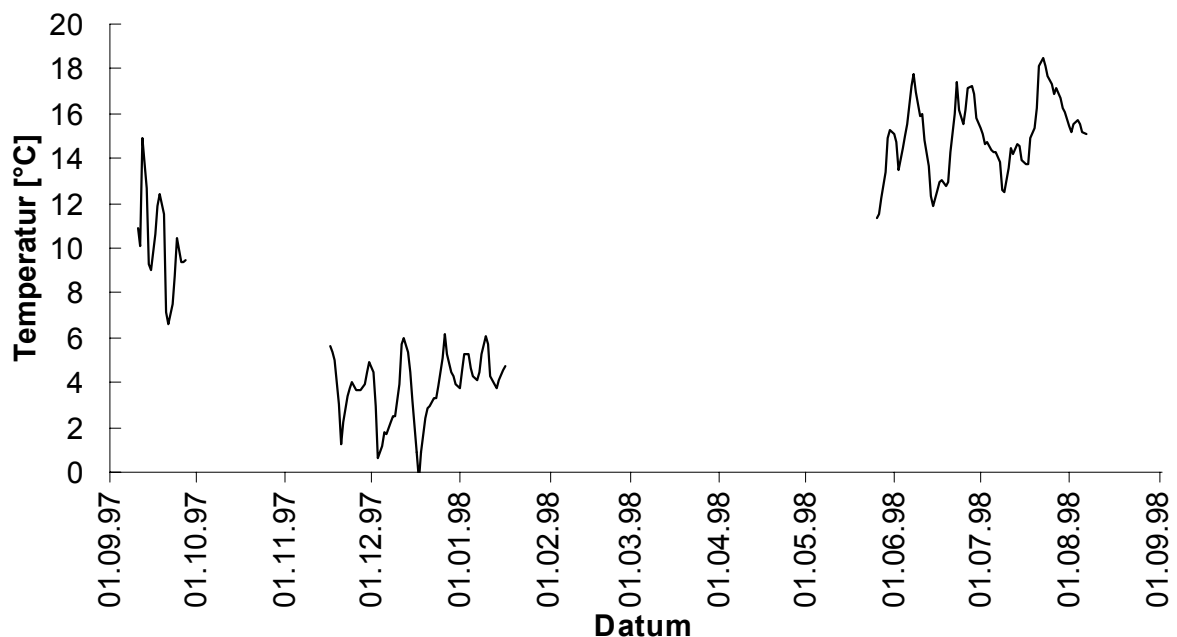


Abb. 17: Temperaturkurve des Wassers der Ilm im Jahresverlauf; Tagesmittelwerte. Keine Daten waren vorhanden, wenn der Speicherplatz der Datalogger belegt war und kein Neustart erfolgte.

Die Ilm zeigte deutliche Temperaturschwankungen innerhalb des Winters und des Sommers. Dabei erreichten die tiefsten Temperaturen im Winter kurzzeitig 0 °C. Im Sommer näherte sich die Temperaturkurve mit ihren Amplitudenspitzen dem 20 °C-Bereich an. Die Ilm kann somit als sommerwarmes Fließgewässer bezeichnet werden. Bei Betrachtung des Temperaturverlaufes des Wassers im Vergleich zur Lufttemperatur, welche im schattigen Uferbereich erfaßt wurde, ist festzustellen, daß die Wassertemperatur den Schwankungen der Lufttemperatur in gedämpftem Ausmaße zeitverzögert nachlief (Abb. 18).

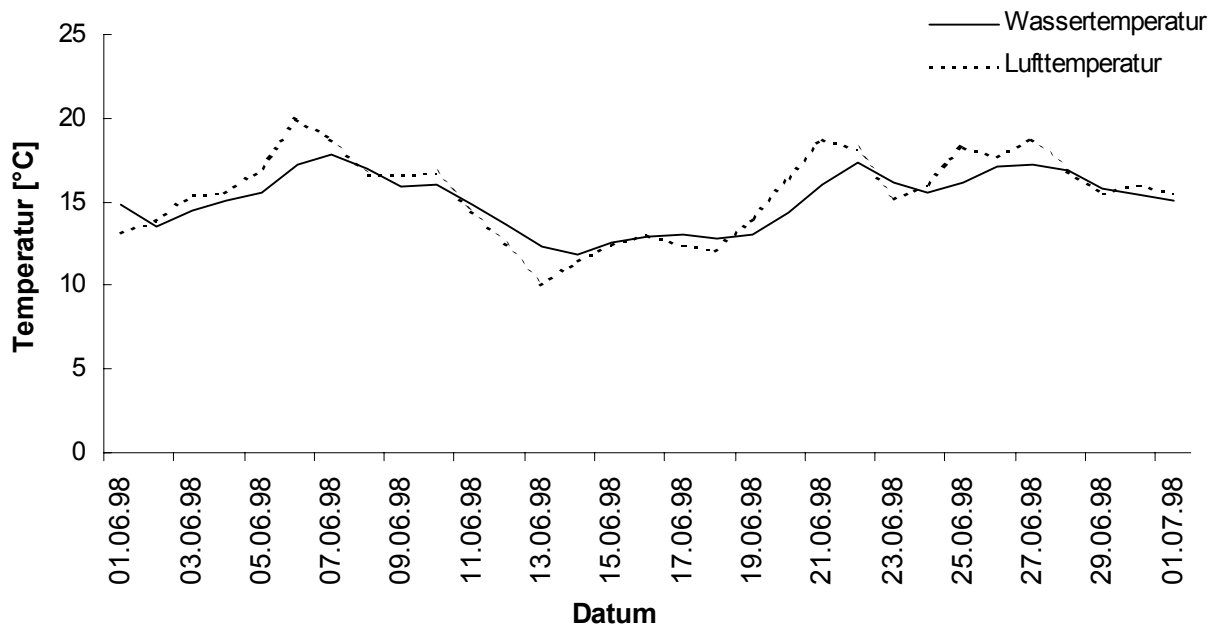


Abb. 18: Verlauf der Luft- und Wassertemperatur der Ilm im Juni 1998; Tagesmittelwerte.

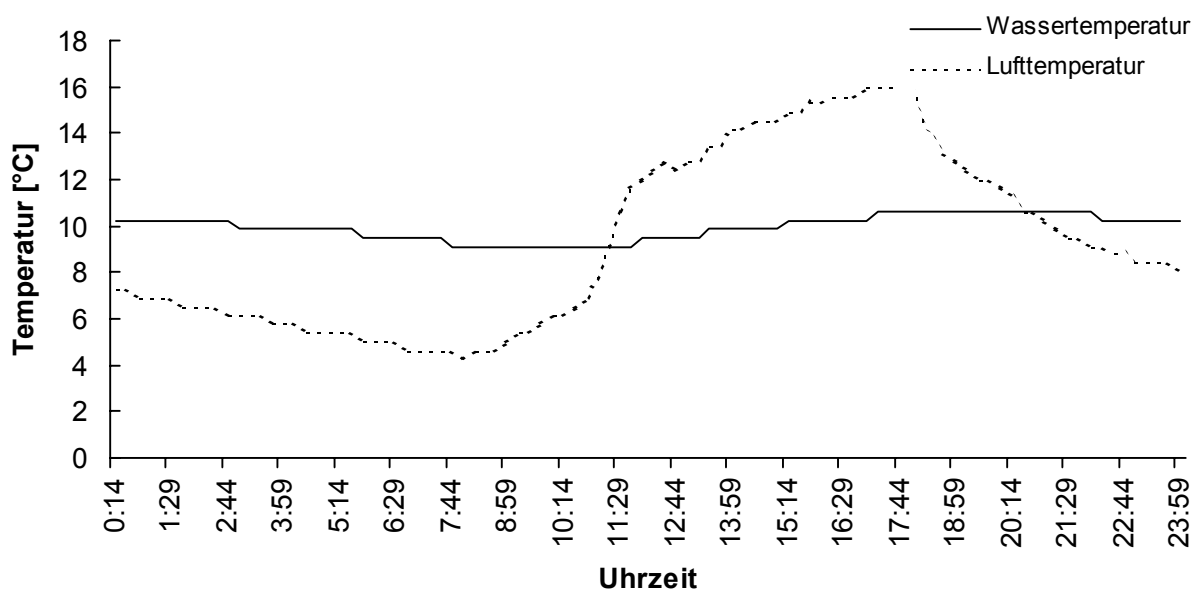


Abb. 19: Luft- und Wassertemperatur der Ilm im Tagesverlauf des 25. Septembers 1997; viertelstündliche Messungen.

Gleiches gilt auch für den Temperaturverlauf innerhalb eines Tages (Abb. 19). Allerdings waren die Temperaturschwankungen des Wassers hier im Gegensatz zur Luft deutlich schwächer. Bei fast allen Tagesverläufen, die anhand der viertelstündlichen Messungen im September ausgewertet wurden, zeigte sich ein ähnliches Bild.

9.1.3 Sedimentverteilung

Bei der Enclosure-Begutachtung im Herbst 1997 (15.11.97) waren die Krebse bei einer Wassertemperatur um 15 °C inaktiv und träge. In allen Käfigen befand sich eine geschlossene Decke aus Feinsediment mit darauf siedelnden Diatomeen. In den beiden krebsbesetzten Käfigen war diese Bedeckung im Eingangsbereich der Höhlen nicht vorhanden (vgl. Abb. 20).



Abb. 20: Sedimentverteilung im Enclosure A mit Edelkrebsbesatz, Unterwasseraufnahme (Photo: Wolfgang Schmalz).

Nach dem Winter 1997/98 fand am 20. Mai 1998 die erste Begutachtung der Käfige in der Ilm zu einem Zeitpunkt statt, an dem die hohe Wasserführung bereits nachgelassen hatte. Von den Winterhochwassern angeschwemmte Äste, Holzlatten und diverse Gegenstände lagen auf und zwischen den Käfigen. Die durchströmten Käfigseiten waren vollständig zugesetzt. In Enclosure C hatte eine ca. 15 cm dicke Feinsediment- und Kiesschicht die Krebshöhle zugeschüttet. In zwei Ecken hatten sich jedoch kleinere Holzstücke angesammelt, unter denen

der Krebs Unterschlupf gesucht hatte. Das Tier hatte die Zementröhre rechtzeitig verlassen, bevor die Sedimentfracht diese zugeschüttet hatte. In Enclosure A war eine geringere Sandmenge abgelagert worden. Der Krebs befand sich in seiner Höhle, die er wahrscheinlich freigehalten hatte. Im Eingangsbereich befand sich im Gegensatz zur Umgebung, welche mit feinem Sediment bedeckt war, gröberes Kiesmaterial (Abb. 20).

Nach dem Winter 1998/99 konnten erste Arbeiten am 11. Mai 1999 stattfinden. Auf und zwischen den Käfigen befanden sich wiederum Holzablagerungen. Der Zustand von Käfig A entsprach dem des Käfigs C im Vorjahr. Auch hier hatte sich der Krebs nicht in der Höhle verschütten lassen, sondern versteckte sich unter einer Ansammlung kleinerer Holzstücke.

Drei Tage nach der Enclosurebegutachtung und -reinigung konnten bereits wieder Feinsedimentablagerungen in den Käfigen festgestellt werden. Es gab deutliche Unterschiede zwischen der Kontrolle und den krebsbesetzten Käfigen. In Abb. 21 ist im Kontrollkäfig eine einheitlich graubraune Feinsedimentbedeckung zu sehen. Die dunklen Flecken sind exponierte Steine mit *Cladophora*-Bewuchs. Der Enclosure A mit Edelkrebsbesatz zeigt hingegen einige weißliche Bereiche (Abb. 22). An diesen Stellen hat der Krebs mit seiner Aktivität das dunkle Feinsediment von der darunterliegenden hellen Kiesschicht entfernt.

9.1.4 Ilmhavarie

Am 05. und 06. Juni 1998 ereignete sich durch die Einleitung von Pflanzenschutzmitteln (u. a. Endosulfan) bei Dienststedt (ca. 25 Flußkilometer oberhalb der Untersuchungsstelle, Abb. 5 in Kap. 5) eine Ilmhavarie, die ein großes Fischsterben bis Tannroda auslöste (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT 1998). Auch das Makrozoobenthos war in diesem Bereich durch die Gifteinwirkung weitgehend vernichtet worden. In der Woche nach der Einleitung häuteten beide Krebse. Es konnte nicht geklärt werden, ob dies eine Streßreaktion auf die toxischen Substanzen war, da eine Häutung von Krebsen dieser Größe in dieser Jahreszeit nicht außergewöhnlich ist. Bemerkenswert war, daß beide Tiere exakt zum gleichen Zeitpunkt häuteten. Weitere Auswirkungen der Pestizidemission auf die Krebse konnten nicht festgestellt werden.



Abb. 21: Kontrollkäfig ohne Krebsbesatz, die geschlossene Feinsedimentschicht ist als graubrauner Belag sichtbar, dunkle Stellen sind *Cladophora*-bewachsene Steine (Photo: Wolfgang Schmalz).

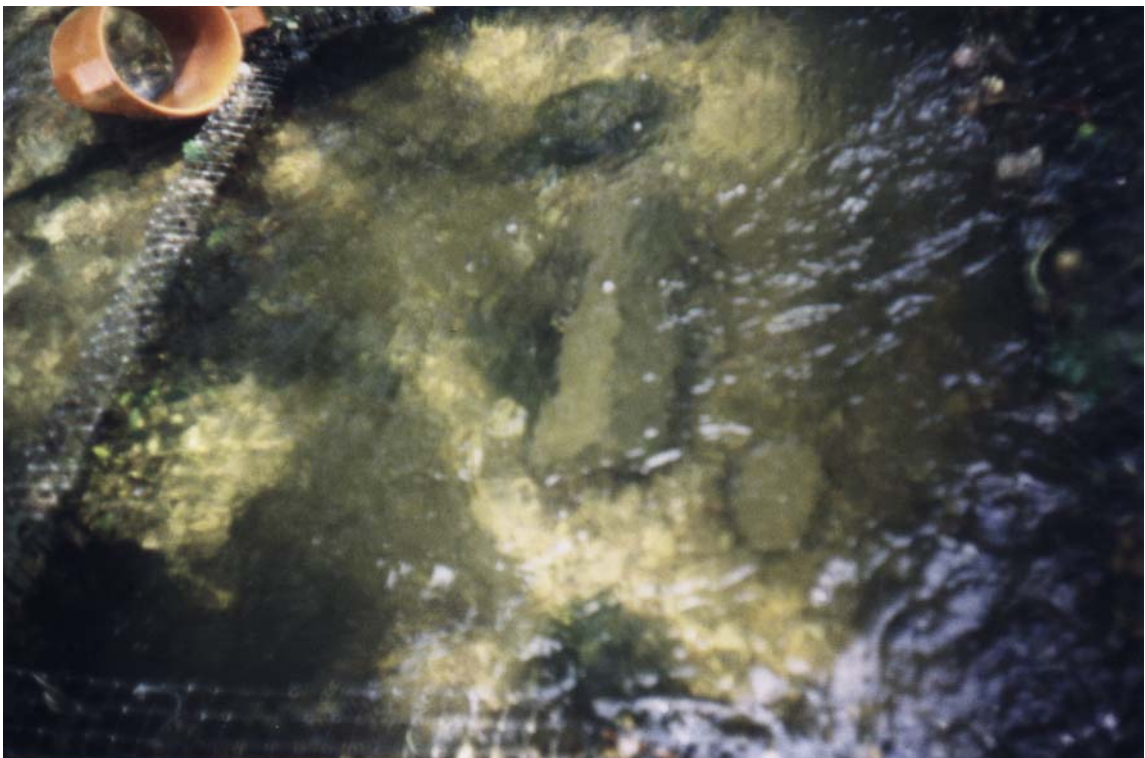


Abb. 22: Enclosure A mit Edelkrebsbesatz, an den hellen Bereichen fehlt die Feinsedimentbedeckung durch Tätigkeit des Krebses (Photo: Wolfgang Schmalz).

9.2 Diskussion

Da sich die Käfiggitter innerhalb kürzester Zeit mit angedriftetem Material zusetzten, wären tägliche Reinigungen nötig gewesen, um eine möglichst optimale Durchströmung des Käfigs zu gewährleisten. Nur so wäre eine gute Entwicklung der Algen und die Abschätzung des Einflusses von Flußkrebbsfraß auf die Fadenalgen ermöglicht worden. Dieser Aufwand konnte im Rahmen der Diplomarbeit nicht erbracht werden.

Die relativ hohen Temperaturen der Ilm im Sommer würden die Entwicklung einer Krebspopulation positiv beeinflussen und einen hohen Umsatz von Biomasse ermöglichen (vgl. Kap. 8.3). Ein weiterer positiver Effekt auf die nachtaktiven Edelkrebse geht von den verzögerten Temperaturschwankungen des Wassers gegenüber der Lufttemperatur aus. Wenn die Krebse bei beginnender Dunkelheit aktiv werden, ist die Wassertemperatur noch am höchsten (Abb. 19) und fördert eine gesteigerte Nahrungsaufnahme und Aktivität. Erst im Laufe der frühen Morgenstunden sinkt die Wassertemperatur ab, während die Lufttemperatur bereits ihren niedrigsten Wert annähernd erreicht hat.

Verstärkte Ablagerungen von feinem Material, hervorgerufen durch die herabgesetzte Strömung in den Käfigen (siehe Kap. 9.1.1), ermöglichten die Beobachtung, daß die Krebse Feinsedimentablagerungen beeinflussen können (siehe Kap. 9.1.3). Eine dichte Krebspopulation wäre möglicherweise in der Lage, ein Verblocken des Interstitials zu verhindern. Dies ist ein wichtiger Hinweis auf die potentielle Bedeutung von *Astacus astacus* im Fließgewässersystem. Dort bildet das Lückensystem unterhalb der Gewässersohle einen wichtigen Besiedlungs- und Refugialraum für zahlreiche Makroinvertebraten und Mikroorganismen, den Trägern von Selbstreinigungsprozessen in intakten Fließgewässern. Ablagerungen von Feinsedimenten setzen dieses Lückensystem zu und wirken dadurch besiedlungsfeindlich. Durch ihre stochernde und tastende Nahrungssuche sind die Krebse jedoch in der Lage, durch Aufwühlen des Substrates den Abtransport von störenden Feinsedimenten zu fördern (vgl. BOHL 1989) und somit sekundär zur Aufrechterhaltung der Selbstreinigungsfunktion des Gewässers beizutragen.

Es war außerdem festzustellen, daß die Edelkrebse sich in ihren Höhlen nicht von transportiertem Sediment zuschütten lassen. Sie halten die Höhlenöffnungen frei oder verlassen, falls nötig, den Unterschlupf, bevor er vollständig verschüttet wird. Krebse besitzen eine Vielfalt an Mechanorezeptoren, die sensibel auf Vibrationen des Wassers und auf hydrodynamische Druckänderungen reagieren (BUSH & LAVERACK 1982). Es ist nicht

auszuschließen, daß die Tiere in der Lage sind, bereits sehr früh auf Hochwasser und auf dadurch drohende Gefahren zu reagieren.

Die Krebse zeigten hinsichtlich der Ilmhavarie keine Schädigung. Die Konzentration der "Giftwelle" war offensichtlich bis Buchfart abgeschwächt worden. Im Untersuchungsgebiet waren jedoch einige verendete Jungfische auszumachen, die wegen der herrschenden sehr geringen Wasserführung nicht durch Drift aus den stromaufwärts gelegenen vom Gift betroffenen Gebieten dort hingelangen konnten. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Krebse auf diese Substanzen nicht sehr sensibel reagierten.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß die Ilm für Edelkrebse einen geeigneten Lebensraum darstellt. Die Wasserqualität (vgl. Kap. 4.5 und Kap. 5) war für die Krebse offensichtlich ausreichend, da sie auch über den Untersuchungszeitraum hinausgehend keine negativen Verhaltensänderungen zeigten. Des weiteren weist die Ilm zumindest abschnittsweise eine ausreichende Strukturdiversität mit genügend Versteckmöglichkeiten für Edelkrebse auf (vgl. Kap. 4.5).

10. Abschlußdiskussion

10.1 Die Ernährung der Edelkrebse

Die vorliegenden Untersuchungen bestätigen die typisch omnivore Ernährungsweise des Edelkrebse *Astacus astacus* (vgl. Kap. 1 und 4.8). Bei rein pflanzlicher Nahrung war im Verlauf der Labor-Vorversuche (Kap. 8.1) eine Gewichtsabnahme der Tiere festzustellen. Erst bei der zusätzlichen Fütterung mit tierischer Nahrung während der Labor-Hauptversuche fand eine Gewichtszunahme statt (siehe Kap. 8.2.6). ANWAND & VALENTIN (1996) stellten derartige Tendenzen auch bei Untersuchungen am Amerikanischen Flußkrebse *Orconectes limosus* fest. KINNE (1959) und COVICH (1977) beschreiben, daß Crustaceen mit omnivorer Nahrungswahl schneller wachsen als Individuen, welche ausschließlich mit rein pflanzlicher oder rein tierischer Kost ernährt werden. Nach SÖDERBÄCK et al. (1987) und ODELSTRÖM (1988) ist allerdings die größte Nährstoffassimilation bei Aufnahme rein tierischer Nahrung zu verzeichnen und so die höchste Zuwachsrates möglich. Schnelles Wachstum der Jungkrebse könnte den starken Prädationsdruck verringern, dem Jungtiere ausgesetzt sind (siehe Kap. 4.7). Diese Annahme kann die Ergebnisse einiger Untersuchungen erklären, die ergaben, daß Jungtiere vorwiegend tierische Nahrung aufnehmen, jedoch mit zunehmendem Alter ihre Nahrungsaufnahme zugunsten der Pflanzenkost verschieben (LUND 1944, ABRAHAMSSON 1966, HESSEN & SKURDAL 1986, WESTMAN et al. 1986, SÖDERBÄCK et al. 1987). Zudem benötigen nach PETUTSCHNIG (pers. Mitt.) Flußkrebse tierische Nahrung, um ihren Sterinbedarf in Form von Cholesterin zu decken, welches eine wichtige Rolle bei der Häutung spielt. Jungtiere mit hoher Häutungsaktivität benötigen mehr Sterin und somit mehr tierische Nahrung als ältere Tiere. D'ABRAMO et al. (1985) konnten allerdings nachweisen, daß Krebse ebenso Phytosterin nutzen, um ihren Sterinbedarf zu decken. Es ist jedoch anzunehmen, daß tierische Nahrung einen höheren Steringehalt aufweist als pflanzliche. LUND (1944) schreibt, daß der Krebs zu den wenigen "höheren" Tieren gehört, in denen Cellulase ohne Vorhandensein einzelliger Symbionten nachgewiesen wurde. In diesem Zusammenhang sind die Angaben von RIVAS et al. (1978) und GARCES & AVAULT (1985) zu sehen, nach denen Flußkrebse mit reiner Pflanzenkost überleben können. MOMOT (1995) bezeichnet Flußkrebse als überwiegend Karnivore, die auf der Suche nach tierischer Nahrung Pflanzenteile und Detritus mit aufnehmen. In den vorliegenden Untersuchungen hatten die Tiere jedoch uneingeschränkt die Möglichkeit, sich karnivor zu ernähren. Trotzdem wurden *Cladophora* sp. und verrottendes Laub gezielt aufgenommen. Gegen eine rein zufällige Konsumtion spricht zudem, daß die Edelkrebse innerhalb der pflanzlichen Futtersorten bestimmte Vorlieben zeigten. So wurden selektiv die Fadenalge und das Laub der Erle bevorzugt

(siehe Kap. 8.2.3). Wie in Kap. 8.3. aufgeführt, dient die Erle vermutlich als "Naturapotheke" gegen die Brandfleckenkrankheit, woraus die Bevorzugung durch die Krebse resultieren kann. BOHL (1989) beschreibt ebenfalls ein selektives Freßverhalten bezüglich verschiedener verrottender Laubsorten. In den Vorversuchen konnte zudem beobachtet werden, wie die Krebse die erstmals gereichten Algen gezielt aufsuchten; wahrscheinlich spielten hier chemische Reize eine Rolle. Gründe für einen hohen *Cladophora*-Verzehr wurden in Kap. 8.3 diskutiert.

10.2 Die Rolle der Decapoden in Gewässerökosystemen

Zahlreiche Feldstudien ergaben, daß Decapoden einen negativen Einfluß auf die Makrophytenbiomasse (ABRAHAMSSON 1966, FLINT & GOLDMAN 1975, FEMINELLA & RESH 1989) und deren Artenreichtum haben können (LODGE & LORMAN 1987, HAASE et al. 1989, LODGE et al. 1994). Verschiedene Krebsarten schädigen die Pflanzen über den direkten Verzehr hinausgehend auch durch das Abzwicken in Bodennähe (LORMAN & MAGNUSON 1978, LODGE & LORMAN 1987, CHAMBERS et al. 1990, LODGE et al. 1994). Somit können Krebse eine wichtige Rolle beim Unterdrücken übermäßig dichter Vegetation in eutrophierten Gewässern spielen (WESTMAN et al. 1986). NYSTRÖM & STRAND (1996) kamen bei den vergleichenden Untersuchungen am Edelkrebs *Astacus astacus* und dem Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* zu dem Ergebnis, daß der Fraßdruck auf die Pflanzen bei Temperaturen über 15 °C am höchsten ist. Die Schilderungen von ABRAHAMSSON (1966) verdeutlichen, wie radikal die Edelkrebse die biotische Zusammensetzung ihres Habitates beeinflussen. Nachdem die Krebspopulationen der untersuchten Teiche von der Krebspest ausgelöscht worden waren, fand ein massiver Makrophytenwuchs statt, so daß die Teichoberfläche teilweise mit Pflanzen bedeckt war. Vor dem Zusammenbruch der Edelkrebspopulationen waren dagegen kaum Unterwasserpflanzen vorhanden. Außerdem vermehrten sich die wenig agilen Tierarten wie Schnecken und Egel stark; auch die Anzahl der Kaulquappen stieg an. Durch die Verbindung seines omni- und detritivoren Freßverhaltens mit den hohen Dichten, in denen der Krebs vorkommen kann, ist er offensichtlich von großer Bedeutung für das benthische System (MOMOT et al. 1978, HESSEN & SKURDAL 1986).

Der Krebs ist möglicherweise der wichtigste "Katalysator" beim Umsatz von organischem Material im See Steinsfjorden, da er mit seinem Stoffumsatz die Mineralisation der Sedimente beschleunigt (HESSEN & SKURDAL 1986). Trotz wachsender Eutrophierung ist dort das Sediment hauptsächlich anorganisch und gut mineralisiert (HESSEN & SKURDAL 1987).

Diese Studien und Beobachtungen stellen die Rolle des Edelkrebses und anderer Krebsarten in Standgewässern dar. Angaben zur Bedeutung in Fließgewässern liegen bisher nur für amerikanische Arten aus der Gattung *Orconectes* vor. Deshalb stellt sich die Frage, welche Rolle *Astacus astacus* im Naturhaushalt der Fließgewässer spielt. Wie würden die Fließgewässer, die er früher besiedelte, heute aussehen, wenn er dort wieder vorkäme? Inwieweit würde eine Wiederbesiedlung durch *Astacus astacus* zu einer beschleunigten Revitalisierung anthropogen überlasteter Fließsysteme beitragen? Solche, vor allem durch zu hohe Nährstoffkonzentrationen belastete Fließgewässer weisen in temperaten Zonen weltweit häufig einen starken Bewuchs mit *Cladophora* auf (WHITTON 1970). In unbeschatteten Bereichen kann diese Alge das ganze Flußbett bedecken (SCHÖNBORN 1996). Durch diese dichte Algenmattenbildung kommt die eutrophierende Potenz der Gewässer zum Ausdruck. Im Extremfall monopolisiert die Fadenalge das Habitat (HART 1992, CREED 1994). Dabei kann diese Alge die Verteilung und Abundanz epilithischer Mikroalgen und Makroinvertebraten der benthischen Fließgewässergesellschaften beeinflussen (FEMINELLA & RESH 1991, CREED 1994). So wird beschrieben, daß die Abundanz von Diatomeen und sessilen Insekten in der Nähe der *Cladophora*-Matten geringer ist (CREED 1994). So war z. B. die Diatomeendichte auf Substrat ohne *Cladophora*-Bedeckung 20 mal höher als auf Substrat, das von der Fadenalge besiedelt wurde. Beschattung, mechanisches Abscheuern und die Ablagerung von Feinsedimenten im Strömungsschatten der Algenbüschel spielen hierbei die entscheidenden Rollen (HART 1992, CREED 1994). SCHÖNBORN (1996) beschreibt, daß in der Ilm durch *Cladophora* andere Fadenalgen (z. B. *Vaucheria* sp.) verdrängt werden. Außerdem besetzt *Cladophora* den Lebensraum vieler Ephemeropteren-, Plecopteren-, und Trichopterenarten (SCHÖNBORN 1996).

Andererseits stellt *Cladophora* selbst für einige Taxa (Tiere und epiphytische Algen) ein Besiedlungshabitat dar (WHITTON 1970, SCHÖNBORN 1996). Einigen Arten bieten die Algenbüschel optimale Besiedlungsstrukturen oder Schutz vor zu starker Strömung oder Feinden (HART 1992). Feinsedimentablagerungen, die sich in den Algenmatten anhäufen oder auf *Cladophora* epiphytisch wachsende Algen fördern Filtrierer und Weidegänger, die sich davon ernähren (HART 1992). In der Ilm besiedeln Chironomidenlarven, Egel (*Erpobdella octoculata* L.) und bestimmte Diatomeen die Algenbüschel in hohen Dichten (SCHÖNBORN 1996). Deutlich sind bereits vom Ufer aus die trichterförmigen Netze von *Hydropsyche* sp. in großer Anzahl in den Algenbüscheln zu erkennen. Wird die Fadenalge direkt durch Weidegänger wie Decapoden verzehrt, kann dies indirekte Folgen für die Zusammensetzung der Benthoslebensgemeinschaft nach sich ziehen (CREED 1994). Auch LORMAN &

MAGNUSON (1978) betonen, daß der Einfluß der Krebse sowohl direkt als auch indirekt alle trophischen Ebenen erfaßt. Sie sind durch ihre Ernährungsweise in der Lage, einen entscheidenden Einfluß auf die Struktur und Dynamik von Gewässerökosystemen auszuüben. Dadurch nehmen sie eine Schlüsselstellung ein (DONATH & ILLIG 1982).

HART (1992) konnte bei Freilanduntersuchungen im Fließgewässer Augusta Creek (Michigan, USA) feststellen, daß *Cladophora glomerata* nicht in Bereichen vorkam, die eine geringere Strömung als $0,5 \text{ m s}^{-1}$ aufwiesen. Von HART (1992) durchgeführte Enclosure- und Exclosureversuche sowie Versuche mit offenen Käfigen zeigten, daß der Krebs *Orconectes propinquus* dafür verantwortlich war. Bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten war es dem Krebs nicht mehr möglich, auf Nahrungssuche zu gehen, so daß sich die Algen in solchen Regionen etablieren konnten. Das Verhalten von acht amerikanischen Flußkrebarten bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten untersuchten MAUDE & WILLIAMS (1983). Sie stellten fest, daß die Arten je nach dem, ob sie normalerweise Gewässer mit hoher oder niedriger Strömung besiedelten, entsprechende Unterschiede bei der maximalen Strömungsgeschwindigkeit, bei der sie abgedriftet wurden, zeigten. Bei *Orconectes propinquus*, der zu den Arten gehört, die schneller fließende Gewässer besiedeln, lag die Abdriftgeschwindigkeit bei $0,3\text{-}0,4 \text{ m s}^{-1}$. Die Versuche fanden in einem Kunststoffkanal mit aufgerauhtem Plexiglasboden statt. Da die Rauigkeit von Gewässersubstraten höher ist, kann davon ausgegangen werden, daß es dem Krebs unter natürlichen Bedingungen möglich ist, bei noch etwas höheren Strömungsgeschwindigkeiten auf Nahrungssuche zu gehen. Dies bestätigen die Beobachtungen von HART (1992).

Untersuchungen von CREED (1994) belegen, daß *Orconectes propinquus* in der Lage ist, das Algenwachstum zu kontrollieren. So war die *Cladophora*-Biomasse unter Ausschluß der Krebse 10 mal höher. Hungernde Krebse verzehrten im Laborexperiment innerhalb 24 Stunden durchschnittlich $2,1 \text{ g Cladophora}$, was etwa 30 % des Körpergewichtes entsprach (CREED 1994). In Augusta Creek ist das Abweiden der Algen durch die Krebse der vorherrschende limitierende Faktor auf die *Cladophora*-Abundanz in den tieferen Wasserbereichen, wo die Krebsdichte am höchsten ist (CREED 1994). Nach HART (1992) und CREED (1994) kommt dem Krebs somit eine Schlüsselfunktion als "keystone consumer" in den Fließgewässergesellschaften zu, da der Krebs in der Lage ist, die Abundanz von *Cladophora* zu regulieren, die ihrerseits starke positive und negative Auswirkungen auf andere Benthosbesiedler hat (HART 1992, SCHÖNBORN 1996). Die Effekte sind aber habitatspezifisch und abhängig von der Körpergröße der Krebse (CREED 1994).

10.3 *Cladophora*-Verzehr durch *Astacus astacus* und seine potentielle Rolle in der Ilm

In den vorliegenden Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß *Astacus astacus* die Fadenalge *Cladophora* sp. unter den angebotenen pflanzlichen Nahrungssorten bevorzugt verzehrt. Der Grund hierfür dürften die in Kap. 8.3 aufgeführten und diskutierten Nährstoffgehalte sein. Zudem sind die Algenmatten mit einer Vielzahl epiphytischer Algen und sessiler Invertebraten besiedelt und enthalten darüber hinaus größere Mengen an verdriftetem Material wie Laub, Feinsediment und Detritus (siehe Kap. 9.1). Die Algenbüschel enthalten somit eine große Palette des Nahrungsspektrums der omnivoren Edelkrebse (vgl. Kap. 4.8). Die Decapoden haben durch das Ausbeuten dieses "Nahrungsressourcenkomplexes" entscheidende Vorteile. Der Krebs muß weniger Ortswechsel vornehmen, um diverse Nahrungssorten aufzunehmen. Das ist energetisch gesehen sehr günstig. Zudem ist es dem Flußkrebs möglich, die Algenbüschel abzureißen und sie erst im Versteck zu verzehren wodurch die Gefahr, die von Prädatoren ausgeht, minimiert wird. Während der Laboruntersuchungen konnte oft beobachtet werden, daß die Edelkrebse tagsüber in ihren Steinhöhlen sitzend Nahrung aufnahmen, die sie nachts in ihr Versteck mitgenommen hatten. Es kann davon ausgegangen werden, daß die aufgeführten Vorteile den Verzehr und das Abreißen der Algen durch den Krebs fördern. Es ist also anzunehmen, daß der Edelkrebs einen deutlichen Einfluß auf die Fadenalgen und deren Verteilung in kleineren Fließgewässern wie der Ilm nehmen kann. Voraussetzung ist eine bestimmte Mindestpopulationsdichte an Krebsen (CREED 1994). Eine Einflußnahme von *Orconectes propinquus* auf die *Cladophora*-Entwicklung fand in Augusta Creek bei Krebsdichten zwischen drei und elf Tieren pro m² statt. *Astacus astacus* kann hohe Dichten von über drei Tieren pro Quadratmeter erreichen (siehe Kap. 4.6). Da sich verschiedene Krebsarten ähnlich ernähren (ANWAND & VALENTIN 1996), ist der Einfluß der jeweiligen Krebsart auf ihr Habitat von der jeweiligen Tier- und Populationsgröße und dem Habitattyp abhängig (vgl. CREED 1994). OLSEN et al. (1991) fanden keine Unterschiede bei drei *Orconectes*-Arten hinsichtlich ihres selektiven Fraßverhaltens. Wenn also zwei Krebsarten ähnlicher Körpergröße und Populationsdichte den gleichen Lebensraum besiedeln, kann von einem ähnlichen Einfluß, den die Tiere auf ihre Umwelt ausüben, ausgegangen werden. Folglich könnte der Edelkrebs auf die *Cladophora*-Entwicklung vergleichbare Auswirkungen haben wie *Orconectes propinquus*.

Auch der Edelkrebs wird nur bis zu einer bestimmten maximalen Strömung Algen abweiden können. In Bereichen, wo die Mindestströmung von 0,3 m s⁻¹ für die *Cladophora*-

Entwicklung gegeben (siehe Kap. 6) und die Strömung für den Krebs noch nicht zu groß wäre, könnte *Astacus astacus* den Algenwuchs zumindest zeitweise unterdrücken. Da dann in Fließgewässerabschnitten, in denen sonst die Fadenalge dominieren würde, der Flußkrebis die oben genannten Bereiche freihielte, würde die Strukturdiversität und als direkte Folge die Artenvielfalt an Mikroalgen und Makroinvertebraten erhöht. Der omnivore Edelkrebis könnte somit in allen trophischen Ebenen einen Einfluß auf bestimmte Taxa haben. Dadurch ist jedoch nicht auszuschließen, daß wiederum Arten verdrängt werden könnten (vgl. ABRAHAMSSON 1966). Die Folge wäre somit keine Diversitätserhöhung, sondern nur eine Artenverschiebung. Es kann des weiteren nicht ausgeschlossen werden, daß Krebse durch ihren Nahrungsumsatz den Algenwuchs in bestimmten Bereichen fördern, da der Krebskot düngende Eigenschaften hat (KRISTIANSEN & HESSEN 1992).

Es ist anzunehmen, daß der Einfluß der Krebse auf die *Cladophora*-Bestände im Jahresverlauf nicht immer gleichmäßig stark wäre. Einerseits ist die Nahrungsaufnahme und -zusammensetzung temperaturabhängig und variiert saisonal (vgl. Kap. 4.8 und 8.2.2), andererseits zeigt auch der Fadenalgenwuchs abhängig von Temperatur, Lichtintensität und Strömungsgeschwindigkeit starke jahreszeitliche Unterschiede (siehe Kap. 6). Der im Frühjahr in der Ilm auftretenden Massenentwicklung (siehe Kap. 6) könnte eine Krebspopulation nur eingeschränkt entgegenwirken. Viele Bereiche des Flußbettes würden wegen hoher Wasserführung im Frühjahr (siehe Kap. 5) zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten für die Edelkrebse aufweisen, wohingegen der *Cladophora*-Wuchs durch diese Strömung begünstigt wird. Der Einfluß des Krebses beschränkte sich somit auf das Verhindern des aufkommenden Wuchses in den wenigen ruhigeren Bereichen. Hier wäre allerdings dann der mit der Temperatur steigende Fraßdruck besonders hoch, da alle Tiere der Krebspopulation auf die ruhigeren Zonen angewiesen wären. Mit sinkendem Abflußregime wären dann nach und nach weitere Flußbettbereiche für die Krebse zugänglich. Der von CREED (1994) erwähnte krebsdichteabhängige Einfluß würde dann ausschlaggebend sein. Nur eine ausreichend hohe Dichte könnte das über 10 °C auftretende massive Algenwachstum (siehe Kap. 6) kontrollieren. Zu berücksichtigen ist zusätzlich, daß nicht nur der Algenwuchs mit steigender Temperatur zunimmt, sondern auch die Nahrungsaufnahme der Decapoden. Nimmt im Sommer die Fadenalgendichte ab (siehe Kap. 6), könnten die Krebse die Algen weitgehend dezimieren. Wegen des Niedrigwassers wäre dann die Strömung in den meisten Bereichen niedrig genug, so daß die Krebse dort die nicht mehr stark mechanisch belastbaren Algen (siehe Kap. 6) leicht entfernen könnten. Dabei wäre die Nahrungsaufnahme der Edelkrebse durch die hohen Wassertemperaturen im Sommer (Abb. 17, Kap. 9.1.2) zusätzlich

am höchsten. Zudem weisen die Algenbüschel in diesem Zeitraum eine sehr hohe Invertebratenabundanz und einen hohen Feinsediment- und Detritusanteil auf. Dies erhöht, wie bereits erwähnt, die Attraktivität auf den Flußkrebse. Im Herbst, wenn der Algenwuchs erneut einsetzen würde (siehe Kap. 6), darf davon ausgegangen werden, daß *Cladophora* keine so hohe Biomasse mehr aufbauen könnte. Die Krebse würden, bedingt durch die noch relativ hohen Temperaturen, die Algen bereits in den ersten Wuchsansätzen abweiden und somit eine erneute Besiedlung des Substrates verhindern. Im späten Herbst, wenn sich die Nahrungsaufnahme der Flußkrebse reduziert, nimmt auch das *Cladophora*-Wachstum ab. Es kann zusammenfassend prognostiziert werden, daß im Jahresverlauf nur noch im Frühjahr ein *Cladophora*-Peak mit hohen Biomassen zu erwarten wäre, wobei einige schwächer strömende Bereiche von den Krebsen von vornherein freigehalten werden könnten.

Bei Untersuchungen von HESSEN & SKURDAL (1987) zeigten die Edelkrebse eine hohe N-Assimilation. Das C/N-Verhältnis nahm von 11,3 in verfütterter *Elodea* auf 35,7 im Faeces zu. Daraus wurde geschlossen, daß die Tiere mit dieser Nahrung Proteinaufbau betreiben konnten (HESSEN & SKURDAL 1987). Da die Krebse sich u. a. direkt von der Primärproduktion ernähren und damit enorme Biomassen aufbauen können (vgl. Kap. 4.6), kann davon ausgegangen werden, daß große Nährstoffmengen an P und N in Krebsbiomasse akkumuliert werden. Durch die jährliche Entnahme großer Krebserträge durch den Menschen, wie es früher die Regel war, könnten somit Nährstoffe aus den Gewässersystemen entfernt werden. Die Rolle der natürlichen terrestrischen Prädatoren (z. B. Fischotter, siehe Kap. 4.7) hinsichtlich des Nährstoffaustrages sollte nicht unterschätzt werden. Auch der katadrom wandernde Aal, der ein starker Krebsräuber ist, kann mit seinen Laichwanderungen in die Sargassosee Nährstoffe austragen, da er nach dem Laichen im Meer verendet.

Besonders erwähnenswert ist, daß sowohl *Cladophora* als auch Krebse die Benthosgesellschaften dominieren können. Um so wichtiger sind die starken Interaktionen mit den entsprechenden direkten und indirekten Folgen einzuschätzen, wenn beide in den selben Gewässersystemen vorkommen (vgl. HART 1992). Da die meisten Krebsarten und die Fadenalge *Cladophora* typische Fließgewässerbewohner sind, hat der Flußkrebse hinsichtlich des Algenverzehr vermutlich schon immer eine wichtige Rolle für das Fließwasserökosystem gespielt. In vielen Gewässern hat jedoch die Monopolisierung der Alge durch hohe anthropogene Nährstoffeinträge massiv zugenommen. Im Gegenzug wurde der Edelkrebse durch die Krebspest, Gewässerverbauung und -verschmutzung weitgehend aus den Gewässern verdrängt; es existieren meist nur noch wenige kleine, isolierte Bestände mit refugialem Charakter. Sein natürlicher dominierender Einfluß hat somit keine Bedeutung mehr.

Ausblickend liefern die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit neue Aspekte für die Biomanipulation in Fließgewässern. Obwohl sich die Wasserqualität dank steigender Anzahl an Kläranlagen deutlich gebessert hat, sind immer noch Eutrophierungstendenzen vorhanden, die sich unter anderem in dem zeitweiligen Massenaufreten der Fadenalge *Cladophora* äußern. Diffuse Nährstoffeinträge aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen und der Luft sind für diese Eutrophierungseffekte verantwortlich zu machen und mit rein technischen Maßnahmen nur bedingt zu reduzieren.

Die Biomanipulation von Nahrungsketten in Standgewässern ist schon seit längerem Gegenstand der Forschung. Durch das Einbringen von Raubfischen wird versucht, über *top-down*-Effekte die Auswirkungen der Eutrophierung einzuschränken.

Es konnte aufgezeigt werden, inwiefern Krebse ihren Lebensraum beeinflussen. Diese Informationen könnten zukunftsweisende Hinweise für die Biomanipulation von Fließgewässern liefern, da Flußkrebse als dominierende Benthosorganismen Eutrophierungsauswirkungen verhindern können. Für die Entwicklung eines Biomanipulationsprogrammes mit Hilfe einer *top-down*-Steuerung durch *Astacus astacus* zeigt sich ein weiterer Forschungsbedarf, der Details wie z. B. wirksame Mindestabundanz der Krebse oder unterstützende Bewirtschaftung der Populationen erforschen könnte. Es darf aber nicht vergessen werden, daß der Edelkrebs früher mit sehr hohen Dichten die meisten Fließgewässer besiedelte, so daß man sich hier eines ursprünglich ganz natürlichen "Biomanipulationssystems" bedienen würde.

Anstrebenswert ist es, im Zuge der Renaturierung der Fließwasserökosysteme die naturnahe Strukturvielfalt wieder herzustellen. Anschließend kann durch Wiederbesiedlung mit einheimischen Krebsarten die Revitalisierung der Gewässer - beispielsweise durch die Reinigungswirkung der Krebse auf das Interstitial (siehe Kap. 9.2) - unterstützt werden. Der Edelkrebs *Astacus astacus* sollte wieder ein Charaktertier unserer Fließgewässerfauna werden.

11. Zusammenfassung

Obwohl der Edelkrebs *Astacus astacus* bis Ende des letzten Jahrhunderts überall in hohen Abundanzen vorkam, ist seine ökologische Funktion in Fließgewässern nur lückenhaft geklärt. Ziel der Untersuchungen war es, einen Beitrag zum Verständnis der ökologischen Effizienz dieser Art zu leisten. Dazu wurden Fütterungsversuche in Mesokosmen und Enclosureversuche im Freiland durchgeführt. Die Einstellung der Laborparameter (Wasserchemie, Temperatur, Futtersorten) orientierten sich an den Bedingungen der Ilm, einem kleinen Fließgewässer des Thüringer Mittelgebirgsvorlandes, das gleichzeitig als Untersuchungsgewässer für die Enclosure-Experimente diente.

Laboruntersuchungen

Einzel gehaltenen Edelkrebsen wurde pflanzliche Nahrung in Form von Fadenalgen (*Cladophora* sp.) und im Wasser verrottendes Laub verschiedener Laubbäume verfüttert. Als tierische Nahrung wurden Chironomidenlarven, *Gammarus* sp. und *Tubifex* sp. zur Verfügung gestellt. Von *Cladophora* sp. und den einzelnen Laubarten wurde vor und nach der Fütterung die Feuchtmasse bestimmt, um die Verzehrmenen zu ermitteln.

Ergebnisse:

1. Die Edelkrebse bevorzugten unter den pflanzlichen Nahrungssorten *Cladophora* sp. und verrottendes Laub der Erle (*Alnus glutinosa*). Im Wasser gealtertes Laub der Buche (*Fagus sylvatica*) und Eiche (*Quercus* sp.) sowie frisches Laub wurden nicht verzehrt.
2. Beobachtungen lassen vermuten, daß Erlenlaub den Krebsen als "Naturapotheke" gegen die Brandfleckenkrankheit, welche durch Pilze (Fungi imperfecti) ausgelöst wird, dient.
3. Kleinere Krebse unter 70 mm Körperlänge konsumierten insgesamt weniger pflanzliche Nahrung als große Tiere (über 70 mm Länge), verzehrten allerdings annähernd genauso viel *Cladophora* sp. (Vergleich der absoluten Verzehrmenge). Die Geschlechter unterschieden sich hinsichtlich des Konsums nur unwesentlich.

Freilanduntersuchungen

Drei Metallgitterkäfige wurden in der Ilm ausgebracht. In zwei dieser Enclosure wurde jeweils ein Edelkrebsmännchen eingesetzt. Sichtvergleiche zwischen den besetzten Käfigen und dem unbesetzten Kontrollkäfig ermöglichten es, den Einfluß der Krebse auf die Sedimentverteilung zu untersuchen.

Ergebnisse:

1. Die Fracht der Ilm an Pflanzenteilen war so hoch, daß sich die der Strömung zugewandte Käfigseite innerhalb eines Tages zusetzte.
2. Durch den verminderten Durchfluß sammelten sich in den Käfigen Feinsedimente an, die von den Untersuchungstieren durch deren stochernde Nahrungssuche stellenweise entfernt wurden.

Bedeutung der Edelkrebse für Fließwasserökosysteme

Durch den *Cladophora*-Verzehr und das Abreißen der Algen könnte der Krebs die Verteilung dieser Fadenalgen in kleineren Fließgewässern wie der Ilm beeinflussen. Die Auswirkungen der Eutrophierung könnten somit verringert werden. Mit den Algen assoziiert lebende oder von ihnen verdrängte Taxa aber auch andere Benthosorganismen würden durch die Schlüsselstellung des Edelkrebse direkt und indirekt beeinflußt werden. Krebse können durch ihre Art und Weise der Nahrungssuche das Verblocken des Interstitials verhindern. Dies ist für das Selbstreinigungspotential intakter Fließgewässer von enormer Bedeutung.

12. Literatur

- ABRAHAMSSON, S. A. A. (1966): Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné. - OIKOS 17 (1): 96-107.
- ABRAHAMSSON, S. A. A. (1971): Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond. - OIKOS 22 (3): 373-380.
- ABRAHAMSSON, S. A. A. (1972): Fecundity and growth of some populations of *Astacus astacus* L. in Sweden. - Rep. Inst. Freshw. Res. Dottningholm 52: 23-37.
- ABRAHAMSSON, S. A. A. (1983): Trappability, locomotion, and diel pattern of activity of the crayfish *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* Dana. - Freshwater Crayfish 5: 239-253.
- ALDERMAN, D. J. (1996): Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. - In: Preventing the spread of aquatic animal diseases: Rev. sci. tech. Off. int. Epiz. 15: 603-632.
- ANWAND, K.; VALENTIN, M. (1996): Über die Ernährungsbiologie von *Orconectes limosus* (Raf.) (Crustacea). - Limnologica 26 (1): 83-91.
- BAYERISCHE FISCHEREIZEITUNG V (1880): Die Krebspest neuerdings. - In: Bayerischer Fischerei-Verein [Hrsg.]: Bayerische Fischerei Zeitung, Jahrgang V, Nr. 7: 67-68, München.
- BOHL, E. (1989): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes - Untersuchungen an Flußkrebssbeständen - (Kurzfassung). - Bericht 1989 der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, München.
- BOUCHARD, R. W. (1978): Taxonomy, distribution, and general ecology of the genera of north american crayfishes. - Fisheries 3 (6): 11-19.
- BREHM, A. (1934): Die Wirbellosen. - In: W. KAHLE [Hrsg.]: Brehms Tierleben, Kleine Ausgabe: 1. Band, Leipzig.
- BUSH, B. M.; LAVERACK, M. S. (1982): Mechanoreception. - In: H. L. ATWOOD und D. C. SANDEMAN [Hrsg.]: The biology of Crustacea: 399-468, New York.
- CHAMBERS, P. A.; HANSON, J. M.; BURKE, J. M.; PREPAS, E. E. (1990): The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes. - Freshwater Biology 24: 81-91.

- CHARLEBOIS, P. M.; LAMBERTI, G. A. (1996): Invading crayfish in a Michigan stream: direct and indirect effects on periphyton and macroinvertebrates. - J. N. Am. Benthol. Soc. 15 (4): 551-563.
- CHAUVET, E. (1987): Changes in the chemical composition of alder, poplar and willow leaves during decomposition in a river. - Hydrobiologia 148: 35-44.
- COVICH, A. P. (1977): How do crayfish respond to plants and mollusca as alternate food resources? - Freshwater Crayfish 3: 165-179.
- CREED, R. P. (1994): Direct and indirect effects of crayfish grazing in a stream community. - Ecology 75 (7): 2091-2103.
- CUKERZIS, J. M. (1988): *Astacus astacus* in Europe. - In: D. M. Holdrich und R. S. Lowery [Hrsg.]: Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation: 309-340, London.
- D'ABRAMO, L. R.; WRIGTH, J. S.; WRIGTH, K. H.; BORDNER, C. E.; CONKLIN, D. E. (1985): Sterol requirement of cultured juvenile crayfish, *Pacifastacus leniusculus*. - Aquaculture 49: 245-255.
- DONATH, H.; ILLIG, H. (1982): Zur Verbreitung und Ökologie der Flußkrebse in der nordwestlichen Niederlausitz. - Biol. Stud. Luckau 11: 16-29.
- ELSER, P. (1999): Use of Colonization Baskets for the Investigation of Disturbance Phenomena in Streams under Model Conditions. - Limnologia 29: 120-127.
- FEMINELLA, J. W.; RESH, V. H. (1989): Submersed macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh. - Holarctic Ecology 12: 1-8, Copenhagen.
- FEMINELLA, J. W.; RESH, V. H. (1991): Herbivorous caddisflies, macroalgae, and epilithic microalgae: dynamic interactions in a stream grazing system. - Oecologia 88: 247-256.
- FLINT, W. R.; GOLDMANN, C. R. (1975): The effects of a benthic grazer on the primary productivity of the littoral zone of Lake Tahoe. - Limnology and Oceanography 20 (6): 935-944.
- GARCES, C. A.; AVAULT, J. W. (1985): Evaluation of rice (*Oryza sativa*), volunteer vegetation, and alligatorweed (*Alternanthera phytoloxeroides*) in various combinations as crawfish (*Procambarus clarkii*) forages. - Aquaculture 44: 177-186.
- GODDARD, J. S. (1988): Food and Feeding. - In: D. M. HOLDRICH und R. S. LOWERY [Hrsg.]: Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation: 145-166, London.

- HAASE, T.; HEIDECKE, D.; KLAPPERSTÜCK, J. (1989): Zur Ökologie und Verbreitung des Edelkrebse *Astacus astacus* in der DDR. - *Hercynia* 26 (1): 36-57.
- HANIC, L. A.; CRAIGIE, J. S. (1969): Studies on the algal cuticl. - *J. Phycol.* 5: 80-102.
- HART, D. D. (1992): Community organization in streams: the importance of species interactions, physikal factors, and chance. - *Oecologia* 91: 220-228.
- HESSEN, D. O.; SKURDAL, J. (1986): Analysis of food utilized by the crayfish *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. - *Freshwater Crayfish* 6: 187-193.
- HESSEN, D. O.; SKURDAL, J. (1987): Food consumption, turnover rates and assimilation in the noble crayfish (*Astacus astacus*). - *Freshwater Crayfish* 7: 309-317.
- HOFMANN, J. (1980): Die Flußkrebse, Hamburg und Berlin.
- HOGGER, J. B. (1988): Ecology, Population Biology and Behaviour. - In: D. M. HOLDRICH und R. S. LOWERY [Hrsg.]: *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*: 114-144, London.
- HOLDRICH, D. M.; REEVE, I. D. (1988): Funktional Morphology and Anatomy. - In: D. M. HOLDRICH und R. S. LOWERY [Hrsg.]: *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*: 11-51, London.
- HURYN, A. D.; WALLACE, J. B. (1987): Production and litter processing by crayfish in an Appalachian mountain stream. - *Freshwater Biology* 18: 277-286.
- IVERSEN, T. M. (1973): Decomposition of autumn-shed beech leaves in a spring-brook and its significance for the fauna. - *Arch. Hydrobiol.* 72: 305-312.
- JONES, P. D.; MOMOT, W. T. (1983): The bioenergetics of *Orconectes virilis* in two pothole lakes. - *Freshwater Crayfish* 5: 192-209.
- KINNE, O. (1959): Ecological data on the amphipod *Gammarus duebeni*. A monograph. - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 6: 177-202.
- KREY, L. (1995): Die Ilm und ihr Einzugsgebiet. - In: W. SCHÖNBORN [Hrsg.]: *Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer. Fallbeispiel Ilm/Thüringen*: 4-23, Bericht, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- KRISTIANSEN, G.; HESSEN, D. O. (1992): Nitrogen and phosphorus excretion from the noble crayfish, *Astacus astacus* L., in relation to food type and temperature. - *Aquaculture* 102: 245-264.

- LODGE, D. M.; LORMAN, J. G. (1987): Reductions in Submersed Macrophyte Biomass and Species Richness by the Crayfish *Orconectes rusticus*. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 591-597.
- LODGE, D. M.; KERSHNER, M. W.; ALOI, J. E. (1994): Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. - Ecology 75 (5): 1265-1281.
- LORMAN, J. G.; MAGNUSON, J. J. (1978): The role of crayfishes in aquatic ecosystems. - Fisheries 3 (6): 8-10.
- LUND, M.-K. H. (1944): A Study on the Food of the Crayfish (*Potamobius astacus*). - Nytt Magasin for Naturvidenskapene 84: 219-250.
- MASON, J. C. (1978): Effects of temperature, photoperiod, substrate and shelter on survival, growth and biomass accumulation of juvenile *Pacifastacus leniusculus* in culture. - Freshwater Crayfish 4: 73-82.
- MATTHEWS, M.; REYNOLDS, J. D. (1992): Ecological impact of crayfish plague in Ireland. - Hydrobiologia 234: 1-6.
- MAUDE, S. H.; WILLIAMS, D. D. (1983): Behavior of Crayfish in Water Currents: Hydrodynamics of Eight Species with Reference to Their Distribution Patterns in Southern Ontario. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 177-188.
- MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (1997): Die Fischfauna von Sachsen-Anhalt. Verbreitungsatlas, Magdeburg.
- MOMOT, W. T.; GOWING, H.; JONES, P. D. (1978): The Dynamics of Crayfish and Their Role in Ecosystems. - The American Midland Naturalist 99 (1): 10-35.
- MOMOT, W. T. (1995): Redefining the Role of Crayfish in Aquatic Ecosystems. - Reviews in Fisheries Science 3 (1): 33-63.
- MÜLLER, H. (1954): Die Flußkrebse. - Die Neue Brehm-Bücherei, Lutherstadt Wittenberg.
- NIEMI, A. (1977): Population studies on the crayfish *Astacus astacus* L. in the river Pyhäjoki, Finland. - Freshwater Crayfish 3: 81-94.
- NYSTRÖM, P.; STRAND, J. A. (1996): Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. - Freshwater Biology 36: 673-682.
- ODELSTRÖM, T. (1988): The food choice of the crayfish *Astacus astacus* L. in relation to environmental conditions. - Dissertation Abstracts International 50 (1C): 42.

- OLSEN, M. T.; LODGE, D. M.; CAPELLI, G. M.; HOULIHAN, R. J. (1991): Mechanisms of Impact of an Introduced Crayfish (*Orconectes rusticus*) on Littoral Congeners, Snails and Macrophytes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1853-1861.
- PRINS, R. (1968): Comparative Ecology of the Crayfishes *Orconectes rusticus rusticus* and *Cambarus tenebrosus* in Doe Run, Meade County, Kentucky. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 53: 667-714.
- RENNER, M. (1991): Kükenthals Leitfaden für das Zoologische Praktikum, Stuttgart.
- RIVAS, R.; ROMAIRE, R.; AVAULT, J. W.; GIAMALVA, M. (1978): Agricultural forages and by-products as feed for crawfish, *Procambarus clarkii*. - Freshwater Crayfish 4: 337-342.
- SCHMEIL, O. (1919): Leitfaden der Zoologie, Leipzig.
- SCHMID, I. (1998): Untersuchungen zur Diagnose und Differentialdiagnose des Krebspest-erregers *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) bei Edelkrebse (*Astacus astacus* L.). - Dissertation an der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- SCHÖNBORN, W. (1996): Algal Aufwuchs on Stones, with Particular Reference to the *Cladophora*-Dynamics in a Small Stream (Ilm, Thuringia, Germany): Production, Decomposition and Ecosystem Reorganizer. - Limnologia 26 (4): 375-383.
- SEDELL, J. R.; TRISKA, F. J.; TRISKA, O. S. (1975): The processing of conifer and hardwood leaves in two coniferous forest streams: I. Weight loss and associated invertebrates. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 1617-1627.
- SKURDAL, J.; QVENILD, T. (1986): Growth, maturity, and fecundity of *Astacus astacus* in lake Steinfjorden, S.E. Norway. - Freshwater Crayfish 6: 182-186.
- SKURDAL, J.; FJELD, E.; HESSEN, D. O.; TAUGBØL, T.; DEHLI, E. (1988): Depth Distribution, Habitat Segregation and Feeding of the Crayfish *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. - Nordic J. Freshw. Res. 64: 113-119.
- SMOLIAN K. (1926): Der Flußkrebs, seine Verwandten und die Krebsgewässer. - In: R. DEMOLL und H. N. MAIER [Hrsg.]: Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas Band V: 423-524, Stuttgart.
- SÖDERBÄCK, B.; APPELBERG, M.; ODELSTRÖM, T.; LINDQVIST, U. (1987): Food consumption and growth of the crayfish *Astacus astacus* L. in laboratory experiments. - Freshwater Crayfish. 7: 145-153.

- SUBERKROPP, K.; KLUG, M. J.; CUMMINS, K. W. (1975): Community processings of leaf litter in woodland streams. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 1653-1658.
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT [Hrsg.] (1998): Gewässergütebericht 1998, Jena.
- THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT [Hrsg.] (1996): Fische in Thüringen. Die Verbreitung der Fische, Rundmäuler, Krebse und Muscheln in Thüringen, Gera.
- THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT [Hrsg.] (1996): Fließgewässergesellschaften in Thüringen. Einführung und Richtlinien zur naturnahen Unterhaltung und zum Ausbau von Fließgewässern, Erfurt.
- UHLMANN, E. (1940): Die Tierwelt Jenas. - In: W. LEHMAN [Hrsg.]: Thüringer Universitätsstadt in Vergangenheit und Gegenwart; Jena. I. Natürliche Grundlagen der Stadt, Jena.
- UNESTAM, T. (1965): Studies on the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci*. I. Some factors affecting growth in vitro. - Physiologia Plantarum 18: 483-505.
- VANNOTE, R. L. (1963): Community productivity and energy flow in an enriched warm water stream. - Ph. D. Thesis, Michigan State Univ., E. Lansing.
- WESTIN, L.; GYDEMO, R. (1986): Influence of light and temperature on reproduction and moulting frequency of the crayfish, *Astacus astacus* L. - Aquaculture 52: 43-50.
- WESTMAN, K.; SÄRKKÄ, J.; PURSIAINEN, M.; SUMARI, O. (1986): Population structure and gut contents of the crayfish *Astacus astacus* in two Finnish rivers. - Freshwater Crayfish 6: 166-177.
- WHITTON, B. A. (1970): Biology of *Cladophora* in freshwaters. - Water Research 4: 457-476.
- WIERNICKI, C. (1984): Assimilation efficiency by *Procambarus clarkii* fed Elodea (*Engera densa*) and its products of decomposition. - Aquaculture 36: 203-215.
- WINBERG, G. G. (1956): Rate of metabolism and food requirements of fish. - Fish. Res. Bd. Can. Transl.: 194.
- WUTZER, R. (1988): Erfahrungen mit der Krebshaltung. - Fischer & Teichwirt 9: 263-265.

Danksagung

Als erstes möchte ich mich bei den Betreuern meiner Diplomarbeit bedanken:

- Dr. habil. W. Schönborn hatte dieses Thema angeregt und gab mir wertvolle Hinweise zur Durchführung.
- Prof. Dr. K. Anwand in Berlin forschte als Fischereibiologe u. a. an *Orconectes limosus* und verschaffte mir somit Einblicke in die Nahrungsökologie dieser Krebsart.
- Vor allem für das Bereitstellen der Edelkrebse und auch für interessante Praxistips möchte ich dem Krebs- und Fischzüchter C. Seyfarth aus Göschitz bei Schleiz (Thüringen/D) danken.
- Herrn Uwe Müller sei dafür gedankt, daß er mich die Enclosureversuche in dem von ihm gepachteten Ilmabschnitt bei Buchfahrt durchführen ließ.
- Für wichtige Hinweise bei der Planung der Freilanduntersuchungen und Hilfe bei der Exposition der Käfige in der Ilm möchte ich Dipl.-Biol. Paul Elser danken. Er führte eigene Untersuchungen in der Nähe meines Käfigstandortes aus und kannte sehr genau die Bedingungen der Ilm in dieser Region, die bei der Versuchsplanung beachtet werden sollten.
- Ein ganz besonderer Dank gebührt Dipl.-Biol. Dipl.-Umweltwiss. Susanne Korzuch. Sie hatte immer ein offenes Ohr, wenn Probleme irgendeiner Art auftraten und stand mir sehr oft mit Rat und Tat zur Seite. Worte wie „keine Zeit“ oder „später“ gehören nicht zu ihrem Wortschatz. Nicht nur durch konstruktive Kritik konnte ich sehr viel von ihr lernen.
- Dr. Jens Schumacher und Dipl.-Biol. Steffen Hahn möchte ich für hilfreiche Tips hinsichtlich der statistischen Auswertung danken.
- Dr. Jörg Samietz und Dipl.-Biol. Matthias Held sei gedankt für ihre Hilfestellungen, wenn der Computer sich nicht nach meinen Wünschen verhielt, oder wenn ein mir fremdes Programm zur Anwendung kommen sollte.
- Ebenfalls für Computerunterstützung danke ich meinem Stiefvater Alfred Hauber.
- Dr. Wolfgang Zimmermann möchte ich für Einblicke in seine Sonderdrucksammlung über Flußkrebse danken. Einige Duplikate schenkte er mir, andere Arbeiten konnte ich mir kopieren.
- Dipl.-Biol. Ingo Ensminger, Dipl.-Metereol. Mona Vetter, Dipl.-Biol. Birgit Klein und Julia Förster, die sich an der FSU Jena mit der Fadenalge *Cladophora* beschäftigen, danke ich vielfach für Daten und Informationen bezüglich der Algenentwicklung.
- Für ihre liebe Unterstützung, Geduld, wissenschaftlichen Gedankenaustausch und für das Korrekturlesen möchte ich mich besonders bei meiner Freundin Dipl.-Biol. Maria Siegesmund bedanken.
- Zum Schluß danke ich auch vielen Kollegen der AG Limnologie, die durch ihre Offenheit, ihren Humor und Zuverlässigkeit für ein konstruktives Arbeitsklima sorgten.

Hiermit versichere ich, daß ich diese Arbeit selbständig verfaßt und keine weiteren als die angegebenen Hilfsmittel verwendet habe.

Jena, den 09.08.1999