Einflüsse verschiedener Faktoren auf die Fischfauna der Fließgewässer in Thüringen zwischen 2005 und 2018

Porträt einer Barbe (Foto M. Schmalz)

Dipl.-Biol. Maria Schmalz

Breitenbach, Februar 2020

Inhalt

1 Zielsetzung der Studie 2
2 Untersuchungsgebiet 3
2.1 Werra 4
2.2 Unstrut 4
2.3 Saale 4
2.4 Weiße Elster 4
3 Pleiße 5
4 Datenerfassung und –herkunft, Auswertung der Daten 5
4.1 Grundlegende Daten 5
4.1.1 Fische 5
4.1.2 Fischotter 6
4.1.3 Kormoran 6
4.1.4 Makrozoobenthos 6
4.1.5 Zerschneidung 7
4.1.6 Gewässerstruktur 7
4.1.7 Anteil Ackerflächen 7
5 Ergebnisse und Diskussion 8
5.1 Grundlagen, Gewässernetzdichte 8
5.2 Entwicklung der Fischbiomasse in Thüringer Fließgewässern 9
5.2.1 Gesamtentwicklung 9
5.2.2 Entwicklung in den Einzugsgebieten 10
5.2.3 Entwicklung in den Gewässerregionen 11
5.2.4 Entwicklung von Artzahl, Individuenzahl und Fischlängen 12
5.2.5 Zusammenfassung 16
5.3 Einfluss des Fischotters 17
5.3.1 Verbreitungsentwicklung des Fischotters 17
5.3.2 Potenzieller Einfluss des Fischotters auf die Fisch-Biomasse des Fließgewässers 21
5.3.3 Zusammenfassung 24
5.4 Einfluss des Kormorans 26
5.4.1 Entwicklung der Überwinterungszahlen des Kormorans 26
5.5 Potenzieller Einfluss des Kormorans auf die Fischbiomasse des Fließgewässers 28
5.5.1 Zusammenfassung 29
5.6 Einfluss des Makrozoobenthos 31
5.6.1 Entwicklung der Makrozoobenthoszahl 31
5.6.2 Potenzieller Einfluss der Makrozoobenthosverfügbarkeit auf die Fischbiomasse des Fließgewässers 34
5.6.3 Zusammenfassung 34
5.7 Einfluss der Durchgängigkeit 35
5.7.1 Durchgängigkeit und Zerschneidungsgrad Thüringer Fließgewässer 35
5.8 Einfluss der Gewässerstruktur 36
5.8.1 Gewässerstrukturgüte Thüringer Fließgewässer 36
5.8.2 Potenzieller Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die Biomasse des Fließgewässers 36
5.9 Einfluss der Bodenbewirtschaftung 37
5.9.1 Anteil Ackerflächen in den Einzugsgebieten der Fließgewässer 37
5.9.2 Potenzieller Einfluss des Ackerflächenanteils auf die Biomasse des Fließgewässers ... 38
6 Zusammenfassung 39
7 Literatur 40
8 Danksagung 40

1 Zielsetzung der Studie

Im Rahmen des vorliegenden Projektes „Fischotterschutz in Thüringen – Lebensräume verbinden, Lösungen aufzeigen, Akzeptanz fördern“ bestand eine wesentliche Aufgabe in der zielgruppenbezogenen Information verschiedener Bevölkerungsgruppen über Lebensweise und Bedeutung des Fischotters. Als eine Art, die aufgrund ihrer Nahrungswahl Konflikte hervorrufen kann, steht der Fischotter besonders bei Fischereiausübungsberechtigten im Fokus einer mehr oder weniger öffentlichen, teils polemisch geführten Diskussion. In den häufig über soziale Medien verbreiteten Diskussionsbeiträgen ist die tatsächliche Faktenlage oft unklar oder wird nicht betrachtet. Dabei sind es aber oft „gefühlte“ Fakten, die nicht durch wissenschaftliche Untersuchungen hinterlegt sind. Sätze wie: „Der Fischotter frisst nur die großen und maßigen Fische“, „Der Fischotter frisst alle Bäche leer“ oder Benennungen als „Lustmörder“ tragen dabei nicht zu einer Versachlichung der Debatte bei.

Um die Behauptung zu überprüfen, dass der Fischotter einen massiven Einfluss auf den Fischbestand hat, wurde im Rahmen des Projektes angeregt, eine umfassende Studie über den Zustand der Fließgewässer-Fischfauna in Thüringen anzufertigen, die sich insbesondere mit den Einfluss des Fischotters auf die Entwicklung der Biomasse der Fische beschäftigen sollte. Dabei war jedoch von Anfang an klar, dass der Fischotter nur einer unter vielen potenziellen Einflussfaktoren auf die Fischfauna ist. Es wurde daher versucht, möglichst viele weitere Faktoren in die Studie einzubeziehen. Ein wichtiges Kriterium für die Auswahl der Parameter war dabei die Verfügbarkeit von Datensätzen, da keine neuen Datenerfassungen durchgeführt werden konnten. Aus diesem Grund wurde sich ausschließlich auf die Evaluierung der Verhältnisse in Fließgewässern beschränkt, da zur Fischfauna der Standgewässer in Thüringen kaum vergleichbare und belastbare Daten vorliegen. Für die Evaluation der Verfügbarkeit wurde eine intensive Datenrecherche, insbesondere zu frei verfügbaren Geodaten im Internet durchgeführt sowie verschiedene Thüringer Behörden angefragt.

Abb. 1 zeigt die wichtigsten Faktoren, die auf die Fischfauna wirken:

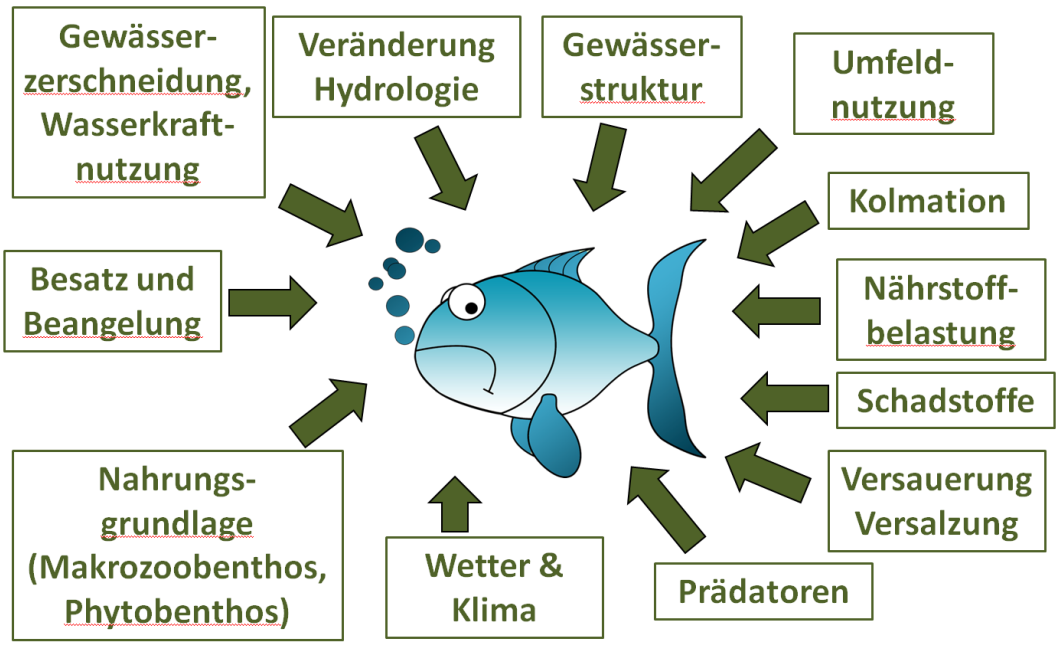

Abb. 1: auf Fische wirkende abiotische und biotische Faktoren

Folgende Parameter wurden für die weitere Auswertung ausgewählt:

- Gewässernetzdichte (Fließgewässer, Standgewässer)
- Fischbiomasse
- Fischotterverbreitung
- Kormoranzahlen
- Makrozoobenthoszahlen
- Gewässerdurchgängigkeit/Zerschneidung
- Gewässerstrukturgüte
- Landnutzung (Anteil Ackerfläche)

Für weitere wichtige Einflussfaktoren wie Besatz, Beangelung, Kolmation und Schadstoffbelastung waren keine verwertbaren Datensätze vorhanden.

2 Untersuchungsgebiet

Thüringen hat Anteil an drei großen Flusseinzugsgebieten: Im Süden des Freistaates entwässern mehrere kleinere und mittlere Gewässer in Richtung Main und damit in das Einzugsgebiet des Rheines. Das Gewässersystem der Werra gehört wie Leine und Effelder zum Wesereinzugsgebiet. Unstrut, Saale, Weiße Elster und Pleiße fließen der Elbe zu.

Für die Auswertung der Daten wurden die Einzugsgebiete (EZG) der Werra, der Unstrut, der Saale, der Weißen Elster und der Pleiße getrennt betrachtet. Die Rheineinzugsgebiete im Süden sowie die kleinen Wesereinzugsgebiete im Westen von Thüringen wurden aufgrund der schlechteren Datenlage und -verfügbarkeit nicht berücksichtigt. Mit dieser Auswahl wurden 90 % der Landesfläche Thüringens in die Auswertung einbezogen. Bei der Abgrenzung der EZG wurde die Karte der Oberflächenwasserkörper nach WRRL des Landes Thüringen herangezogen (Abb. 2).

Abb. 2: Einzugsgebiete von Unstrut, Werra, Saale, Weißer Elster und Pleiße in Thüringen. Kleine Flächen: Oberwasserkörper (Karte: Q-GIS, auf Basis geoproxy Thüringen)

2.1 Werra

Die Werra ist insgesamt 299 km lang und entspringt mit zwei Quellen im Thüringer Wald. Sie fließt auf einer Länge von 206 km durch Thüringen. In Hessen vereinigt sie sich bei Hannoversch Münden mit der Fulda und bildet mit ihr zusammen die Weser. Die wichtigsten Thüringer Nebenflüsse sind Hörsel, Ulster, Felda, Schmalkalde, Hasel und Schleuse. Das Einzugsgebiet ist geprägt durch die gebirgige Region des Thüringer Waldes und der Rhön. Demzufolge ist der Anteil an Gewässern der Forellenregion besonders hoch. Viele Bäche und die kleineren Flüsse sind schnellfließend und kalt temperiert. Die Flüsse gehören meist zur Äschenregion. Das Werratal ab Meiningen ist sehr breit und ländlich geprägt. Der Fluss gehört hier zur Barbenregion. Im Unterlauf ist die Werra salzbelastet und stärker strukturell beeinträchtigt.

2.2 Unstrut

Die insgesamt 192 km lange Unstrut entspringt nahe Dingelstädt im Eichsfeld und fließt ca. 133 km durch Thüringen, um später in Sachsen-Anhalt nahe Naumburg in die Saale zu münden. Die größeren Nebengewässer in Thüringen sind die Gera, die Helbe, die Wipper und die Helme. Die Unstrut durchfließt auf weiten Teilen das Thüringer Becken und ist somit durch eine sehr breite Tallage und geringe Fließgeschwindigkeiten geprägt. Sie ist auf weiten Strecken stark strukturell beeinträchtigt und eingetieft. Der Nebenfluss Gera entspringt im Thüringer Wald und ist schnellfließender als die anderen Nebengewässer, welche ebenfalls das Thüringer Becken durchqueren. Die Unstrut wird zudem von einer Vielzahl an Gräben begleitet, die das fruchtbare Ackerland schon seit Jahrhunderten entwässern oder dem Hochwasserschutz dienen (z. B. Unstrut-Flutkanal). Viele der heutigen kleinen Fließgewässer in diesem Gebiet sind vermutlich erst durch Meliorationstätigkeit zur Trockenlegung der feuchten Aue entstanden.

2.3 Saale

Die Saale entspringt in Oberfranken (Bayern) zwischen Zell und Weißenstein, durchfließt Thüringen auf 94 km und mündet schließlich nach insgesamt 413 km Fließlänge in Sachsen-Anhalt bei Barby in die Elbe. In Thüringen fließen ihr als größere Nebengewässer die Ilm, die Roda, die Orla, die Schwarza und die Wisenta zu. Die Saale und die meisten ihrer Nebengewässer sind als Gebirgsflüsse zu bezeichnen. Sie entwässern Teile des Thüringer Waldes und des Thüringer Schiefergebirges. Die Saale fließt überwiegend in einem tief eingegrabenen und breiten Tal, welches von trockenen Hochebenen flankiert wird. Die Nebengewässer weisen häufig noch eine recht gute Gewässerstruktur auf. Die Saale selbst ist weitgehend befestigt und begradigt. Die Hydrologie wird wesentlich von der Saalekaskade geprägt und verändert, einer Kette von großen Staubecken, die den Mittellauf durchziehen. Darunter befindet sich die Bleichlochtalsperre als eine der größten Talsperre Deutschlands.

2.4 Weiße Elster

Die Weiße Elster ist ein ca. 245 km langer, rechter Nebenfluss der Saale. Sie entspringt in der Tschechischen Republik nahe des Ortes As im Elstergebirge, überquert nach 10 km die Grenze zu Deutschland und mündet südlich von Halle in die Saale. Die Weiße Elster ist nach der Unstrut der zweitgrößte Saalezufluss. Sie durchfließt Thüringen auf einer Länge von ca. 63 km. Größere Nebengewässer sind Erlbach, Brahme, Weida, Auma und Göltzsch. Die Weiße Elster und ihre Nebengewässer besitzen den Charakter von Gebirgsbächen und -flüssen. Im Oberlauf durchschneidet die Weiße Elster das Thüringer Vogtland und besitzt hier ein relativ enges Tal. Ab Gera öffnet sich die

Tallage und der Fluss fließt langsamer. Die strukturelle Beeinträchtigung nimmt zu. Die Nebengewässer sind häufig noch relativ naturnah ausgeprägt.

3 Pleiße

Die Pleiße ist das kleinste Flusseinzugsgebiet in Thüringen. Sie entspringt am Drei-Linden-Brunnen bei Ebersbach in der Nähe von Zwickau. Nach einer Fließlänge von ca. 90 km mündet sie bei Leipzig in die Weiße Elster. Sie durchfließt Thüringen auf einer Länge von ca. 35 km. Größere Nebengewässer sind die Sprotte, die Wyhra und der Gerstenbach. Die Gewässer dieser Region sind als Tieflandgewässer anzusprechen, häufig sind sie begradigt und teils eingetieft. Das Umfeld ist aufgrund des fruchtbaren Bodens stark landwirtschaftlich geprägt. Die Pleiße selbst weist dennoch auf einem Teil ihrer Strecke noch naturnahe Strukturen auf.

4 Datenerfassung und –herkunft, Auswertung der Daten

4.1 Grundlegende Daten

Über frei zugängliche Geodaten (z. B. ATKIS Thüringen, OSM-Daten) wurden shape-files zur Fließgewässerlänge und der Lage und Ausdehnung der Standgewässer in Thüringen heruntergeladen. Durch das Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz wurden shapes zur Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden unter Nutzung des frei verfügbaren open-source-Programmes Q-GIS visualisiert und weiter ausgewertet. So konnte die Länge der Fließgewässerkilometer sowie die Fläche der Standgewässer pro Einzugsgebiet ermittelt werden. Wetterdaten wurden dem Internetangebot des Deutschen Wetterdienstes (DWD, www.dwd.de) entnommen.

4.1.1 Fische

Die Daten zur Ermittlung der Fischbiomasse der Thüringer Fließgewässer stammen in erster Linie aus den Elektrobefischungen zum Wasserrahmenrichtlinien-Monitoring in Thüringen. Seit 2005 werden dabei standardisiert Befischungen durchgeführt. In Thüringen gibt es ein Messnetz von 431 Messstellen. Im Abstand von drei bis fünf Jahren werden diese jeweils im Herbst befischt und die Daten hinsichtlich des Zustandes des Fischfauna bewertet. Bei den Befischungen werden 400 m watend bzw. 500 m Strecke mit Boot befischt. Alle gefangenen Fische werden auf Art bestimmt und auf cm genau vermessen. Die Breite des befischten Gewässers wird angegeben. Die Rohdaten werden zudem einem artabhängigen Korrekturfaktor unterzogen, der berücksichtigt, dass Fische unterschiedlich effektiv mit Elektrobefischungen gefangen werden können. Mit diesen Angaben kann unter Berücksichtigung eines artabhängigen Korpulenzfaktors die Masse jedes einzelnen Fisches nach folgender Formel berechnet werden.

$$Gewicht\ Fisch\ (g) = \frac{Länge\ Fisch\ (cm)^3 * Korpulenzfaktor}{100}$$

Über die Aufsummierung und den Bezug des Ergebnisses auf die befischte Fläche kann die Biomasse als Gewicht in kg pro ha Gewässerfläche [kg/ha] angegeben werden.

Von den 431 Messstellen des Landes Thüringen wurden 111 ausgewählt, die in den betrachteten OWK liegen und eine ausreichende Datengrundlage und –qualität aufwiesen. Durch das Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz wurden die Biomassen für die an diesen Stellen

durchgeführten Befischungen zur Verfügung gestellt. Dabei wurden für jede Messstelle Gewässerbreiten festgelegt, um die Daten untereinander vergleichen zu können. Insgesamt konnten so 644 Datensätze ausgewertet werden.

Aus den Daten der Biomassen an den einzelnen Messstellen in den unterschiedlichen Jahren wurden Mittelwerte gebildet. Die Mittelwertbildung erfolgte pro Jahr, pro Einzugsgebiet oder pro Gewässerregion. Dabei wurden Daten aus den Jahren 2005 bis 2018 berücksichtigt.

Für die überblicksartige Auswertungen erfolgte die Zusammenfassung in Zeitblöcken, die jeweils drei Jahre (bzw. zwei Jahre) umfassen: 2005-2008; 2009-2011; 2012-2013; 2014-2016, 2017-2018

4.1.2 Fischotter

Die Verbreitung des Fischotters in Thüringen wird seit dem Jahr 2001 halbstandardisiert durch das so genannte Otter-Netz Thüringen erfasst. Dabei werden im Winterhalbjahr ausgewählte Brücken auf Nachweise des Otters (Spuren, Trittsiegel) untersucht. Pro 10 x 10 km UTM-Raster werden 4-5 Brücken ausgewählt und diese als Probestellen in einem Brückenkataster erfasst. Die Anzahl an kontrollierten Stichprobenorte (SPO) hat sich in den letzten Jahren mit dem Aufbau des Otter-Netzes Thüringen stetig erhöht. Derzeit sind ca. 450 Brücken im Brückenkataster aufgelistet. Es wurden die Kartierungen zwischen 2005 und 2018 berücksichtigt, allerdings wurde im Jahr 2017 keine Kartierung durchgeführt, so dass für den Zeitraum 2017-2018 nur ein Datensatz zur Verfügung stand. Im Jahr 2005 waren 85 Brücken kontrolliert worden, 2018 waren es 404 SPO.

Bei Fischotternachweis an der untersuchten Stelle wird die Brücke als „positiv“ notiert. Zusammenfassend kann dann der Anteil der als positiv untersuchten SPO angegeben werden. Somit ist eine Angabe zur Verbreitungsdichte des Otters möglich. Die Daten wurden getrennt nach Einzugsgebieten ausgewertet. Für die Erstellung von Zeitblöcken (Einteilung siehe Fische) wurden Mittelwerte aus den prozentualen Anteilen gebildet.

Es ist zu beachten, dass die Kartierungsmethode keine Aussagen über die Anzahl der vorkommenden Tiere ermöglicht. Dies ist nur mit aufwändigen genetischen Methoden möglich, die nicht jährlich möglich sind. In Thüringen wurden bisher keine genetischen Untersuchungen durchgeführt.

4.1.3 Kormoran

Die Daten zum Vorkommen des Kormorans wurden durch das Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz zur Verfügung gestellt. Sie beinhalten monatliche Zählungen an jährlich wechselnden Schlafplätzen. Angegeben wird die Anzahl der Individuen pro Monat pro Schlafplatz. Es wurden zwischen 2004 und 2017 die Daten von insgesamt 93 Schlafplätzen ausgewertet. Für den Vergleich der Daten wurden entweder Mittelwerte der Monate Oktober bis März des Folgejahres oder die monatlichen Maximalwerte in diesem Zeitraum angegeben. Anschließend konnte der Mittelwert für das jeweilige gesamte Einzugsgebiet gebildet werden. Für den Vergleich mit den Daten der Fische wurde jeweils die Kormorandaten des Winterhalbjahres mit den Fischdaten des darauf folgenden Herbstes verglichen (z. B. Kormorandaten Oktober 2005 bis März 2006; Fischdaten Herbst 2006)

4.1.4 Makrozoobenthos

Die Informationen zum Makrozoobenthos wurden durch das Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz zur Verfügung gestellt. Es handelt sich dabei um Datensätze, die im Rahmen des Monitorings zur Wasserrahmenrichtlinie seit 2005 erhoben wurden. Ebenso wie für die Fische existiert ein Netz an Messstellen für die Beprobung des Makrozoobenthos. Diese sind teilweise mit den Probestellen für die Fischfauna identisch, jedoch nicht in allen Fällen. Die Angabe

der Daten erfolgt in Anzahl Individuen pro m². Dabei können einzelne Taxa oder Gruppen getrennt angegeben werden. Im Vorliegenden Fall wurden Insekten und andere Gruppen („Nicht-Insekten“) getrennt betrachtet, ebenso wie einzelne Insektenordnungen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Für die Auswertung und den Vergleich der Daten wurden Mittelwerte der Anzahl pro Einzugsgebiet und pro Jahr gebildet. Insgesamt wurden 1229 Datensätze ausgewertet. Die Datensätze des Jahres 2011 zeigten ungewöhnlich hohe Abundanzen. Es wird vermutet, dass hier ein methodischer Fehler vorliegt. Sie wurden daher nicht in die Auswertung einbezogen.

4.1.5 Zerschneidung

Der Grad der Verbauung mit Querbauwerken wurde durch verschiedene Datenquellen erschlossen. Es stand ein shape-file mit der Lage aller Querbauwerke in Thüringen zur Verfügung. Diese, sowie Daten aus den Durchgängigkeitskonzepten, die für die größeren Flüsse in Thüringen vorliegen, wurden genutzt. Obwohl in den letzten Jahren viele Querbauwerke durchgängig gestaltet wurden, wurde bei der Auswertung nicht zwischen einem durchgängigen und einem nicht-durchgängigen Querbauwerk unterschieden. Für viele Querbauwerke war der Status nicht genau bekannt. Außer beim kompletten Rückbau bildet zudem auch ein mit einer Fischaufstiegsanlage oder einer Sohlgleite ausgestattetes Querbauwerk noch ein mehr oder weniger stark ausgeprägtes Hindernis. Auch der sich häufig anschließende Stauraum kann ein Durchgängigkeitshindernis darstellen. Es wurden daher nur die Fälle berücksichtigt, in denen der komplette Rückbau eines Hindernisses bekannt war. Für die Daten zur Zerschneidung gibt es keine zeitlichen Reihen. Der hier berücksichtigte Datenstand ist ungefähr auf das Jahr 2010 zu datieren.

4.1.6 Gewässerstruktur

Für die Einschätzung der strukturellen Gegebenheiten der Fließgewässer und damit einer Einschätzung zur Naturnähe wurden die Daten zur Übersichtstrukturgütekartierung des Landes Thüringen herangezogen. Derzeit wird eine neue Strukturgütekartierung erarbeitet, die jedoch noch nicht verfügbar ist. Daher bezieht sich der Datenstand noch auf das Jahr 2000. Das entsprechende shape-file wurde durch Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz zur Verfügung gestellt. Die Auswertung stellt den Anteil der einzelnen Strukturgüteklassen am Gesamt-Gewässernetz des jeweiligen Einzugsgebietes dar. Eine chronologische Auswertung war nicht möglich.

4.1.7 Anteil Ackerflächen

Als Maß des Einflusses der Landnutzung auf die Fließgewässer wurde der Anteil der Ackernutzung an der gesamten Fläche des jeweiligen Einzugsgebietes herangezogen. Dabei wird davon ausgegangen, dass mit einem höheren Anteil an Ackerfläche mehr Stoffeinträge auf das Fließgewässer einwirken können. Die aktuellen Landnutzungsanteile des Jahres 2018 sind als frei verfügbare Geodaten erhältlich (ATKIS Thüringen). Über ein entsprechendes shape-file konnten die Anteile an Ackernutzung pro Einzugsgebiet ermittelt werden.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Grundlagen, Gewässernetzdichte

Thüringen weist insgesamt eine mäßige Gewässerdichte auf. Für die Angabe der Gewässernetzdichte der Fließgewässer wurde für die betrachteten Einzugsgebiete das Verhältnis zwischen km Fließgewässerlänge und Fläche des EZG errechnet. Dabei wurde das Fließgewässernetz genutzt, welches über ATKIS Thüringen als shape-file verfügbar ist. Dieses ist ausgedehnter als die Kulisse der für die Wasserrahmenrichtlinie relevanten Gewässer. In den betrachteten EZG mit einer Gesamtfläche von 14.558 km² sind demnach insgesamt 16.795 km Fließgewässer vorhanden. Die höchste Gewässernetzdichte hat das EZG der Unstrut mit einem Verhältnis von 0,66 km/km² (Abb. 3). Im EZG der Saale befindet sich mit 0,51 km/km² das kürzeste Gewässernetz. Die Unterschiede zwischen den EZG sind jedoch relativ gering.

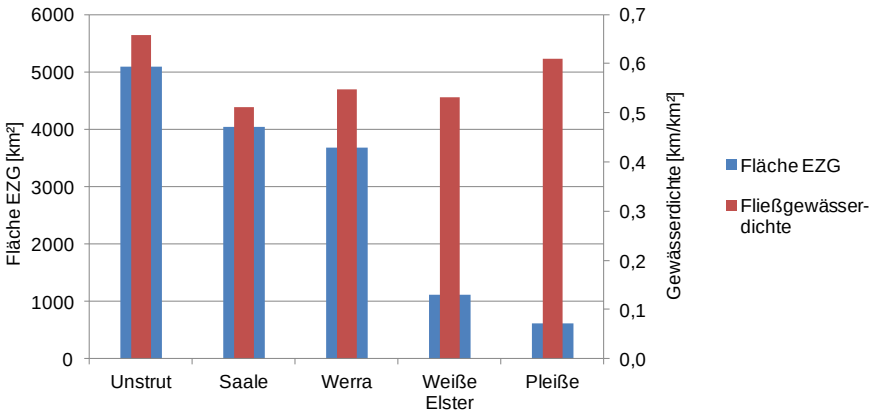

Abb. 3: Fläche und Fließgewässerdichte der Thüringer EZG

Für die Angabe der Standgewässerdichte wurde das ATKIS-shapefile für die Standgewässer genutzt. Hier mussten die Flächen der größeren Flüsse entfernt werden, die im shape als Wasserfläche enthalten waren. Die Angabe der Standgewässerdichte erfolgt in Hektar wiederum bezogen auf die Fläche des jeweiligen EZG. Insgesamt befindet sich in den betrachteten EZG eine Standgewässerfläche von 8639 ha. Die höchste Standgewässerdichte mit 1,3 ha/km² befindet sich im EZG der Pleiße (Abb. 4). Dies ist vor allem durch die relativ geringen Fläche des EZG und die hier befindlichen größeren Teichgebieten bedingt. Die geringste Standgewässerdichte weist das EZG der Unstrut mit 0,73 ha/km² auf.

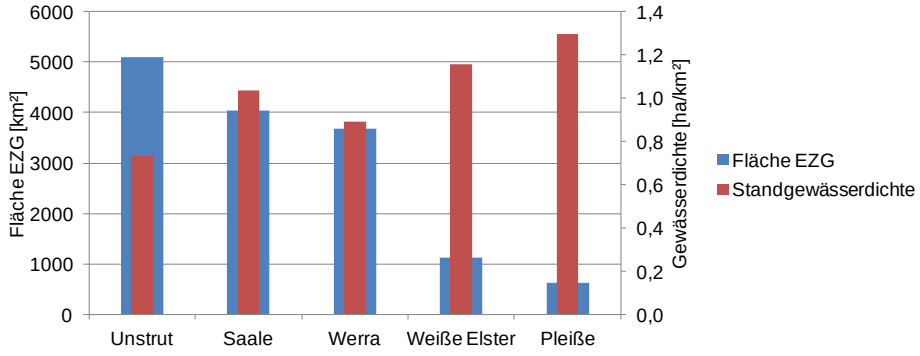

Abb. 4: Fläche und Standgewässerdichte der Thüringer EZG

5.2 Entwicklung der Fischbiomasse in Thüringer Fließgewässern

5.2.1 Gesamtentwicklung

Durchschnittlich standen pro Jahr 45 Datensätze für die Berechnung der Fischbiomasse zur Verfügung (maximal 81 im Jahr 2017, minimal 13 im Jahr 2014). Bei Betrachtung des Zeitraumes von 2005 bis 2018 schwankt der jährliche Mittelwert der Fischbiomasse für alle Thüringer Gewässer zwischen 186 kg/ha im Jahr 2007 und 103,3 kg/ha im Jahr 2018 (Abb. 5). Die Schwankungsbreite stellt sich demnach als relativ hoch dar. Tendenziell nimmt der Mittelwert der Fischbiomasse in Thüringer Fließgewässern ab. Dieser Trend ist auch bei Zusammenfassung der Daten zu Dreijahresblöcken zu erkennen (Abb. 6). Waren in den Auswertungsjahren 2005-2007 noch durchschnittlich 158,6 kg/ha Fischbiomasse in den Gewässern anzutreffen, so betrug dieser Wert in den Auswertungsjahren 2017/2018 nur noch 103,5 kg/ha. Der Rückgang beträgt hier ca. 45 %.

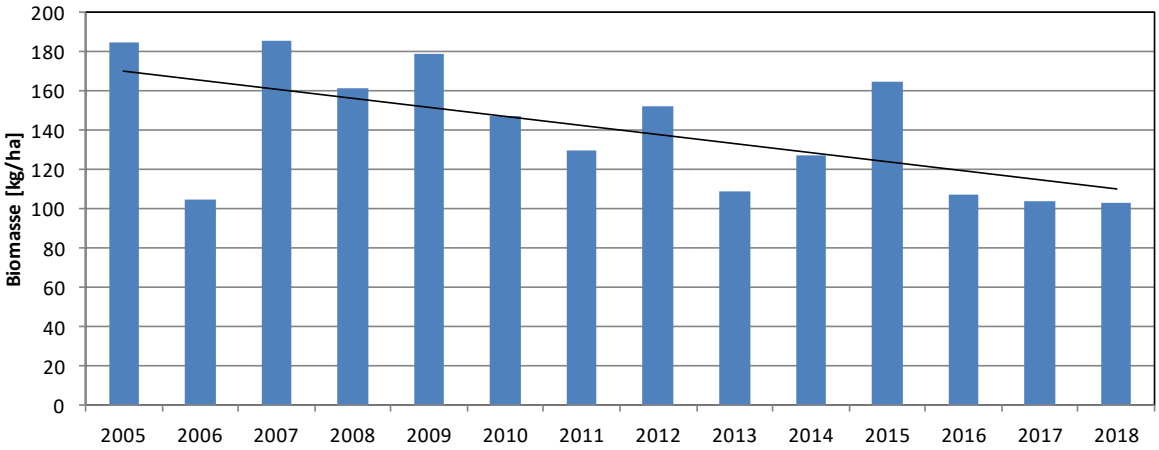

Abb. 5: Entwicklung der Fischbiomasse pro Jahr in Thüringer Fließgewässern (Mittelwert aus allen EZG) mit Darstellung der linearen Trendlinie

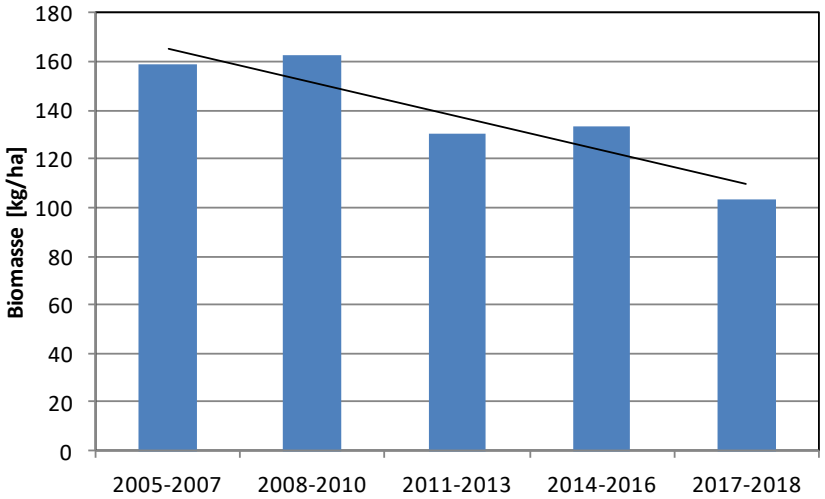

Abb. 6: Entwicklung der Fischbiomasse pro Dreijahresscheibe in Thüringer Fließgewässern (Mittelwert aus allen EZG) mit Darstellung der linearen Trendlinie

5.2.2 Entwicklung in den Einzugsgebieten

In den einzelnen EZG weist die durchschnittliche Fischbiomasse über den gesamten betrachteten Zeitraum teils deutliche Unterschiede auf. Der minimale Mittelwert wird mit 90,3 kg/ha im EZG der Pleiße erreicht, der maximale Mittelwert im EZG der Unstrut mit 156,1 kg/ha. Unstrut, Weiße Elster, Werra und Saale weisen relativ ähnliche Biomassegehalte um ca. 150 kg/ha auf.

In den einzelnen EZG stellt sich der bereits überblicksartig festgestellte Abwärtstrend der Biomasse ebenfalls dar. Abb. 7 zeigt die Entwicklung der Fischbiomasse in Dreijahresblöcken je EZG. In allen Fällen ist der letzte Auswertungszeitraum 2017/2018 der mit der geringsten Biomasse. So werden in der Pleiße 2017/2018 nur noch 54 kg/ha Biomasse erreicht. In der Unstrut sind es noch 130,8 kg/ha. In der Pleiße und der Weißen Elster ist der Abwärtstrend besonders stark ausgeprägt. Zwischen den Biomassewerten 2005-2007 und 2017/2018 ist bei beiden EZG ein Rückgang um ca. 30 % festzustellen. Bei Saale und Unstrut verläuft der Abwärtstrend etwas gemäßigter und ist im EZG der Werra am geringsten ausgeprägt.

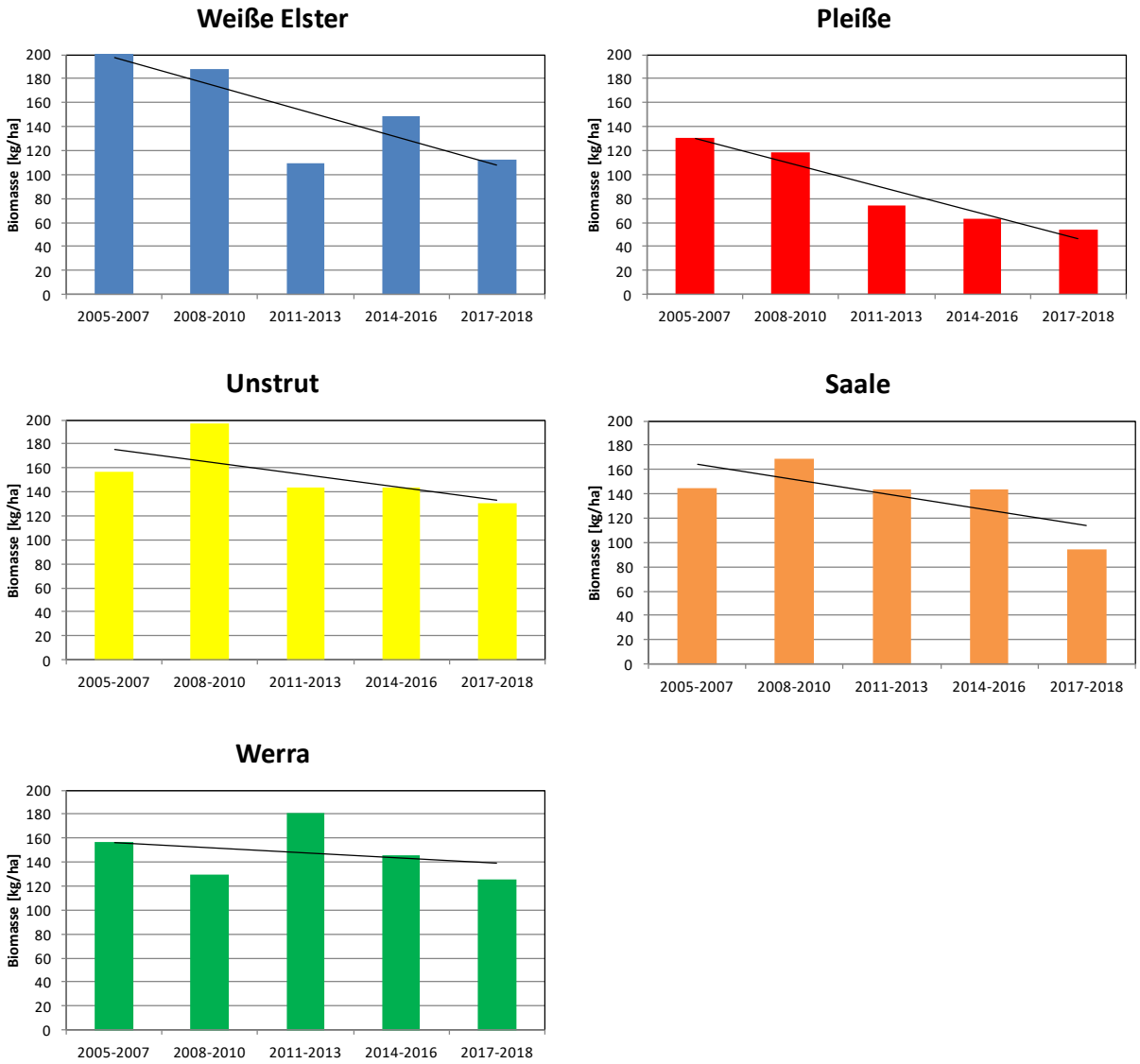

Abb. 7: Entwicklung der durchschnittlichen Fischbiomasse in Dreijahresscheiben in den Thüringer EZG

5.2.3 Entwicklung in den Gewässerregionen

In den betrachteten EZG sind im Allgemeinen alle Gewässerregionen zwischen Epirhithral bis Epipotamal ausgeprägt. Die einzelnen Fließgewässerregionen werden dabei entweder nach den klassischen Fischregionen oder in das Rithral-Potamal-System eingeordnet. Für letzteres wurden unterschiedliche Gewässertypen durch die LAWA erarbeitet (https://www.gewaesser-bewertung.de/, besucht am 3.2.2020). Auch in Thüringen wurden die Fließgewässer in diese Typen eingeordnet. Je nach Gewässertyp kann die Fischartenzusammensetzung und Biomasseproduktion unterschiedlich sein. Um den Trend der Biomasseentwicklung in den einzelnen Gewässerregionen abbilden zu können, wurden den Messstellen die übergeordneten (Grob-)Typen zugeordnet (Epirhithral, Metarhitral, Hyporhithral, Epipotamal) und Mittelwerte für alle betrachteten Regionen getrennt nach Jahren gebildet. Gemittelt über alle Jahre ist der Fischbestand im Epirhithral mit 182,3 kg/ha am höchsten, gefolgt von Metarhithral (136,9 kg/ha) und Epipotamal (121,8 kg/ha). Die geringste Biomasse wies das Hyporhithral auf (110,8 kg/ha).

Wie bereits bei den einzelnen EZG ersichtlich, gibt es auch bei Betrachtung der einzelnen Gewässerregionen einen Abwärtstrend der Fischbiomasse. Wiederum ist dies in den einzelnen Regionen unterschiedlich stark ausgeprägt (Abb. 8). Am stärksten erfolgte die Abnahme im Epirhithral, dieser Trend wird jedoch auch durch die überdurchschnittlich hohe Biomasse im Jahresblock 2008-2010 hervorgerufen. Im Epipotamal ist ebenfalls eine starke Abnahme zu verzeichnen. Das Hyporhithral geht etwas weniger stark zurück, jedoch startete der Trend 2005 bereits mit einer für die Gewässerregion sehr geringen Biomasse. Im Metarhihtral ist der Trend dagegen noch nicht so stark ausgeprägt. Für die Fischregionen existieren nach GÖRLACH et al. (2017) grobe Anhaltspunkte über die zu erwartenden Biomasse. Sie sind in Tab. 1 aufgeführt. Dabei ist zu beachten, dass die angegebenen Zahlen die im Normalfall zu erwartenden Biomassedaten sind. Sie können durchaus auch höher ausfallen.

Tab. 1: zu erwartende Fischbiomasse in den Fischregionen der Thüringer Fließgewässer (nach GÖRLACH et al. 2017)

Fischregion	**Zu erwartende Fischbiomasse in kg/ha**
Untere Forellenregion (Metarhithral)	100-250
Äschenregion (Hyporhithral)	150-200
Barbenregion (Epipotamal	200

In Abb. 8 sind die Trends in Dreijahresblöcken aufgeführt. Die geraden, roten Linien geben an, wie hoch die zu erwartende Biomasse minimal wäre. Es ist ersichtlich, dass in allen Fischregionen (außer im Epirhithral, hier war keine Bezugsgröße verfügbar) die Biomasse hinter den Erwartungen zurückbleibt. Bereits im Jahr 2005 waren die Biomassewerte vor allem im Hyporhithral und im Epipotamal schon unter an der Marke der eigentlich möglichen Biomasse gesunken.

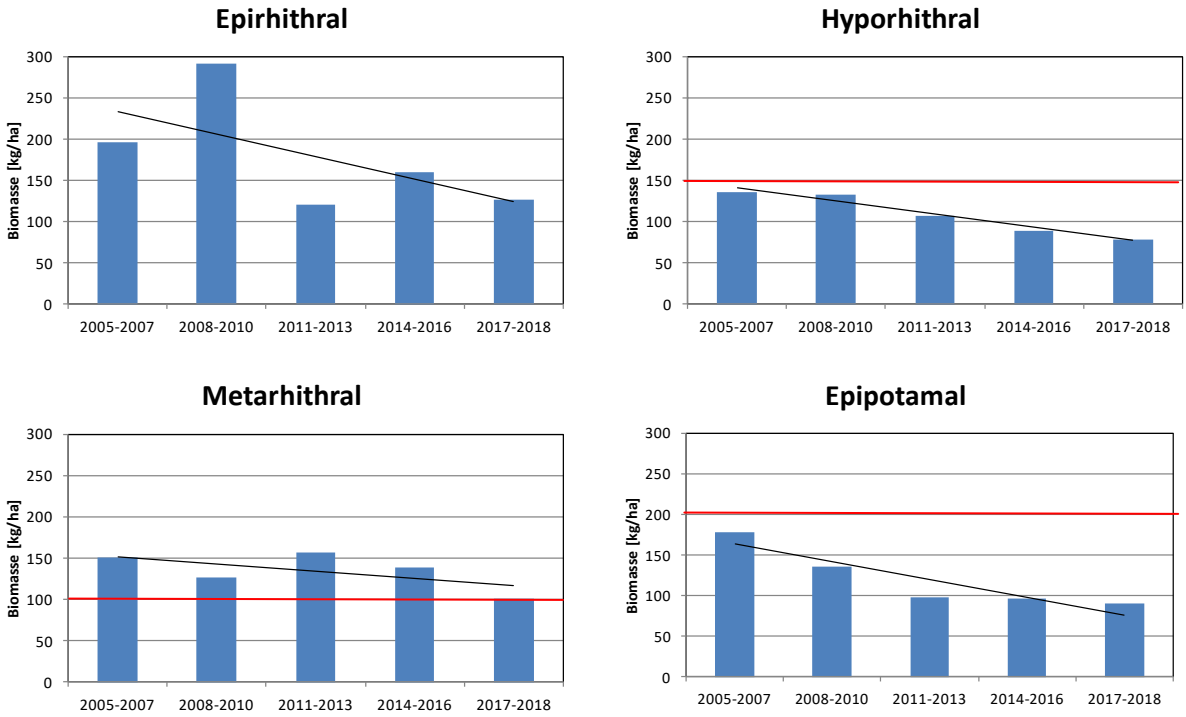

Abb. 8: Entwicklung der durchschnittlichen Fischbiomasse in Drei-Jahresscheiben in den Thüringer Gewässerregionen

5.2.4 Entwicklung von Artzahl, Individuenzahl und Fischlängen

Um die Entwicklung der Fischbiomasse besser beurteilen zu können, wurden für ausgewählte Datensätze (n= 536) die durchschnittliche Anzahl der anzutreffenden Arten, Individuenzahlen pro 100 m Flusslauf und die durchschnittliche Fischgröße bestimmt. Hierzu wurden die unkorrigierten Urdaten der Befischungen verwendet.

Artenzahl

Die durchschnittlich über alle Jahre bei einer Befischung erfasste Artenzahl ist im EZG der Saale mit 5,3 Arten am geringsten. Die meisten Arten sind mit 9,2 Spezies im EZG der Weißen Elster anzutreffen. Erwartungsgemäß sind im Epirhithral die geringsten Artenzahlen (durchschnittlich 4,5 Arten) anzutreffen und im Epipotamal die höchsten Artenzahlen (11,6 Arten).

Die Entwicklung der Artenzahl in den EZG weist meist eine geringe Abnahme auf, jedoch ist dieser Trend nicht deutlich (Abb. 9). Leidiglich in der Werra war eine relativ deutliche Abnahme der durchschnittlichen Artenzahl von 9,2 Arten in den Jahren 2005-2007 auf 6,4 Arten 2017/2018 zu verzeichnen.

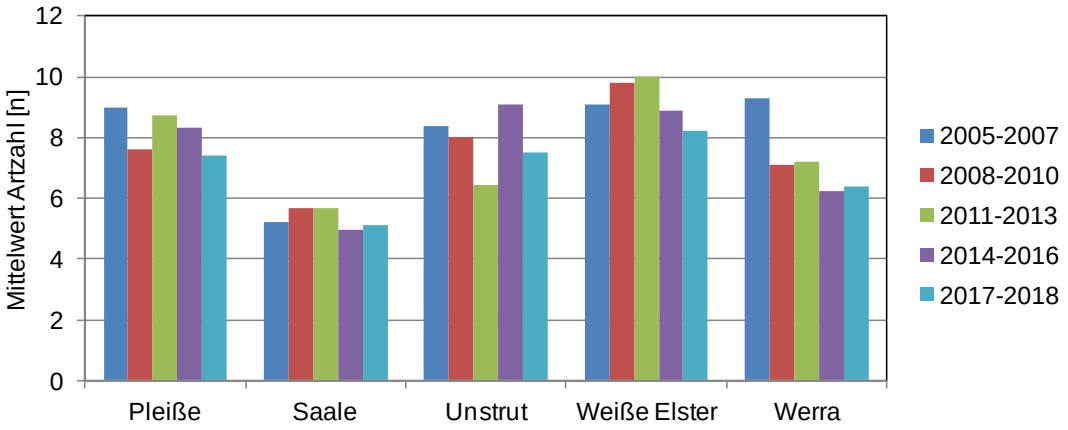

Abb. 9: Entwicklung der durchschnittlichen Artzahl in Dreijahresscheiben in den EZG der Thüringer Fließgewässer

Das Bild ähnelt sich bei der Entwicklung der Artenzahlen in den einzelnen Fischregionen. Bei leichten Schwankungen bleiben die Artenzahlen nahezu gleich, jedoch ist im Epipotamal ein abnehmender Trend ersichtlich (Abb. 10). Hier sank die Artenzahl leicht von 12,9 (2005-2007) auf 10,8 (2017/2018). Vergleicht man diese Zahl mit den Vorgaben der Artenzahlen der in Thüringen geltenden fischfaunistischen Leitbilder, betragen die aktuellen Artenzahlen jedoch nur ca. die Hälfte bis ein Drittel der eigentlich zu erwartenden Arten. Tab. 2. gib den Durchschnitt der Artenzahlen wider, die bei den in Thüringen vorkommenden Fischregionen im Leitbild zu erwarten wären. Hier ist ein deutliches Defizit festzustellen.

Tab. 2: Durchschnittliche Artzahl der Thüringer fischfaunistischen Referenzen und des aktuellen Fischbestandes in den einzelnen Gewässerregionen

Region	**Mittelwert Artenzahl aus fischfaunistischer Referenz**	**Aktuelle Artenzahl (2017/2018)**
Epirthral	8,1	4,3
Metarhithral	15,0	6,1
Hyporhithral	16,3	7,4
Epipotamal	33,3	10,8

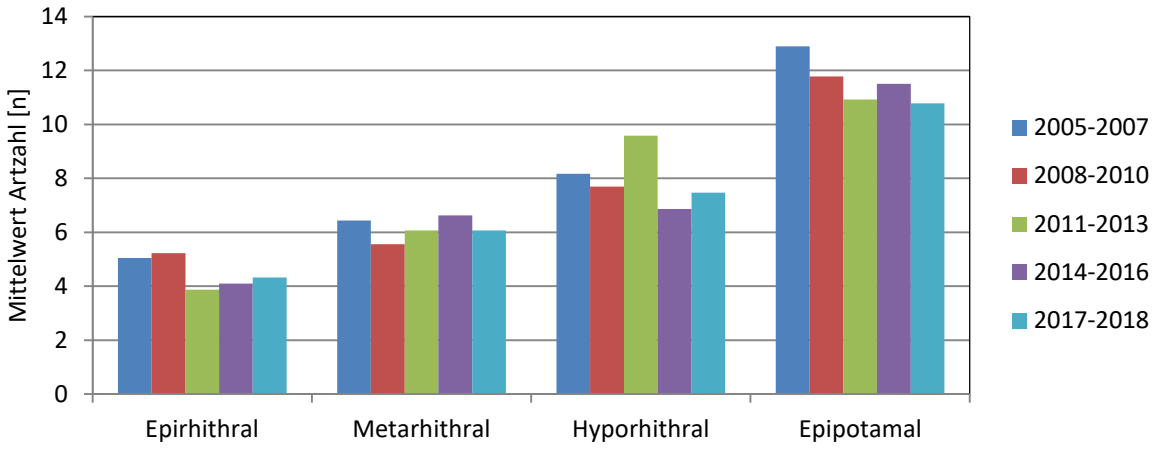

Abb. 10: Entwicklung der durchschnittlichen Artzahl in Dreijahresscheiben in den Gewässerregionen der Thüringer Fließgewässer

Individuenzahl

Für den Vergleich der erfassten Fischanzahlen wurden die Befischungsergebnisse auf eine befischte Streckenlänge von 100 m bezogen. Grundlage sind die unkorrigierten Urdaten. Der Durchschnitt über alle betrachteten Jahre ist im EZG der Saale mit 111 Fischen/100 m am geringsten. Im EZG der Pleiße wurden die höchsten Individuenzahlen mit durchschnittlich 218 Ind./100 m erfasst. Bei der Betrachtung des zeitlichen Trends in den einzelnen EZG wird jedoch kein klares Bild ersichtlich. Es gibt eine starke Schwankungsbreite, mit einem leicht zurückgehenden Trend (Abb. 11). Tendenziell werden also weniger Fische bei den Befischungen erfasst, jedoch kann dies in einzelnen Jahren an ein und der derselben Messstelle sehr unterschiedlich ausfallen.

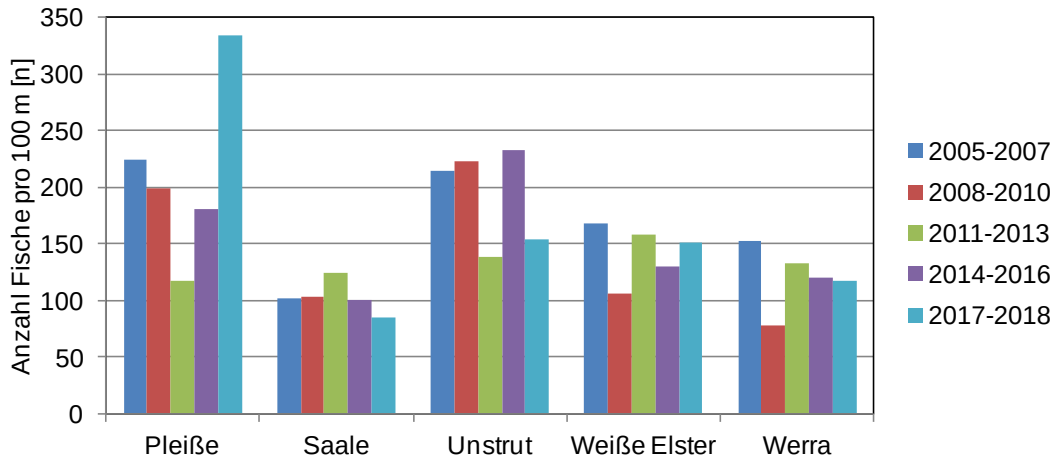

Abb. 11: Entwicklung der durchschnittlichen Fischzahl pro 100 m Gewässerlänge in Drei-Jahresscheiben in den EZG der Thüringer Fließgewässer

Bei Betrachtung des Trends in den einzelnen Fischregionen zeigt sich ein ähnliches Bild. Erwartungsgemäß sind die Individuenzahlen in Epipotamal und Hyporhithral am höchsten (Abb. 12). In letztgenannter Region deutet sich eine leichte Zunahme der Individuenzahlen an.

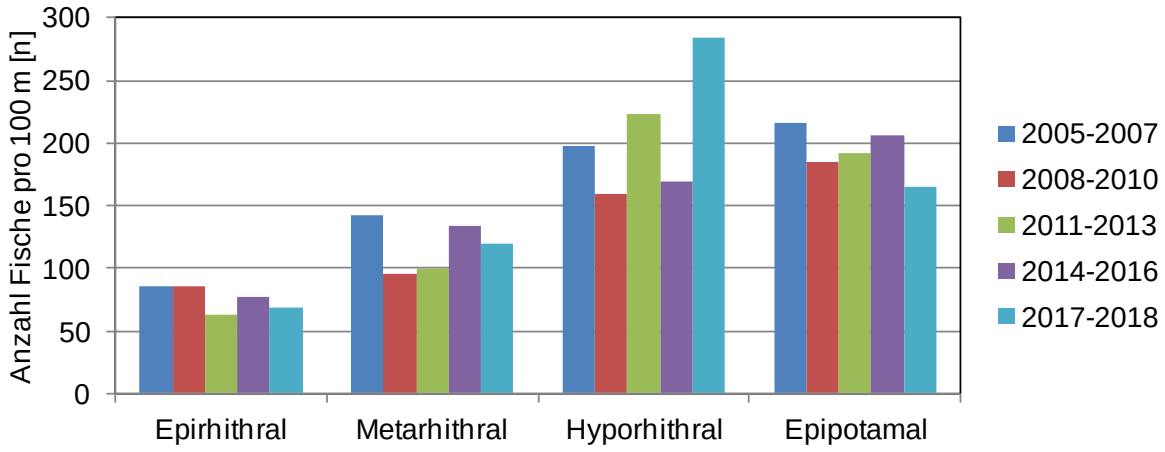

Abb. 12: Entwicklung der durchschnittlichen Fischzahl pro 100 m Gewässerlänge in Dreijahresscheiben in den Gewässerregionen der Thüringer Fließgewässer

Fischgröße

Für die Betrachtung der durchschnittlichen Fischgröße wurden die unkorrigierten Fangzahlen verwendet und der Mittelwert aus der Größe aller gefangenen Fische pro Befischung gebildet.

Bei Betrachtung der Daten, die über den kompletten Zeitraum gemittelt wurden, fällt auf, dass die Fische in den einzelnen EZG recht unterschiedliche Größen aufweisen. Während Fische im EZG der Pleiße durchschnittlich nur 8,9 cm groß sind, sind im EZG der Saale die Tiere mit 14,4 cm am größten.

Die zeitlichen Auswertungen zeigen einen abnehmenden Trend der Fischgröße. Besonders stark sank die mittlere Körpergröße in den letzten Jahren im EZG der Pleiße (Abb. 13). Betrug hier im Zeitraum von 2005-2007 die mittlere Fischgröße noch 11,2 cm, sank sie im Zeitraum von 2017/2018 auf 6,5 cm. Im EZG der Saale war diese Abnahme auf einem höheren Niveau ebenfalls festzustellen (2005-2007: 14,8 cm, 2017/2018 12,4 cm). Auch in den EZG der Weißen Elster und der Werra ist ein Trend zu kleineren Fischen zu beobachten, in der Unstrut ist er etwas geringer ausgeprägt.

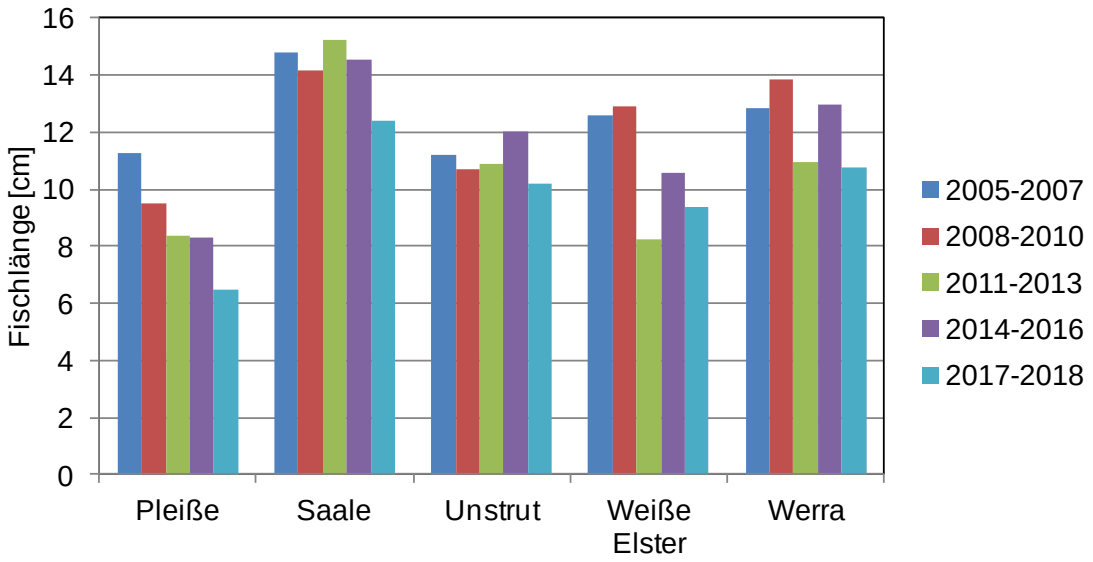

Abb. 13: Entwicklung der durchschnittlichen Fischgröße in Dreijahresscheiben in den EZG der Thüringer Fließgewässer

In den einzelnen Gewässerregionen ist der Trend zu geringeren Körpergrößen ebenfalls feststellbar. Besonders deutlich wird dies im Hyporhithral während im Epirhithral nur eine geringe Abnahme festzustellen ist (Abb. 14).

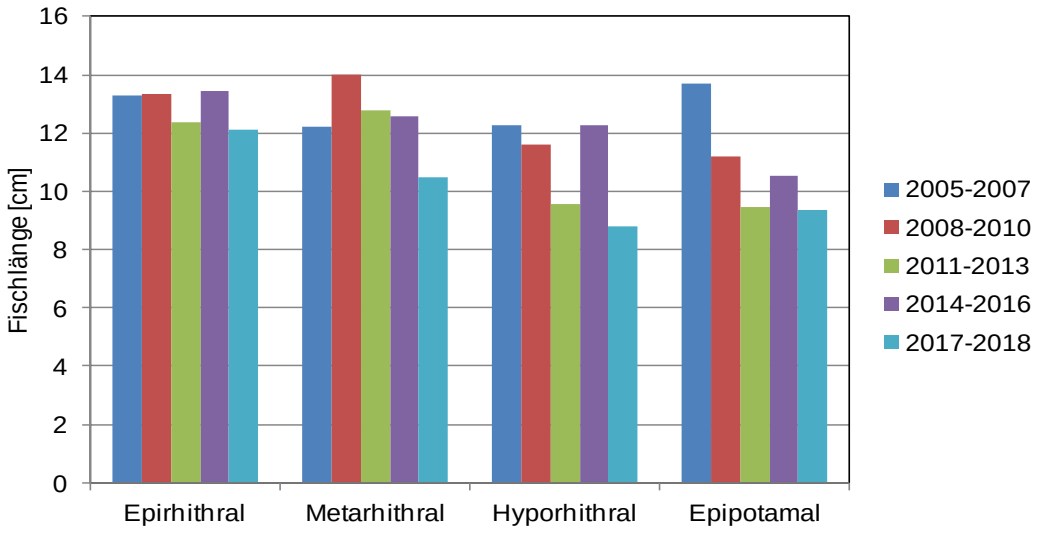

Abb. 14: Entwicklung der durchschnittlichen Fischgröße in Drei-Jahresscheiben in den Gewässerregionen der Thüringer Fließgewässer

Insgesamt ist bei einer eher gleichbleibenden Individuenzahl von einer prozentualen Zunahme von Fischen mit geringer Körpergröße auszugehen bzw. von einer Abnahme von Fischen mit mittlerer und größerer Körpergröße. Die Zunahme der kleineren Körpergrößen ist vermutlich auf eine Zunahme von Arten mit geringer Länge (z.B. Elritze, Schmerle, Groppe) zurückzuführen.

Die Abnahme der Biomasse ist daher mit einer Abnahme der durchschnittlichen Körpergröße erklärbar, da kleine Fische leichter sind als große Exemplare.

5.2.5 Zusammenfassung

Die Fischfauna in Thüringen hat sich im betrachteten Zeitraum zwischen 2005 und 2018 deutlich verändert. Besonders auffällig ist der Rückgang der erfassten Biomasse sowohl in Einzugsgebieten als auch in den Gewässerregionen. Lediglich im Metarhithral war der Abnahmetrend nicht so stark ausgeprägt. Die Biomasse ist in allen Gewässerregionen geringer als für die jeweilige Region zu erwarten wäre.

Die durchschnittliche Zahl der Fischarten pro Befischung liegt überall deutlich unter dem zu erwartenden Mittelwert für die jeweiligen Gewässerregionen. Es ist zudem ein leichter bis starker Rückgang der Artenzahl festzustellen.

Die durchschnittliche Fischzahl pro 100 m Befischungsstrecke ist demgegenüber bei stärkeren Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren weitgehend gleich geblieben. Ein eindeutiger Trend ist nicht auszumachen.

Der Mittelwert der Länge der gefangenen Fische nimmt demgegenüber deutlich ab. Dies ist sowohl bei Betrachtung der EZG als auch der Gewässerregionen auffällig. Dies ist ein Hinweis auf das Fehlen bzw. Verschwinden großer Größenklassen bzw. großwüchsiger Arten und auf eine mögliche Zunahme der kleineren Exemplare bzw. von Kleinfischarten.

Im Folgenden sollen Faktoren, die potenziell für diese Entwicklung verantwortlich sein können, näher vorgestellt und diskutiert werden.

5.3 Einfluss des Fischotters

Da die Nahrung des Fischotters zu einem großen Teil aus Fischen besteht, ist ein Einfluss dieses Prädators auf Fischpopulationen potenziell möglich. Immer wieder gibt es Meldungen, dass der Fischotter „ganze Bäche leer frisst“, einheimische Fischarten bedroht und bevorzugt große Fische frisst. Letzeres ist durch eine Vielzahl an Nahrungsanalysen (Überblick in LANSZKI et al. 2016) hinreichend widerlegt. Das Hauptspektrum der Größe an erbeuteten Fischen liegt beim Fischotter zwischen 10 und 20 cm. Es werden auch größere Fische erbeutet, diese jedoch hauptsächlich in Teichgebieten, wo sie sich besser erbeuten lassen und häufiger vorkommen. In dieser Studie soll jedoch nur der Einfluss des Fischotters auf die Entwicklung der Fischbiomasse in Thüringer Fließgewässern untersucht werden. So kann beurteilt werden, ob der Fischotter beim beobachteten Rückgang bzw. den Veränderungen der Fischbiomasse in Thüringer Gewässern eine Rolle spielt.

5.3.1 Verbreitungsentwicklung des Fischotters

Der Anteil an positiv untersuchten Stichprobenorten (SPO) stieg in Thüringen von 9,41 % in der Erfassungssaison des Winters 2005/2006 auf 49,88 % in der Saison 2018/2019 (Abb. 15). Dabei ist zu beachten, dass gleichzeitig die Zahl untersuchter SPO von 85 auf 405 stieg. So ist der Anstieg der Verbreitung zumindest teilweise auch damit zu erklären, dass das untersuchte Gebiet kontinuierlich erweitert wurde.

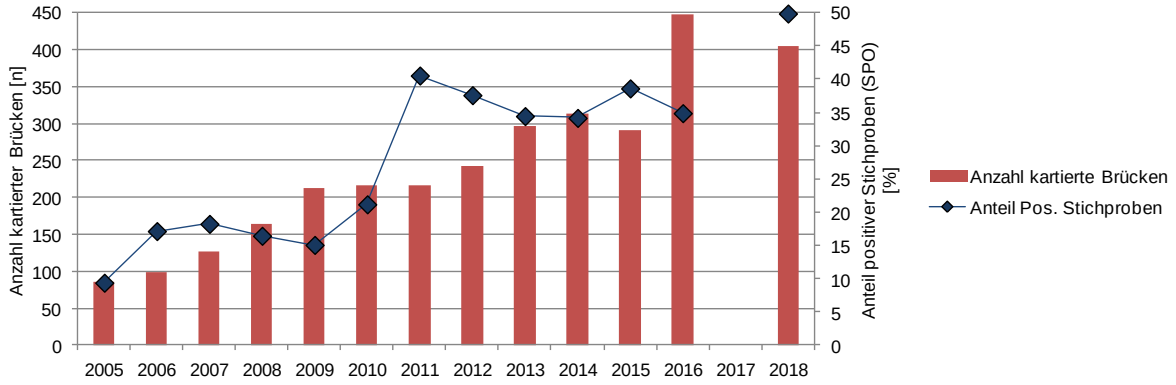

Abb. 15: Entwicklung der Nachweisdichte des Fischotters in Thüringen (ausgewählte Gebiete) ausgedrückt als Anteil an positiven SPO pro Nachweissaison. In der Saison 2017/2018 wurden keine Kartierungen durchgeführt.

Der Fischotter ist aktuell vor allem in Ostthüringen verbreitet. Die Nordthüringer Teilpopulation schien längere Zeit getrennt davon zu existieren, derzeit deutet sich eine Kontaktaufnahme mit möglicher Vermischung an. Die Teilpopulation im EZG der Werra scheint demgegenüber isoliert. Es ist nicht klar, ob und mit welchen bayerischen oder hessischen Populationen sie in Verbindung steht. Eine landesweite Kartierung im Rahmen des FFH-Monitorings 2016/2017 ergab, dass nach wie vor im Bereich des Thüringer Waldes, seines nördlichen Vorlandes und des Thüringer Beckens keine oder höchsten durchziehende Fischotter zu erwarten sind. Die Entwicklung seit 2010 zeigt exemplarisch Abb. 16.

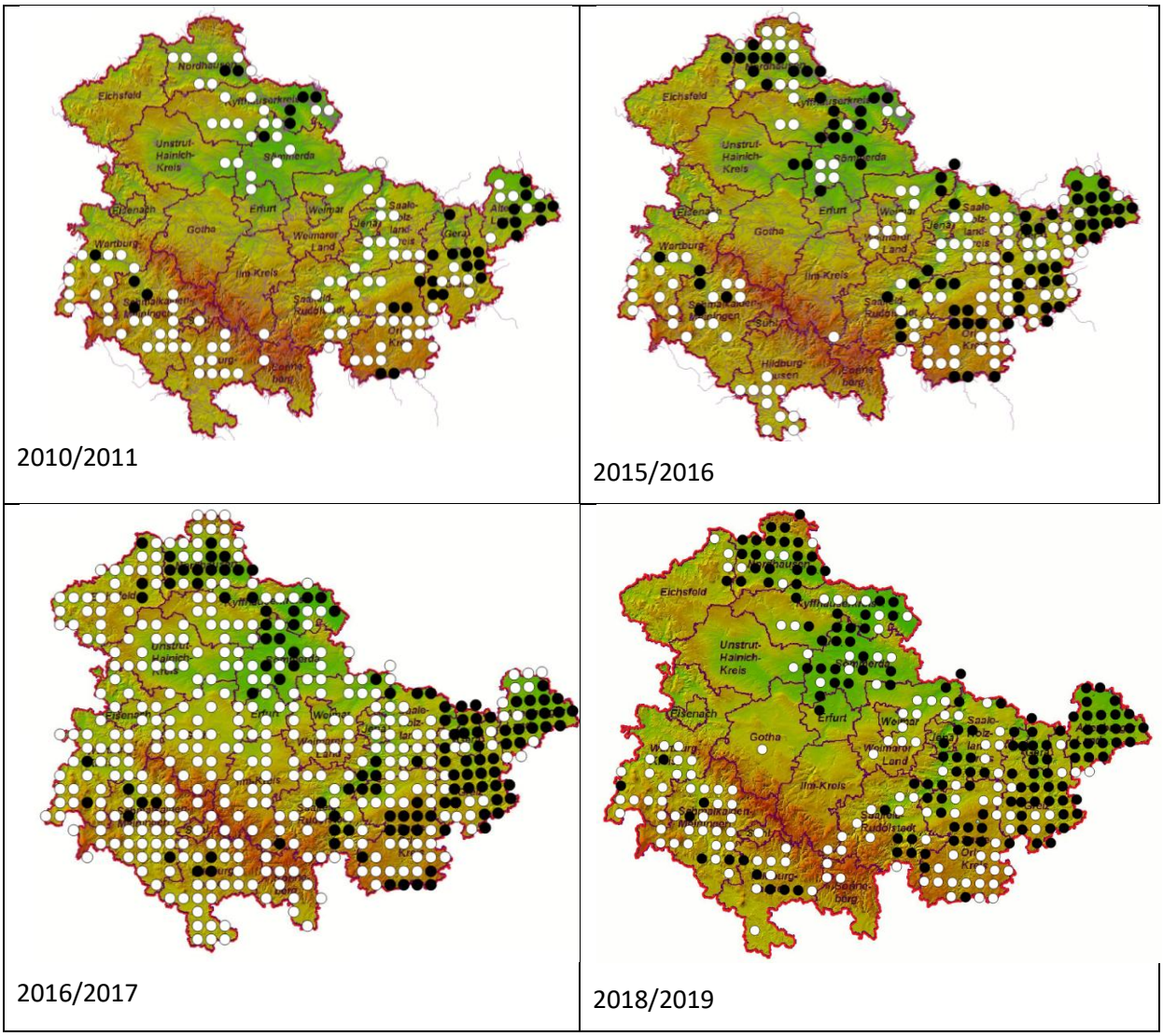

Abb. 16: Verbreitung des Fischotters in Thüringen, Entwicklung seit 2010. Darstellung auf Basis von UTM-Quadranten (5 x 5 km) Weiße Kreise: UTM-Quadrant untersucht: ohne Nachweis; schwarze Kreise: UTM-Quadrant untersucht: mit Nachweis.

In den einzelnen EZG verlief die Verbreitungsentwicklung recht unterschiedlich. Während sich vor allem in den EZG der Pleiße, der Weißen Elster und der Unstrut eine relativ kontinuierliche Erweiterung des besiedelten Gebietes abzeichnete, welche sich auf einem ähnlichen Niveau bewegt, ist das Gebiet der Werra zwar schon lange, dafür aber nach wie vor sehr dünn besiedelt. Hier wurde bisher ein maximaler Anteil an positiven SPO von 21 % (2011) erreicht. Das EZG der Saale ist als aktuelles Einwanderungsgebiet anzusehen, während sich in den drei erstgenannten EZG bereits eine Sättigung der Habitate andeutet. Hier werden aktuell Anteile an pos. SPO von 61,4 % (Unstrut) bis 81 % (Pleiße) erreicht (Abb. 17).

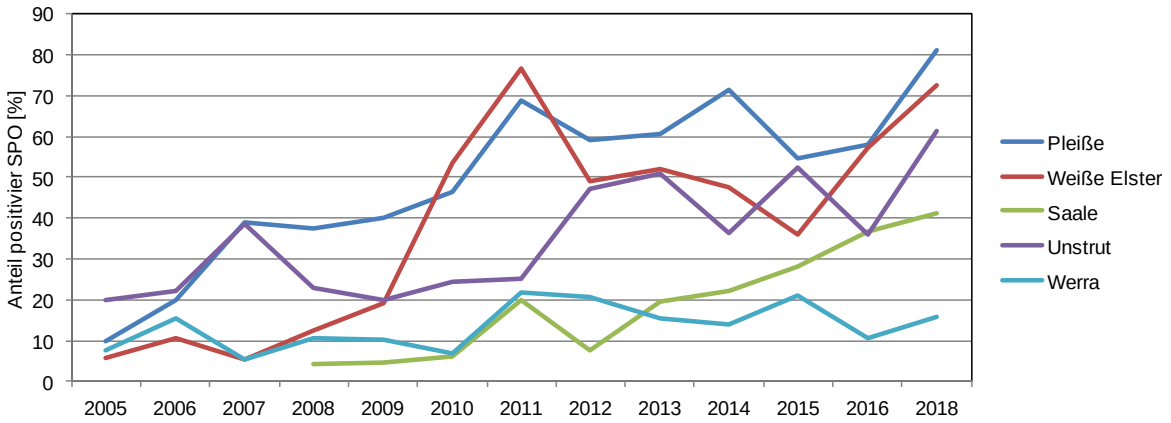

Abb. 17: Entwicklung der Anteile an positiven SPO in den einzelnen EZG in Thüringen

Bezogen auf die anfangs definierten Dreijahres-Zeitintervalle wird deutlich, dass sich seit 2005 in allen EZG ein zunehmender Verbreitungstrend des Fischotters abzeichnet. Dieser Trend ist lediglich im EZG der Werra nicht deutlich ausgeprägt (Abb. 18).

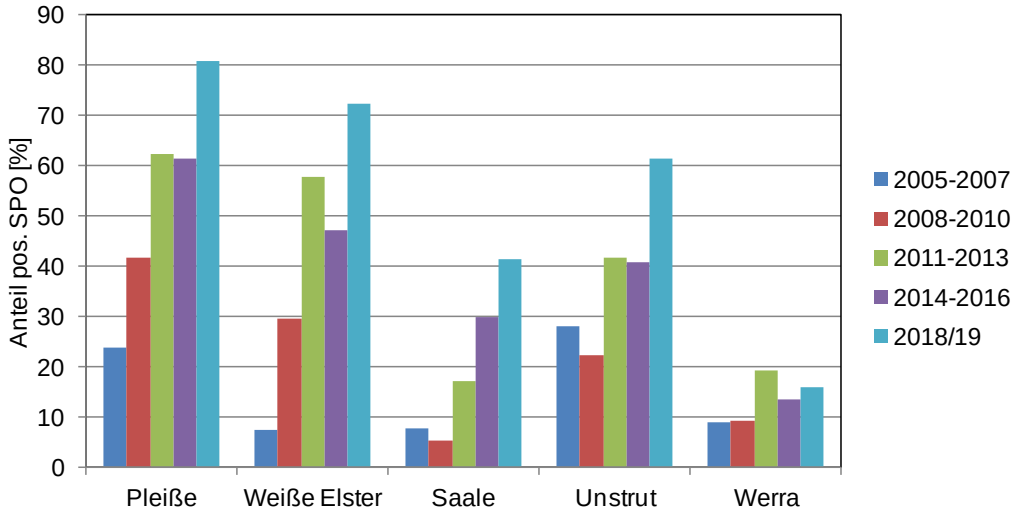

Abb. 18: Entwicklung der Anteile an positiven SPO in den einzelnen EZG in Thüringen, durchschnittliche Werte für Dreijahres-Intervalle

Der Fischotter bevorzugt in Thüringen keine bestimmte Gewässerregion. Die Verbreitungsentwicklung und die aktuellen Besiedlungsdichten ähneln sich. Lediglich im Epirhithral, also den Oberläufen der Gewässer ist eine etwas geringere Verbreitung anzutreffen, was dem natürlichen Habitatspektrum des Fischotters entspricht. Eine schwerpunktartige Verbreitung an Gewässern bestimmter Größe ist für Thüringen nicht festzustellen (Abb. 19).

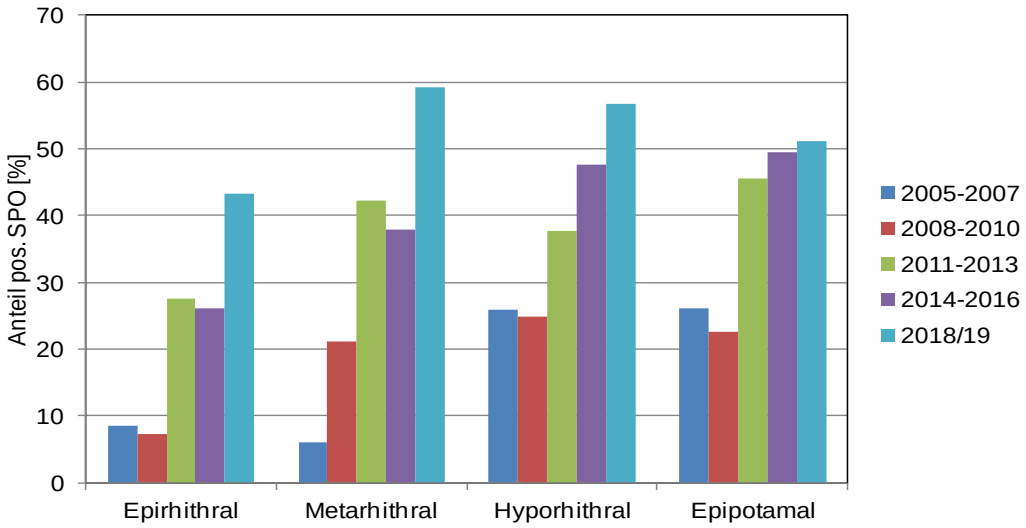

Abb. 19: Entwicklung der Anteile an positiven SPO in den einzelnen Gewässerregionen in Thüringen, durchschnittliche Werte für Dreijahres-Intervalle

Vergleicht man die aktuelle Besiedlung (ausgedrückt als Mittelwert der Anteile an positiven SPO in den Jahren 2015 bis 2018) mit der Gewässernetzdichte, ist ersichtlich, dass kein Zusammenhang zwischen der Otterverbreitung und der Dichte des Fließgewässernetzes besteht. Ein leichter Zusammenhang könnte mit dem Vorhandensein von Standgewässern als wichtige Nahrungsquelle bestehen. Im EZG der Pleiße befindet sich die höchste Dichte an Standgewässern in ha/km² und auch die höchsten Otterverbreitungsdichten. Demgegenüber sind die Standgewässerdichten an der Unstrut am geringsten, dennoch befindet sich hier eine stabile Otterpopultion, während an der Werra trotz etwas höherer Dichten nur eine lückige Verbreitung des Otters festzustellen ist. Hinzu kommt, dass die Ausprägung der Standgewässer in Thüringen sehr unterschiedlich ist. Der Großteil an Standgewässern besteht aus kleineren Teichen und Weihern, die zur Fischzucht und –hälterung benutzt werden, jedoch insgesamt eine geringe Fläche aufweisen. Etwas größer sind Speicher und Hochwasserrückhaltebecken. Die ausgedehntesten Flächen weisen die großen Talsperren auf, die allerdings für den Fischotter nur in geringem Maße nutzbar sind. Für eine genauere Differenzierung und der Evaluierung des potenziellen Zusammenhanges mit der Otterverbreitung ist die Analyse der (anthropogenen) Nutzung und der Biomasseverfügbarkeit in Standgewässern notwendig.

Denkbar wäre zudem ein Zusammenhang der Otterverbreitung mit der in den Fließgewässern verfügbaren Fischbiomasse in den einzelnen EZG. Vergleicht man die aktuelle Fischotterbesiedlung (Mittelwert aus 2015 bis 2018) mit der aktuellen Fischbiomasse in den EZG (Mittelwert aus 2015 bis 2018) lässt sich kein deutlicher Zusammenhang feststellen (Abb. 20). Im Gebiet mit der aktuell niedrigsten Fischbiomasse (Pleiße) ist die Otterverbreitung am dichtesten. Die Werra mit der geringsten Fischotternachweisdichte weist demgegenüber eine der höchsten Fischbiomassen auf.

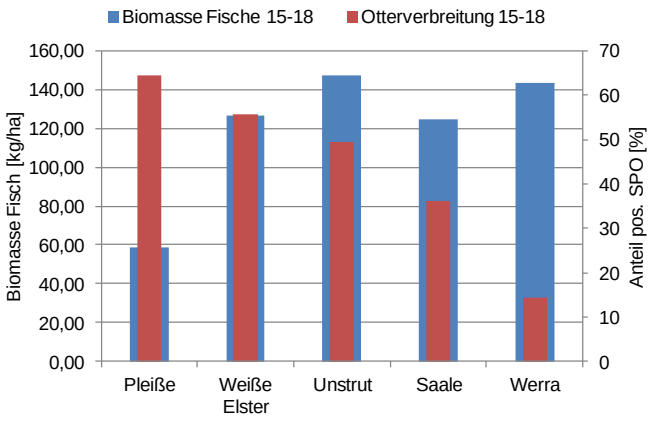

Abb. 20: Vergleich der aktuellen Fischbiomasse mit der aktuellen Fischotternachweisdichte (2015-2018)

Weitere Einflussfaktoren auf die Verbreitung des Fischotters wie Verfügbarkeit von anderen Nahrungskomponenten (z. B. Amphibien), Zerschneidung von Landschaften oder Störungspotenzial konnten im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

5.3.2 Potenzieller Einfluss des Fischotters auf die Fisch-Biomasse des Fließgewässers

Vergleicht man die zeitliche Entwicklung der Fischotterverbreitung mit jener der Fischbiomasse scheint sich ein reziproker Trend abzuzeichnen (Abb. 21). In Gebieten mit besonders starker Entwicklung der Fischotterdichte ist ein besonders starker Abwärtstrend der Fischbiomasse anzutreffen (z.B. Pleiße). An der Werra ist der Abwärtstrend der Fischbiomasse demgegenüber nicht so stark ausgeprägt. Dies kann scheinbar auf die geringe Fischotterbesiedlung zurückgeführt werden.

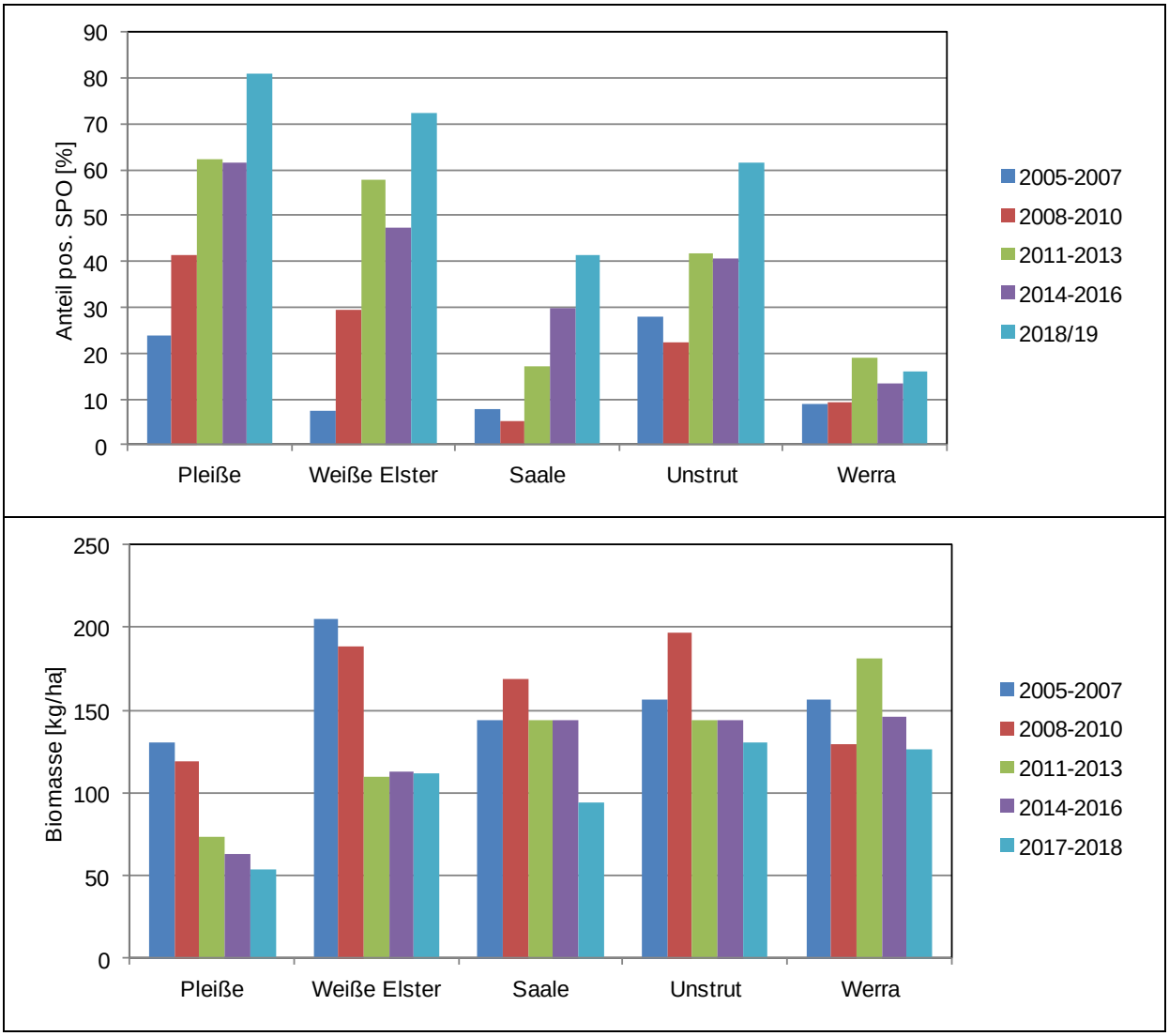

Abb. 21: Entwicklung der Fischotternachweisdichte (oben) und der Fischbiomasse (unten) in Dreijahresintervallen in den einzelnen EZG in Thüringen.

Die Fischotterdichte ist jedoch in den EZG ungleich verteilt. Es gibt Gebiete in Thüringen, die noch nicht vom Fischotter besiedelt wurden oder eine sehr geringe Otterdichte aufweisen. Deshalb wurden die EZG in kleinere Einheiten unterteilt, in denen entweder eine sehr hohe Otterdichte mit einem bereits länger bekannten Vorkommen des Otters herrscht, oder demgegenüber eine sehr geringe Otterdichte (< 10 % Anteil pos. SPO) anzutreffen ist (Abb. 22). Einige Gebiete in Thüringen sind zudem nach aktuellem Wissensstand frei von dauerhaften Ansiedlungen des Fischotters und wurden ebenfalls als Vergleichsgebiete herangezogen.

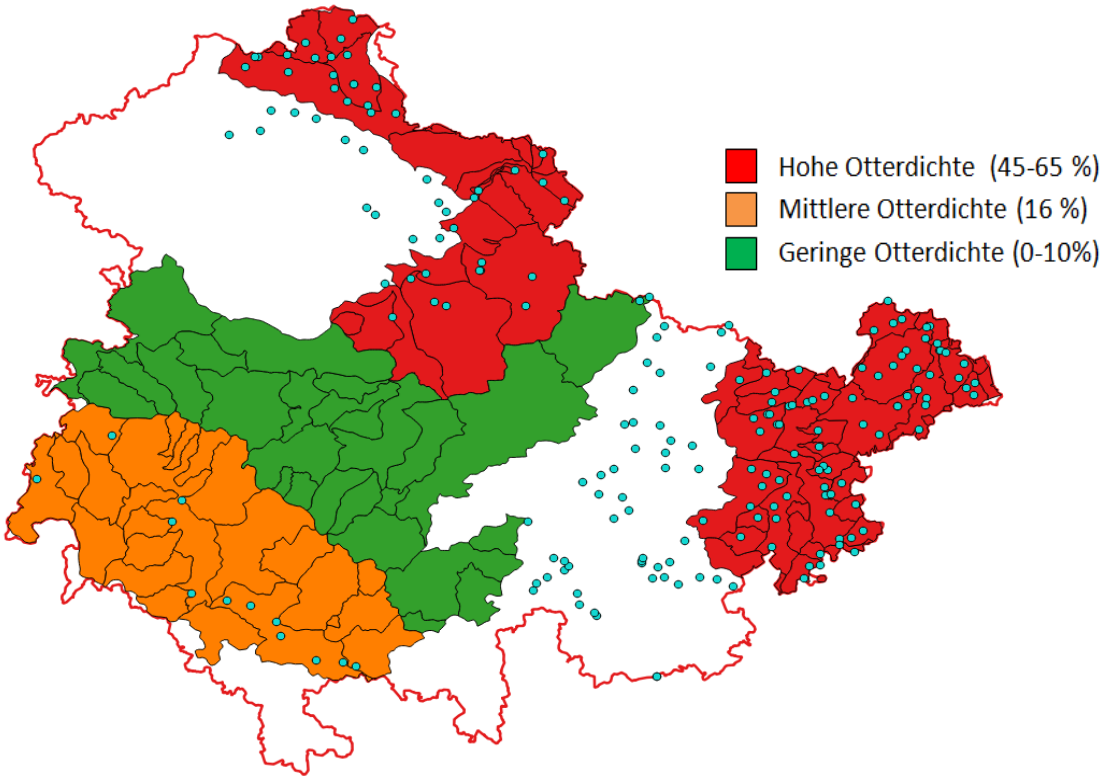

Abb. 22: Gebiete in Thüringen mit hoher, mittlerer und geringer Otterdichte (bezogen auf den Mittelwert der Jahre 2015-2018). Darstellung der aktuellen Nachweispunkte der Kartierung 2018/2019

Vergleicht man die zeitliche Entwicklung der Biomasse der Fische in diesen unterschiedlichen Gebieten, wird deutlich, dass der Rückgang in allen Gebieten, ähnlich verläuft, völlig unabhängig vom Vorkommen des Fischotters (Abb. 23). Die derzeit erreichte Fischbiomasse (2017-2018) ist in allen betrachteten Einzugsgebieten ähnlich gering. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass das Vorkommen des Fischotters nicht direkt mit der aktuellen Entwicklung der Biomasse der Fische in Thüringen in Zusammenhang zu bringen ist.

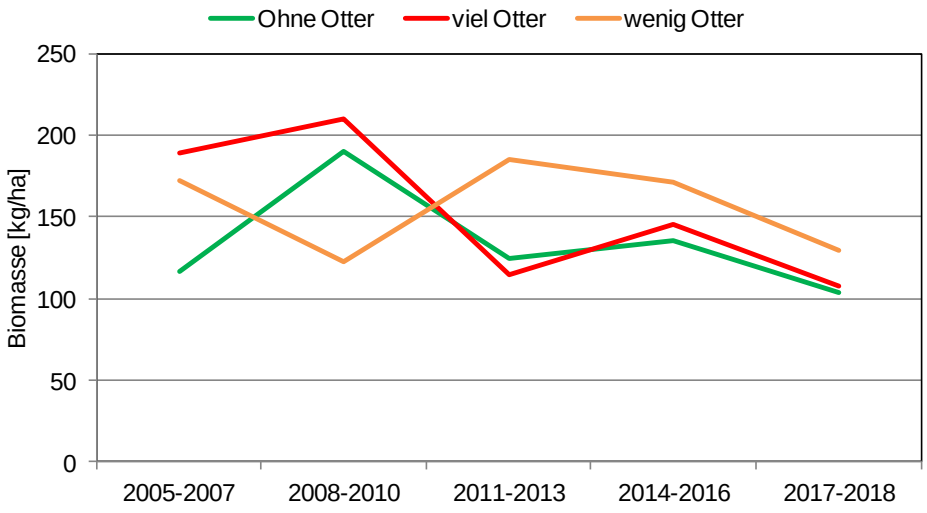

Abb. 23: Entwicklung der Fischbiomasse in Dreijahresintervallen in Gebieten mit hoher, mittlerer und geringer Fischotternachweisdichte

Eine exemplarische Betrachtung der Biomasseentwicklung an einzelnen Befischungsstrecken zeigt, dass auch nach erstmaligem Auftreten des Fischotters an den untersuchten Gewässern kein Einfluss auf die Fischfauna feststellbar war. Teilweise stieg die Biomasse sogar an bzw. zeigte Schwankungen, die nicht mit dem Einfluss des Fischotters erklärbar sind. Beispielhaft ist in Abb. 24 die Biomasseentwicklung von vier Messstellen mit und ohne Otterbesiedlung dargestellt.

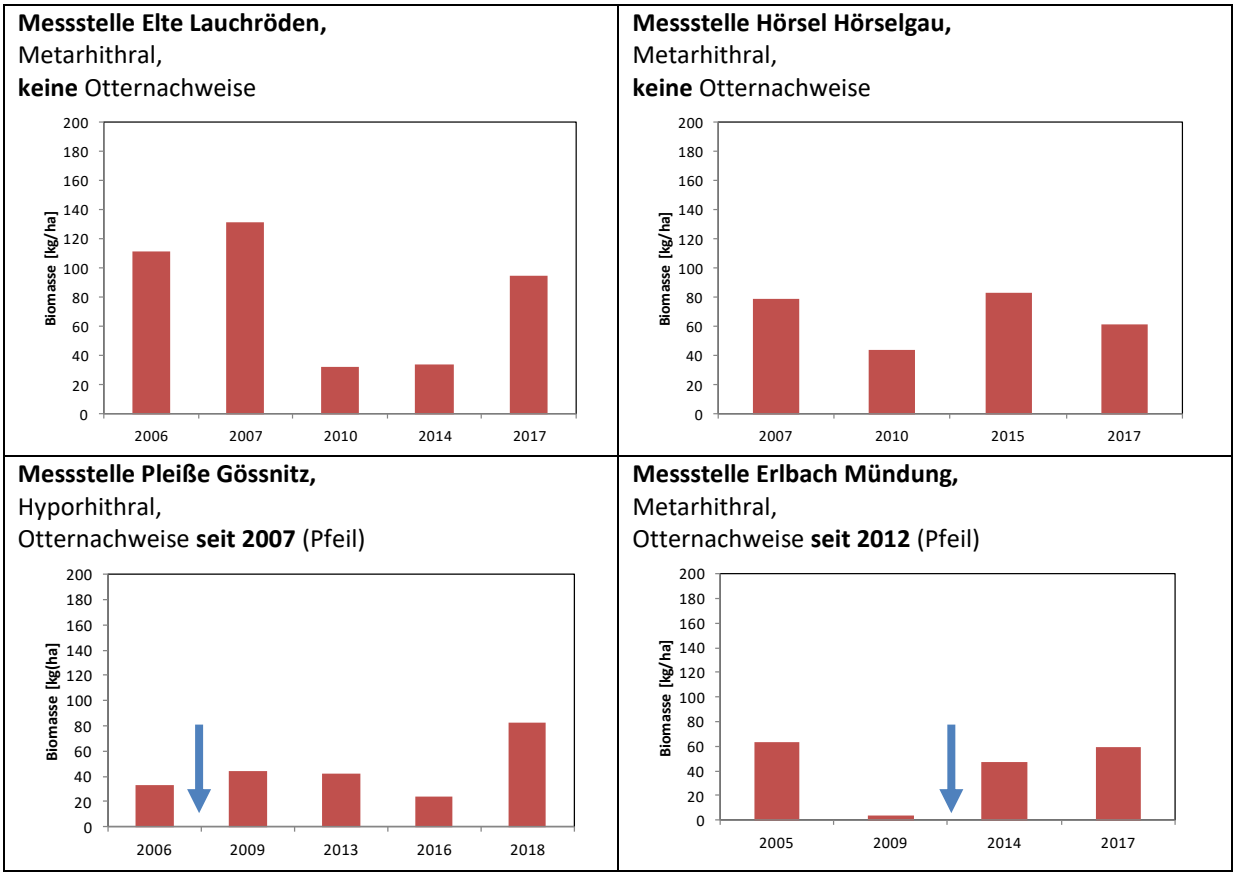

Abb. 24: Entwicklung der Fischbiomasse an vier ausgewählten Messstellen an Thüringer Gewässern. Pfeil: erstmaliges Auftreten des Fischotters am Gewässer.

5.3.3 Zusammenfassung

Die Wiederausbreitung des Fischotters in Thüringen verläuft nicht linear. Die Hauptausbreitung geschieht allerdings, wie in Deutschland allgemein zu beobachten, von Osten nach Westen. Es gibt drei Regionen mit mehr oder weniger getrennten Populationen, die bereits seit längerem besiedelt sind. Die EZG der Pleiße und Weißen Elster weisen Anzeichen für eine Sättigung des Lebensraumes und einer damit einhergehenden Stagnation der Nachweisdichte auf. Die EZG der Unstrut und der Saale können demgegenüber noch als aktuelles Wiederausbreitungsgebiet angesehen werden. Das EZG der Werra ist bereits länger besiedelt, jedoch sehr lückig. Die Unterschiede in der Nachweisdichte vor allem zwischen dem Werra-EZG und denen der Pleiße und Weißer Elster konnten nicht erklärt werden. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass die Otterdichte eines Gebietes stark von der verfügbaren Nahrung abhängig ist. Aber obwohl die Werra eine den anderen EZG vergleichbare Fischbiomasse aufweist, erreicht die Otterdichte hier nur geringe Werte. Nach RUIZ-OLMO et al. (2001) ist das Vorkommen von Fischottern kaum noch möglich, wenn die Fischbiomasse weniger al 50 kg/ha erreicht. Obwohl diese kritische Grenze an der Pleiße schon fast erreicht ist, scheint das (noch) keinen Einfluss auf die Verbreitungsdichte des Fischotters zu haben. Möglicherweise stehen hier weitere Nahrungskomponenten zu Verfügung.

Die Fließgewässerdichte hat ebenfalls keinen Einfluss auf die Otterdichte. Einen leichten Einfluss scheint die Standgewässerdichte zu haben, weil hier möglicherweise eine wichtige Nahrungsquelle liegt. Die Fischbiomasse der Standgewässer konnte im Rahmen des Projektes nicht betrachtet werden.

Möglicherweise spielen jedoch auch andere Umweltfaktoren wie Schadstoffbelastung (z. B. durch PCB) etc. einen wichtige Rolle bei der Verteilung des Otters in Thüringen. Dies konnte im Rahmen der Studie nicht untersucht werden.

Der Fischotter hat auf der Ebene der EZG keinen Einfluss auf die Entwicklung der Fischbiomasse. Es ist nicht ausgeschlossen, dass lokal und/oder zeitlich begrenzt Einflüsse auf einzelne Gewässerabschnitte möglich sind, jedoch ist dies auch bei der stichprobenartigen Betrachtung einzelner Messstellen nicht nachweisbar gewesen. Ein durch den Otter „leergefischter“ Bach konnte auch im Rahmen von weiteren Projekten in Thüringen noch nie festgestellt werden**. Für Thüringen kann demnach festgehalten werden, dass sich die Anwesenheit des Fischotters nicht außerhalb natürlicher Schwankungen auf die Fischbiomasse der Fließgewässer auswirkt.**

5.4 Einfluss des Kormorans

Die Anwesenheit des Kormorans wird für einen starken Rückgang der Fischbiomasse in Thüringer Fließgewässern verantwortlich gemacht. Die Art überwintert seit den neunziger Jahren verstärkt in Thüringen. Seit den Jahren 2001/2002 wird von einem lokalen Zusammenbrechen von Fischbeständen, vor allem der Äsche berichtet, was auf die Anwesenheit des Kormorans im Winter zurückgeführt wird. Mittlerweile existiert eine große Anzahl von Studien, die den potenziell starken Einfluss des Kormorans auf Gewässer belegen. Bei einer starken winterlichen Bejagung der Fischbestände in bestimmten Gewässerabschnitten ist eine Reduktion um bis zu 90 % der Biomasse der Fische zu beobachten. Bei einer 2016/2017 durchgeführten Studie in Thüringen wurde die Biomasse von 23 Gewässerabschnitten vor und nach dem Winter ermittelt. Dabei wurde festgestellt, dass bei ca. der Hälfte der Messstellen eine Reduktion der Biomasse erfolgte, die nicht mit anderen Faktoren (wie Witterung, Abfluss etc.) in Verbindung zu bringen war (GÖRLACH et al. 2017). Da jedoch auch eine größere Anzahl an Strecken offenbar nicht durch Prädation betroffen war, soll mit den vorliegenden Daten der Einfluss des Kormorans auf größere EZG untersucht werden.

5.4.1 Entwicklung der Überwinterungszahlen des Kormorans

Im Untersuchungszeitraum entwickelten sich die Überwinterungszahlen des Kormorans mit einer leicht rückläufigen Tendenz. Für die Darstellung wurden die Mittelwerte der Monate Oktober bis März der monatlichen Zählungen zugrunde gelegt. Es scheint sich mittlerweile um ein relativ stabiles System zu handeln, welches um einen Mittelwert schwankt. Vergleicht man die Daten mit der Anzahl der Frosttage im Winter (Tage, an denen die Lufttemperatur in 2 m Höhe nicht über 0°C steigt) und dem Mittelwert der Wintertemperatur deutet sich an, dass in milden Wintern mehr Kormorane in Thüringen überwintern (Abb. 25). Die entspricht der Beobachtung, wonach viele Zugvögel in milderen Wintern nicht mehr so weit zeihen oder im Sommergebiet verbleiben.

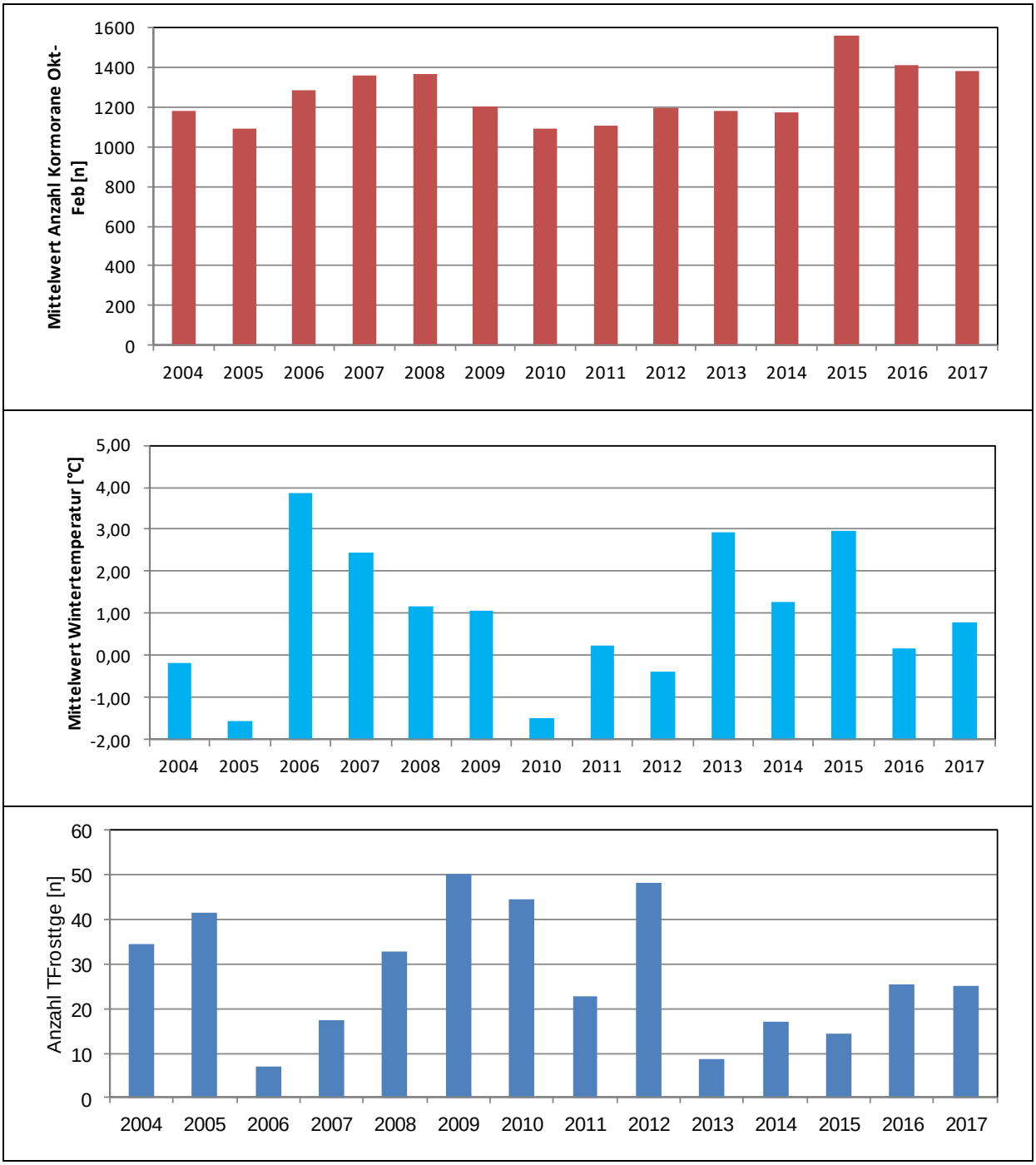

Abb. 25: zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Anzahl überwinternder Kormorane in Thüringen (oben) im Vergleich zum Mittelwert der Wintertemperatur (Mitte) und der Anzahl der Frosttage (unten)

Insgesamt hielten sich zwischen 2004 und 2017 in den Wintermonaten durchschnittlich ca. 1300 Kormorane in Thüringen an den registrierten Schlafplätzen auf. In den einzelnen EZG stellt sich die Entwicklung der Kormorananwesenheit relativ unterschiedlich dar. Während an den Schlafplätzen in den EZG der Werra, der Pleiße und der Weißen Elster die Anzahl relativ konstant mit jährlichen Schwankungen blieb, nahm die Nutzung von Schlafplätzen an der Saale im Verlauf der Jahre ab. Im EZG der Unstrut wurde demgegenüber eine Zunahme der Schlafplatzahlen verzeichnet (Abb. 26).

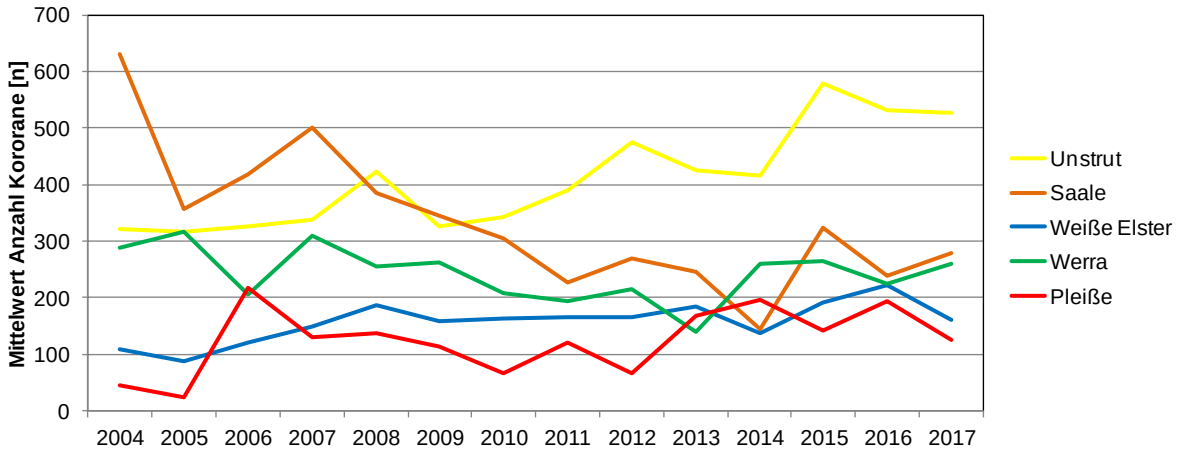

Abb. 26: jährliche Entwicklung der Kormoranzahlen den Schlafplätzen in den einzelnen EZG in Thüringen

Da es sich beim Kormoran um eine hochmobile Art handelt, die ihren Aufenthaltsort sehr schnell wechseln kann, ist eine streng flächenscharfe Beurteilung der Zahlen weder möglich noch sinnvoll. Weiterhin ist es ebenso denkbar, dass Gewässer außerhalb Thüringens von den an den Schlafplätzen gezählten Tieren genutzt wurden.

5.5 Potenzieller Einfluss des Kormorans auf die Fischbiomasse des Fließgewässers

In Abb. 27 sind die Daten der Kormoranzahlen im Winter denen der Entwicklung der Fischbiomasse im darauffolgenden Sommer gegenübergestellt. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen einer potenziellen Kormoranprädation sich im nächsten Jahr zeigen, da bei Entnahme der Fische im typischen „Kormoranfenster“ zwischen 10 und 25 cm Größe viele Laichtiere ausfallen und die angesprochenen Größenfraktion nicht so schnell nachwachsen kann. Ein Einfluss des möglicherweise getätigten Besatzes im Frühjahr kann nicht ausgeschlossen werden. Dieser Aspekt konnte jedoch aufgrund fehlender Datenlage nicht in die Auswertungen einbezogen werden.

Der Rückgang der Fischbiomasse ist nicht mit der Anzahl der vorher anwesenden Kormorane korreliert. In den Jahren 2016 bis 2018 scheint ein Zusammenhang zu bestehen, da hier bei hoher Kormorananzahl nur sehr niedrige Fischbiomassen erreicht wurden. Allerdings sind in den Jahren 2006 bis 2009 ebenfalls relativ viele Kormorane gezählt worden, jedoch waren die Biomassen in den Folgejahren hier sehr hoch. Ein Einbruch der Biomassedaten ab 2011 fällt mit relativ geringen Kormoranzahlen zusammen.

Es wird davon ausgegangen, dass in strengen Wintern, wenn die hauptsächlich als Nahrungshabitat genutzten Standgewässer zufrieren, ein verstärktes Ausweichen des Kormorans auf die Fließgewässer erfolgt. Demnach wäre nach Wintern mit vielen Frosttagen ein erhöhter Biomasserückgang zu erwarten. Gleichzeitig müsste die durchschnittliche Fischgröße sinken, da ja überwiegend Fische ab 10 cm Körperlänge vom Kormoran erbeutet werden.

Dieser Zusammenhang ist in den Jahren 2006, 2011 und 2013 ersichtlich. Allerdings schien sich die Biomasse bei folgenden milden Wintern relativ schnell wieder zu erholen. Andererseits führt auch nicht jeder Winter mit vielen Frosttagen zu einem Biomasserückgang, wie am Beispiel des Jahres 2010 ersichtlich, dem ein relativ frostreicher Winter voranging. Diese Zusammenhänge sind jedoch ca. seit 2016 nicht mehr deutlich zu beobachten. Obwohl die Winter relativ mild ausfielen, ergab sich eine starke Abnahme der Biomasse und auch der Fischgrößen. Möglicherweise besteht hier eine Überlagerung mit der leicht erhöhten Anzahl an Kormoranen oder weiteren Faktoren.

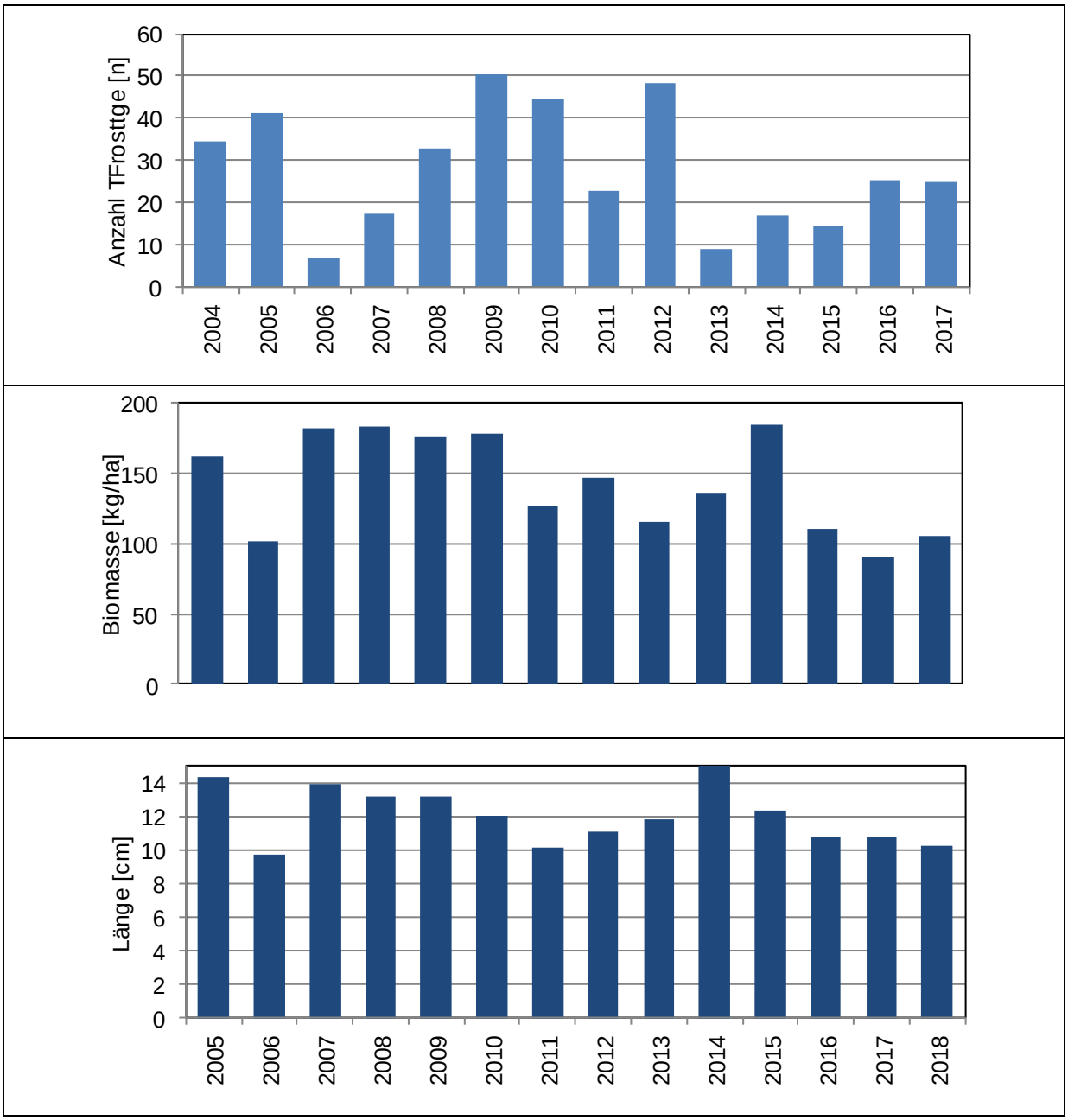

Abb. 27: zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Anzahl der Frosttage (oben) und Vergleich mit der Fischbiomasse (Mitte) und der durchschnittlichen Fischgröße im Folgejahr (unten)

5.5.1 Zusammenfassung

Der Einfluss des Kormorans auf die Fischfauna wurde in vielen Studien beleuchtet und vor allem für kleinere Gewässerabschnitte wurden teils gravierende Einschnitte für die Fischfauna beobachtet. Bezogen auf größere Gebiete ist der Einfluss nicht mehr so eindeutig abzulesen. Da die Biomasse auch natürlichen Schwankungen unterliegen kann, sind jährliche Auf- und Abbewegungen bis zu einem gewissen Grad als normal anzusehen. Hinzu kommt, dass nicht alle Fließgewässer eines EZG gleichmäßig vom Kormoraneinfluss betroffen sind und so auch stärkere Schädigungen, im Mittel gesehen, wieder relativiert werden. Bei Betrachtung von Jahren, in denen der Kormoraneinfluss aufgrund der Witterungsverhältnisse besonders stark sein sollte, ist häufig ein Effekt auf die Fischbiomasse der Fließgewässer festzustellen, die sich aber unter Umständen schnell wieder erholen kann. Für den Rückgang der Fischbiomasse in Thüringer Gewässern in den letzten drei Jahren stoßen die gängigen Erklärungsmodelle, die auf erhöhter Reduktion in strengen Wintern beruhen, an

ihre Grenzen. Trotz relativ milder Witterung findet ein weiterer Rückgang der Biomasse statt, eine Erholung scheint nicht (mehr?) stattzufinden. Möglicherweise ist dies auch eine Folge einer zurückhaltenden Besatzpolitik der Angel- und Fischereivereine. Wurden in den vergangenen Jahren sehr häufig große, teils fangfähige Fische besetzt, wird der Besatz mittlerweile zunehmend mit kleineren Größenklassen oder Brut durchgeführt, so dass es erst einmal nicht zu einem größeren Biomassezuwachs kommt. Es fehlen jedoch belastbare Daten zum Besatz auf großflächiger Basis.

Es ist davon auszugehen, dass der Einfluss des Kormorans vor allem lokal sehr stark sein kann. Auch auf überregionaler Ebene sind Effekte zu beobachten. Ob überwiegend der Kormoran für den beobachteten Rückgang der Fischbiomasse in Thüringer Gewässern verantwortlich gemacht werden kann, ist mit den vorliegenden Daten nicht zweifelsfrei festzustellen.

5.6 Einfluss des Makrozoobenthos

In den letzten Jahren wurde das Phänomen des Insektensterbens vermehrt in den Fokus gerückt (z. B. BUSSE 2019). Demnach leiden terrestrische Ökosysteme unter einer massiven Abnahme der Art- und Individuenzahlen sowie der Biomasse. Bestimmte Gruppen sind davon besonders stark betroffen. Ein Hauptgrund für den Rückgang wird im Gebrauch bestimmter Insektizide und anderer Pflanzenschutzmittel in der modernen Landbewirtschaftung gesehen sowie im Rückgang von bestimmten Strukturen der Landschaft. Für den aquatischen Bereich liegen dazu noch wenige Erkenntnisse vor (z. B. BMU 2018). Dennoch liegt die Vermutung nahe, dass auch aquatische Insektengruppen vom Rückgang betroffen sein könnten und somit eine wichtige Konsumentenebene im Gewässer beeinträchtigt wird. Insektenlarven und weitere Makrozoobenthosgruppen spielen eine sehr wichtige Rolle im Nahrungsnetz als Fischnahrung. Ein Rückgang bei der Biomasse der Fische könnte also auch mit einem Rückgang des Makrozoobenthos im Zusammenhang stehen. Aus diesem Grund wurde die Entwicklung der Individuenzahlen in den betrachteten EZG untersucht.

5.6.1 Entwicklung der Makrozoobenthoszahl

Für eine überblicksartige Darstellung der Entwicklung wurden die Individuenzahlen der vorliegenden Datensätze für jedes Jahr gemittelt. Wie bei den Fischen ergibt sich daraus die Angabe einer jährlichen Entwicklung (Abb. 28) und, stärker zusammengefasst, eine Entwicklung in Dreijahresscheiben.

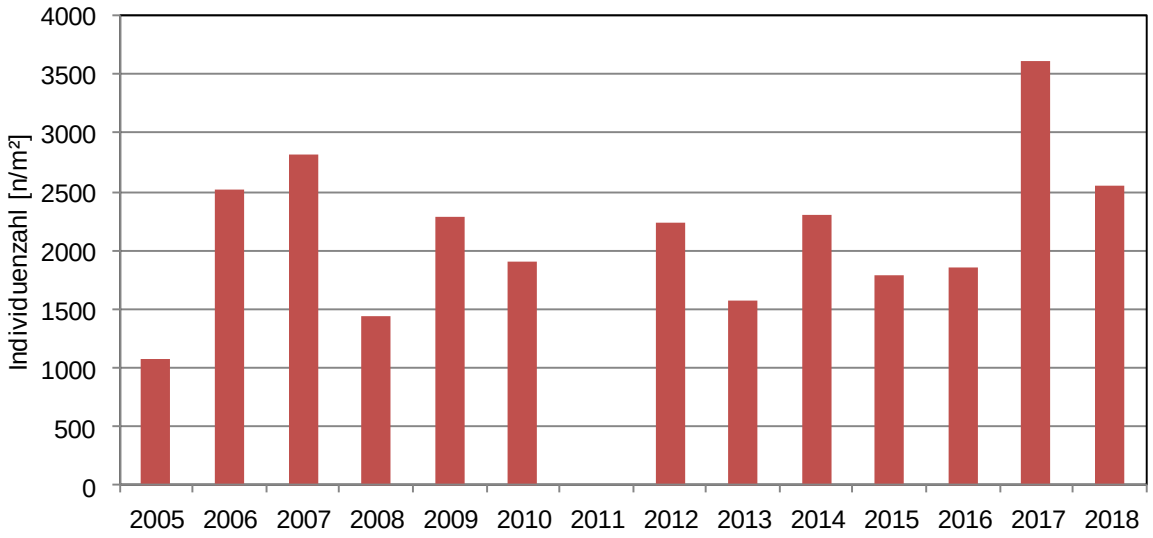

Abb. 28: Entwicklung der jährlichen durchschnittlichen Individuenzahl des Makrozoobenthos für alle betrachteten Thüringer EZG

Die jährlichen Mittelwerte der Individuenzahlen schwanken dabei zwischen 1074 Ind./m² (2005) und 3615 Ind./m² (2017). Eine Tendenz der Entwicklung ist in dieser Abbildung kaum zu erkennen, es scheint sich um teils natürliche Schwankungen um einen Mittelwert herum zu handeln. Bei Zusammenfassung in Jahresscheiben scheint sich eine Tendenz zur Zunahme der Indivduendichten in den letzten beiden Jahren abzuzeichnen (Abb. 29).

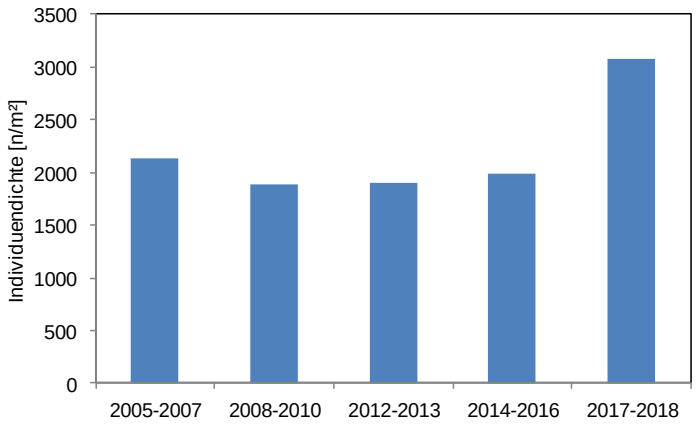

Abb. 29: Entwicklung der dreijährlichen durchschnittlichen Individuenzahl des Makrozoobenthos für alle betrachteten Thüringer EZG

Betrachtet man die einzelnen EZG getrennt, gibt es ebenfalls kaum klare Tendenzen. Die Individuendichte nahm in allen EZG in den letzten Jahren mehr oder weniger deutlich zu. Die Saale zeigte einen moderaten Aufwärtstrend, in den anderen EZG gab es sogar eine relativ starke Zunahme der Zahlen in den letzten beiden Jahren (Abb. 30).

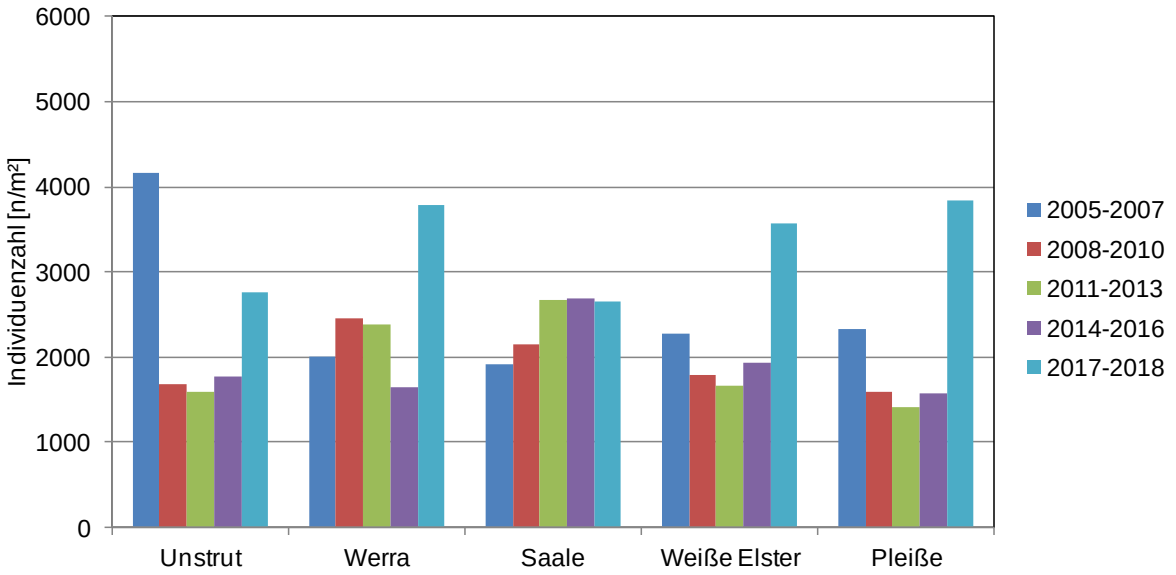

Abb. 30: Entwicklung der dreijährlichen durchschnittlichen Individuenzahl des Makrozoobenthos getrennt für die betrachteten Thüringer EZG

Diese Entwicklung wird vor allem von Insektenlarven und im Wasser lebenden Insekten verursacht. Abb. 31 zeigt die Entwicklung getrennt nach Insekten und „Nicht-Insekten“. Es fand demnach kein Rückgang speziell bei den Insekten statt.

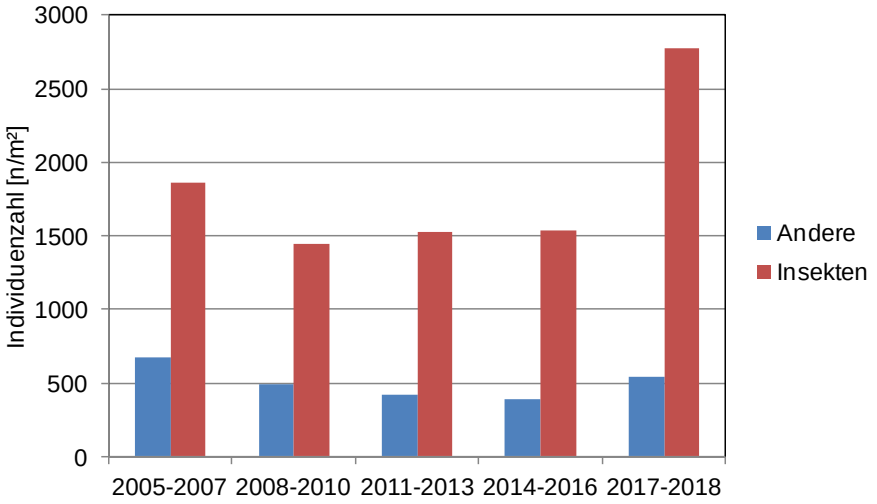

Abb. 31: Entwicklung der dreijährlichen durchschnittlichen Individuenzahl des Makrozoobenthos getrennt nach Insekten und anderen Gruppen, für alle betrachteten Thüringer EZG

Diese Tendenz ist auch für einzelne Insektengruppen festzustellen. Es wurden hier die Ordnungen der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) ausgewählt, da in diesen Gruppen viele empfindliche und teils länger im Gewässer lebende Arten vorkommen. In Abb. 32 ist die Entwicklung dieser Gruppen in den EZG von Werra, Weißer Elster, Saale und Unstrut aufgeführt. Es wird ersichtlich, dass auch hier keine aussagekräftige Tendenz vorhanden ist. In allen Gebieten schwankt die Zahl der Individuen, manchmal ist von einer Zunahme der Individuendichte auszugehen (z. B. Plecopteren in der Werra). Auffällig ist, dass in der Weißen Elster und in der Unstrut die Zahl an Plecopteren und Ephemeropteren deutlich geringer ist, als in den beiden anderen EZG.

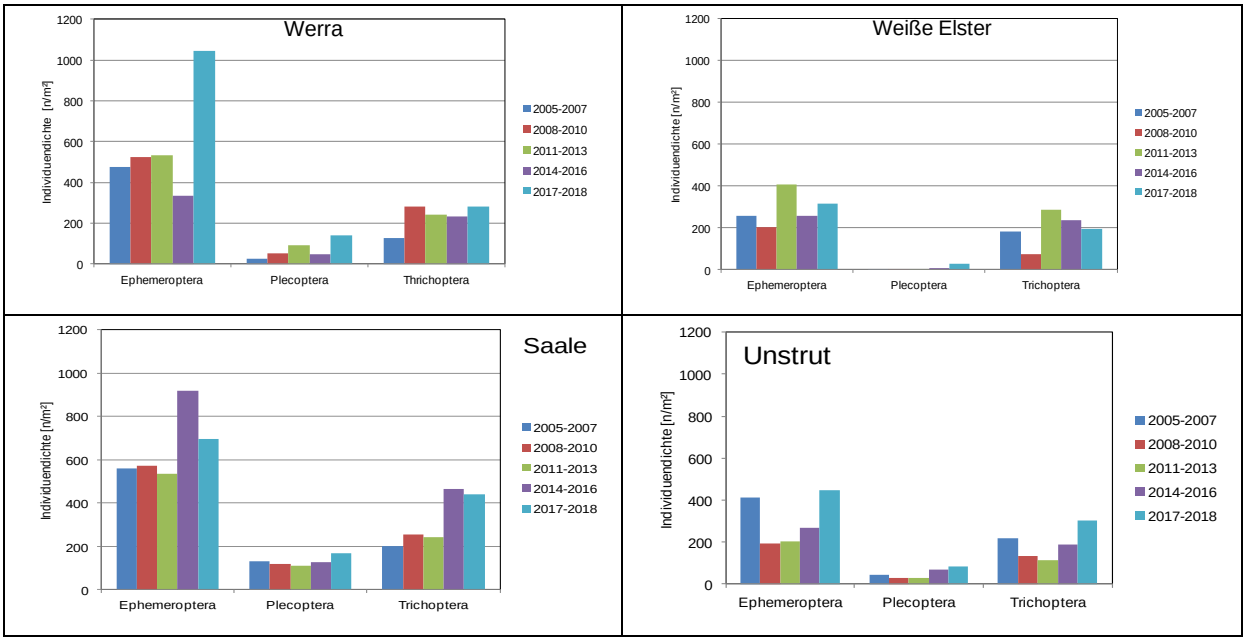

Abb. 32: Entwicklung der durchschnittlichen Anzahl von Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in Dreijahresscheiben für die EZG Werra, Weiße Elster, Saale und Unstrut

Aufgrund der vorliegenden Daten ist davon auszugehen, dass es im Bereich der betrachteten Gewässer im Untersuchungszeitraum nicht zu einem deutlichen Rückgang der Individuenzahl der Insekten gekommen ist. Über weiter zurück liegende Zeiträume können keine Aussagen getroffen werden.

5.6.2 Potenzieller Einfluss der Makrozoobenthosverfügbarkeit auf die Fischbiomasse des Fließgewässers

Als Grund für den Rückgang von Fischbiomasse kommt theoretisch auch ein Mangel an verfügbarer Nahrung in den Gewässern in Frage. Entscheidend dafür ist in (kleinen und mittleren) Fließgewässern in erster Linie die Biomasse des Makrozoobenthos. Diese ist jedoch nur in kleinem Maßstab und mit aufwändigen Untersuchungen zu bestimmen. Als Näherung wird daher die Individuendichte des Makrozoobenthos angesehen werden.

Im Vergleich mit den Fischbiomassendaten wird jedoch deutlich, dass es keinen einfachen Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Fischbiomasse und der Entwicklung der Makrozoobenthoszahlen gibt. Es ergibt sich vielmehr ein reziprokes Bild mit einer Zunahme der Individuenzahlen der Insekten (Abb. 33). Über die Gründe kann nur spekuliert werden. BUCHHOLZ et al. (2019) sehen in der, auch in der vorliegenden Studie beobachteten, Zunahme der Zahlen eine Auswirkung der verbesserten Gewässerreinigung durch Kläranlagen. Möglicherweise spielt sogar ein aufgrund des Schrumpfens der Biomasse nachlassender Fraßdruck durch die Fische eine Rolle.

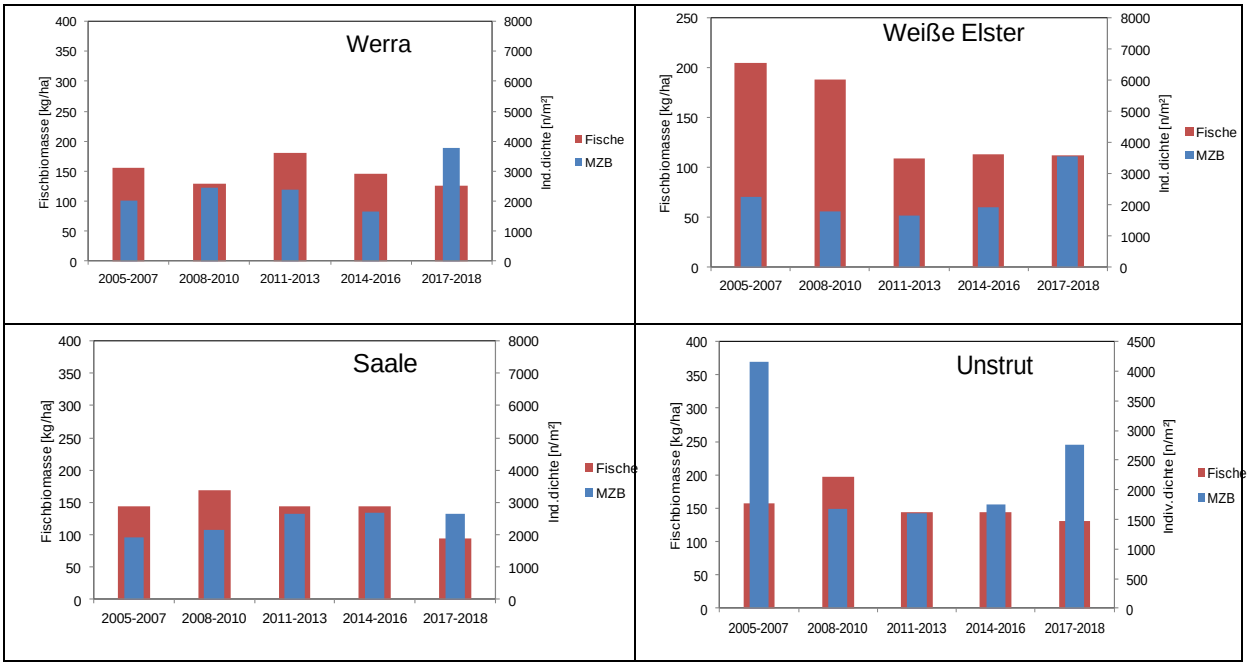

Abb. 33: zeitliche Entwicklung von Fischbiomasse und Makrozoobenthosindividuendichte in den EZG der Werra, Weißen Elster, Unstrut und Saale

5.6.3 Zusammenfassung

Die Entwicklung des Makrozoobenthos entsprach nicht den Erwartungen. In Übereinstimmung mit dem in einer Vielzahl anderer Habitate beobachteten Rückgang der Arten- und Individenzahl sowie der Biomasse war ein Rückgang insbesondere der aquatischen Insekten erwartet worden. Es ist jedoch denkbar, dass der Einfluss von Schadstoffen in Gewässern weniger stark zum Tragen kommt, da die fließende Welle Belastungsspitzen schneller als in terrestrischen Biotopen abtransportiert und der Einfluss so möglicherweise zeitlich enger begrenzt bleibt. Es ist zudem auf die relativ kurze Zeitspanne der verfügbaren Daten hinzuweisen. Möglicherweise hat ein Einbruch der Individuenzahlen schon einige Jahre zuvor stattgefunden. Vergleichbare Daten aus früheren Untersuchungen lagen jedoch nicht vor. Möglicherweise überlagern sich verschiedene Aspekte. Es sind weiterführende Auswertungen zu empfehlen.

5.7 Einfluss der Durchgängigkeit

Die Durchgängigkeit ist ein wichtiger Aspekt im Lebenszyklus von Fischen. Nahezu alle heimischen Flussfische führen Wanderungen im Längsverlauf des Gewässers im Laufe ihres Lebens durch. Im Allgemeinen werden Laichwanderungen flussauf über mehrere hundert Meter bis Kilometer durchgeführt. Die Jungfische wandern dann wieder stromab. Zur Nahrungssuche, dem Ausweichen vor ungünstigen Bedingungen, dem Aufsuchen von Winterquartieren usw. werden ebenfalls Migrationen, jedoch in meist geringerem Ausmaß durchgeführt. Ist die Durchgängigkeit unterbrochen oder beeinträchtigt, ist es möglich, dass z. B. Laichgebiete nicht mehr erreichbar sind und die Reproduktion der Art leidet. Augenfällig ist dies besonders bei den anadromen Fischarten, die in Thüringer Gewässern schon seit vielen Jahrzehnten ausgestorben sind. Potamodrome Fische können mangelnde Durchgängigkeit unter Umständen mit einer Verlagerung von Laich- und Aufwuchsplätzen oder anderen Biotopbestandteilen ausgleichen. Bei strukturell beeinträchtigten Gewässern ist dies jedoch nur in einem bestimmten Maße möglich. Letztendlich ist bei unterbrochener Durchgängigkeit immer von einem Verlust an Reproduktionserfolg und teilweise auch einem Verlust an Individuenzahlen (z. B. Turbinenschäden bei der Fischabwanderung) auszugehen.

Obwohl besonders in den letzten Jahren viele Wanderhindernisse durchgängig gestaltet wurden, ist der Zerschneidungsgrad der Thüringer Fließgewässer nach wie vor hoch. Dabei sind es nicht nur große Wehre mit Wasserkraftanlagen, Talsperren oder Hochwasserrückhaltebecken, welche die Durchgängigkeit behindern, sondern auch eine Vielzahl an kleineren Schwellen, Sohlrampen oder befestigten Gewässerstrecken, die die Durchwanderbarkeit einschränken.

Im Rahmen der Recherche sollte geprüft werden, ob sich der Zerschneidungsgrad in den einzelnen EZG unterscheidet und ob die durchschnittliche Fischbiomasse in den Gewässern hiermit in Zusammenhang zu bringen ist. Für diesen Vergleich gibt es keine aktuell verfügbaren Zeitreihen, so dass keine Aussagen über eine Änderung der Zerschneidungssituation seit 2005 getroffen werden können.

5.7.1 Durchgängigkeit und Zerschneidungsgrad Thüringer Fließgewässer

Der Zerschneidungsgrad liegt in den betrachteten EZG zusammengefasst bei durchschnittlich bei 0,65 Querbauwerken (Qbw) pro km Fließgewässerstrecke. Den höchsten Zerschneidungsgrad weist die Saale mit ca. 1 Querbauwerk pro km auf, gefolgt von Weißer Elster, Werra, Pleiße und Unstrut. In letzterem EZG liegt ein Zerschneidungsgrad von 0,46 Qbw/km vor.

Ein Zusammenhang der aktuellen Fischbiomasse (Betrachtungszeitraum 2015-2018) mit dem Zerschneidungsgrad ist nicht erkennbar. So hat das EZG der Pleiße mit einem relativ geringen Zerschneidungsgrad die geringste Biomasse. Die Unstrut weist zwar bei dem geringsten Zerschneidungsgrad die höchste aktuelle Biomasse auf, jedoch ist die Biomasse im EZG der Saale nur etwas geringer trotz höchstem Zerschneidungsgrad. Die Behinderung der Durchgängigkeit ist ein Faktor, welches bereits seit vielen Jahrzehnten, teils Jahrhunderten besteht. Ein Einfluss auf die Biomasse innerhalb eines kurzen Zeitraumes ist dabei kaum noch direkt vorhanden. Mittlerweile wird der Einfluss der verhinderten Migration vermutlich durch eine Vielzahl an weiteren Faktoren überlagert. Für den aktuell beobachteten Rückgang der Fischbiomasse ist der Zerschneidungsgrad nicht verantwortlich zu machen, da dieser rückläufig ist und somit in Zukunft eher wieder positive Effekte erwartet werden könnten.

5.8 Einfluss der Gewässerstruktur

Die Habitatausstattung eines Gewässers, insbesondere die Vielfalt an verschiedenen ökologischen Nischen wird direkt durch die strukturelle Ausprägung bestimmt. In einem strukturell vielfältig ausgestatteten Gewässer, welches auch Verbindung zur Aue hat, finden eine Vielzahl an Fischarten Lebensraum und gute Reproduktionsbedingungen vor. Je stärker die strukturelle Vielfalt begrenzt wird, meist durch direkte oder indirekte Eingriffe des Menschen, desto geringer wird die Habitatvielfalt, die Anzahl der ökologischen Nischen und somit die Fischarten- und Individuenzahl.

Die Gewässerstruktur wird durch ein standardisiertes Verfahren ermittelt (LAWA) und in ein siebenstufiges System eingeordnet. Die Gewässerstrukturgüteklasse (SGK) 1 stellt dabei die beste Stufe dar und 7 die schlechteste. Für Thüringen liegen Daten ca. aus dem Jahr 2000 vor. Eine Zeitreihe mit Änderungen der Struktur existiert nicht in einer zeitlichen Skala. Daher wurden die Daten mit der aktuellen Fischbiomasse (2015-2018) verglichen.

5.8.1 Gewässerstrukturgüte Thüringer Fließgewässer

Die Gewässerstrukturgüte in Thüringen wird geprägt durch einen hohen Anteil der Strukturgüteklassen 4 bis 7. (erheblich verändert bis vollständig verändert). Eine unveränderte oder kaum veränderte Struktur ist dagegen nur in wenigen Gewässerabschnitten anzutreffen. Besonders im EZG der Unstrut und der Pleiße sind die Gewässer stark verändert (Anteil der SGK 4-7 ca. 75-80 %) (Abb. 34). Saale, Werra und Weiße Elster weisen Anteile der SGK 4-7 von 60 bis 65 % auf. Generell ist festzustellen, dass sich die Thüringer Gewässer strukturell in einem eher schlechten Zustand befinden. Möglicherweise hat sich die Situation aktuell leicht verbessert, da eine Vielzahl an Renaturierungsprojekten im Rahmen der Umsetzung der WRRL durchgeführt wurde. Dennoch benötigen diese Verbesserungen meist einige Zeit, bis sie sich auf die Besiedlung des Gewässers auswirken.

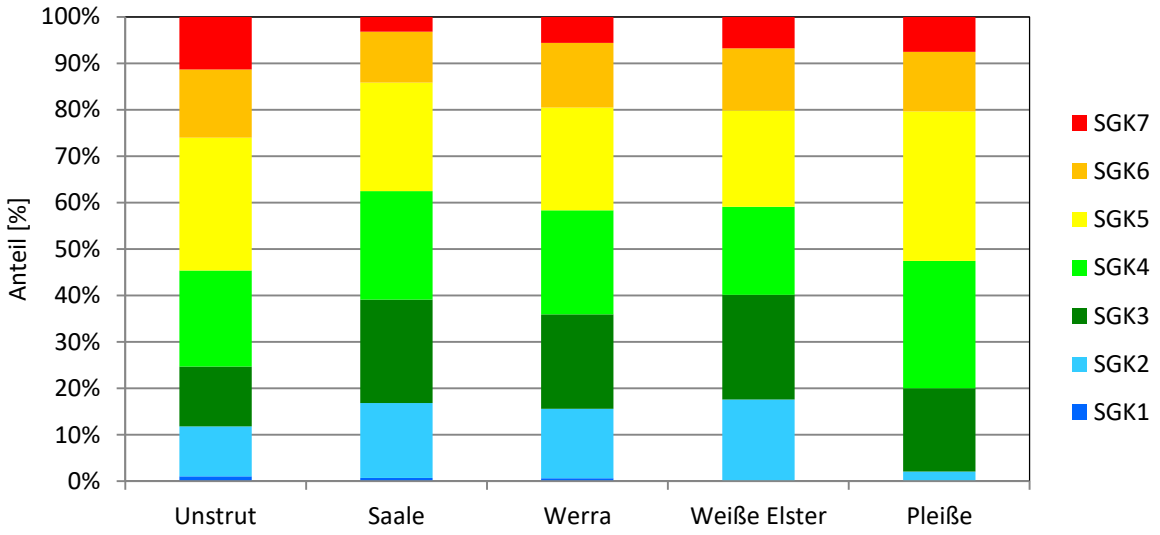

Abb. 34: Anteile der einzelnen Strukturgüteklassen an der Gesamtgewässerlänge in den Thüringer EZG

5.8.2 Potenzieller Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die Biomasse des Fließgewässers

Vergleicht man die Gewässerstrukturgüte mit der aktuellen Fischbiomasse der EZG, lässt sich wiederum kaum ein sicherer Zusammenhang feststellen. Lediglich das strukturell am schlechtesten ausgestattete EZG der Pleiße weist auch die geringste Biomasse auf. Im EZG der Unstrut ist die Biomasse aktuell noch am höchsten, obwohl hier ebenfalls eine eher schlechte Gewässerstruktur

vorherrscht. Wie bei der Durchgängigkeit werden die Effekte der Struktur vermutlich von anderen Effekten überlagert. Auch hier gilt, dass die Veränderung der Struktur meist schon seit Jahrzehnten existiert und die direkte Reaktion der Fischfauna darauf nicht mehr nachvollzogen werden kann. Generell ist ein Zusammenhang zwischen schlechter Struktur und verminderter Biomasseproduktionsfähigkeit der Gewässer anzunehmen. Da für den betrachteten Zeitraum jedoch keine Zeitreihen der Strukturgüteentwicklung existieren, ist ein Zusammenhang mit dem Rückgang der Fischbiomasse nicht darstellbar.

5.9 Einfluss der Bodenbewirtschaftung

Eine der größten Gestalter unserer mitteleuropäischen Kulturlandschaft ist die Landwirtschaft. Durch die Anlage von Wiesenflächen und Feldern wurden auch die Gewässer einer häufig grundlegenden Umgestaltung unterzogen. Das betrifft vor allem Begradigungen und das Abschneiden der Aue vom Gewässer. Hinzu kommen Melioration, das Trockenlegen von Feuchtflächen und die Entfernung von Gehölzen. Die Auswirkungen sind teils jahrtausendealt, jedoch hat sich besonders in den letzten 50 Jahren die Landnutzung stark intensiviert. Die Bodenbearbeitung wird nun zunehmend mit schweren Maschinen durchgeführt, die zusammenhängend bewirtschafteten Flächen werden größer und es erfolgt ein verstärkter Einsatz von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln und Insektiziden. Diese Entwicklung hat einen Einfluss sowohl auf die Struktur der Gewässer, als auch auf die Wasserqualität und die Sedimentbelastung der Gewässer.

Im Folgenden wird daher der Anteil an Ackerfläche pro EZG mit der Fischbiomasse verglichen, um zu überprüfen, ob ein Einfluss auf die aktuelle Fischbiomasse vorliegt. Zeitreihen für den Anteil an Ackerflächen waren nicht verfügbar, so dass wiederum nur der aktuelle Stand der Fischbiomasse zugrunde gelegt wurde.

5.9.1 Anteil Ackerflächen in den Einzugsgebieten der Fließgewässer

Der Anteil an Ackerfläche an der Gesamtfläche der betrachteten EZG beträgt durchschnittlich 37,3 %. Der höchste Anteil befindet sich im EZG der Pleiße mit 51,7 %, der niedrigste im EZG der Werra mit 19,9 %. Abb. 35 zeigt die Gesamtverbreitung.

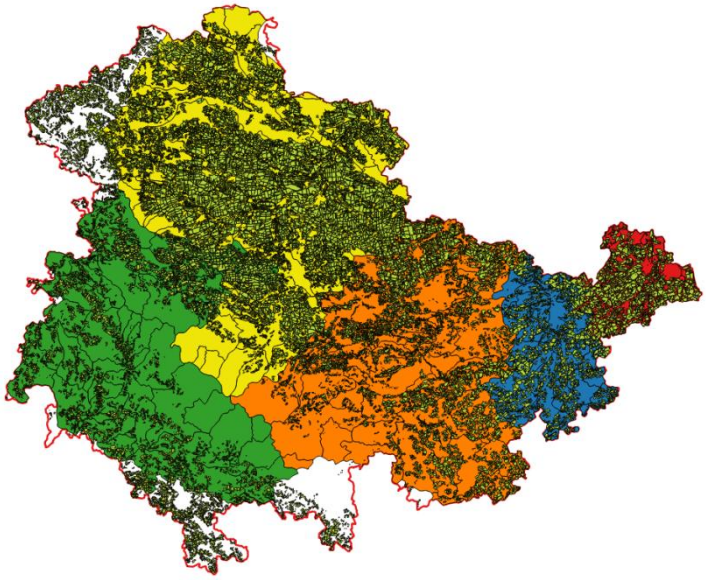

Abb. 35: Verteilung der Ackerflächen in Thüringen (Datenquelle: ATKIS Thüringen)

5.9.2 Potenzieller Einfluss des Ackerflächenanteils auf die Biomasse des Fließgewässers

Der Anteil an Ackernutzung und damit einhergehend deren Einfluss auf Struktur, Sedimenteintrag und Schadstoffbelastung hat einen leichten Einfluss auf die Masse der in den Gewässern lebenden Fische (Abb. 36). Das EZG der Pleiße hat beim höchsten Anteil an Ackerflächen die geringste Biomasse. Die Werra mit der zweithöchsten Biomasse hat den geringsten Anteil an Ackerfläche. Aus dem Rahmen fällt nur die Unstrut mit dem höchsten Biomassewert, aber gleichzeitig dem zweithöchsten Anteil an Ackerfläche.

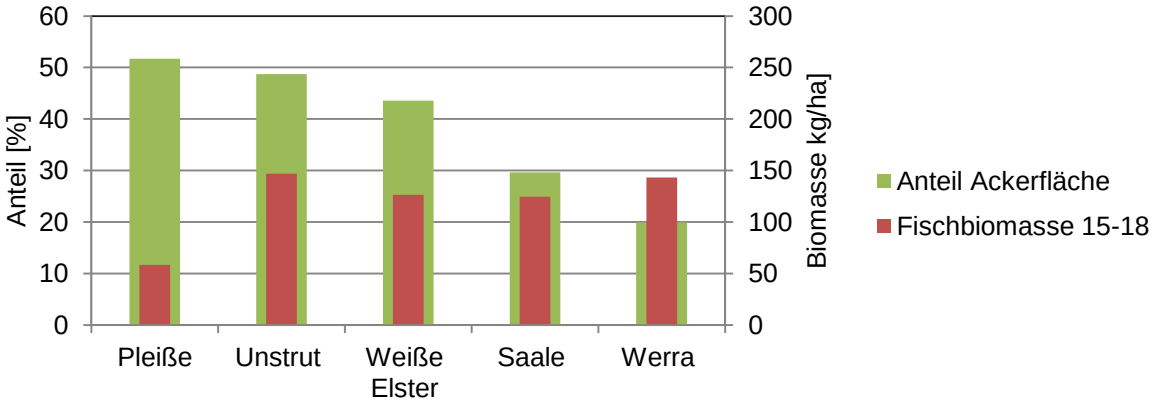

Abb. 36: Vergleich zwischen dem Anteil Ackerfläche pro Fläche des EZG und der aktuellen Fischbiomasse

Mit den vorliegenden, groben Daten ist es nicht möglich, den exakten Einfluss der Landwirtschaft auf die Gewässer nachzubilden. Ob der Einfluss im Einzelnen auf Strukturveränderung, Feinsedimenteintrag oder Schadstoffbelastung zurückgeht, kann nicht festgestellt werden.

6 Zusammenfassung

Die Studie hat gezeigt, dass es möglich ist, mit den verfügbaren Daten einen groben Überblick über die Entwicklung der Fischfauna und verschiedener potenzieller Einflussfaktoren zu geben. Viele dieser Daten sind teils frei verfügbar, andere wurden durch das TLUBN zur Verfügung gestellt. Es ist festzuhalten, dass es durch das regelmäßige Monitoring von verschiedenen Umweltkomponenten im Rahmen der WRRL einen großen Datenschatz gibt, der für weitergehende Auswertungen verwendet werden kann.

Es konnte gezeigt werden, dass die Fischbiomasse in Thüringer Fließgewässern im Zeitraum zwischen 2005 und 2018 von durchschnittlich 185 kg/ha um 44 % auf ca. 103 kg/ha zurückgegangen ist. Besonders betroffen sind dabei die EZG von Pleiße und Saale, wo ein Rückgang auf ca. 50 kg/ha bzw. ca. 95 kg/ha erfolgte. Dabei liegen die Biomassewerte weit unter denen, die für die Gewässer der jeweiligen Gewässerregionen üblicherweise erreicht werden können.

Um zu überprüfen, ob der Rückgang der Biomasse der Fische mit dem Wiederbesiedlung der Gewässer durch den Fischotter in Zusammenhang steht, wurden Bereiche mit Ottervorkommen und ohne Ottervorkommen verglichen. Da die Biomasse in beiden Fällen sank, ist der Einfluss des Fischotters nicht gegeben. Auch bei Betrachtung einzelner Gewässer konnte kein Einfluss der Fischotterbesiedlung auf die Fischbiomasse festgestellt werden.

Ein Einfluss des Kormorans ist besonders nach kalten Wintern festzustellen, in denen häufig ein Einbruch der Biomasse, verbunden mit einem Rückgang der Größe der erfassten Fische zu beobachten ist. In den letzten Jahren war jedoch trotz milder Winter ein weiterer Rückgang der Biomasse beobachtet worden.

Obwohl die Vermutung nahelag, konnte kein Zusammenhang zwischen sinkender Fischbiomasse und der Entwicklung der Individuenzahlen des Makrozoobenthos festgestellt werden. Sowohl bei Insekten als auch anderen Makrozoobenthosgruppen war eine leichte Zunahme der Individuenzahlen zu verzeichnen. Möglicherweise ist das auf eine in den letzten beiden Jahrzehnten verbesserte Abwasserreinigung zurückzuführen, die nachweislich eine Erhöhung von Arten- und Individuenzahlen auch empfindlicher Arten bewirkt. Dennoch bleibt der Insektenrückgang insgesamt ein Faktor, der auch im Gewässer im Auge behalten werden muss. Eine Vielzahl an Studien belegt die Abnahme der Insektenbiomasse, auch im aquatischen Bereich. Bei den empfindlichen Köcherfliegen sind 90 % der Taxa von einem Rückgang betroffen (BMU 2018). Das Verständnis der Makrozoobenthosdaten erfordert weitergehende Auswertungen, die im Rahmen dieser Studie nicht möglich waren.

Der Zerschneidungsgrad der Gewässer mit undurchgängigen Wehren kann nicht als Erklärung für den aktuellen Rückgang der Fischbiomasse herangezogen werden. Die Gewässerstruktur hat einen leichten Einfluss, ebenso wie der Anteil an Ackernutzung.

Letztendlich konnte kein einzelner Faktor als Grund für den Rückgang identifiziert werden. Die weit verbreitete Annahme, dass der Fischotter „die Gewässer leerfrisst“ konnte widerlegt werden. In Fließgewässern ist überregional und langfristig kein Einfluss festzustellen.

Bei dem beobachteten Phänomen des Rückgangs der Fischbiomasse sind weiterhin viele Fragen offen. Teils liegen dafür Daten vor, teils sind diese zwar vorhanden, aber nicht zugänglich, teils gibt es für bestimmte Faktoren keine Messprogramme. Im Rahmen dieser Studie konnten deshalb nicht alle potenziellen Einflussfaktoren betrachtet und bewertet werden. Es wäre wichtig auch folgende Parameter einzubeziehen:

- Einfluss von Beangelung und Besatz

- Einfluss des Feinsedimenteintrages (Kolmation)
- Direkter Schadstoffeinfluss (Konzentration fischtoxischer Stoffe und deren Herkunft)
- Weitere Auswirkungen des Kormoraneinflusses unter verschiedenen Witterungsbedingungen und strukturellen Gegebenheiten.

7 Literatur

BUCHHOLZ, G.; HOLLER, A. I.; MÜLLER, J.-M.; STEUDTER, Y. (2019): Insektensterben in Fließgewässern? Projektarbeit an der Hochschule Rhein-Main, veröffentlicht durch Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und nukleare Sicherheit (2018): Schriftlicher Bericht für die 90. Umweltministerkonferenz vom 6.-8. Juni 2018 in Bremen. TOP 22 Bericht des Bundes über Kenntnisstand, aktuelle Forschungen und Untersuchungen zum Insektensterben sowie dessen Ursachen Berichterstatter: Bund (https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Artenschutz/bericht_insektensterben_bf.pdf)

BUSSE, T. (2019): Das Sterben der anderen. Wie wir die biologische Vielfalt noch retten können. Blessing Verlag, München, 415 S.

GÖRLACH, J.; WAGNER, F.; SCHMALZ, W.; SCHMALZ, M. (2017): Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände in Thüringer Fließgewässern. Gutachten im Auftrag des Landesangelverbandes Thüringen e. V.

LANSZKI, J.; LEHOCZKY, I.; KOTZE, A.; SOMERS, M. J. (2016): Diet of otters (Lutra lutra) in various habitat typs in the Pannonian biogeographical region compared to other regions of Europe. PeerJ 4se2266; DOI 10.7717/peerj.2266

RUIZ-OLMO, J.; LOPEZ-MARTIN, J. M.; PALAZON, S. (2001): The influence of fish abundance on the otter (Lutra lutra L.) populations in Iberian Mediterranean habitats. Journal of Zoology 254, 339-346

8 Danksagung

Herzlich möchte ich den MitarbeiterInnen der Deutschen Umwelthilfe im Projektbüro Erfurt für ihre konstruktive und fachlich bereichernde Zusammenarbeit danken. Sabrina Schulz, Sabine Stolzenberg, Christin Hildebrandt, Jessy Keymar und Oliver Hildebrandt standen immer für Datenaustausch und Hilfestellungen zur Verfügung.

Ein besonderer Dank gilt dem Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz, welches einen Großteil der hier zusammengetragenen Daten unbürokratisch zur Verfügung stellte. Dies betrifft insbesondere Maren Janßen, Kerstin Wyrwa, Dr. Astrid Weißbach, Jens Görlach und Dr. Stefan Jähne.

Den Praktikanten des Freiwilligen Ökologischen Jahres Jakob Hoffmann und Marc Momberger danke ich für die geduldige Mithilfe beim Auswerten der Daten.