

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

Verkrebster Sihlwald

Lebensraumpotenzialanalyse für den Stein- und Dohlenkrebs im Sihlwald



Bachelorarbeit

von

Furrer Marc

Bachelorstudiengang 2019

Abgabedatum: 12.01.2023

Studienrichtung: Umweltingenieurwesen

Fachkorrektoren:

Boris, Pasini

ZHAW Grüental, Grüentalstrasse 14, Postfach, CH-8820 Wädenswil

Sigrist, Mathias

ZHAW Grüental, Grüentalstrasse 14, Postfach, CH-8820 Wädenswil

Impressum

Schlagworte: Flusskrebs, Lebensraumpotenzialanalyse, Dohlenkrebs, Steinkrebs, Sihlwald, Wiederansiedlung

Key Words: Crayfish, habitat-potential analysis, white clawed crayfish, stone crayfish, Sihlwald, resettlement

Titelbild: Mystischer Sihlwald im Morgendunst (Netzwerk Schweizer Pärke, o.J.)

Zitiervorschlag: Furrer, Marc (2022). Verkrebster Sihlwald - Lebensraumpotenzialanalyse für den Stein- und Dohlenkrebs im Sihlwald. *Bachelorarbeit ZHAW*. Unveröffentlicht.

Institution

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften

Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen (IUNR)

Grüental

Postfach

8820 Wädenswil

Zusammenfassung

Der Dohlen- (*Austropotamobius pallipes*) und der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) waren in der Schweiz weit verbreitet. Aufgrund der Zerstörung und Fragmentierung derer Lebensräume sowie der Einschleppung invasiver Arten mitsamt der Krebspest erfolgte jedoch ein starker Rückgang der Bestände, welcher bis heute nicht hatte gestoppt werden können. Mittlerweile stehen der Stein- und der Dohlenkrebs auf der Roten Liste und gelten als stark gefährdet. An die damalige krebsreiche Zeit erinnern heutzutage noch Flurnamen wie zum Beispiel «Chrebsächerli». Ein solches «Chrebsächerli» befindet sich auch im Sihlwald, wodurch angenommen wird, dass dort früher ebenfalls eine Flusskrebspopulation vorherrschte. Die Stiftung Wildnispark Zürich ist aus diesem Grund an einer Wiederansiedlung in diesem Gebiet interessiert. In dieser Arbeit wird daher untersucht, ob sich die sechs Fließgewässer im gewählten Untersuchungsperimeter für eine solche Wiederansiedlung eignen. Dabei wurden sämtliche dieser Fließgewässer einer Voruntersuchung unterzogen und eines davon zusätzlich in einer detaillierten Lebensraumpotentialanalyse auf dessen Potential für eine Wiederansiedlung bewertet. Ausserdem wurden einerseits die historischen Stein- und Dohlenkrebsbestände in und um den Perimeter untersucht und andererseits wurde für den im Detail untersuchten Tomenrainbach eine Populationsabschätzung vollzogen. Dabei wurde die historische Untersuchung mittels einer Literaturrecherche getätigt, wohingegen die Vor-, wie auch die Lebensraumpotentialanalyse direkt im Feld erfolgte. Die Voruntersuchung hat gezeigt, dass sich vier der sechs Gewässer für eine detaillierte Lebensraumpotentialanalyse eignen. Die zwei nicht geeigneten Fließgewässer fielen im Sommer 2022 trocken und konnten daher für eine Wiederansiedlung von Flusskrebsen bereits ausgeschlossen werden. Des Weiteren ergab die Detailuntersuchung des Tomenrainbachs, dass sich dieser auf weiten Teilen seiner Gewässerstrecke für eine Wiederansiedlung von Flusskrebsen gut eignet. Hier gilt vor allem hervorzuheben, dass nahezu alle Wasserparameter dieses Gewässers für Flusskrebse optimale Werte aufweisen. Zudem bietet dieses Gewässer aufgrund des hohen Totholzanteils und der Beschaffenheit der Gewässersohle unzählige Versteckmöglichkeiten. Einzig die vielen Abstürze auf der Gewässerstrecke könnten ein Ausbreitungshindernis darstellen. Jedoch können diese auch als Chance angesehen werden, da diese eine natürliche Krebsperre und somit einen Schutz vor invasiven Krebsarten und der Krebspest darstellen. Basierend auf der Gewässerstrecke sowie der Lebensraumqualität des Tomenrainbachs wurde abschliessend einen Besatz von maximal 647 Individuen berechnet. Dabei eignet sich das Gewässer aufgrund der Nährstoff- und organischen Belastung besser für einen Dohlenkrebs- als für einen Steinkrebsbesatz.

Abstract

White-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) and stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) were widespread in Switzerland. However, due to the destruction and fragmentation of their habitats and the introduction of invasive species, including crayfish plague, there was a sharp decline in populations, which has not been able to be stopped to this day. Stone crayfish and white-clawed crayfish are now on the Red List and are considered critically endangered. Field names such as "Chrebsächerli" are still reminiscent of the times when the crayfish population was high. Such a "Chrebsächerli" is also found in the Sihlwald, which suggests that a crayfish population used to be prevalent there as well. For this reason, the Foundation "Stiftung Wildnispark Zürich" is interested in reintroducing them to this area. Therefore, this scientific paper examines whether the six streams in the selected investigation perimeter are suitable for such a resettlement. All of these streams were subjected to a preliminary investigation whereby one of them was also evaluated in a detailed habitat potential analysis for its potential for resettlement. In addition, the historical stone crayfish and white-clawed crayfish populations in and around the perimeter were examined and a population assessment was carried out for the in detail analyzed Tomenrainbach. The historical investigation was carried out by means of a literature research, whereas the pre-analysis as well as the habitat potential analysis took place directly in the field. The preliminary investigation showed that four of the six bodies of water are suitable for a detailed habitat potential analysis. The two unsuitable streams went dry in the summer of 2022 and can therefore already be ruled out for crayfish to resettle. Furthermore, the detailed investigation of the Tomenrainbach showed that large parts of its stretch of water are well suited for the resettlement of crayfish. Above all, it should be emphasized that almost all water parameters of this body of water have optimal values for crayfish. In addition, this body of water offers countless hiding places due to the high proportion of dead wood and the nature of the water bed. Only the many falls on the stretch of water could represent an obstacle to the population spread. However, these can also be seen as an opportunity, as they represent a natural crayfish barrier and thus protection against invasive crayfish and crayfish plague. Based on the length of the watercourse and the quality of the Tomenrainbach habitat, a stocking of a maximum of 647 individuals was calculated. Due to the nutrient and organic load, the water body is better suited for stocking white-clawed crayfish than stone crayfish.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	7
1.1	Problem- und Fragestellung	8
1.2	Aktueller Forschungsstand	8
1.3	Artportrait der einheimischen Flusskrebse.....	9
1.3.1	Der Dohlenkrebs (<i>Austropotamobius pallipes</i>).....	9
1.3.2	Der Steinkrebs (<i>Austropotamobius torrentium</i>).....	12
1.4	Aktueller Zustand einheimischer Flusskrebse.....	15
1.4.1	Invasive Arten	16
1.4.2	Krebspest.....	17
2.	Material und Methoden.....	18
2.1	Untersuchungsgebiet	18
2.2	Vorabklärung.....	21
2.3	Untersuchung der Wasserparameter.....	24
2.3.1	Aufnahme Wasserproben.....	26
2.3.2	Labortätigkeit.....	26
2.4	Lebensraumpotenzialanalyse.....	26
2.4.1	Umsetzung des Bewertungsschlüssels im Feld.....	28
2.5	Auswertung der Daten.....	29
2.6	Populationsabschätzung	30
2.7	Verwendete Literatur & Daten	31
3.	Resultate	32
3.1	Historische Flusskrebsbestände.....	32
3.1.1	Dohlenkrebs.....	34
3.1.2	Steinkrebs	35
3.2	Vorabklärung.....	37
3.3	Lebensraumpotenzialanalyse.....	45
3.4	Populationsabschätzung	50
3.4.1	Tipps für eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Flusskrebsen	50
4.	Diskussion.....	52
4.1	Material und Methoden.....	52
4.2	Resultate.....	54
4.2.1	Historische Untersuchung	54
4.2.2	Vorabklärung.....	56
4.2.3	Lebensraumpotenzialanalyse.....	59
4.2.4	Populationsabschätzung	60
5.	Bezug zur Nachhaltigkeit.....	61

6. Fazit	62
7. Literaturverzeichnis	64
8. Abbildungsverzeichnis.....	69
9. Tabellenverzeichnis.....	70
Anhang.....	71

1. Einleitung

Der Stein- (*Austropotamobius torrentium*) und der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) waren in grossen Teilen Europas einst weit verbreitet. Jedoch wird in den meisten europäischen Ländern seit Jahrzehnten eine Bestandesabnahme dieser beiden Flusskrebsarten beobachtet (Boxshall, 2012). Dabei sind diese beiden Arten mit diesem Trend nicht allein, denn weltweit sind rund 50 % aller Flusskrebse mindestens gering gefährdet oder aufgrund unzureichender Daten kann deren Gefährdung nicht eingeschätzt werden. Von diesen 50 % wiederum sind die Hälfte stark gefährdet, vom Aussterben bedroht oder bereits ausgestorben (Boxshall, 2012). Richman et al. (2015) gehen gar von einem Drittel aller Flusskrebsarten aus, welche vom Aussterben bedroht sind. Die einheimischen Flusskrebsarten der Schweiz, wozu auch der Stein- und der Dohlenkrebs zählen, sind hiervon nicht ausgenommen (P. Stucki & Zaugg, 2006, 2011). Grund für diese Abnahme innerhalb der Schweiz waren anfänglich lediglich die sich verschlechternden chemischen und physikalischen Wasserparameter. Mit der Verbreitung von invasiven, gegen die Krebspest resistenteren Arten, wurde eine weitere Bedrohung – im wahrsten Sinne des Wortes – eingeschleppt, was die bereits bestehende Bestandesabnahme immens beschleunigte (P. Stucki & Zaugg, 2006, 2011). Durch die starke Dezimierung oder gar der Auslöschung gesamter Populationen gelten der Stein- und der Dohlenkrebs in der Schweiz mittlerweile als stark gefährdet und nach der Berner Konvention als streng geschützte Tierarten (Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF), 1994; Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume, 1982).

Diese negativen Entwicklungen der Flusskrebsbestände können grosse Auswirkungen auf gesamte Ökosysteme haben, denn Flusskrebse sind immens wichtig für ein funktionierendes Ökosystem. Dies da sie in komplexen Nahrungsnetzen als Räuber, aber auch als Beute agieren und somit eine bedeutende Verbindungsachse im Energiefluss dieses Nahrungsnetzes darstellen. Daher können Flusskrebse gar als Schlüsselart angesehen werden (Marn et al., 2022; Momot, 1995). Zudem haben Flusskrebse einen relevanten Einfluss auf weitere Aspekte eines Gewässers und dessen Prozesse, wie zum Beispiel der Zersetzung von Blättern, der Bioturbation oder aber auch auf die Gemeinschaft der Algen und Invertebraten, wie in verschiedenen Untersuchungen festgestellt wurde (Charlebois & Lamberti, 1996; Reynolds et al., 2013; Schofield et al., 2001; Stutzner et al., 2003). Aufgrund deren grossen Einfluss auf ein Gewässer werden Flusskrebse auch als lebensraumgestaltende Arten (Ecological Engineers) bezeichnet (Marn et al., 2022; Reynolds et al., 2013). Um solche Ökosystemprozesse beizubehalten, sind die verbleibenden Populationen der einheimischen Flusskrebse bestmöglich zu schützen und eine Ausbreitung der einheimischen Flusskrebse zu unterstützen. Die Stiftung Wildnispark Zürich möchte bei dieser Unterstützung einen aktiven Part einnehmen und hat Interesse im Naturerlebnispark Sihlwald einheimische Flusskrebse wiederanzusiedeln. Aus

diesem Grund wird im Rahmen dieser Bachelorarbeit eine detaillierte Lebensraumpotenzialanalyse eines Fließgewässers sowie eine Voruntersuchung weiterer Fließgewässer im Naturerlebnispark Sihlwald durchgeführt. Zusätzlich soll einerseits eine historische Untersuchung des Flusskrebsvorkommens im Sihlwald und dessen Umgebung durchgeführt werden und andererseits soll für die sich im Untersuchungsperimeter befindenden und für Flusskrebse geeigneten Gewässer eine Populationsabschätzung gemacht werden.

1.1 Problem- und Fragestellung

Folglich wurden die untenstehenden Fragestellungen ausformuliert und im Rahmen dieser Bachelorarbeit beantwortet:

- Welche Flusskrebsarten kamen im Sihlwald und dessen direkten Umgebung (Umkreis < 10 km) vor oder kommen immer noch vor?
- Eignen sich der Tomenrain- und der Rossspaltibach anhand des für diese Arbeit ergänzten Bewertungsformulars von Appenzeller (2022) für eine Wiederansiedlung des Dohlen- und / oder des Steinkrebses?
- Wie gross muss, bei einer Eignung der untersuchten Fließgewässer, ein allfälliger Stein- oder Dohlenkrebsbesatz sein, um eine stabile Population zu gewährleisten und wie viele Individuen können maximal in den jeweiligen Fließgewässern leben?

Während der Voruntersuchung des Tomenrain- und des Rossspaltibachs fiel der Rossspaltibach trocken und eignet sich somit nicht für eine Wiederansiedlung von Flusskrebsen, wodurch eine detaillierte Untersuchung dieses Fließgewässers hinfällig wurde. Um trotzdem möglichst viele wissenschaftliche Erkenntnisse aus dieser Bachelorarbeit zu gewinnen, wurde die Voruntersuchung auf sämtliche sich im Untersuchungsperimeter befindenden Fließgewässer ausgeweitet. Daher wurden die obenstehenden Fragestellungen durch eine weitere Fragestellung ergänzt:

- Welche Fließgewässer im untersuchten Perimeter eignen sich aufgrund einer Voruntersuchung für eine detaillierte Untersuchung bezüglich der Wiederansiedlung von Flusskrebsen?

1.2 Aktueller Forschungsstand

Im Vergleich zum gut untersuchten Edelkrebs (*Astacus astacus*) sind der Dohlen- und der Steinkrebs weit weniger untersucht. Dies lässt sich vor allem durch die geringeren wirtschaftlichen Interessen und den damit verbundenen tiefen Forschungsaktivitäten erklären (Berger & Füreder, 2018). Nichtsdestotrotz erweckten diese beiden faszinierenden Arten gerade in den

letzten Jahren das Interesse der Wissenschaft und der im Vergleich zum Edelkrebs bestehende Nachholbedarf wird laufend aufgeholt. Dabei behandeln viele aktuelle Studien Management-Konzepte, wie man die einheimischen Flusskrebsarten vor den invasiven Flusskrebsarten und der damit verbundenen Krebspest effektiv schützen kann. Diese Thematiken standen denn auch an der 10. Internationalen Tagung des forum flusskrebse in Langnau am Albis, welche im Jahr 2022 stattfand, im Vordergrund. Des Weiteren wird auch zur Ökologie des Stein- und des Dohlenkrebs, zu effizienten Kartiermethoden oder zur Auswirkung des Klimawandels auf die Stein- und Dohlenkrebs sowie deren Habitate geforscht.

Bezüglich Sihlwald existieren keine Untersuchungen oder wissenschaftliche Arbeiten im Zusammenhang mit Flusskrebsen. Einzig im Zeitraum 2009 – 2014 wurden die Fliessgewässer im Untersuchungsperimeter im Rahmen der Flusskrebs-Kartierung im Kanton Zürich unter der Leitung von Rolf Schatz auf das Vorkommen von Flusskrebsen überprüft (Schatz, 2014). Ebenfalls existieren nur wenige Daten zu den zu behandelnden Fliessgewässern. Dabei wurden Daten einiger Wasserparameter (pH, eL, Temperatur und Abfluss) des Tomenrainbachs durch die Stiftung Wildnispark Zürich bereitgestellt. Zu den restlichen Fliessgewässern im Perimeter wurden weder Daten noch wissenschaftliche Arbeiten gefunden. Daher kann gesagt werden, dass aufgrund dieser Bachelorarbeit die sich im Perimeter befindenden Fliessgewässer erstmalig in Bezug auf Flusskrebse untersucht werden. Zudem werden ebenfalls erstmalig Daten zu für Flusskrebse wichtigen Wasserparametern der untersuchten Fliessgewässer im Perimeter geliefert.

1.3 Artportrait der einheimischen Flusskrebse

In der Schweiz existieren aktuell insgesamt acht Flusskrebsarten, wovon vier einheimisch und vier eingewandert sind oder eingeschleppt wurden (Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS), 2021). Da zwei einheimische Arten aufgrund des geographischen Verbreitungsgebietes [italienischer Dohlenkrebs (*Austropotamobius italicus*)] oder der morphologischen Begebenheit der Gewässer im Untersuchungsperimeter [Edelkrebs (*Astacus astacus*)] für eine Wiederansiedlung ausgeschlossen werden können, wird im Folgenden ausschliesslich auf die Ökologie der für eine Wiederansiedlung in Frage kommenden Dohlen- und Steinkrebse im Detail eingegangen (Hager, 2003; Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS), 2021; P. Stucki & Zaugg, 2005).

1.3.1 Der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*)

Das Verbreitungsgebiet des auf Abbildung 1 dargestellten Dohlenkrebs reicht von der iberischen Halbinsel bis in den westlichen Teil des Balkangebiet und von den britischen Inseln bis in den südlichen Teil Italiens (Souty-Grosset et al., 2006; P. Stucki & Zaugg, 2005). Innerhalb

der Schweiz wurde der Dohlenkrebs in den Kantonen Aargau, Bern, Baselland, Fribourg, Genf, Graubünden, Jura, Luzern, Neuchatel, St. Gallen, Solothurn, Ticino, Waadt, Wallis und Zürich nachgewiesen, wobei diese Art schnell- wie auch langsam fließende Gewässer, Stillgewässer und Kanäle bis auf eine Höhe von 1400 m.ü.M. besiedelt (info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF), 2022a; Souty-Grosset et al., 2006; P. Stucki & Zaugg, 2005).



Abbildung 1 Der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) (David Gerke, 2007).

pH, Temperatur und Sauerstoffkonzentration

Die meisten Flusskrebsarten kommen in Gewässern mit eher hohen pH-Werten vor (Longshaw & Stebbing, 2016). Der Dohlenkrebs ist hier keine Ausnahme und wurde in Gewässern beobachtet, welche einen pH-Wert zwischen 6.8 und 8.6 aufweisen (Haddaway et al., 2013). Das Temperaturspektrum reicht gemäss Souty-Grosset et al. (2006) und Hager (2003) von 10° C bis 24° C und gemäss Stucki und Zaugg (2005) von 10° C bis 22° C, wobei das Temperaturoptimum zwischen 14° C und 18° C liegt. In Bezug auf den Sauerstoffgehalt im Wasser kann der Dohlenkrebs tiefe Sauerstoffkonzentrationen über einen ausgedehnten Zeitraum tolerieren (Longshaw & Stebbing, 2016; Souty-Grosset et al., 2006). Dabei reichen die Angaben zur minimalen Sauerstoffkonzentration von 2.7 mg / L bis 3.0 mg / L (Longshaw & Stebbing, 2016; Reynolds & Souty-Grosset, 2012). Weitere Studien, welche die Sauerstoffkonzentration in Dohlenkrebsgewässern untersuchten, fanden Werte zwischen 4.93 mg / L und 12.52 mg / L (Demers & Reynolds, 2002; Rallo & García-Arberas, 2000; Reyjol & Roqueplo, 2002; Trotschel, 1997; Trouilhé et al., 2007). Tiefe Sauerstoffkonzentrationen, wie sie von Longshaw und Stebbing (2016) und Reynolds und Souty-Grosset (2012) angegeben werden, können vom Dohlenkrebs nicht dauerhaft toleriert werden (Longshaw & Stebbing, 2016). Daher ist anzunehmen, dass für ein für Dohlenkrebse geeignetes Gewässer eher von einem Sauerstoffgehalt von mindestens 4.93 mg / L auszugehen ist.

Kalziumkonzentration

Das Kalzium ist Dohlenkrebse ein unabdingbares Element, da sie dieses zum Aufbau ihres Exoskeletts und demzufolge für ihr Wachstum benötigen (Trouilhé et al., 2007). In einer Studie in England wurde festgestellt, dass Dohlenkrebse in Gewässern ab einer Menge von 5 mg / L vorkommen (Jay & Holdich, 1981). In anderen Studien wurde der Dohlenkrebs jedoch auch in Gewässern beobachtet, wo weniger Kalzium im Wasser vorhanden war (1.0 mg / L, 1.2 mg / L, 2.3 mg / L, 2.56 mg / L) (Favaro et al., 2010; Rallo & García-Arberas, 2000; Reyjol &

Roqueplo, 2002; Trouilhé et al., 2007). Dabei gehen Favaro et al. (2010) davon aus, dass in einem Gewässer 2.56 mg / L die Mindestmenge an Kalzium ist, welches für den Aufbau des Exoskeletts benötigt wird. Die höchste gemessene Kalziummenge wurde in Frankreich von Trouilhé et al. (2007) beobachtet und beträgt 99.3 mg / L.

Nährstoffe und organische Belastung

Es gibt unterschiedliche Studien, welche von Dohlenkrebsen bewohnte Gewässer auf die Nährstoffe und die organische und chemische Belastung untersucht haben. Dabei wurde diese Art in Gewässern mit einem Nitratgehalt zwischen 0.6 mg / L und 57.2 mg / L und einem Ammoniumgehalt zwischen 0.0 mg / L und 0.73 mg / L gefunden (Broquet et al., 2002; Demers & Reynolds, 2002; Rallo & García-Arberas, 2000; Reyjol & Roqueplo, 2002; Smith et al., 1996; Troschel, 1997; Trouilhé et al., 2007). Dies lässt darauf schliessen, dass Dohlenkrebse gegenüber hohen Nährstoffgehalten im Wasser nicht sehr empfindlich reagieren (Trouilhé et al., 2007). Dies wird auch durch Souty-Grosset et al. (2006) belegt, welche diese Flusskrebse in eutrophen Seen beobachtet haben.

Bezüglich der organischen Belastung wurde in der Studie von Trouilhé et al. (2007) den TOC-Gehalt in den Gewässern untersucht, wobei dieser von 1.06 mg / L bis 10.24 mg / L reichte. Dabei existieren unterschiedliche Aussagen dazu, ob sich der Dohlenkrebs sensitiv gegenüber einer organischen Belastung des Gewässers verhält. Hager (2003) sowie auch Stucki und Zaugg (2005) und Souty-Grosset et al. (2006) gehen davon aus, dass der Dohlenkrebs empfindlich auf solche Belastungen reagiert. Favaro et al. (2010) gehen davon aus, dass die gelöste organische Materie ein Schlüsselfaktor für die Verbreitung von Dohlenkrebsen darstellt, wobei sich hohe Werte negativ auf deren Vorkommen auswirken. Demgegenüber steht die Doktorarbeit von Demers (2003) oder die Untersuchung von Reynolds und Souty-Grosset (2012), welche Dohlenkrebse auch in mässig organisch belasteten Gewässern gefunden haben. Geht man von den von Trouilhé et al. (2007) nachgewiesenen TOC-Gehalten aus, welche zwischen 1.06 mg / L und 19.35 mg / L betragen, und vergleicht diese mit den Klassierungen der «Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer – Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe» vom Bundesamt für Umwelt (Liechti, 2010) stellt man fest, dass Dohlenkrebse auch in Gewässern vorkommen, welche in Bezug auf den TOC-Gehalt als «schlecht», also organisch sehr belastet, klassifiziert werden (Liechti, 2010). Dies lässt vermuten, dass Dohlenkrebse weniger sensitiv auf die organische Belastung reagieren als von Hager (2003), Stucki und Zaugg (2005), Souty-Grosset et al. (2006) und Favaro et al. (2010) angegeben. Trotzdem ist davon auszugehen, dass sich organisch wenig belastete Gewässer besser für Dohlenkrebse eignen.

Morphologie des Gewässers

Der Dohlenkrebs ist in der Wahl des Habitats weniger anspruchsvoll als der Steinkrebs und bewohnt stehende Gewässer, langsam fließende Kanäle aber auch schnell fließende Flüsse und kleinere Bäche (Souty-Grosset et al., 2006). Auch Reynolds und Souty-Grosset (2012) gehen davon aus, dass eine moderate Habitatqualität für den Dohlenkrebs genügend ist. Dabei bevorzugt der Dohlenkrebs sedimentfreie Untergründe, wurde aber auch schon in Gewässern mit schlammigen Böden gefunden. Für den Dohlenkrebs wichtig sind vor allem, dass das Gewässer genügend Unterstände in Form von Steinen, Baumwurzeln, Geröll, Unterspülungen oder aber auch menschengemachte Strukturen mit Hohlräumen aufweist (Souty-Grosset et al., 2006). In Fließgewässern ist zudem vorteilhaft wenn das Gewässer eine heterogene Fließgeschwindigkeit und regelmässige Pool-Riffle-Sequenzen aufweist (P. Stucki & Zaugg, 2005). Hingegen wirken sich Fließgewässerkorrekturen und Uferverbauungen negativ auf ein Vorkommen von Dohlenkrebsen aus (P. Stucki & Zaugg, 2005).

1.3.2 Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*)

Der auf Abbildung 2 zu sehende Steinkrebs ist vor allem in Südost- und in Zentraleuropa weit verbreitet. Dabei reicht dessen Verbreitungsgebiet von Ost nach West vom Osten Frankreichs bis in die türkische Schwarzmeer-Region und die nördlichsten Bestände wurden in Luxemburg und Süddeutschland und die südlichsten Bestände im Norden von Griechenland erfasst (Longshaw & Stebbing, 2016). In der



Abbildung 2 Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*)
(Jürgen Frechen, o.J.).

Schweiz wurde der Steinkrebs vor allem in der Ostschweiz und im Mittelland beobachtet. Dabei existieren bestätigte Bestände in den Kantonen Aargau, Appenzell Innerrhoden, Glarus, Luzern, Obwalden, St. Gallen, Schaffhausen, Schwyz, Thurgau, Zug und Zürich (P. Stucki & Zaugg, 2005). Diese Art ist vor allem in kleinen, strukturreichen und kühlen Wiesen- und Waldbächen mit kiesiger oder steiniger Sohlstruktur anzutreffen. Seltener werden auch Weiher und Seen in höher gelegenen Regionen besiedelt, wobei in der Schweiz Bestände bis auf 900 m.ü.M. gefunden wurden. (Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz, 2014; P. Stucki & Zaugg, 2005).

pH, Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration

Bezüglich des pH-Wertes bevorzugt auch der Steinkrebs Gewässer mit einem hohen pH-Wert. Longshaw und Stebbing (2016) geben einen idealen pH-Wert von 8.5 und Pârvulescu und Zaharia (2013) einen idealen pH-Wert von 8.4 an. Trotzdem kommen Steinkrebse auch in Gewässern mit einem weitaus tieferen pH-Wert vor, wobei in einer Studie von Kozak et al. (2002) Steinkrebsbestände in Gewässern mit einem pH-Wert von 5 nachgewiesen wurden. Der in dieser Untersuchung höchste nachgewiesene pH-Wert war 8.6. Des Weiteren gehen bezüglich der Wassertemperatur Souty-Grosset et al. (2006), Stucki und Zaugg (2005) wie auch Hager (2003) von einem Optimum von 14 – 18 °C, einer minimalen durchschnittlichen Wassertemperatur während des Sommers von 8 °C und einem oberen Limit von 23 °C aus (Hager, 2003; Souty-Grosset et al., 2006; P. Stucki & Zaugg, 2005). Zudem haben Souty-Grosset et al. (2006) festgestellt, dass Steinkrebse gut in Gewässern mit einer Temperatur von über 20 Grad überleben können, sofern die Sauerstoffkonzentration nahe der Sättigung ist. Trotzdem tolerieren Steinkrebse auch tiefe Sauerstoffkonzentrationen von 3 mg / L für mindestens 12 Tage, wie in einer Untersuchung von Demers et al. (2006) festgestellt wurde. In ebendieser Studie wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass Steinkrebse hohe Sauerstoffkonzentrationen bevorzugen (Demers et al., 2006). In weiteren Studien wurde die Menge an gelöstem Sauerstoff in von Steinkrebsen bewohnten Gewässern gemessen, welche zwischen 4.65 mg / L und 12.05 mg / L lag (Kozak et al., 2002; Pârvulescu & Zaharia, 2013; Vlach et al., 2012). Dabei wurde von Pârvulescu und Zaharia (2013) festgestellt, dass Gewässer mit einer hohen Sauerstoffkonzentration wahrscheinlicher besiedelt werden.

Nährstoffe und organische Belastung

Steinkrebse wurden in Gewässern mit einem Nitritgehalt von bis zu 0.75 mg / L und einem Nitratgehalt von bis zu 45.02 mg / L beobachtet, wobei der Durchschnitt aller untersuchten Gewässer beim Nitrit bei 0.066 mg / L und beim Nitrat bei 10.1 mg / L betrug (Vlach et al., 2012). Dies Werte lassen vermuten, dass der Steinkrebs nicht sehr empfindlich auf nährstoffbelastete Gewässer reagiert. Zudem vermuten Pârvulescu und Zaharia (2013) in ihrer Untersuchung, dass der Edelkrebs empfindlicher auf hohe Nährstoffeinträge reagiert als der Steinkrebs. In Bezug auf die organische Belastung der Gewässer hingegen sind sich die WissenschaftlerInnen einig, dass der Steinkrebs sehr empfindlich reagiert (Hager, 2003; Reynolds & Souty-Grosset, 2012; Souty-Grosset et al., 2006; P. Stucki & Zaugg, 2005). Dabei weisen Reynolds und Souty-Grosset (2012) den Steinkrebs als sensitivste Art aller einheimischen Flusskrebsarten gegenüber Gewässern mit hoher organischer Belastung aus und empfehlen diesen als Indikator für gute Wasserqualität. Stucki und Zaugg (2005) gehen gar davon aus, dass eine organische Belastung zur Auslöschung von ganzen Beständen führen kann. Genaue Zahlen zur von Steinkrebsen tolerierten Menge an TOC oder DOC wurden nicht

gefunden. Daher wird für diese Bachelorarbeit davon ausgegangen, dass die organische Belastung für Steinkrebse geeignete Fliessgewässer gemäss den «Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer – Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe» vom Bundesamt für Umwelt (2010) mindestens als gut eingestuft werden soll, was einem maximalen TOC-Gehalt von 5.0 mg / L und einem maximalen DOC-Gehalt von 4.0 mg / L entspricht.

Kalziumkonzentration

Wie bereits beim Dohlenkreb, wird das Kalzium ebenfalls vom Steinkrebs dringend für den Aufbau seines Exoskeletts benötigt. Die wissenschaftlichen Angaben zur tolerierten Kalziumkonzentration sind allerdings nicht gut belegt. Dabei wurden lediglich von Kozak et al. (2002) Angaben zur vom Steinkrebs benötigten Kalziumkonzentration gemacht, wobei in dieser Untersuchung Steinkrebse in Gewässern mit 7 – 70 mg / L nachgewiesen wurden. Allerdings gilt hier zu beachten, dass lediglich vier Gewässer als Referenz dienten. Da der Stein- und Dohlenkreb derselben Gattung angehören, ist davon auszugehen, dass der Toleranzbereich des Steinkrebse ähnlich dem des Dohlenkrebes ist. Daher kann angenommen werden, dass der Steinkrebs ebenfalls in Gewässern mit einem höheren oder tieferen Kalziumgehalt (Toleranzbereich Dohlenkreb: 2.56 – 99.3 mg / L) überleben kann.

Morphologie des Gewässers

Der Steinkrebs ist auf eine hohe Habitatqualität angewiesen (Reynolds & Souty-Grosset, 2012). Dabei bevorzugt diese Art kleine bis sehr kleine Fliessgewässer mit einem Durchmesser von < 2m und einer Fliessgeschwindigkeit von 0.05 – 0.25 m/s (Pöckl & Streissl, 2005; Souty-Grosset et al., 2006). Stehende Gewässer mit schlammigen Sedimenten werden hingegen gemieden. Zudem zeigt der Steinkrebs auch in Fliessgewässern eine grosse Empfindlichkeit gegenüber Sohlkolmation, da starke Sedimentablagerungen zum Verschliessen der Hohlräume zwischen den Steinen führt (Hager, 2003; Souty-Grosset et al., 2006; P. Stucki & Zaugg, 2005). Die Folgen eines solchen Inputs von Sediment kann gar zum Erlöschen von ganzen Beständen führen (Hager, 2003; Souty-Grosset et al., 2006). Des Weiteren sind geeignete Unterschlüpf aus Stein oder Geröll unabdingbar (Hager, 2003; Souty-Grosset et al., 2006). Diese Steine sollten mindestens eine Oberfläche von 300 cm² aufweisen, wobei Souty-Grosset et al. (2006) erwähnen, dass das Habitat für Steinkrebse attraktiver wird, je grösser der Oberflächenbereich der Steine wird (bis 900 cm²) (Pöckl & Streissl, 2005; Souty-Grosset et al., 2006). Dabei eignen sich quadratische oder runde Steine besser als Unterschlupf für Steinkrebse als längliche oder ovale und Steine welche weniger als dreimal so lang und 1.3-mal so breit sind wie der Steinkrebs selbst werden gemieden (Pöckl & Streissl, 2005). Zudem werden ins Bachbett ragende Wurzeln, Äste und Ufervegetation, zusätzlich zu den Steinen, ebenfalls als willkommene Unterstände angesehen (Schulz & Kirchlehner, 1984). Des

Weiteren ist eine Beschattung des Gewässers durch die Vegetation von Bedeutung, damit die Wasseroberfläche vor direktem Sonnenlicht geschützt wird. So wird das Wasser kühl gehalten und den optimalen Wassertemperaturansprüchen des Steinkrebse gerecht (Souty-Grosset et al., 2006). Gerade im Hinblick auf den Klimawandel und die zu erwartenden immer heisseren Sommer ist dies ein wichtiger Faktor. Denn vor allem kleinere Bäche neigen eher dazu, bei langen Trockenphasen auszutrocknen. Ist dies der Fall, müssen einige Pools von 30 – 40 cm Tiefe als Rückzugsort für Steinkrebse bestehen bleiben. (Souty-Grosset et al., 2006).

1.4 Aktueller Zustand einheimischer Flusskrebse

Seit mehreren Jahrzehnten ist bei den drei einheimischen Flusskrebsarten der Schweiz ein ausgeprägter Rückgang der Bestände zu beobachten (Elmiger et al., 2018; Schatz, 2014; P. Stucki & Zaugg, 2011). Dies ist ursprünglich vor allem auf die Verschlechterung der physikalischen und chemischen Wasserqualität, auf das Verschwinden von Feuchtgebieten, auf Fliessgewässerkorrekturen und Uferverbauungen sowie auf die fischereiliche Bewirtschaftung zurückzuführen (Elmiger et al., 2018; Schatz, 2014; P. Stucki & Zaugg, 2006). Mit der Einführung exotischer Arten kam dann zusätzlich ein beträchtlicher Konkurrenzdruck auf die bereits durch die Lebensraumdefizite geschwächten einheimischen Arten. Zudem brachten die amerikanischen Flusskrebsarten die Krebspest in die Schweiz, worauf die nicht-resistenten einheimischen Arten äusserst sensibel reagieren. Diese beiden Faktoren führten zu einer immensen Beschleunigung des bereits bestehenden Rückgangs (P. Stucki & Zaugg, 2011). Dabei sind von dieser Entwicklung der Dohlen- und der Steinkrebs stärker betroffen als der Edelkrebs. Gesamtschweizerisch sind vom Edelkrebs im Jahr 2010 noch 159 besiedelte Standorte in Fliessgewässern und 151 besiedelte Standorte in Stillgewässern bekannt. Beim Dohlenkrebs sind im Jahr 2010 419 besiedelte Standorte in Fliessgewässern und 29 besiedelte Standorte in Stillgewässern bekannt und beim Steinkrebs sind 208 besiedelte Standorte in Fliessgewässern und 8 besiedelte Standorte in Stillgewässern bekannt (P. Stucki & Zaugg, 2011). Dabei lassen diese Daten vermuten, als sei der Dohlenkrebs entgegen der oben gemachten Aussage weniger stark betroffen als der Edelkrebs. Doch einen Vergleich mit den historischen Daten zeigt, dass der Rückgang der Dohlenkrebsbestände schneller vonstattengeht als der Rückgang der Edelkrebsbestände (P. Stucki & Zaugg, 2011). Für die gesamte Schweiz sind das die aktuellen vom BAFU veröffentlichten Zahlen. Für den Kanton Zürich hingegen existiert eine Bestandesaufnahme vom Jahr 2018. In dieser wurden 4 Dohlenkrebsbestände, 77 Steinkrebsbestände und 84 Edelkrebsbestände ausgewiesen (Elmiger et al., 2018). Hier sind vor allem die grosse Anzahl an Steinkrebsbeständen hervorzuheben. Die Autoren verweisen jedoch darauf, dass dies nicht als grosse Verbreitung, sondern als sehr hohe Fragmentierung in isolierte Bestände interpretiert werden solle. Im Gegensatz dazu kann die hohe Anzahl an

Edelkrebsbeständen als normal gedeutet werden, ist aber vor allem auf den Besatz in kleinen Stillgewässern zurückzuführen (Elmiger et al., 2018).

1.4.1 Invasive Arten

Im Gegensatz zu den rückläufigen Beständen der einheimischen Arten sind Einige der invasiven Arten stark auf dem Vormarsch und vergrössern ihr Verbreitungsgebiet laufend (Elmiger et al., 2018; P. Stucki & Zaugg, 2006). Insgesamt sind aktuell Bestände von vier nicht einheimischen Arten in der Schweiz bekannt: *Orconectes limosus* (Kamberkrebs), *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs), *Procambarus clarkii* (Roter amerikanischer Sumpfkrebs) und *Astacus leptodactylus* (Galizierkrebs). Dabei sind vor allem die aus Nordamerika stammenden Kamber-, Signal- und Rote amerikanische Sumpfkrebse als Träger der Krebspest eine Gefahr für die einheimischen Flusskrebsarten (P. Stucki & Zaugg, 2011). Der aus Südosteuropa stammende Galizierkrebs hingegen, ist wie die einheimischen Arten ebenfalls, anfällig auf die Krebspest. Aus diesem Grund nehmen dessen Bestände ab und somit stellt diese Art aktuell die kleinste Gefahr für die einheimischen Flusskrebsarten dar (P. Stucki & Zaugg, 2006, 2011; T. Stucki & Jean-Richard, 1999). Zudem besiedelt der Galizierkrebs grundsätzlich nicht dieselben Lebensräume wie der Stein- und der Dohlenkrebs, wodurch kaum Überschneidungen der ökologischen Nischen und somit kaum Konkurrenz zwischen diesen Arten entstehen (P. Stucki & Zaugg, 2011). Die aktuell grösste Bedrohung stellt der aus Nordamerika stammende Signalkrebs dar, da sich dessen Lebensraumpräferenzen am stärksten mit denen der einheimischen Arten überlagern (Elmiger et al., 2018). Im Gegensatz zum ebenfalls aus Nordamerika stammenden Kamberkrebs breitet sich der Signalkrebs nämlich auch in Zuflüssen aus und steht damit in direkter Konkurrenz mit allen einheimischen Flusskrebsarten (P. Stucki & Zaugg, 2011). Aufgrund seiner Konkurrenzstärke wird sogar davon ausgegangen, dass dieser irgendwann ebenfalls den gegenüber einheimischen Arten (vor allem Edelkrebs) durchaus erfolgreich und in grossen Seen und Flüssen etablierten Kamberkrebs verdrängen wird (Elmiger et al., 2018). Die von den aus Nordamerika stammenden Arten am wenigsten gefährliche Art ist der Rote amerikanische Sumpfkrebs. Trotz dessen grossen Fähigkeit sich auszubreiten konnte die Ausbreitung dieser Art dank verschiedenen Massnahmen gestoppt werden. Vorhandene Populationen konnten aber nie gänzlich ausgelöscht werden, sodass diese Art nach wie vor in der Schweiz vorkommt (P. Stucki & Zaugg, 2006, 2011). Des Weiteren werden voraussichtlich in naher Zukunft zwei weitere exotische Flusskrebsarten in die Schweiz einwandern, nämlich der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) und der Marmorkrebs *Procambarus fallax f. virginialis* (Elmiger et al., 2018). Beide Arten bergen ein grosses Potential invasiv zu werden und die einheimischen Arten zusätzlich zu bedrängen. Der Kalikokrebs beispielsweise ist äusserst konkurrenzstark und hat den Kamberkrebs auf grossem Gebiet im Oberrhein verdrängt.

Zum Anderen vermehrt sich der Marmorkrebs asexuell und dementsprechend schnell, was zu einer rasanten Ausbreitung führen kann (Elmiger et al., 2018)

1.4.2 Krebspest

Die grösste Gefahr für die einheimischen Flusskrebse stellt ein winziger Erreger *Aphanomyces astaci*, besser bekannt als Krebspest, dar. Dabei handelt es sich um eine akut verlaufende Pilzkrankung, welche vor allem den Panzer der Flusskrebse angreift. Für die einheimischen Flusskrebsarten ist der Verlauf in nahezu allen Fällen tödlich und befällt oft ganze Bestände und löscht diese aus (Elmiger et al., 2018; Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS), 2021; *Krebspest*, 2022). Daher ist nicht verwunderlich, dass diese Krankheit gemäss Artikel 4 der Tierseuchenverordnung als «zu bekämpfende Tierseuche» eingestuft wird (Tierseuchenverordnung, 1995). Für die aus Nordamerika stammenden invasiven Flusskrebsarten hingegen verläuft die Krankheit aufgrund deren Resistenz weniger dramatisch und unter normalen Bedingungen nicht tödlich, was ihnen einen unschlagbaren Konkurrenzvorteil gegenüber den heimischen Flusskrebsarten verschafft (Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV, 2022). Historisch gesehen gelangte der Erreger bereits am Ende des 19. Jahrhunderts mit der Einführung amerikanischer Flusskrebse nach Europa und wird auf natürliche Weise einerseits durch infizierte Flusskrebse, aber auch durch infizierte Krabben oder Süsswassergarnelen und andererseits durch mit Sporen kontaminiertes Wasser verschleppt. Zudem existieren Hinweise, dass weitere Wildtiere, wie beispielsweise der Biber, eine Verschleppung des Erregers verursachen können (Elmiger et al., 2018; Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS), 2021). Des Weiteren kann der Mensch durch kontaminiertes Material, wie beispielsweise Gummistiefel, Taucheranzüge oder Angelausrüstung, die Pilzsporen über grosse Strecken weiterverbreiten (Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV, 2022; Elmiger et al., 2018).

2. Material und Methoden

Diese Bachelorarbeit basiert auf drei Standbeinen. Dabei wurde erstens eine historische Untersuchung zum Vorkommen des Stein- und Dohlenkrebse im Untersuchungsperimeter und dessen Umgebung (< 10 km) gemacht, was mittels einer Literaturrecherche vollzogen wurde. Zweitens wurde eine Vorabklärung gemacht, ob die Fließgewässer im Perimeter grundsätzlich geeignet sind für Stein- und Dohlenkrebse und drittens wurde der Tomenrainbach einer detaillierten Lebensraumpotenzialanalyse unterzogen, um zu erfassen, wie gut sich dieser für die zwei oben genannten Flusskrebarten eignet.

2.1 Untersuchungsgebiet

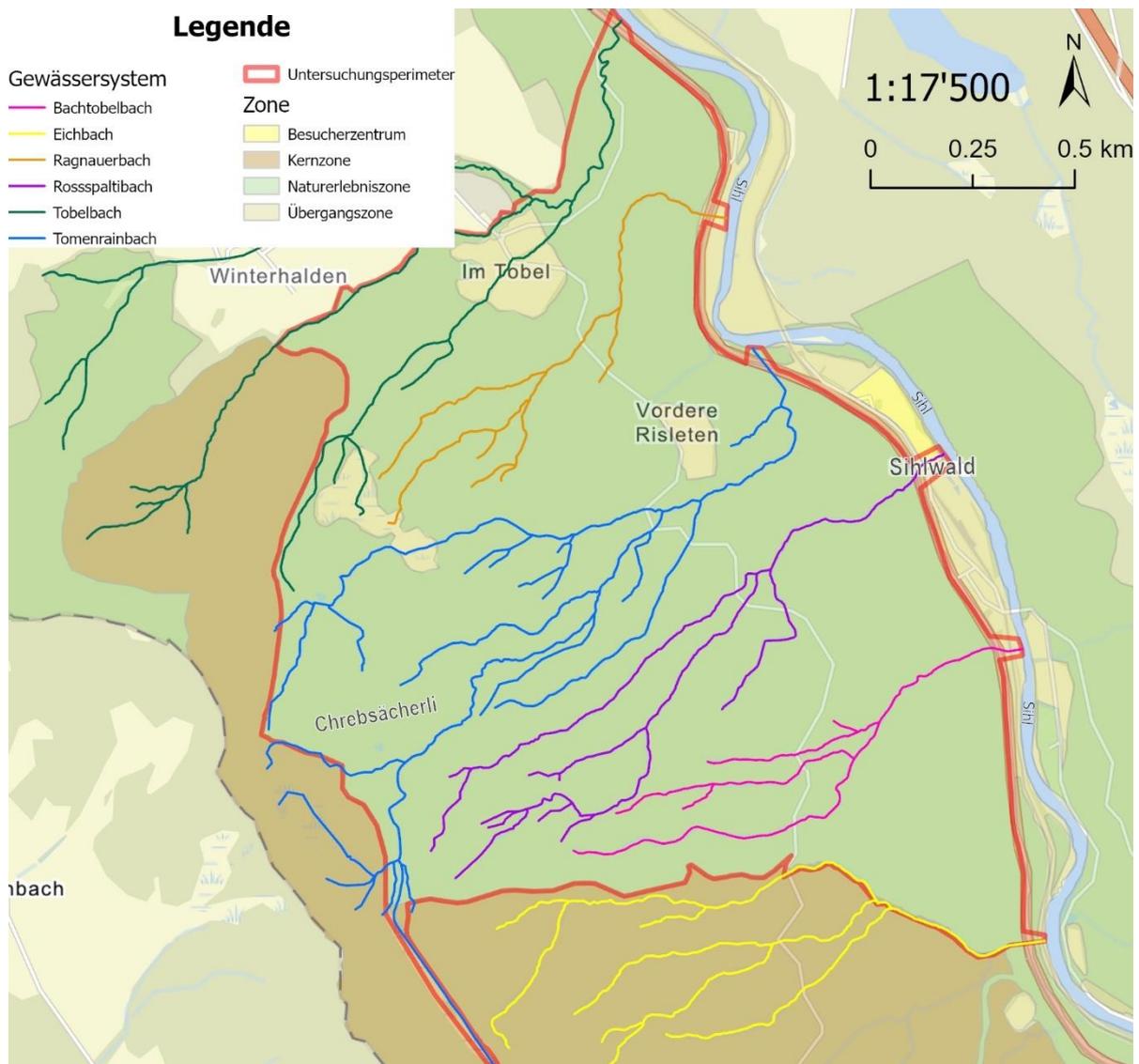


Abbildung 3 Untersuchungsperimeter mit den zu untersuchenden Gewässersystemen Bachtobel-, Eich-, Ragnauer-, Rosspalti-, Tobel- und Tomenrainbach. Des Weiteren ist auf dieser Karte die Zonierung des Untersuchungsperimeters ersichtlich.

Der auf Abbildung 3 abgebildete Untersuchungsperimeter liegt auf der Gemeindefläche Horgen und Langnau am Albis und befindet sich im Naturerlebnispark Sihlwald, welcher seit 2010

ein Park von nationaler Bedeutung ist. Der Sihlwald ist ein Naturwald, welcher auf einer Fläche von rund 1100 ha den ursprünglichen Buchenwald Mitteleuropas darstellt (Stiftung Wildnispark Zürich, o.J.b). Um diesen ursprünglichen Zustand zu erhalten, wurde seit dem Jahr 2000 die Waldpflege im ganzen Sihlwald eingestellt (Stiftung Wildnispark Zürich, o.J.a). Daher ist der Untersuchungsperimeter aufgrund der eingestellten Waldpflege und den damit verbundenen vielen abgestorbenen und umgekippten Bäumen äusserst schwierig zu begehen. Zudem ist das Gelände im Untersuchungsperimeter äusserst steil und hat eine durchschnittliche Steigung von rund 19 %. Dabei liegt der Perimeter mit seinem tiefsten Punkt auf 469 m.ü.M und dem höchsten auf 776 m.ü.M komplett in der montanen Zone. Geologisch gesehen liegt der gesamte Perimeter in der tektonischen Zone der mittelländischen Molasse, wobei die oberste Gesteinsschicht im Untersuchungsperimeter als Obere Süsswassermolasse, welche sich vor allem aus Mergel, Sandstein und vereinzelt Nagelfluhbänken zusammensetzt, klassifiziert wird (Hänni & Ris, 2017). Dabei kann davon ausgegangen werden, dass im Untersuchungsperimeter vor allem der Molassesandstein dominiert, da der 2.7 Kilometer entfernte Langenberg ebenfalls aus Molassesandstein besteht (Roth & Staufer, 2010). Klimatisch gesehen herrscht im Sihlwald ein mildes, westwindgeschütztes und Föhn beeinflusstes Klima mit etwas höherem Niederschlag wie in der Stadt Zürich (1350 mm) (Roth & Staufer, 2010). Dabei liegt die jährliche Durchschnittstemperatur in der Gemeinde Langnau bei 13.5 °C, wobei die höchste durchschnittliche Tagestemperatur im Monat Juli mit 25 °C und die tiefste durchschnittliche Tagestemperatur im Monat Januar mit -3 °C erreicht wird (klima.org, o. J.).

Tabelle 1 Übersicht über sämtliche den Untersuchungsperimeter durchfliessende Fliessgewässer.

Fliessgewässer	Nebenarm / Hauptarm	Quelle
Bachtelenbach	Nebenarm (Tomenrainbach)	Naturerlebniszone
Bachtobelbach	Hauptarm	Naturerlebniszone
Chlibürglenbach	Nebenarm (Tomenrainbach)	Kernzone
Eichbach	Hauptarm	Kernzone
Eichhölzlibach	Nebenarm (Tomenrainbach)	Naturerlebniszone
Guldilochbach	Nebenarm (Tobelbach)	Naturerlebniszone
Hinterer Langenrainbach	Nebenarm (Bachtobelbach)	Naturerlebniszone
Hüllilobodenbach	Nebenarm (Rossspaltibach)	Naturerlebniszone
Ragnauerbach	Hauptarm	Naturerlebniszone
Ränggerbach	Nebenarm (Tobelbach)	Naturerlebniszone
Rossspaltibach	Hauptarm	Naturerlebniszone
Tobelbach	Hauptarm	Kernzone
Tomenrainbach	Hauptarm	Kernzone
Tüfels Chuchibach	Nebenarm (Tomenrainbach)	Naturerlebniszone

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über sämtliche Fliessgewässer, welche den Untersuchungsperimeter durchfliessen. Dabei ist ersichtlich, in welcher Zone sich die Quelle des Fliessgewässers befindet und ob dieses im Gewässersystem als Haupt- oder als Nebenarm fungiert. Bei den Nebenarmen ist das jeweilige Fliessgewässer angegeben, in welches diese einmünden. Des Weiteren münden alle Hauptarme in die Sihl ein. Wo die Fliessgewässer genau liegen und wie der der Untersuchungsperimeter zoniert ist, ist in der Abbildung 3 zu sehen. Bezüglich der Zonierung soll an dieser Stelle noch erwähnt werden, dass in der Kernzone die strengsten Besucherregeln gelten und gar ein Verlassen des Weges ohne explizite Bewilligung des Kanton Zürichs strafbar ist. Dabei ist das Ziel der Kernzone ein Buchenwald, wie er einst natürlich in Europa vorkam, zu erhalten und um dies zu erreichen steht der Schutz der Natur an vorderster Stelle (Stiftung Wildnispark Zürich, o.J.c). Im Gegensatz dazu gelten in der Naturerlebniszone die lockersten Regeln, wo die Besucher dazu eingeladen werden ihren Freizeitaktivitäten nachzugehen.

2.2 Vorabklärung

Die Vorabklärung wurde mittels dem in Anhang A angefügten Bewertungsformular getätigt, wobei diese durch das Kapitel A abgedeckt wird. Der Bewertungsbogen wurde von der Bachelorarbeit von Vincent Appenzeller übernommen und für diese Bachelorarbeit weiter ergänzt und angepasst (Appenzeller, 2022). Die Anpassungen in Kapitel A betrafen lediglich die Spannweite des pH-Wertes, welche leicht vergrössert wurde. Zusätzlich zur Vorabklärung im Kapitel A wurden noch Wasserproben genommen, um sicherzustellen, dass die für Dohlen- und Steinkrebse wichtigen Wasserparameter ebenfalls in einem guten Bereich liegen.

Um die im Kapitel A des Bewertungsbogens gestellten Fragen zu beantworten, wurden Daten begutachtet, welche durch die Stiftung Wildnispark Sihlwald oder Rolf Schatz bereitgestellt wurden. Fragen, welche so nicht oder lediglich mit einer gewissen Unsicherheit beantwortet werden konnten, wurden in Feldbegehungen direkt versucht zu beantworten. Welche Fragen durch Feldbegehungen und welche Fragen durch bereitgestellte Daten beantwortet wurden, ist in der Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2 In dieser Tabelle ist ersichtlich, welche Fragen des Kapitel A des Bewertungsschlüssels mittels der bereitgestellten Daten beantwortet werden konnte und für welche zusätzlich noch eine Feldbegehung nötig war.

Durch Feldbegehung beantwortet	Durch bereitgestellte Daten beantwortet
Sind bereits Flusskrebse (einheimisch oder invasiv) vorhanden?	Trocknet das Gerinne saisonal komplett aus?
Liegt der pH-Wert unter 6.0 oder über 9.0?	Sind Vorkommen von invasiven Flusskrebsarten im gleichen Gewässersystem bekannt deren Einwanderung als möglich erscheint?
	Überschreitet die maximale Wassertemperatur während mehreren Tagen 25 C?

Bestandesaufnahme

Ob bereits Krebse vorhanden sind, wurde in sechs nächtlichen Begehungen untersucht. Diese fanden am 25. Juni, am 26. Juni, am 29. Juni, am 6. Juli, am 10. Juli und am 12. Juli. Dabei wurde der Tomenrainbach und der Rossspaltibach jeweils zwischen 23:00 Uhr und 02.00 Uhr begangen. Da teilweise sehr schwieriges Gelände begangen wurde, wurde zur Sicherheit einerseits, wenn möglich, eine Begleitperson mitgenommen (drei von sechs Begehungen) und andererseits wurde bei jeder Begehung mittels SMS jeweils Boris Pasini um 23:00 Uhr über den Beginn der Begehung und um 02.00 Uhr über die Beendigung der Begehung informiert. Zudem wurde jeweils die Kantonspolizei Zürich über den nächtlichen Aufenthalt im Sihlwald orientiert, um ein unnötiges Ausrücken zu vermeiden. Um spezifische zeitliche

Verhaltensmuster der Flusskrebse zu umgehen, wurden die beiden Bäche jeweils abwechselnd als erster und zweiter Bach begangen. Bei den Begehungen 1, 3 und 5 wurde dabei der Rosspaltibach zuerst entgegen der Fliessrichtung begangen und der Tomenrainbach anschliessend in Fliessrichtung begangen. Bei den Begehungen 2, 4 und 6 wurde dann der Tomenrainbach zuerst und entgegen der Fliessrichtung und der Rosspaltibach danach und in Fliessrichtung begangen. Da der Tomenrain- und der Rosspaltibach kleine Fliessgewässer sind, konnten grössere Abschnitte vom Ufer aus begangen werden. So konnten Trübungen, welche vor allem bei der Begehung in Fliessrichtung die Sicht ins Wasser beeinträchtigen würden, vermieden werden. Jedoch war ein Betreten des Bachbetts bei gewissen Bachabschnitten aufgrund der Topologie unumgänglich. Dabei wurde, um ein Verschleppen der Krebspest zu vermeiden, jeweils vor und nach jeder Begehung, sowie auch zwischen dem Wechseln der Bäche die Schuhe mit Virkon S Desinfektionsmittel gereinigt. Eine komplette Liste, der während den nächtlichen Begehungen verwendeten Materialien ist in Anhang C zu finden.

Aufnahme pH-Wert und Wassertemperatur

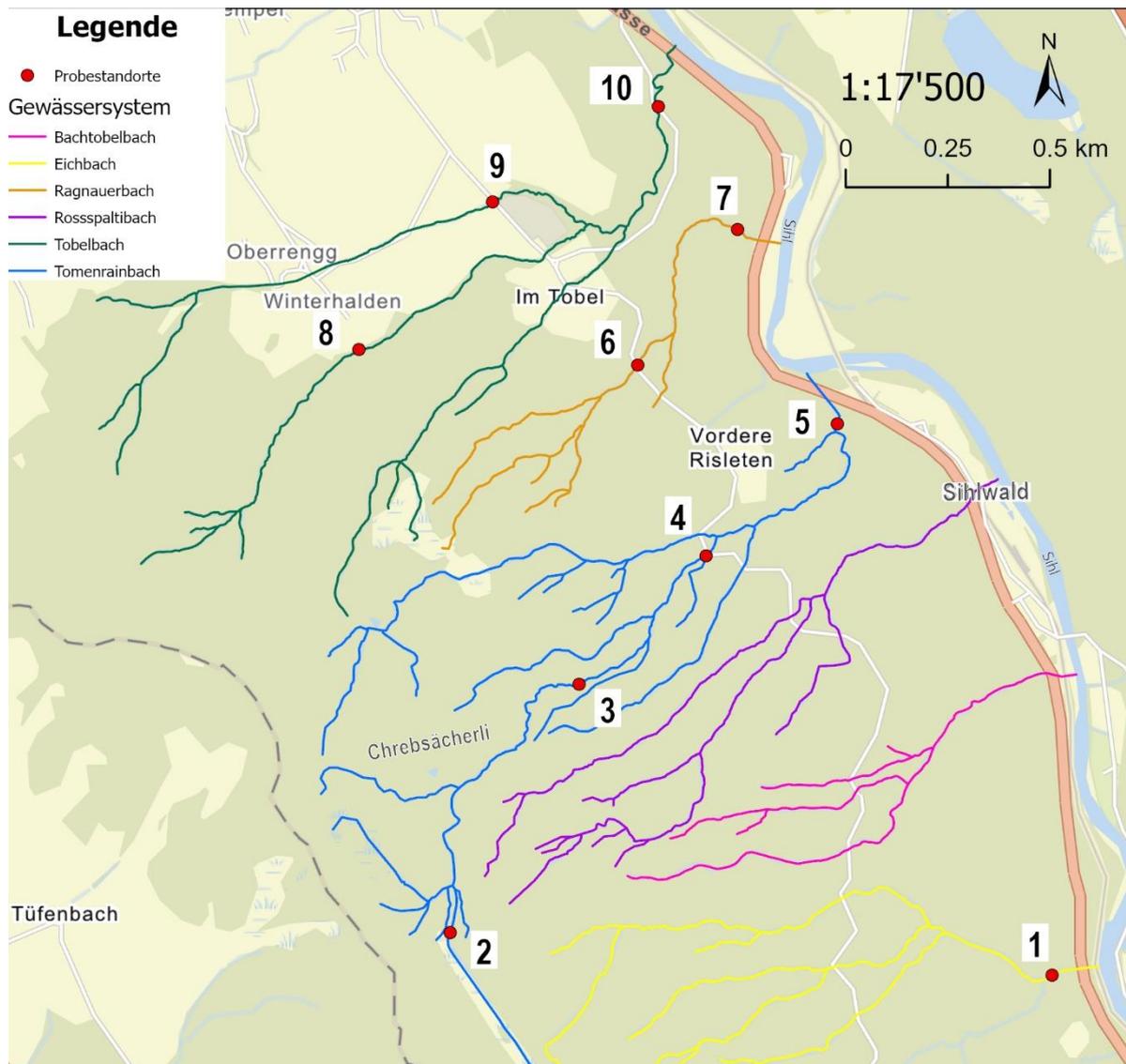


Abbildung 4 Probenahmestandorte an welchen die Gewässerproben entnommen sowie die Messungen vor Ort vollzogen wurden (Eigene Darstellung).

Die Messung des pH-Wertes erfolgte an den in Abbildung 4 gezeigten Standorten. Zudem wurde ebenfalls noch die Temperatur gemessen, um die Plausibilität der bereitgestellten Daten (siehe Austrocknung der Gerinne & maximale Wassertemperatur) zu überprüfen. Die Aufnahme wurde jeweils am Morgen vollzogen, da so die Wasserproben noch gleichentags im Labor analysiert und eine Veränderung und damit verbundene Verfälschung der Wasserparameter minimiert werden konnte. Dabei wurde die Mutlisonde HQ40D der Firma Hach Lange GmbH verwendet. Die Aufnahme des pH-Wertes, wie auch der Temperatur erfolgte beim Tomenrain- und beim Rossspaltibach für die Vorabklärung am 07.07.2022. Beim Eich-, Tobel- und Ragnauerbach wurde der pH-Wert und die Temperatur am 22.09.2022 für die Vorabklärung gemessen.

Austrocknung der Gerinne & maximale Wassertemperatur

Um herauszufinden, ob die Gerinne saisonal austrocknen, wurden Daten der Stiftung Wildnispark Sihlwald verwendet. Dabei wurden einerseits Gewässerdaten des Tomenrainbachs verwendet, welche durch die Stiftung Wildnispark Sihlwald bereitgestellt wurden. Andererseits wurden Aussagen der Parkranger berücksichtigt, welche durch Ronald Schmidt, Kontaktperson der Stiftung Wildnispark Sihlwald, eingeholt wurden. Die maximale Wassertemperatur wurde ebenfalls aus den bereitgestellten Gewässerdaten des Tomenrainbachs herausgelesen.

Vorkommen von invasiven Krebsarten im gleichen Gewässersystem

Zwischen den Jahren 2008 und 2014 wurde von der IG Dä Neu Fischer unter der Leitung von Rolf Schatz eine Flusskrebbs-Kartierung im Kanton Zürich vollzogen. Die Daten dieser Untersuchung wurden von Rolf Schatz bereitgestellt, worauf ermittelt werden konnte, ob invasive Krebsarten im gleichen Gewässersystem vorkommen. Des Weiteren wurden diese Daten vor den nächtlichen Begehungen verwendet, um festzustellen, ob während dieser Untersuchung bereits einheimische Flusskrebse im Tomenrain- und im Rossspaltibach gefunden wurden.

2.3 Untersuchung der Wasserparameter

Sämtliche in die Sihl mündenden Fließgewässer im Perimeter wurden auf die für Flusskrebse relevanten Wasserparameter untersucht. Die untersuchten Parameter sind in der Tabelle 3 aufgelistet. Ebenfalls in dieser Tabelle ersichtlich ist, wo die Analyse des Parameters vollzogen wurde und welches Messgerät beziehungsweise welche Küvetten Tests verwendet wurden. Wenn möglich wurden die Parameter direkt vor Ort gemessen und falls dies nicht möglich war, wurden Wasserproben genommen und anschliessend im Labor der ZHAW Wädenswil, Campus Grüental untersucht. Die Probestandorte sind dieselben Orte, wo der pH-Wert und die Temperatur für die Vorabklärung genommen wurden und auf Abbildung 4 auf der Seite 23 ersichtlich.

Tabelle 3 Um die Eignung der Bäche Flusskrebse aufgrund deren Wasserwerte zu überprüfen, wurden die in dieser Tabelle aufgelisteten Parameter untersucht.

Parameter	Analyse	Test / Messgerät
pH-Wert	Direkt vor Ort	Hach HQ40D Portables 2-Kanal Multimeter
Temperatur	Direkt vor Ort	Hach HQ40D Portables 2-Kanal Multimeter
EI. Leitfähigkeit	Direkt vor Ort	Hach HQ40D Portables 2-Kanal Multimeter
Sauerstoffsättigung	Direkt vor Ort	Hach HQ40D Portables 2-Kanal Multimeter
Nitrat	Im Labor (filtrierte Probe)	Hach LCK 341 Nitrit Küvetten-Test 0,015-0,6 mg/L NO ₂ -N
Nitrit	Im Labor (filtrierte Probe)	Hach LCK 341 Nitrit Küvetten-Test 0,015-0,6 mg/L NO ₂ -N
Chlorid	Im Labor (filtrierte Probe)	Hach LCK 311 Chlorid Küvetten-Test 1-70 mg/L Cl ⁻
Ammonium	Im Labor (unfiltrierte Probe)	Hach LCK 304 Ammonium Küvetten-Test 0,015-2,0 mg/L NH ₄ -N
dH	Im Labor (unfiltrierte Probe)	Hach LCK 327 Wasserhärte Küvetten-Test 1-20 °dH
Ca²⁺	Im Labor (unfiltrierte Probe)	Hach LCK 327 Wasserhärte Küvetten-Test 1-20 °dH
Mg²⁺	Im Labor (unfiltrierte Probe)	Hach LCK 327 Wasserhärte Küvetten-Test 1-20 °dH
Kupfer	Im Labor (unfiltrierte Probe)	Hach LCK 529 Kupfer Spur Küvetten-Test 0,01-1,0 mg/L Cu
DOC	Im Labor (filtrierte Probe)	Hach LCK 385 TOC Küvetten-Test (Aus- treibmethode) 3-30 mg/L C
TOC	Im Labor (unfiltrierte Probe)	Hach LCK 385 TOC Küvetten-Test (Aus- treibmethode) 3-30 mg/L C

2.3.1 Aufnahme Wasserproben

Tabelle 4 Übersicht, welche Probestandorte an welchen Daten beprobt wurden. Dabei kongruiert die Nummerierung der Probestandorte mit der Nummerierung auf der auf Abbildung 4 abgebildeten Karte.

Probenahmedatum	07.07.	13.07.	25.07.	22.09.	04.10.
Eichbach				1	1
Ragnauerbach				6 / 7	6 / 7
Rossspaltibach	11				
Tobelbach				8 / 10	8 / 9 / 10
Tomenrainbach	2 / 5	3 / 4	3 / 4	2 / 3 / 4 / 5	

Die Tabelle 4 gibt eine Übersicht, welche Probestandorte an welchen Daten beprobt wurden. Dabei wurde jeweils eine unfiltrierte und eine filtrierte Wasserprobe aufgenommen und in Probenahmeflaschen aus Plastik mit einem Volumen von 500 ml für die unfiltrierte und einem Volumen von 250 ml für die filtrierte abgefüllt und transportiert. Des Weiteren wurde für die filtrierte Probe das Wasser jeweils mittels einer Einwegspritze und einem zuvor gereinigten (Einmal mit destilliertem Wasser und anschliessend mit Wasser des zu beprobenden Baches) Membranfilter mit einer Porengrösse von 0.45 µm filtriert. Um Veränderungen der Wasserparameter vorzubeugen, wurden die genommenen Wasserproben in einer Kühltasche mit Kühlelementen transportiert und am selben Tag noch im Labor analysiert.

2.3.2 Labortätigkeit

Die Wasserproben wurden im Labor der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften am Standort Campus Grüental in Wädenswil analysiert. Dabei wurden die gängigen Sicherheitsvorkehrungen, wie das Tragen einer Schutzbrille oder eines Labormantels zu jedem Zeitpunkt befolgt. Für gewisse Küvettentests wurden ausserdem Einweghandschuhe aus Nitril getragen, um Reizungen der Haut zu vermeiden. Zudem war immer noch eine wissenschaftliche Mitarbeiterin oder ein wissenschaftlicher Mitarbeiter der ZHAW Wädenswil anwesend. Für die Analyse der Wasserproben wurde der Spektralphotometer DR3900 der Firma Hach Lange GmbH sowie Küvettentests der Firma Hach Lange GmbH verwendet. Welcher Küvettentest, sowie deren Genauigkeit, und welche Wasserprobe für die Analyse der einzelnen Wasserparameter verwendet wurde, kann der Tabelle 3 auf Seite 25 entnommen werden.

2.4 Lebensraumpotenzialanalyse

Als einziges Fliessgewässer im Untersuchungsperimeter wurde der Tomenrainbach mittels einer Lebensraumpotenzialanalyse im Detail auf die Eignung für den Dohlen- und den Steinkrebs bewertet. Ursprünglich geplant war, den Rossspaltibach ebenfalls im Detail zu untersuchen. Da dieser aber Mitte Juli trockenfiel, wurde eine detaillierte Untersuchung hinfällig und der Rossspaltibach als ungeeignet klassifiziert. Für die Detailuntersuchung des

Tomenrainbachs wurde ein Bewertungsschlüssel für die Eignung von Fließgewässern für Dohlenkrebse von der Bachelorarbeit von Appenzeller (2022) übernommen. Dieser Bewertungsschlüssel setzt sich aus bioindikatorischen Kriterien, chemisch-physikalischen Parametern, Störungswahrscheinlichkeiten und morphologischen Kriterien zusammen. Diese Kriterien wurden aufgrund der Ökologie des Dohlenkrebses ausgearbeitet und anhand deren Relevanz für ein Vorkommen von Dohlenkrebsen mit entsprechenden Punktzahlen bewertet. Aufgrund spezifischer Eigenschaften des Untersuchungsperimeters und spezifischen Ansprüchen des Steinkrebses wurde der Bewertungsschlüssel mit folgenden Anpassungen leicht verändert. Dabei wurde darauf geachtet, dass diese Anpassungen den Dohlenkrebs nicht tangieren.

- Aufgrund von anderen Angaben zum Temperaturbereich wurde der tolerierte Bereich der Sommerlichen Durchschnittstemperatur auf 8 – 23 °C ausgeweitet und mit zwei Punkten bewertet. Ist die sommerliche Durchschnittstemperatur < 8 °C oder > 23 °C werden null Punkte vergeben.
- Da im Untersuchungsperimeter nur in direkter Nähe zur Sihltalstrasse von künstlicher Beleuchtung auszugehen ist, wurde dies dem Bereich «Punkteabzüge» zugeordnet. Sofern > 20 % des Gewässerabschnittes künstliche beleuchtet werden, werden drei Punkte abgezogen.
- Aufgrund der vielen Abstürze des Tomenrainbachs wurden Durchgängigkeitsstörungen in die Bewertung miteinbezogen. Dabei wurden keine Durchgängigkeitsstörungen mit zwei Punkten bewertet, eine Durchgängigkeitsstörung < 0.3 m mit einem Punkt und zwei oder mehr Durchgängigkeitsstörungen < 0.3 oder mindestens eine Durchgängigkeitsstörung > 0.3 m mit null Punkten bewertet.
- Die Kategorien des Abschnittes «Unterspülte Bereiche und Unterstände unter Bäumen oder Wurzeln oder überhängenden Pflanzen» wurde von vier auf drei zusammengefasst. Zudem ist die maximal zu erreichende Punktzahl um einen Punkt tiefer.
- Dafür ist die maximale Punktzahl für den Abschnitt «Blöcke und grosse Steine» um einen Punkt erhöht wurden. Zudem wurden die einzelnen Kategorien anders bewertet. Während beim Bewertungsschlüssel von Vinzent Appenzeller 0 – 20 % die Maximalpunktzahl von drei gibt, ist im für diese Bachelorarbeit verwendeten Schlüssel die Maximalpunktzahl von vier für die Kategorie 20 – 40 % reserviert. Dies wurde so angepasst, weil der Steinkrebs auf Unterschlüpfte unter grösseren Steinen angewiesen ist. Der Dohlenkrebs hingegen sollte einem höheren Prozentsatz an grösseren Steinen nicht allzu sehr tangiert werden.
- Die Punkteabzüge wurden mit einem weiteren Kriterium ergänzt. Da vor allem der Steinkrebs sehr sensitiv auf die Füllung von Poren zwischen Steinen mit Feinsediment

reagiert, wurden Gewässerabschnitte, welche diese Problematik aufweisen direkt mit null Punkten bewertet.

- Da der Steinkrebs empfindlicher auf Gewässerverschmutzungen reagiert als der Dohlenkreb wurde bei den Punkteabzügen der Abzug des Dinges «Viehhaltung, Industrie oder schwere Landwirtschaft im Abstand < 20 m» von vier auf sechs Punkte erhöht.

Der angepasste Bewertungsschlüssel ist in Anhang A zu finden. Für die Detailuntersuchung wurde zudem vorgängig definiert, wann ein neuer Gewässerabschnitt beginnen soll. Dabei wurden folgende Kriterien aufgestellt, welche aus der Bachelorarbeit von Vinzent Appenzeller übernommen wurden:

Ein neuer Gewässerabschnitt beginnt, wenn...

- ...sich die Morphologie des Fliessgewässers ändert.
- ...ein Zu- oder Abfluss in das zu bewertende einmündet beziehungsweise abfließt.
- ...der Gewässerabschnitt die Länge von 100 m überschreitet.

2.4.1 Umsetzung des Bewertungsschlüssels im Feld

Während der Feldbegehung wurden die Gewässerabschnitte mittels des in Anhang B zu findenden Aufnahmeprotokolls aufgenommen. Anschliessend wurden diese gesammelten Daten mittels des Bewertungsschlüssels bewertet und die resultierenden Punktzahlen in ein Excel-File übertragen, um sie für die Erstellung der Karten und weitere Auswertungen verwenden zu können.

Bioindikatorische Kriterien

Um zu bewerten, ob ein Forellenbestand vorhanden ist, wurde jeder Pool des jeweiligen Gewässerabschnittes begutachtet. Dabei wurde jeder Pool zehn Minuten beobachtet und darauf geachtet, dass diese von ausserhalb des Gewässers und möglichst regungslos eingesehen wurden, um ein Verscheuchen der Tiere zu vermeiden. Wurde in mindestens einem Pool pro Gewässerabschnitt ein Forellenvorkommen nachgewiesen, wurde der Gewässerabschnitt bezüglich des Vorkommens von Forellen als positiv bewertet. Das Vorkommen von Stein-, Köcher-, und Eintagsfliegen wurde überprüft, indem pro Gewässerabschnitt die Unterseite von zehn im Bachbett liegenden Steinen mit einem Durchmesser von 10 – 15 cm und von zehn im Bachbett liegenden Steinen mit einem Durchmesser von 15 – 25 cm begutachtet wurde. Dabei reichte, wenn einer dieser Steine Larven von Stein-, Köcher- oder Eintagsfliegen oder Überreste von Larven, wie zum Beispiel ehemalige Köcher von Köcherfliegenlarven, aufwies, um den Gewässerabschnitt bezüglich des Vorkommens von Stein-, Köcher- oder Eintagsfliegen als positiv zu bewerten.

Chemisch-physikalische Kriterien

Die Aufnahme des pH-Wertes, wie auch die Aufnahme der Gewässertemperatur erfolgte mit der Multisonde HQ40D der Firma Hach an den Probestandorten 2, 3, 4 und 5. Die Aufnahme dieser Werte erfolgte am 07.07., am 13.07., am 25.07. und am 22.09.2022. Da die Messung der Temperatur während dem ganzen Sommer und in jedem Gewässerabschnitt nicht möglich war, wurde der Durchschnitt der in Tabelle 6 auf Seite 39 gemessenen Temperaturwerte des Tomenrainbachs genommen. Dieser Durchschnittswert wurde dann auf alle Gewässerabschnitte angewendet. Für die Bewertung des pH-Wertes wurde jeweils der minimale und maximale gemessene pH-Wert pro Probestandort auf die in Fließrichtung liegenden Gewässerabschnitte angewendet. Wird der nächste Probestandort erreicht, wird dann auf die folgenden Gewässerabschnitte dessen Minimal- und Maximalwert angewendet.

Störungswahrscheinlichkeit

Die Distanz zum nächsten grösseren und nächtlich befahrenen Verkehrsweg wurde in ArcGIS Pro gemessen. Dabei wurde jeweils der dem Verkehrsweg nächstgelegene Punkt des Gewässerabschnittes als Referenz für die Distanz genommen. Für die Aufnahme der Abstürze wurde am 06.09.2022 der gesamte Tomenrainbach begangen und die Koordinaten, wie auch die Höhe sämtlicher Abstürze aufgenommen.

Morphologische Kriterien

Sämtliche morphologischen Kriterien wurden im Zeitraum 01.07 – 31.07.2022 direkt im Feld aufgenommen. Dabei wurden beide Uferseiten von jedem Gewässerabschnitt dreimal begangen. Bei der ersten Begehung wurde der Fokus auf das Totholz im Gerinne, regelmässige Pool-Riffle Sequenzen und der Beschattungsgrad gelegt. Bei der zweiten Begehung lag der Fokus auf den senkrechten Ufern, den unterspülten Bereichen und den Unterständen, auf den senkrechten Ufern und auf den ins Bachbett ragenden feinen Wurzeln. Bei der letzten Begehung lag dann der Fokus auf der prozentualen Verteilung von grossen Steinen und Blöcken zu Steinen, Grobkies, Fienkies und Sand zu Schlamm, Feinsediment, Fels, Kalksinter und Kolmation.

2.5 Auswertung der Daten

Die Auswertung der Daten und die Erstellung der Diagramme erfolgte mit Excel und die Erstellung der Karten mittels ArcGIS Pro. Dabei wurden sämtliche während der Lebensraumpotenzialanalyse für den Tomenrainbach gewonnenen Daten in Karten visualisiert und die jeweiligen Gewässerabschnitte deren Eignung entsprechend eingefärbt. Die Standorte der Abstürze wurden ebenfalls in einer Karte eingezeichnet und deren Absturzhöhe entsprechend eingefärbt. Zusätzlich wurde in einem Diagramm die Verteilung der Absturzhöhen visualisiert.

Die Informationen, welche Bäche beziehungsweise welche Bereiche der Bäche in diesem Sommer trockenlagen, wurde auch mittels einer Karte grafisch dargestellt. Die Auswertung der aus den Wasserproben gewonnenen Daten erfolgte teils mittels der Dokumentation «Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer – Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe» vom Bundesamt für Umwelt (2010), aber auch mit den aus den wissenschaftlichen Arbeiten gewonnenen Informationen zur Ökologie der Flusskrebse. Dabei wurde vor allem darauf geachtet, ob die einzelnen Wasserwerte in den von den untersuchten Flusskrebarten tolerierten Bereichen liegen. Sämtliche Karten wurden mit der Software ArcGIS Pro (Version 2.9.5) erstellt und für die Diagramme wurden die Software Microsoft Excel verwendet.

2.6 Populationsabschätzung

Die Populationsabschätzung basiert auf den Empfehlungen zur Wiederansiedlung von Flusskrebsen im «Aktionsplan Flusskrebse Schweiz - Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs» von Stucki und Zaugg (2011). Dabei werden für kleine Fliessgewässer eine Aussetzung von 50 Flusskrebsen pro 100 m Fliessgewässer angegeben. Die Autoren verweisen hier allerdings noch darauf, dass die Anzahl der einzuführenden Flusskrebse von dem Lebensraumpotential des Fliessgewässers abhängt (P. Stucki & Zaugg, 2011). Daher wurde für die vorliegende Populationsabschätzung eine Abstufung der Anzahl Tiere pro Qualität des Lebensraumes gemacht. Die Tabelle 5 gibt einen Überblick wie viele Tiere pro 100 m je nach Qualität des Lebensraumes angesiedelt werden. Die Qualität des Lebensraumes wurde vorwiegend mittels der Lebensraumpotentialanalyse abgeschätzt.

Tabelle 5 Die Anzahl der einzusetzenden Flusskrebse je nach Qualität des Lebensraumes.

Einstufung des Lebensraumes gemäss Bewertungsformular	Flusskrebse pro 100 m Fliessgewässer
sehr gut	50
gut	40
mässig	30
schlecht	0

Die Anzahl benötigter Tiere für eine Wiederansiedlung wurde dann anschliessend mit folgender Formel berechnet:

$$\text{Benötigte Anzahl Tiere} = \frac{50 * x + 40 * y + 30 * z}{100}$$

x = Gesamtlänge [m] aller Abschnitte mit Qualität «sehr gut»

y = Gesamtlänge [m] aller Abschnitte mit Qualität «gut»

z = Gesamtlänge [m] aller Abschnitte mit Qualität «mässig»

Dabei wurden zwei Szenarien berechnet. Beim ersten Szenario würde der gesamte Tomenrainbach mit Flusskrebsen besetzt. Beim zweiten Szenario würde der unterste Teil des Tomenrainbachs nicht besetzt. Ein Besatz würde dann lediglich oberhalb des ersten grösseren Absturzes (Absturzhöhe > 1.5 m, siehe Abbildung 8 auf Seite 47) eingesetzt werden. Dieses Szenario wird damit begründet, dass dieser Absturz als natürliche Krebsbarriere fungiert und so die angesiedelte Population vor der Einwanderung invasiver Krebsarten und der Krebspest schützen kann.

2.7 Verwendete Literatur & Daten

Die verwendete Literatur wurde grösstenteils über die nationale Suchplattform für wissenschaftliche Informationen «swisscovery» gefunden. Selten wurden auch wissenschaftliche Artikel über die Suchplattform google.scholar konsultiert. Zudem wurden die Literaturverzeichnisse der über die Suchplattformen gefundenen wissenschaftlichen Artikel nach weiteren für diese Bachelorarbeit relevanten wissenschaftlichen Artikeln durchsucht. Des Weiteren wurden Berichte des BAFUs und des Amtes für Landschaft und Natur des Kanton Zürichs in diese Arbeit eingebunden. Für die historische Untersuchung, wie auch die Untersuchung der aktuellen Flusskrebsbestände wurde neben der gefundenen Literatur auch Daten der IG da neu Fischer und des Schweizerischen Zentrums für die Kartografie der Fauna verwendet.

Für die Erstellung der Karten wurden für die Hintergrundkarten Daten aus dem GIS-Portal des Kanton Zürichs verwendet. Die meisten Informationen, welche die Fliessgewässer betreffen, wie Abstürze, Wasserparameter, die Bewertung der Gewässerabschnitte des Tomenrainbachs für die Lebensraumpotenzialanalyse oder die Informationen, welche Fliessgewässer austrockneten, stammen aus Daten, welche in eigenständiger Feldarbeit erarbeitet wurden. Die während der Feldarbeit gewonnenen Daten wurden noch durch Daten zu einigen Wasserparameter des Tomenrainbachs, welche von der Stiftung Wildnispark Zürich bereitgestellt wurden, ergänzt.

3. Resultate

3.1 Historische Flusskrebssbestände

Steinkrebs

Zeitraum des Nachweises

- 1920 - 1980
- 1981 - 2000
- 2000 - 2022

Dohlenkrebss

Zeitraum des Nachweises

- 2000 - 2011
- 2012 - 2022

▭ Kantonsgrenzen

▭ Untersuchungsperimeter

1:275'000

N

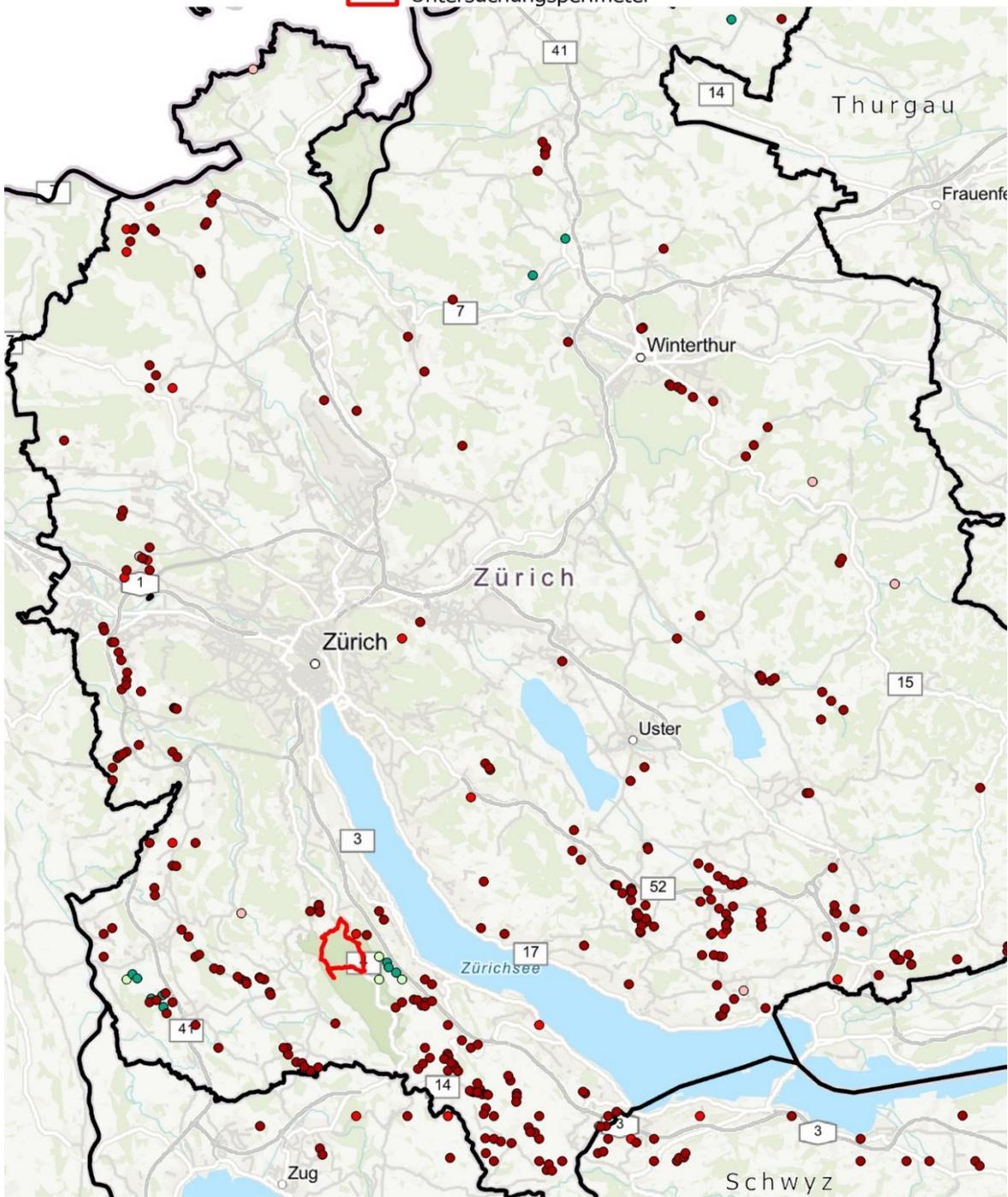


Abbildung 5 Übersicht über sämtliche dem Schweizerischen Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF) gemeldeten Stein- und Dohlenkrebssichtungen im Kanton Zürich, sowie in den nördlichsten Teilen der Kantone Zug und Schwyz (Eigene Darstellung, 2022).

Die Karte auf der Abbildung 5 gibt einen Überblick über die aktuell bekannten, wie auch die historischen Dohlen- und Steinkrebsvorkommen im Kanton Zürich und den nördlichsten Teilen der Kantone Zug und Schwyz. Dabei stimmen die ans Schweizerische Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF) gemeldeten Sichtungen von Dohlen- und Steinkrebsen mit den wissenschaftlichen Belegen zu den Dohlen- und Steinkrebsvorkommen, welche anschliessend in den Kapitel 3.1.1 und 3.1.2 erläutert werden, weitgehend überein.

Erstmals auf wissenschaftlicher Basis und gesamtschweizerisch wurden die Flusskrebsbestände in der Schweiz im Jahr 1920 von Johann Carl untersucht (Carl, 1920). Im Jahr 1972 wurde die Untersuchung von Carl (1920) durch Bott (1972) ergänzt und bestätigt. Allerdings bleibt in beiden Arbeiten offen, in welchen Gewässern keine Flusskrebsbestände gefunden wurden und welche Gewässer nicht untersucht worden waren. Die nächsten umfassenden Untersuchungen der Flusskrebsbestände in der Schweiz wurde durch Bernard Büttiker im Jahr 1980 und knapp zwanzig Jahre später durch Thomas Stucki und Peter Jean-Richard im Auftrag des BUWAL im Jahr 1999 vollzogen (Büttiker, 1980; T. Stucki & Jean-Richard, 1999). Im Rahmen der Untersuchung von T. Stucki und Jean-Richard (1999) wurden in der gesamten Schweiz 537 stehende Gewässer und 1257 Fliessgewässer auf Flusskrebsvorkommen überprüft. Dabei generierten T. Stucki und Jean-Richard eine Datenbank, welche in den darauffolgenden Jahren kontinuierlich durch das Schweizerische Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF) ergänzt und erweitert wurde (Hefti & Stucki, 2006). Auf dieser Datenbank basiert dann auch die nächste wissenschaftliche Arbeit zu den Flusskrebsbeständen in der Schweiz von Pascal Stucki, in welcher er mit Blaise Zaugg im Jahr 2005 die Bestände aus dem Jahr 1999 aktualisierte (P. Stucki & Zaugg, 2005). Im Jahr 2011 wurde dann die Verbreitung der in der Schweiz ansässigen Flusskrebsarten durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) im Rahmen des «Aktionsplans Flusskrebse Schweiz» kartiert, wobei die Verbreitung innerhalb des Kanton Zürichs auf Daten aus dem Zeitraum 1995 – 2010 beruht (P. Stucki & Zaugg, 2011). Zwischen 2008 und 2014 wurde durch die Interessengemeinschaft «Dä neu Fischer» unter der Leitung von Rolf Schatz in einer grossangelegten Untersuchung die Flusskrebsbestände im Kanton Zürich erhoben. Dabei wurden 1153 Fliessgewässer und 39 stehende Gewässer kartiert (Schatz, 2014).

Für die Bäche im vorliegenden Untersuchungsperimeter existieren bis zum Jahr 2014 keine gesicherten Daten über ein Flusskrebsvorkommen oder -nichtvorkommen. Erste gesicherte Daten über eine Untersuchung dieser Bäche stammen von der IG «Dä neu Fischer» aus dem Jahr 2014, wobei diese in keinem der Bäche ein Krebsvorkommen ermitteln konnten. Bei den restlichen, oben erwähnten Untersuchungen ist aus den Daten und den Berichten nicht ersichtlich, ob die Bäche innerhalb des Untersuchungsperimeters nicht untersucht wurden oder ob sie untersucht wurden und keine Flusskrebsvorkommen gesichtet worden sind. Grundsätzlich kann jedoch stark davon ausgegangen werden, dass zumindest der obere Bereich des

Tomenrainbachs während eines unbekanntes Zeitraums eine grössere Population an Flusskrebse beheimatete. Diese Annahme basiert auf dem Flurnamen «Chrebsächerli», welches im Untersuchungsperimeter liegt und vom Tomenrainbach durchflossen wird. Flurnamen sind relevante Zeitzeugnisse, denn sie beschreiben Orte, wie sie mal waren und weisen diesen Eigenschaften zu, welche heute in vielen Fällen nicht mehr sichtbar sind (Gloor, 2018). Gerade das «Chrebsächerli» ist ein gutes und vor allem offensichtliches Beispiel für einen Flurname, welcher einem Ort eine Eigenschaft zuschreibt. Die Namensgebung der Flur «Chrebsächerli» im Untersuchungsperimeter ist auf das Mittelalter (1000 n.Chr. – 1500 n.Chr.) zurückzuführen (Lehmann, 1988). Eine genauere Datierung oder weitere Informationen zur Geschichte dieser Flur lassen sich nicht finden.

Da bis ins Jahr 2014 keine wissenschaftlichen Daten zu Untersuchungen der Bäche im Untersuchungsperimeter bezüglich Flusskrebsvorkommen existieren, werden in den folgenden Unterkapiteln 3.1.1 und 3.1.2 die historischen Flusskrebsfunde der näheren Umgebung (< 10 km) zum Untersuchungsperimeter wiedergeben. Im Kapitel 4.1.2 wird dann diskutiert, ob eine Einwanderung in den Untersuchungsperimeter und somit auch ein Flusskrebsvorkommen möglich gewesen wäre.

3.1.1 Dohlenkrebs

Folglich werden nun die Dohlenkrebsvorkommen analog zur Übersicht auf der Abbildung 5 beschrieben. Während der Untersuchung von Carl (1920) wurden weder Bestände im Sihlwald, noch in dessen nahen Umgebung beobachtet. Auch Bott (1972) konnte keine Dohlenkrebse in dieser Region nachweisen. Den ersten wissenschaftlichen Nachweis von Dohlenkrebsen in der näheren Umgebung wurde von Stucki und Jean-Richard (1999) in der Gemeinde Mettmenstetten erbracht, wobei die Luftlinie zum Perimeter rund 8 km beträgt. In der Untersuchung von T. Stucki und Zaugg (2005) wird ebenfalls, in der Region Mettmenstetten einen Bestand angegeben, wobei diese davon ausgehen, dass der Bestand bereits vor 1995 dort anzutreffen war. Im Jahr 2011 bestätigen P. Stucki und Zaugg (2011) dieses Vorkommen dann noch einmal, wobei sie angeben, dass dieser Bestand lediglich vor der Jahrtausendwende beobachtet wurde. Weitere Vorkommen in der direkten Umgebung zum Untersuchungsperimeter wurden in beiden Arbeiten von P. Stucki & Zaugg (2006, 2011) nicht angegeben. Im Jahr 2008 wurden dann erstmalig gleich mehrere Individuen (insgesamt 3 Fundorte) im Schlegeltobelbach in der Gemeinde Horgen nachgewiesen (info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF), 2022b). Dabei liegt dieser Bach im Sihlital auf der anderen Seite der Sihl direkt gegenüber des Untersuchungsperimeters, was einer Distanz von 1 bis 2 km zum Perimeter entspricht. Diese Bestände sind denn auch die zum Untersuchungsperimeter nächstgelegenen. Des Weiteren wurden diese Vorkommen im Jahr 2014 nochmals durch Schatz (2014) bestätigt. Die am zweitnächsten gelegenen

Bestände lassen sich in Mettmenstetten finden, wobei diese auch die ältesten wissenschaftlich nachgewiesenen Bestände in der näheren Umgebung zum Untersuchungsperimeters darstellen. Diese Bestände wurden dann in den Jahren 2011, 2013 und 2018 noch einmal nachgewiesen und bestätigt (info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF), 2022b). Zu guter Letzt wird noch auf die Dohlenkrebsvorkommen eingegangen, welche von Elmiger et al. (2018) im Rahmen des Flusskrebs-Managementplans des Kanton Zürichs angegeben wurden. Hier werden ebenfalls Bestände aus dem Schlegeltobelbach und dem in Mettmenstetten befindenden Mülibach-Volserbach gemeldet. Speziell am Mülibach-Volserbach ist zudem, dass sich hier einen seltenen gemischten Bestand von Stein- und Dohlenkrebsen befindet (Elmiger et al., 2018).

3.1.2 Steinkrebs

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass die in diesem Kapitel beschriebenen Steinkrebsvorkommen grösstenteils auf der Karte in Abbildung 5 ersichtlich sind. Für den Steinkrebs existieren ebenfalls keine wissenschaftliche Bestätigung, dass dieser im Untersuchungsperimeter jemals vorgekommen ist. Im Gegensatz zum Dohlenkrebs kann jedoch Carl (1920) bereits ein Vorkommen von Steinkrebsen in der weiteren Umgebung zum Perimeter angeben. Dabei wurde ein Bestand im Wilersee, welcher sich in Menzingen befindet, nachgewiesen (Carl, 1920). Hier gilt jedoch zu beachten, dass dieser Bestand bereits 11 km vom Untersuchungsperimeter entfernt ist. Im Jahr 1972 wird dieser Bestand im Wilersee jedoch von Bott (1972) nicht mehr nachgewiesen. Allerdings wurden in dieser Untersuchung Individuen im Krebsbach in Oberrieden, etwa 2 km zum untersuchten Perimeter entfernt, nachgewiesen. Des Weiteren wurden in einem Seitenbach des Sonnenbachs in Affoltern am Albis Individuen des Steinkrebses gefunden (Bott, 1972). Dieser Fundort befindet sich in rund 5 km Distanz zum Untersuchungsperimeter. Die nächste Untersuchung zur Verbreitung von Steinkrebsen von T. Stucki und Jean-Richard (1999) weist in der direkten Umgebung keine Vorkommen von Steinkrebsen aus. Jedoch werden wieder Individuen in der Region um Menzingen gefunden. Zudem werden Individuen in der Region Wädenswil und Hütten nachgewiesen. Allerdings gilt auch hier zu beachten, dass diese Fundorte nicht in der direkten Umgebung des Untersuchungsperimeters, sondern rund 11 km entfernt davon liegen. Als nächstes haben P. Stucki und Zaugg (2005) die Vorkommen des Steinkrebses untersucht. Dabei wurden in der Region um Neuheim sowie in der Region Wädenswil Bestände nachgewiesen, wobei diese Bestände lediglich vor 1995 beobachtet wurden. Des Weiteren wurde in der Region um Hütten Bestände entdeckt, welche bereits vor 1995 bestanden haben und auch noch nach 1995 nachgewiesen worden waren (P. Stucki & Zaugg, 2005). Im Jahr 2011 wurden dann die vorhin genannten Bestände in der Region Hütten und Wädenswil und Neuheim nochmals durch P. Stucki und Zaugg (2011) bestätigt. Für die Region Hütten wurden wiederum Bestände

angegeben, welche vor und nach der Jahrtausendwende existierten. Für die Region Wädenswil, wurden aber lediglich Bestände angegeben, welche vor der Jahrtausendwende nachgewiesen wurden. Zudem wurden nach dem Nachweis von Bott in der Region Oberrieden und Horgen zum zweiten Mal Steinkrebsbestände wissenschaftlich belegt. Dabei geben die Autoren an, dass diese vor und nach dem Jahr 2000 beobachtet wurden (P. Stucki & Zaugg, 2011). Im Jahr 2014 wurden dann erstmalig in nächster Nähe einen Steinkrebsvorkommen nachgewiesen. Im Rahmen der Flusskrebskartierung der IG dä neu Fischer im Jahr 2014 wurden im Striempelbach in der Gemeinde Langnau am Albis mehrere Steinkrebse gesichtet. Zudem wurden In der Gemeinde Horgen diverse Steinkrebsfunde in unterschiedlichen Gewässern gemeldet (Schatz, 2014). Dabei beherbergt der in die Sihl einmündende Wüeribach diverse Populationen, wie auch der in den Zürichsee mündende Mühlebach. Des Weiteren wurden im Chrutzelenmoosbach und im Wolfisbüelbächli in der Gemeinde Hirzel, in der Jonen in der Gemeinde Mettmenstetten und Littibach in der Gemeinde Kappel am Albis Bestände nachgewiesen (Schatz, 2014). Die aktuellste wissenschaftliche Arbeit zur Verbreitung des Steinkrebsses stammt aus dem Jahr 2018, wo Elmiger et al. (2018) gemeldete Bestände im Kanton Zürich zusammenfassen. Dabei werden in der näheren Umgebung zum Perimeter mehrere Vorkommen erwähnt. Der nächstgelegene Bestand im Striempelbach in Langnau am Albis wurde nochmals bestätigt. Zudem befinden sich diverse Vorkommen in der Sihl, wobei von den Autoren nicht näher darauf eingegangen wird, wo genau das diese sind. Gemäss den Autoren sind die Bestände in der Sihl alte und mittlerweile ausgestorbene Populationen, da diese von der Krebspest betroffen waren (Elmiger et al., 2018). Des Weiteren existieren Bestände im Mühlebach und Bsetzibach/Neuhusbach in der Gemeinde Horgen, im Grenzbach / Mettlibach in der Gemeinde Thalwil, im Chräbsbach in der Gemeinde Oberrieden, im Tobelmülibach in der Gemeinde Hirzel, im Sagenbach in der Gemeinde Schöneberg sowie im Haselbach und im Mülibach / Volserbach in der Gemeinde Mettmenstetten (Elmiger et al., 2018). Die oben genannten Fundorte stimmen grösstenteils mit den von dem Schweizerischen Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CFCF) bereitgestellten Daten zu den Fundorten des Steinkrebsses überein (info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CFCF), 2022b). Dabei werden die durch die Literaturrecherche zusammengetragenen Daten noch mit folgenden Daten des Schweizerischen Zentrums für die Kartografie der Fauna (SZKF / CFCF) ergänzt: Im Jahr 1985 wurden in der Gemeinde Langnau am Albis und in der Gemeinde Neuheim einen Steinkrebsbestand nachgewiesen. Im Littibach in Kappel am Albis wurden im Zeitraum 2011 – 2021 sieben weitere Sichtungen von Steinkrebsen gemeldet. Ebenfalls eine sehr aktuelle Sichtung wurde im Jahr 2021 aus der Jonen in Hausen am Albis gemeldet. Des Weiteren wurde im Jahr 2015 einen Steinkrebsnachweis im Chrebsbach in der Gemeinde Oberrieden gemeldet (info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CFCF), 2022b).

3.2 Vorabklärung

In der Vorabklärung wurden die Fliessgewässer gemäss dem Kapitel A des Bewertungsschlüssel bewertet. Zusätzlich wurden noch weitere für den Dohlen- und den Steinkrebs relevante Wasserparameter sowie die Abflussmenge der Fliessgewässer aufgenommen. Im Folgenden werden nun die einzelnen Kriterien des Kapitels A abgehandelt.

Trocknet das Gerinne saisonal komplett aus?

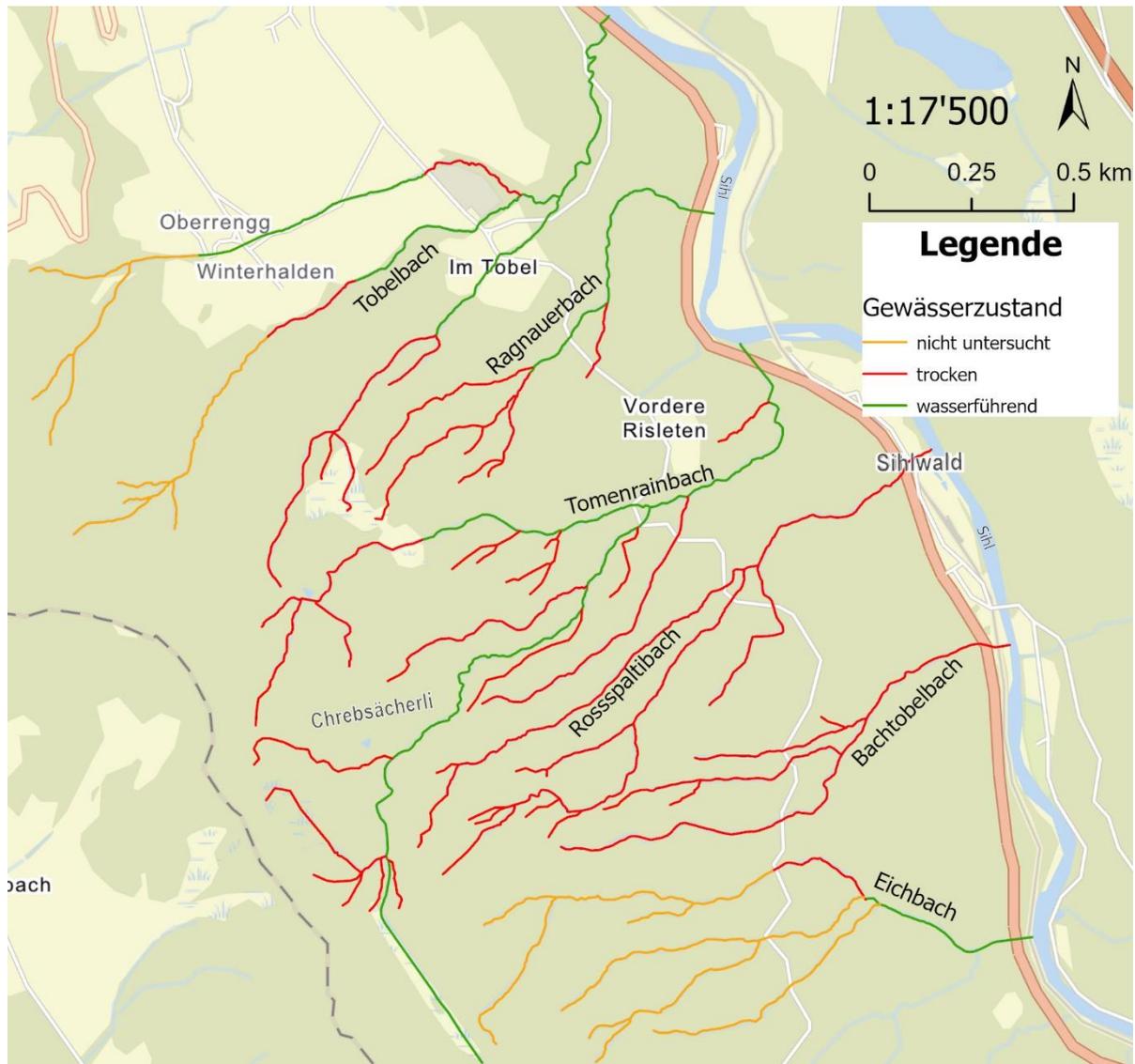


Abbildung 6 Karte zum Zustand der Bäche (Stand: 25.08.2022). Hier ist ersichtlich, welche Bäche beziehungsweise Bachabschnitte trocken lagen und welche noch wasserführend waren (Eigene Darstellung, 2022).

Der Sommer wie auch der Frühling im Jahr 2022 war von aussergewöhnlicher Hitze und Trockenheit geprägt (Blumer, 2022a, 2022b). Davon betroffen waren auch die Fliessgewässer im Untersuchungsperimeter. Die Karte, welche in Abbildung 6 dargestellt ist, zeigt, welche Gewässer(abschnitte) noch wasserführend waren und welche trockenfielen. Dabei fielen der Rosspaltibach und der Bachtobelbach bereits Mitte Juli komplett trocken und führten erst wieder Ende September nach längeren Regenfällen Wasser. Der Eichbach, der

Tomenrainbach, der Ragnauerbach und der Tobelbach hingegen blieben wasserführend, wobei auch hier angemerkt werden soll, dass der Wasserstand äusserst tief war. Des Weiteren fielen auch in diesen Bächen gewisse Abschnitte und Zuflüsse trocken.

Sind bereits Krebse im Gewässer vorhanden?

Basierend auf den bereitgestellten Daten der infofauna CSCF und von Rolf Schatz sind in keinem der Gewässer Flusskrebse vorhanden (info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF), 2022b; Schatz, 2014). Zudem wurden in den nächtlichen Begehungen des Tomenrainbachs und des Rossspaltibachs zu keinem Zeitpunkt Flusskrebse gesichtet. Der Eichbach, der Ragnauerbach, der Tobelbach und der Bachtobelbach wurden in der Nacht nicht mehr begangen, daher muss für diese Gewässer auf die bestehenden Meldungen von Flusskrebsbeständen der oben genannten Quellen vertraut werden.

Sind Vorkommen von invasiven Krebsarten im gleichen Gewässersystem bekannt, welche einwandern könnten?

Alle untersuchten Fliessgewässer münden in die Sihl und daher kann gesagt werden, dass sämtliche untersuchten Gewässer zum selben Gewässersystem gehören. Dabei sind in diesem Gewässersystem keine Vorkommen von invasiven Krebsarten bekannt, welche in naher Zukunft in die Fliessgewässer im Untersuchungsperimeter einwandern könnten. Die nächstgelegenen Bestände von invasiven Krebsarten im Gewässersystem der Sihl befinden sich im rund 20 km vom Untersuchungsperimeter entfernten Sihlsee, wobei dieser vom Kamberkrebs besiedelt wird.

Überschreitet die maximale Wassertemperatur während mehreren Tagen 25 Grad?

Die Tabelle 6 zeigt die gemessenen Wassertemperaturen. Trotz Rekordhitze im Sommer überstieg kein Fliessgewässer zu keinem Messzeitpunkt die 25 °C-Marke. Der Höchstwert von 20.2 °C wurde am 25.07.2022 am Probestandort 4 (Siehe Abbildung 4 auf Seite 23) im Tomenrainbach gemessen.

Tabelle 6 Während den Feldbegehungen gemessene Wassertemperaturen der Fließgewässer. Die in der Klammer stehende Ziffer bezeichnet den Probestandort, an welchem der jeweilige Wert gemessen wurde. Der Hinweis NG steht dafür, dass die Temperatur des Fließgewässers an besagtem Datum nicht gemessen wurde.

Gewässername		07.07.22	13.07.22	25.07.22	22.09.22	04.10.22
Eichbach		NG	NG	NG	10.6 °C (1)	11.2 °C (1)
Ragnauerbach	Min	NG	NG	NG	10.6 °C (7)	11.1 °C (7)
	Max				10.8 °C (6)	11.4 °C (6)
Rossspaltibach		15.7 °C (11)	NG	NG	NG	NG
Tobelbach	Min	NG	NG	NG	11 °C (8)	11 °C (8)
	Max				11.1 °C (10)	11.8 °C (9 & 10)
Tomenrainbach	Min	13.9 °C (2)	14.8 °C (3)	20 °C (3)	9.2 °C (2)	NG
	Max	15.7 °C (5)	15.4 °C (4)	20.2 °C (4)	10.5 °C (4)	

Auch aus den von der Stiftung Wildnispark Zürich bereitgestellten Gewässerdaten zum Tomenrainbach ist ersichtlich, dass die kritische Marke von 25 °C nicht überstiegen wird. Dabei stehen während den Sommermonaten in den Jahren 2020 und 2021 jeweils drei Messwerte zur Verfügung. Im Jahr 2020 wurden am 24.06. 15.1 °C, am 16.07. 13.9 °C und am 19.08. 15.7 °C gemessen. Im Jahr 2021 wurden am 02.06. 10.9 °C, am 01.07. 12.7 °C und am 04.08. 13.4 °C gemessen.

Liegt der pH-Wert unter 6.0 oder über 9.0

Die Tabelle 7 zeigt die während der Untersuchung aufgenommenen pH-Werte. Sämtliche pH-Werte liegen im leicht basischen Bereich und unterschreiten beziehungsweise überschreiten nicht die für Flusskrebse kritischen pH-Werte von 6.0 oder 9.0. Der höchste pH-Wert wurde am Probestandort 6 (siehe Abbildung 4 auf Seite 23) des Ragnauerbachs am 04.10.2022 gemessen und beträgt 8.75. Der mit einem Wert von 8.3 niedrigste gemessene pH-Wert wurde am 22.09.2022 im Eichbach am Probestandort 1 gemessen.

Tabelle 7 Während den Feldbegehungen gemessene pH-Werte der Fließgewässer. Die in der Klammer stehende Ziffer bezeichnet den Probestandort, an welchem der jeweilige Wert gemessen wurde. Der Hinweis NG steht dafür, dass der pH-Wert des Fließgewässers an besagtem Datum nicht gemessen wurde.

Gewässername		07.07.22	13.07.22	25.07.22	22.09.22	04.10.22
Eichbach	pH	NG	NG	NG	8.3 (1)	8.74 (1)
Ragnauerbach	Min (pH)	NG	NG	NG	8.46 (6)	8.7 (7)
	Max (pH)				8.63 (7)	8.75 (6)
Rossspaltibach	pH	8.38 (11)	NG	NG	NG	NG
Tobelbach	Min (pH)	NG	NG	NG	8.22 (8)	8.52 (9)
	Max (pH)				8.38 (10)	8.64 (10)
Tomenrainbach	Min (pH)	8.29 (2)	8.23 (3)	8.37 (4)	8.65 (4)	NG
	Max (pH)	8.51 (5)	8.43 (4)	8.38 (3)	8.41 (2)	

Auch für den pH-Wert wurden von der Stiftung Wildnispark Zürich Daten für den Tomenrainbach bereitgestellt. Dabei deckt sich deren gewählter Probestandort mit dem in dieser Arbeit gewählten Probestandort 2. Grundsätzlich kann gesagt werden, dass die zur Verfügung gestellten Daten mit den in dieser Untersuchung genommenen Messwerten übereinstimmen. Insgesamt wurden von der Stiftung Wildnispark Zürich vom Zeitraum Juni 2020 bis August 2021 15 Messungen gemacht. Der Durchschnitt dieser Messungen liegt bei 8.4, der Minimalwert bei 7.2 und der Maximalwert bei 8.7. An dieser Stelle gilt noch zu erwähnen, dass der Minimalwert einen Ausreisser oder einen Messfehler sein könnte, da der nächsthöhere Wert bereits bei 8.3 liegt.

Wasserparameter

8 bis 11 auf den folgenden Seiten zeigen die resultierenden Wasserwerte der Laboranalyse. Dabei bezieht sich die Tabelle 8 auf den Tomenrainbach und die Messungen vom 07.07.2022, 13.07.2022 und 25.07.2022. Die Tabelle 9 bezieht sich ebenfalls auf den Tomenrainbach, allerdings auf die Messung vom 22.09.2022. Die Tabelle 10 stellt die Wasserwerte des Eichbachs, des Ragnauerbachs und des Tobelbachs vom 22.09.2022 dar und die Tabelle 11 zeigt die resultierenden Wasserwerte vom 04.10.2022.

Tabelle 8 Resultierende Werte des Tomenrainbachs der am 07.07.2022, 13.07.2022 und 25.07.2022 gemessenen Wasserparameter.

Legende zu den Tabellen 8 - 11

Einfärbungen in Tabellen gemäss "Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer – Chemisch - physikalische Erhebungen, Nährstoffe" (Liechti, 2010)

sehr gut	gut	mässig	schlecht
----------	-----	--------	----------

	07.07.2022		13.07.2022		25.07.2022	
	2	5	3	4	3	4
eL (µS/cm)	533	370	513	382	370	351
O ₂ (mg/L / Sättigung in %)	8.97 / 89.9%	9.31 / 97.4%	8.55 / 91.6%	9.10 / 96.7%	7.27 / 93.2%	8.32 / 95.6%
Nitrat NO ₃ -N (mg/L)	0.231	0.785	< 0.230	0.492	0.34	0.42
Nitrit NO ₂ -N (mg/L)	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015
Chlorid (mg/L)	1.85	2.35	1.50	2.44	1.12	1.49
Ammonium (mg/L)	0.022	0.018	0.037	< 0.015	0.023	0.024
dH	18.4	11.5	17.5	11.6	11	10.4
Ca ²⁺ (mg/L)	101	59.3	91.7	50.8	48.9	46
Mg ²⁺ (mg/L)	18.8	13.7	20.0	19.2	18.1	17.1
Kupfer (mg/L)	< 0.01	0.013	< 0.01	0.012	< 0.01	0.014
DOC(mg/L)	6.31	5.67	7.83	5.44	6.91	6.29
TOC (mg/L)	8.66	7.3	7.77	7.3	7.39	7.1

Tabelle 9 Resultierende Werte des Tomenrainbachs der am 22.09.2022 gemessenen Wasserparameter.

22.09.2022	Tomenrainbach			
	2	3	4	5
eL (µS/cm)	563	391	360	387
O ₂ (mg/L / Sättigung in %)	9.89 / 94%	10.17 / 95.4%	9.9 / 95.1%	10.14 / 95.5%
Nitrat NO ₃ -N (mg/L)	0.294	0.337	0.429	0.561
Nitrit NO ₂ -N (mg/L)	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015
Chlorid (mg/L)	0.752	2.69	2.95	3.31
Ammonium (mg/L)	0.019	<0.015	<0.015	<0.015
dH	19.3	11.5	11	12.6
Ca ²⁺ (mg/L)	104	57	50.4	58.7
Mg ²⁺ (mg/L)	20.3	15	17.2	19.1
Kupfer (mg/L)	0.094	0.088	0.109	< 0.01
DOC(mg/L)	4.12	4.27	3.5	3.24
TOC (mg/L)	4.37	5.15	4.99	3.89

Tabelle 10 Resultierende Werte des Eich-, des Tobel- und des Ragnauerbachs der am 22.09.2022 gemessenen Wasserparameter.

22.09.2022	Eichbach	Tobelbach		Ragnauerbach	
	1	8	10	6	7
eL (µS/cm)	375	456	478	525	413
O ₂ (mg/L / Sättigung in %)	9.62 / 91.7%	9.43 / 91.2%	10.01 / 95.8%	10.09 / 96.3%	10.01 / 95.2%
Nitrat NO ₃ -N (mg/L)	0.801	1.07	2.26	0.67	0.769
Nitrit NO ₂ -N (mg/L)	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015
Chlorid (mg/L)	3.36	2.59	12.3	2.64	3.02
Ammonium (mg/L)	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015
dH	11.7	14.4	13.6	16.4	12.2
Ca ²⁺ (mg/L)	55.7	69.3	71.4	72.5	51.8
Mg ²⁺ (mg/L)	16.7	20.2	15.7	27.2	21.3
Kupfer (mg/L)	0.096	0.012	0.113	0.079	0.125
DOC(mg/L)	2.25	2.81	2.1	1.25	2.13
TOC (mg/L)	2.73	5.19	1.98	2.92	3

Tabelle 11 Resultierende Werte des Eich-, des Tobel- und des Ragnauerbachs der am 04.10.2022 gemessenen Wasserparameter.

04.10.2022	Eichbach	Tobelbach			Ragnauerbach	
	1	8	10	9	6	6
eL ($\mu\text{S/cm}$)	402	472	529	476	462	455
O ₂ (mg/L / Sättigung in %)	10.1 / 96.7%	9.87 / 95.2%	10.04 / 96.8%	9.46 / 93.3%	9.9 / 95.9%	10.06 / 96.2%
Nitrat NO ₃ -N (mg/L)	1.65	3.4	3.93	2.51	2.77	3.77
Nitrit NO ₂ -N (mg/L)	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015
Chlorid (mg/L)	1.98	1.61	5.92	3.75	1.57	2.68
Ammonium (mg/L)	< 0.015	< 0.015	< 0.015	0.032	< 0.015	0.019
dH	12.7	14.6	16.5	14.7	15	14.6
Ca ²⁺ (mg/L)	62.8	70.7	84.2	71.3	73.1	68.7
Mg ²⁺ (mg/L)	16.9	20.1	20.2	20.3	20.4	21.5
Kupfer (mg/L)	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
DOC(mg/L)	2.94	2.82	3.54	3	3.87	3.58
TOC (mg/L)	3.67	3.9	3.85	3.86	4.29	4.66

Ammonium, Nitrat und Nitrit

Die Ammoniumwerte aller Wasserproben liegen gemäss MSK in einem sehr guten Bereich. Die höchste gefundene Konzentration an Ammonium wurde in dem durch Landwirtschaftsgebiet fliessenden Zufluss vom Tobelbach gefunden und beträgt 0.032 mg / L. Die niedrigste gefundenen Ammoniumkonzentration liegt unter dem Messbereich des Küvettentests und kann daher nur mit < 0.015 mg / L angegeben werden. Die Nitratwerte liegen gemäss MSK ebenfalls in allen Wasserproben in einem guten – sehr guten Bereich. Der niedrigste Nitratwert wurde im Tomenrainbach nachgewiesen und liegt ebenfalls unter dem Messbereich des Küvettentest. Somit kann an dieser Stelle ebenfalls nur den Wert < 0.23 mg / L angegeben werden. Wie beim Ammonium auch schon wurde der höchste gemessene Nitratwert von 3.93 mg / L im unteren Bereich des Tobelbachs gemessen. Der Nitritwert liegt in sämtlichen Wasserproben unter dem Messbereich des Küvettentests. Daher kann auch hier nur der Wert < 0.015 angegeben werden. Zudem kann nicht abschliessend gesagt werden, ob die Proben gemäss MSK im guten oder im sehr guten Bereich liegen, denn der Bereich der sehr guten ist < 0.01 mg / L und der Bereich der guten Klassifikation reicht von 0.01 – 0.02 mg / L (bei einer Menge von < 10 mg / L Chlorid im Gewässer).

Chlorid

Die Chloridmenge in den Wasserproben wurde primär gebraucht, um die korrekte Einordnung der Nitritwerte gemäss MSK zu gewährleisten. Dabei liegen mit Ausnahme von einer

Wasserprobe sämtliche Werte unter 10 mg / L. Die einzige Wasserprobe mit einem Wert von 12.3 mg / L stammt aus dem unteren Bereich des Tobelbachs.

dH, elektrische Leitfähigkeit, Kalzium und Magnesium

Die Gesamthärte reicht von 11 bis 19.3, wobei beide Werte von Wasserproben, welche am selben Tag an unterschiedlichen Standorten genommen wurden, des Tomenrainbachs resultieren. Dasselbe gilt für die elektrische Leitfähigkeit bei welcher die resultierenden Werte von 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 563 $\mu\text{S}/\text{cm}$, denn auch hier stammen beide Werte von den vorhin genannten Wasserproben des Tomenrainbachs. Die Menge an Ca^{2+} in den Wasserproben reichte von 46 mg / L bis 104 mg / L. Auch diese beiden Werten stammen vom Tomenrainbach, allerdings von unterschiedlichen Tagen. Während der minimale Wert am 25.07.2022 in der unteren Mitte festgestellt wurde, stammt der maximale Wert von der Wasserprobe, welche am 22.09.2022 im oberen Viertel genommen wurde. Des Weiteren reichen die gemessenen Magnesiumwerte von 13.7 mg / L bis 27.2 mg / L, wobei der tiefste Wert aus dem unteren Viertel des Tomenrainbachs stammt und der höchste Wert im oberen Teil des Ragnauerbachs festgestellt wurde.

Kupfer

Die Kupfermenge in den verschiedenen Wasserproben reicht von < 0.01 mg / L bis 0.125 mg / L. Hier kann wie bereits bei vorangehenden Messwerten das Minimum nicht genauer angegeben werden, da der Messbereich des Küvettentests unterschritten wird. Das Maximum wurde am 22.09.2022 im unteren Bereich des Ragnauerbachs gemessen.

Gelöster und gesamter Kohlenstoff

Die TOC-Werte aller Wasserproben reichen von 1.98 mg / L bis 8.66 mg / L und die DOC-Werte von 1.25 mg / L bis 7.83 mg / L. Der höchste TOC-Werte wurde am 07.07.2022 im oberen Viertel des Tomenrainbachs gemessen und der höchste DOC-Wert wurde am 13.07.2022 in der oberen Mitte des Tomenrainbachs nachgewiesen. Der tiefste TOC-Wert stammt aus dem unteren Bereich des Tobelbachs und wurde am 22.09.2022 gemessen. Der tiefste DOC-Wert wurde im oberen Bereich das Ragnauerbachs ebenfalls am 22.09.2022 festgestellt. Aufgrund des grossen Wertebereichs reicht die Klassifizierung gemäss MSK von sehr gut bis unbefriedigend. An dieser Stelle gilt noch anzufügen, das vor allem die Wasserproben des Tomenrainbachs von mässigen und unbefriedigenden Klassifizierungen betroffen sind. Die Wasserproben der anderen Bäche hingegen sind alle im guten Bereich mit einzelnen Werten, welche sogar dem sehr guten Bereich zugeordnet werden können.

Abfluss & Fließgeschwindigkeit

Tabelle 12 Übersicht über die am 22.09.2022 gemessenen Abflusswerte.

Gewässername	Probestandort	Abfluss am 22.09.2022
Eichbach	1	2.2 l / s
Ragnauerbach	7	1.1 l / s
Tobelbach	8	0.6 l / s
	10	3.2 l / s
Tomenrainbach	2	0.8 l / s
	5	2.6 l / s

Der Abfluss der Fließgewässer wurde am 22.09.2022 gemessen. Die resultierenden Abflusswerte sind dabei in der Tabelle 12 ersichtlich. An dieser Stelle gilt noch anzufügen, dass der Bachtobelbach und der Rossspaltibach zu diesem Zeitpunkt nicht wasserführend waren und daher in der Tabelle 12 auch nicht aufgeführt sind. Des Weiteren überstieg die Fließgeschwindigkeit am 22.09.2022 in keinem Bach die Marke von 0.1 m / s. Genauere Angaben zur Fließgeschwindigkeit können aufgrund der Messgenauigkeit des zur Messung der Fließgeschwindigkeit verwendeten Gerätes nicht gemacht werden.

3.3 Lebensraumpotenzialanalyse

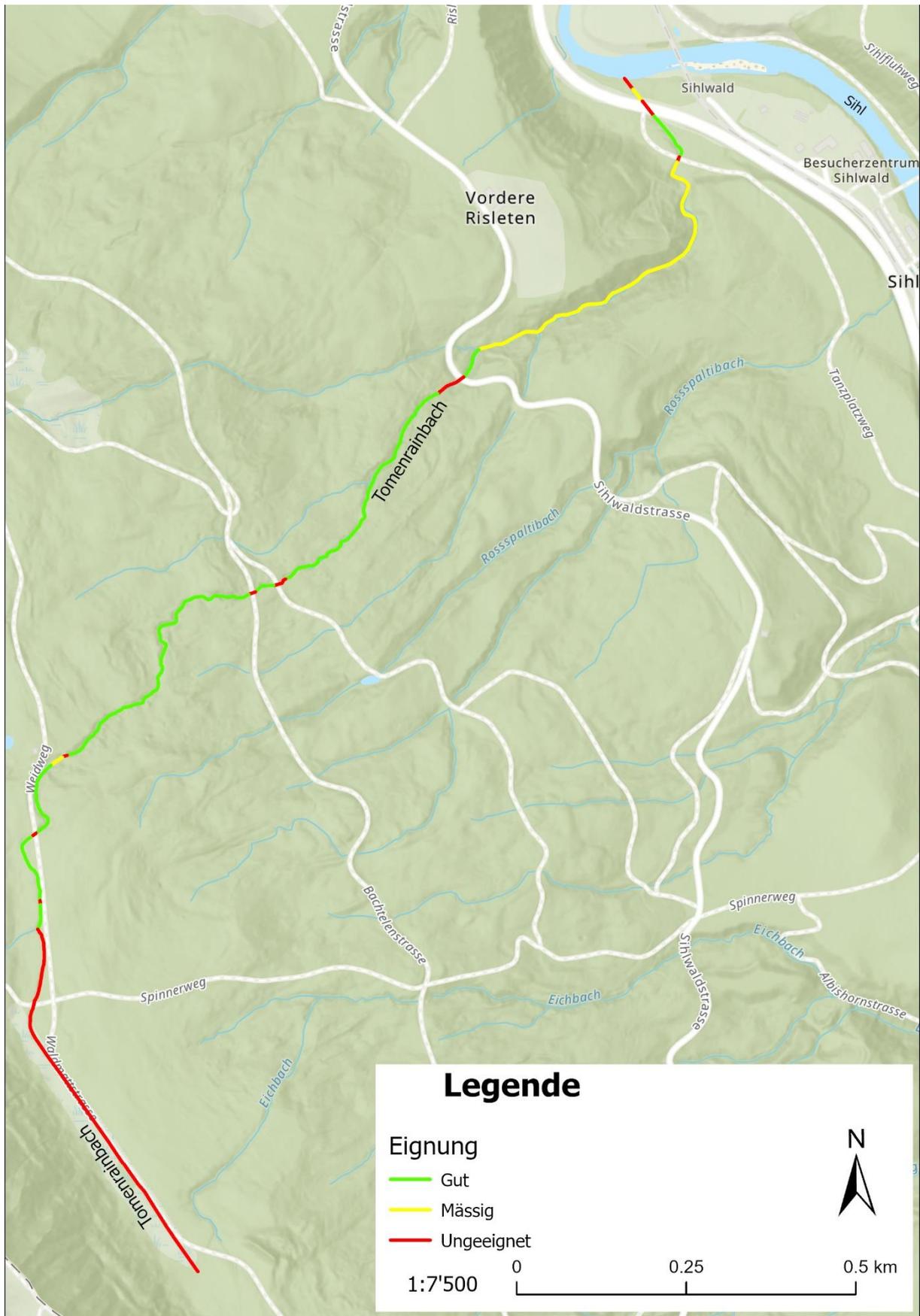


Abbildung 7 Eignung der einzelnen Abschnitte des Tomenrainbachs für eine Wiederansiedlung des Stein- oder Dohlenkrebses (Eigene Darstellung, 2022).

Wie auf Abbildung 7 zu sehen ist, sind Teile des Tomenrainbachs für die Wiederansiedlung von Dohlen- oder Steinkrebsen als «ungeeignet», als «mässig geeignet» oder als «gut geeignet» zu beurteilen. Als «sehr gut» klassifizierte Abschnitte wurden hingegen nicht gefunden. Die ungeeigneten Abschnitte beinhalten ausschliesslich Eindolungen oder Abschnitte mit einem sehr geringen Abfluss. Weiter fällt auf, dass vor allem die Abschnitte im unteren Teil des Fliessgewässers als «mässig» eingestuft werden. Des Weiteren eignet sich der mittlere Teil des Tomenrainbachs am besten für eine Wiederansiedlung der beiden einheimischen Flusskrebsarten. Das Fliessgewässer wurde dabei in 51 Abschnitte unterteilt und die von einem Abschnitt tiefste erreichte Punktzahl war 0 und die höchste erreichte Punktzahl lag bei 31 (von maximal 40 Punkten). Die durchschnittlich erreichte Punktzahl aller Abschnitte betrug 16.3 und lässt man die eingedolten und die nahezu trocken gefallen Abschnitte weg betrug die durchschnittliche Punktzahl 22.5.

Bioindikatorische Kriterien

In 38 der 51 Gewässerabschnitte wurden Köcher-, Eintags oder Steinfliegen gefunden. Die Abschnitte, in welchen keine dieser Arten gefunden wurde, sind in allen bis auf zwei Fällen eingedolt oder Abschnitte in direkter Quellennähe, welche kaum mehr Wasser führten. Des Weiteren wurden im einzigen kanalisierten Abschnitt sowie in einem natürlichen Abschnitt keine Köcher-, Eintags- oder Steinfliegen gefunden. Forellen hingegen wurden in praktisch keinen Abschnitten entdeckt. Lediglich in vier Abschnitten wurden einige Forellenindividuen gesichtet, wobei diese Abschnitte etwas grössere und tiefere Pools als in den restlichen Abschnitten des Tomenrainbachs aufwiesen. Zudem befinden sich sämtliche Abschnitte mit Forellenvorkommen im unteren Viertel des Tomenrainbachs.

Chemisch-physikalische Kriterien

Bezüglich den chemisch-physikalischen Parameter wurden in 48 von 51 Gewässerabschnitten die Maximalpunktzahl erreicht. Die drei Abschnitte, welche nicht die Maximalpunktzahl erreichten, wiesen einen minim zu hohen pH-Wert auf. Dabei übersteigen die zwei untersten Abschnitte, welche direkt vor der Einmündung in die Sihl stehen, den zulässigen pH-Bereich (7.0 – 8.4) um 0.02. Der dritte Abschnitt liegt etwa in der Mitte des Tomenrainbachs und überstieg den zulässigen pH-Bereich um 0.06. Alle anderen Gewässerabschnitte wiesen einen pH-Wert zwischen 8.16 und 8.39 auf. Des Weiteren lag die durchschnittliche Sommertemperatur mit 15 °C in allen Abschnitten zwischen 8 – 23 °C.

Störungswahrscheinlichkeiten

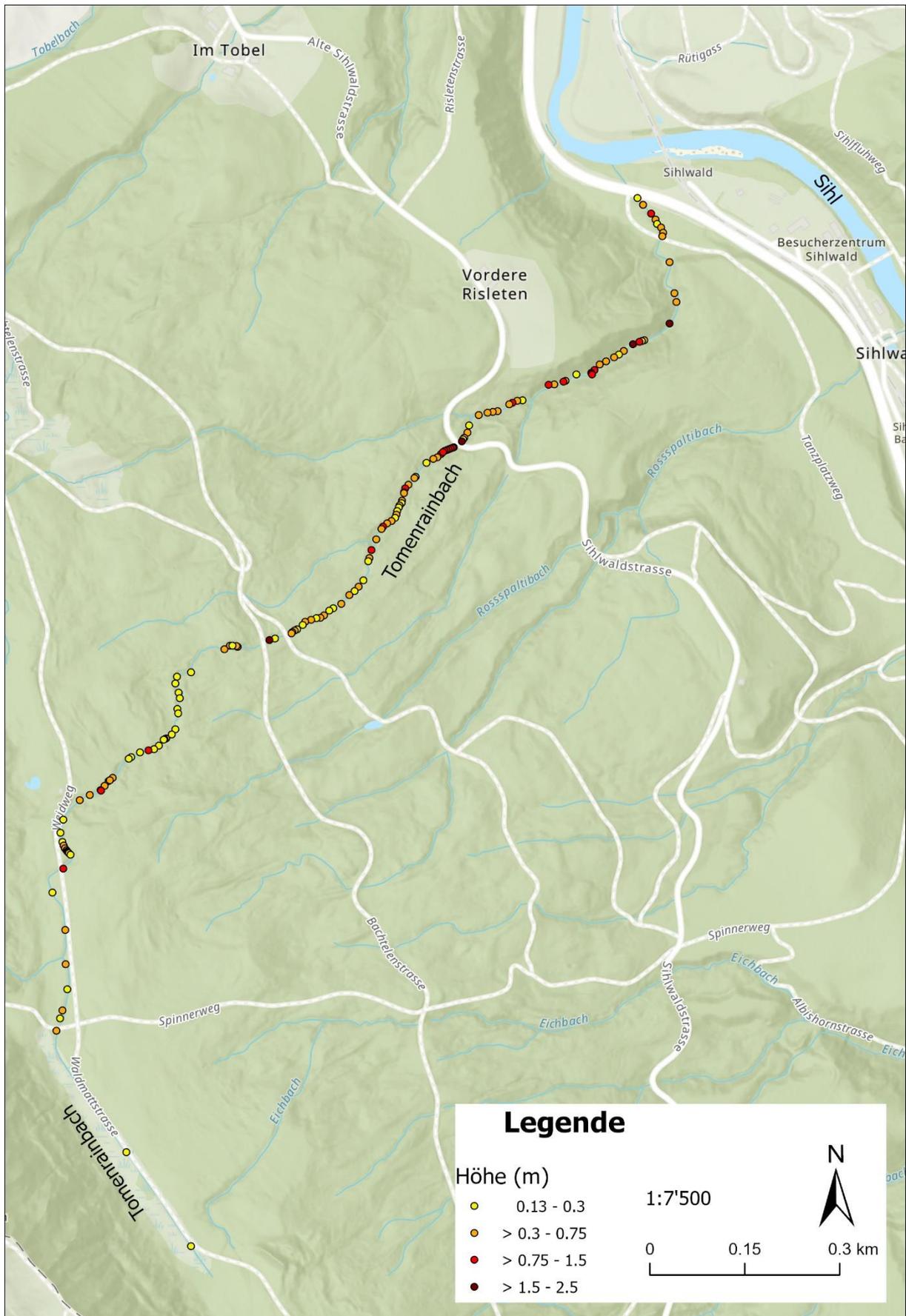


Abbildung 8 Auf dieser Karte sind die Standorte sämtlicher Abstürze des Tomenrainbachs zu sehen (Eigene Darstellung, 2022).

Der Tomenrainbach ist vor allem von zwei Störungswahrscheinlichkeiten betroffen. Einerseits durch die Nähe zur nächtlich befahrenen Sihltalstrasse und andererseits durch die vielen Abstürze, welche sich auf den gesamten Tomenrainbach verteilen. Die Nähe der Sihltalstrasse zur Sihl legt nahe, dass vor allem die Abschnitte im unteren Bereich des Tomenrainbachs keine Punkte erhalten. Die nötige Distanz zum Verkehrsweg (> 1.0 km) für die volle Punktzahl wird etwa in der Mitte des Fliessgewässers erreicht. Die für den Tomenrainbach relevanteste Störungswahrscheinlichkeit stellen jedoch die Abstürze dar. Da der Tomenrainbach steiles Gelände durchfliesst, wurden über den gesamten Bachverlauf 145 Abstürze gezählt. Auf der Abbildung 8 ist ersichtlich, dass sich die höchste Dichte an Abstürzen im mittleren Teil des Fliessgewässers befinden. In Nähe zur Quelle und zur Einmündung in die Sihl ist die Dichte der Abstürze niedriger. Der niedrigste Absturz wies bei einem Mittelwert von 0.52 m eine Höhe von 0.13 m auf und der höchste Absturz eine Höhe von 2.5 m. Dabei resultierte in 28 Abschnitten die niedrigste Punktzahl von 0 (> 1 Absturz < 0.3 m oder > 0 Absturz > 0.3 m = 0) und lediglich 19 Abschnitte enthielten keine Abstürze und erreichten die volle Punktzahl.

Morphologische Kriterien

Die in Abbildung 9 auf der folgenden Seite zu sehenden Balkendiagramme zeigen, wie die Verteilung der Bewertung der jeweiligen morphologischen Kriterien der Gewässerabschnitte aussieht. In den meisten Gewässerabschnitten wurde Totholz und regelmässige Pool-Riffle Sequenzen gefunden, wobei die sieben Gewässerabschnitte, in welchen Totholz und regelmässige Pool-Riffle Sequenzen fehlen, ausnahmslos eingedolte Abschnitte sind. Zudem ist der Beschattungsgrad des Gewässers in nahezu allen Abschnitten optimal. Lediglich im untersten Bereich des Tomenrainbachs wird die Wasseroberfläche von vier Abschnitten weniger als 60% beschattet. Des Weiteren sind senkrechte, natürliche Ufer in einem Grossteil der Abschnitte vorhanden. Allerdings sind diese in vielen Gewässerabschnitten nicht optimal unterspült und zudem fehlen oft feine, ins Bachbett ragende Wurzeln. Zu guter Letzt ist die Verteilung von Blöcken und grossen Steinen zu Steinen, Grobkies, Feinkies und Sand zu Schlamm, Fels, Kalksinter und Kolmation als gut zu bewerten. Dabei fällt auf, dass vor allem wenig Schlamm, Fels, Kalksinter und Kolmation beobachtet wurde. Die Menge an Blöcken und grossen Steinen ist vor allem im mittleren Bereich des Tomenrainbachs zufriedenstellend. Hier wiesen nahezu alle Gewässerabschnitte eine optimale Menge an Blöcken und grossen Steinen auf. Hingegen fehlen in der Nähe zur Quelle und in der Nähe der Einmündung in die Sihl Blöcke und grosse Steine. Steine, Grobkies, Feinkies und Sand hingegen wurde lediglich in 18 der 51 Abschnitten als optimal angesehen. Allerdings gilt hier zu erwähnen, dass die meisten dieser mit 0 Punkten bewerteten Abschnitte Werte zwischen 50 und 60% aufwiesen und somit nicht weit unter der 70% -Marke liegen.

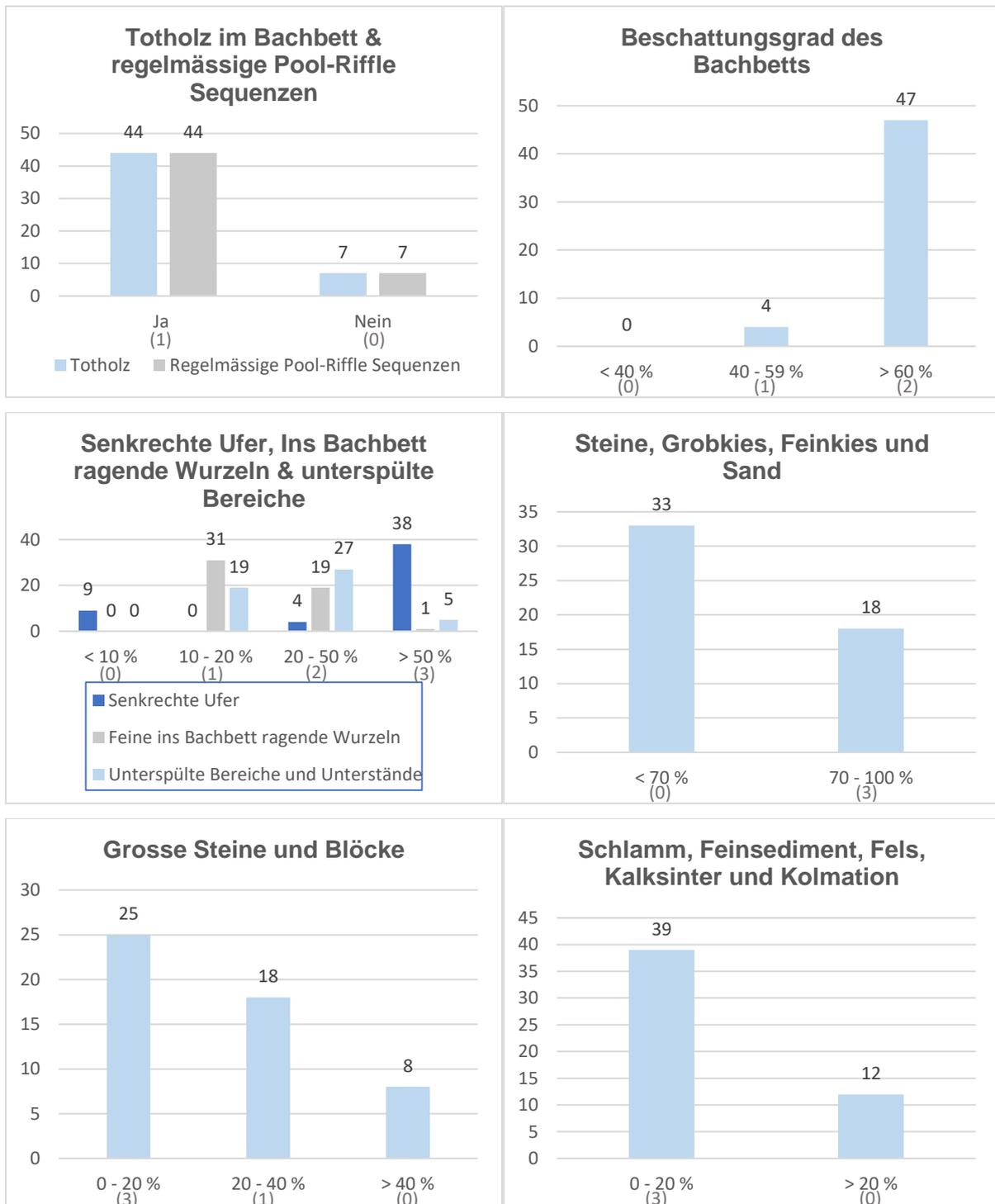


Abbildung 9 Die Diagramme a) bis e) zeigen, wie die Gewässerabschnitte in den einzelnen morphologischen Kriterien abschneiden. Die in Klammer stehende Zahl unter den Bereichen zeigt auf, wie viele Punkte der jeweilige Bereich gemäss Bewertungsformular erhält. a) zeigt, in wie vielen Gewässerabschnitten Totholz und regelmässige Pool-Riffle Sequenzen vorhanden sind, b) zeigt wie viele Gewässerabschnitte optimal beschattet werden, c) gibt einen Überblick, wie viele Gewässerabschnitte senkrechte Ufer, feine, ins Bachbett ragende Wurzeln und unterspülte Bereiche und Unterstände aufweisen, d) bis e) geben einen Überblick über den prozentualen Anteil von Blöcken & grossen Steinen, Steinen & Grobkies & Feinkies & Sand und Schlamm & Feinsediment & Fels & Kalksinter & Kolmation an der Gewässersohle (Eigene Darstellung, 2022).

Punkteabzüge

Sechs Abschnitte wurden aufgrund einer Eindolung und sieben Abschnitte aufgrund des sehr geringen Abflusses direkt mit 0 Punkten bewertet. Die Abschnitte mit Eindolungen sind dabei gleichmässig über den ganzen Bachverlauf gestreut und dienen dazu, dass Gehwege unterflossen werden können. Die sieben Abschnitte, welche einen sehr geringen Abfluss aufwiesen, liegen all in direkter Nähe zur Quelle. Im restlichen Verlauf des Baches wurde kein Abschnitt mit sehr geringem Abfluss festgestellt. Ferner erfuhren fünf weitere Abschnitte Punkteabzüge, da diese auf mehr als 20 % der Abschnittslänge von harten Sohlen- und Uferverbauungen betroffen waren. Des Weiteren spielten mit Feinsediment gefüllte Poren zwischen den Steinen, Viehhaltung, Industrie oder schwere Landwirtschaft und künstliche nächtliche Beleuchtung im Sihlwald keine Rolle und führten daher in keinem der Gewässerabschnitte zu einem Punkteabzug.

3.4 Populationsabschätzung

Für den Tomenrainbach werden basierend auf der in Kapitel 2.6 beschriebenen Formel zur Populationsabschätzung beim Szenario 1 insgesamt 647 Individuen benötigt und beim Szenario 2 werden 561 Individuen benötigt, um eine stabile Startpopulation zu gewährleisten. Die Tabelle 13 gibt dabei einen Überblick über die Gesamtlänge der jeweiligen Bewertungsklassen sowie die Anzahl an einzusetzenden Flusskrebse pro Gewässerqualität.

Tabelle 13 Überblick über die Gesamtlänge [m] der jeweiligen Bewertungsklassen sowie die Anzahl an einzusetzenden Flusskrebse pro Gewässerqualität.

Qualität des Fließgewässers	Länge [m] aller Abschnitte der jeweiligen Gewässerqualität		Anzahl an einzusetzenden Flusskrebse	
	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 1	Szenario 2
sehr gut	0 m	0 m	0	0
gut	1212 m	1137 m	485	455
mässig	540 m	354 m	162	106
ungenügend	727 m	673 m	0	0

3.4.1 Tipps für eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Flusskrebse

Wiederansiedlungen von Tieren sind komplexe Aktionen (P. Stucki & Zaugg, 2011). Um die Wahrscheinlichkeit eines Erfolgs einer solchen Wiederansiedlung möglichst hochzuhalten, müssen daher verschiedene Begebenheiten beachtet werden. Bevor das eigentlichen Verfahren der Wiederansiedlung kommt, muss in Vorherein der gewünschte Standort auf dessen Potential für eine Wiederansiedlung zu untersuchen (P. Stucki & Zaugg, 2011). Dies wurde im Rahmen dieser Bachelorarbeit getätigt, wobei der Tomenrainbach ein Potential für eine Wiederansiedlung aufweist. Wird anschliessend der Entschluss zur Wiederansiedlung gefasst, sind gemäss Stucki und Zaugg (2011) folgende Punkte zu beachten:

- Die Leitung eines Wiederansiedlungsprojektes soll von erfahrenen Fachpersonen übernommen werden.
- Die Wiederansiedlung soll Teil eines langfristig angelegten Schutzprojektes sein.
- Für das Einsetzen der Flusskrebse in den neuen Lebensraum werden drei unterschiedliche Varianten vorgeschlagen:
 - o Gleichzeitige Ansiedlung geschlechtsreifer Tiere beider Geschlechter Mitte Oktober kurz vor der Fortpflanzungszeit.
 - o Die Ansiedlung von eiertragenden Weibchen Mitte November und die Ansiedlung von geschlechtsreifen Männchen im darauffolgenden Frühling.
 - o Die gleichzeitige Ansiedlung von juvenilen Flusskrebsen beider Geschlechter und von geschlechtsreifen Flusskrebsen beider Geschlechter Mitte Oktober.
- Für die Wiederansiedlung sollen nur Tiere verwendet werden, welche aus einer überwachten, gesunden, grossen und genetisch naheliegenden Population stammen. Im besten Fall stammen die einzusetzenden Tiere aus benachbarten Genpool-Standorten.
- Der Transport der Flusskrebse soll in einem kleinen Wasservolumen stattfinden. Im besten Fall findet der Transport gekühlt statt, um die Aktivität und die damit verbundene Verletzungsgefahr der Tiere zu minimieren.
- Die Ansiedlung der Flusskrebse soll über das ganze Fliessgewässer verteilt geschehen. Dabei werden die Flusskrebse gruppenweise an Stellen mit vielen Unterständen ausgesetzt. Das Angebot an bereits bestehenden natürlichen Unterschlupfmöglichkeiten kann durch künstliche Unterschlupfmöglichkeiten (gebrannte und gelochte Backsteine, Haufen aus eckigen Steinen) ergänzt werden.
- Vor dem Freilassen müssen die Flusskrebse thermisch an das Gewässer angepasst werden. Dies erfolgt, indem das für den Transport benutzte Wasser laufend mit zunehmenden Mengen Wasser des einzusetzenden Gewässers vermischt wird. Das Einsetzen ins Wasser erfolgt dann mit der direkten Methode, indem man sie behutsam Schwanzvoran ins Wasser gibt.
- Aufgrund der möglichen erhöhten Sterblichkeit der Flusskrebse während einer Wiederansiedlung sollte der Besatz auf mehrere Jahre verteilt werden.

Diese oben genannten zu beachtende Punkte werden durch folgende Anmerkungen des «Flusskrebs-Managementplan Kanton Zürich – Pachtperiode 2018 – 2026» ergänzt (Elmiger et al., 2018):

- Für Wiederansiedlungsprogramme kann beim Bund Finanzhilfe beansprucht werden.
- Für die Wiederansiedlung wird eine wissenschaftliche Begleitung empfohlen.
- Da für den Schutz des Dohlenkrebs im Kanton Aargau viel unternommen wird, könnten sich Standorte im Kanton Zürich auf den Steinkrebs fokussieren.

Verlief das Einsetzen der Flusskrebse erfolgreich, muss in den folgenden Jahren die Entwicklung des eingesetzten Besatzes verfolgt werden. Dabei wird eine erste Erfolgskontrolle fünf Jahre nach dem Initialbesatz empfohlen. Eine frühere Erfolgskontrolle wird nicht empfohlen, da sich der Besatz noch in einer frühen Phase der Etablierung befindet und so Aussagen zur Bestandessituation schwierig sind (Afluvia, 2021). Anschliessend soll diese Erfolgskontrolle während den darauffolgenden neun Jahren alle drei Jahre wiederholt werden.

4. Diskussion

4.1 Material und Methoden

Aufgrund des trockenen Sommers führte der für eine Detailuntersuchung geplante Rosspaltibach ab Mitte Juli kein Wasser mehr. Daher musste die Fragestellung inmitten des Projektes teilweise neu ausgerichtet werden. Dies führte zu erheblichen Verzögerungen im Zeitplan. Ungeachtet dessen wird die Neuausrichtung der Fragestellung mit der Vorabklärung sämtlicher sich im Untersuchungsperimeter befindenden Fließgewässer auch als Chance gesehen. Denn dadurch konnten bereits zwei Fließgewässer gänzlich für eine Besetzung mit Flusskrebse ausgeschlossen werden. Drei weitere Fließgewässer jedoch würden sich aufgrund der Vorabklärung für eine Detailuntersuchung anbieten, was Raum für weitere wissenschaftliche Arbeiten bietet.

Die Reihenfolge der Arbeiten mit einer historischen Untersuchung zu Beginn gefolgt von der Vorabklärung, welche die nächtlichen Begehungen, das Studium relevanter Daten zum Fließgewässer und zum Krebsvorkommen sowie die Aufnahme der Wasserparameter beinhaltet, und der Detailuntersuchung des Tomenrainbachs zum Schluss ist vernünftig. Mit diesem Ablauf konnten unnötige Zeitaufwände verhindert werden. Für die historische Untersuchung wurden alle für den Sihlwald relevanten Daten zusammengetragen, wobei die Datenlage vor allem vor der Jahrtausendwende als mangelhaft bezeichnet werden kann. Zudem bleibt häufig unklar, ob die Fließgewässer im Perimeter im Rahmen dieser Erhebungen untersucht und keine Flusskrebse gefunden wurden oder ob die Fließgewässer gar nicht begangen wurden. Die Datenlage ab der Jahrtausendwende hingegen wird als gut bezeichnet. Die vom Schweizerischen Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF) bereitgestellten Daten erwiesen sich als hilfreich und genau. Zudem konnte mit den Daten der Flusskrebskartierung des Kantons Zürichs aufgrund der Aussagen von Rolf Schatz erstmals sichergestellt werden, dass diese Gewässer begangen wurden und keine Flusskrebse nachgewiesen wurden. Allerdings stammen diese Daten aus dem Jahr 2014 und sind daher eher aktuelle als historische Zahlen. Aufgrund der wenigen historischen Belege wurden diese Daten trotzdem in die historische Untersuchung miteingebunden. Wegen diesen Daten konnte zudem ein Flusskrebsvorkommen im Tomenrain- und Rosspaltibach praktisch ausgeschlossen werden. Trotzdem wurden

noch sechs nächtliche Begehungen gemacht, welche nötig waren, um ein Vorkommen von Flusskrebse mit hoher Sicherheit ausschliessen zu können.

Für die Untersuchung der Wasserwerte wurde eine Vielzahl für Flusskrebse relevante Wasserparameter aufgenommen. Dabei wurde darauf geachtet, dass diese nach wissenschaftlichen Standards aufgenommen, transportiert und analysiert wurden. Als Kritikpunkt könnte hier angefügt werden, dass am 13.07.2022 und am 25.07.2022 lediglich die Probestandorte 3 und 4 des Tomenrainbachs beprobt wurden. Mittels dieser Messungen sollte ein aufgrund der am 05.07.2022 getätigten Messung vermutete lineare Zu- (Nitrat) beziehungsweise Abnahme (Ammonium, Ca^{2+} , elektrische Leitfähigkeit, dH) entlang des Bachverlaufs bewiesen werden. Da aber auch Wasserwerte täglichen Schwankungen ausgesetzt sind, können Gradienten mittels an unterschiedlichen Tagen aufgenommenen Wasserparameter nur schwer bewiesen werden. Daher wäre besser gewesen, am 13.07.2022 und am 25.07.2022 zusätzlich noch mindestens einer der Probestandorte 2 und 5 ebenfalls zu beproben. Dies wurde bei der letzten Aufnahme der Wasserparameter des Tomenrainbachs am 22.09.2022 gemacht. Dabei wurden an besagtem Datum alle vier Bereiche des Tomenrainbachs am selben Tag beprobt und analysiert.

Die Methodik, welche für die detaillierte Lebensraumpotentialanalyse des Tomenrainbachs angewendet wurde, wird als sehr zufriedenstellend erachtet. Der von Appenzeller (2022) ausgearbeitete Bewertungsschlüssel wird als gut bewertet und war für diese Bachelorarbeit eine grosse Hilfestellung. Trotzdem wurde der Bewertungsschlüssel noch mit einigen Ergänzungen und Anpassungen, wie zum Beispiel der Miteinbezug von Abstürzen oder spezifischen Anpassungen für den Steinkrebs, versehen. Diese gemachten Ergänzungen und Anpassungen werden als sinnvoll und auf den Tomenrainbach zugeschnitten eingeschätzt. Dies aus dem Grund, da sich Teile des Tomenrainbachs in äusserst steilem Gelände befinden und dieser dadurch viele Abstürze aufweist, was zu einer Beeinträchtigung der Ausbreitung der Flusskrebse führen kann und somit für die Bewertung dieses Gewässers relevant sind. Des Weiteren ist der Bewertungsschlüssel von Appenzeller (2022) lediglich für den Dohlenkrebse ausgearbeitet worden. Auch wenn der Stein- und der Dohlenkrebse Arten mit einer ähnlichen Ökologie sind, war für diese Arbeit von Bedeutung, die spezifischen Ansprüche des Steinkrebse, wie zum Beispiel die Relevanz von grösseren Steinen als Unterschlupf, zu berücksichtigen. Zudem kann dieser Bewertungsschlüssel nun ohne weitere Anpassungen für eine Lebensraumpotentialanalyse der restlichen Fliessgewässer im Untersuchungsperimeter angewendet werden. Die Aufnahme der Bewertungskriterien direkt im Feld erfolgte präzise. Aufgrund des jeweils dreimaligen Ablaufens von jeder Uferseite konnte der Fokus auf wenige morphologische Kriterien (1. Abflauen: Beschattungsgrad & Totholz, 2. Abflauen: Senkrechte Ufer, Feine Wurzeln, Unterstände, 3. Abflauen: Aufbau der Gewässersohle) gelegt werden, wodurch die Bewertung dieser Kriterien genauer ausfiel. Die Aufnahme der biologischen Kriterien wird ebenfalls als

vernünftig angesehen. Das Auffinden von Köcher-, Stein- und Eintagsfliegen in nahezu allen Gewässerabschnitten zeigt, dass die Menge an betrachteten Steinen pro Gewässerabschnitt ausreicht, um im Tomenrainbach deren Nachweis zu erbringen. Forellen hingegen wurden lediglich in wenigen Abschnitten gefunden. Hier stellt sich die Frage, ob diese tatsächlich absent sind oder ob die Methodik, regungslos während fünf Minuten die Pools zu beobachten, nicht geeignet ist, um einen Forellenbestand nachzuweisen. Aufgrund der Gewässermorphologie mit den unzähligen Abstürzen und dem in diesem Sommer geringen Abfluss wird jedoch eher von der tatsächlichen Absenz von Forellen ausgegangen. Zumal die Pools, welche von klarem Wasser durchflossen wurden und bis an den Grund eingesehen werden konnte, gut beobachtbar waren.

4.2 Resultate

4.2.1 Historische Untersuchung

Im Untersuchungsperimeter befindet sich das Chrebsächerli. Da früher Orte oft aufgrund deren Eigenschaften benannt wurden, ist stark davon auszugehen, dass sich mindestens im Tomenrainbach, welcher dieses Gebiet durchfließt, ein grösserer Flusskrebsbestand befand. Jedoch kann aufgrund der wenigen historischen Daten nicht bestimmt werden, welche Flusskrebsart im Tomenrainbach vorkam. Aufgrund der Habitatansprüche des Stein- und des Dohlenkrebses sowie der Artenzusammensetzung in vergleichbaren Bächen kann jedoch angenommen werden, dass es sich entweder um den Dohlen- oder um den Steinkrebs handeln musste. Zudem kann der Edelkrebs mit grosser Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden, da dieser hauptsächlich Stillgewässer, Kanäle und grosse Fliessgewässer besiedelt. Bäche hingegen werden lediglich äusserst selten besiedelt (P. Stucki & Zaugg, 2005). Trotzdem kann der Edelkrebs nicht ganz ausgeschlossen werden, da diese Art den Menschen im Mittelalter als Nahrung diente und daher auch ausgesetzt wurde (P. Stucki & Zaugg, 2005). Allerdings würde auch die Abgelegenheit des Ortes gegen eine für kulinarische Zwecke bedingte Aussetzung sprechen. Da wäre eine Aussetzung in der Sihl oder in einem Bach, welcher direkt durch das Dorf fließt, naheliegender.

Bezüglich dem Dohlenkrebs wurden erst spät Bestände in der näheren Umgebung zum Untersuchungsperimeter angegeben. Zudem scheinen diese mit einer Distanz von 8 km zum Untersuchungsperimeter weit weg zu sein. Bezüglich der Ausbreitungsgeschwindigkeit des Dohlenkrebs wurden keine exakten wissenschaftlichen Aussagen gefunden. Jedoch zum Signalkrebs, welcher sich pro Jahr zwischen 0.4 und 2.4 km ausbreiten kann, und zum Kamberkrebs, welcher sein Verbreitungsgebiet jährlich um bis zu 5 km vergrössern kann (Elmiger et al., 2018; Günter & Pfeiffer, 2018; Wüstemann et al., 2019). An dieser Stelle muss jedoch angefügt werden, dass sich diese beiden Krebsarten im Gegensatz zum Dohlen- und vor allem zum Steinkrebs sehr schnell ausbreiten können und die Ausbreitungsgeschwindigkeit der

beiden einheimischen Arten vermutlich sehr viel tiefer ist. Des Weiteren wird in der Schweiz seit Jahrzehnten einen Rückgang der einheimischen Flusskrebse beobachtet (Elmiger et al., 2018; P. Stucki & Zaugg, 2011). Dies wurde bereits von Richard Bott im Jahr 1972 bemerkt, als er die Flusskrebsbestände von Carl Johann aktualisierte (Bott, 1972). Daher erscheint eine Einwanderung aus den Beständen von Mettmensstetten als äusserst unwahrscheinlich. Im Jahr 2005 wurden erstmals Dohlenkrebsbestände im Schlegeltobelbach auf der gegenüberliegenden Talseite des Untersuchungsperimeter nachgewiesen. Hier stellt sich die Frage, wie lange diese Bestände bereits bestehen, denn von diesen würde von der Distanz her eine Einwanderung bei optimalen Bedingungen als möglich erscheinen. Zudem ist der Tomenrainbach mit diesem Fliessgewässer über die Sihl vernetzt, wobei die Distanz über den Wasserweg vom Fundort des Dohlenkrebses zur Einmündungsstelle des Tomenrainbachs in die Sihl lediglich rund 2 km beträgt. Zudem befinden sich zwischen den beiden Einmündungsstellen beider Bäche keine Wanderbarrieren, welche eine Besiedlung vom Schlegeltobelbach aus verhindern würden. Bezüglich Wanderbarrieren im Schlegeltobelbach können keine Angaben gemacht werden, da dieser nicht begangen wurde. Allerdings muss auch hier nochmals verdeutlicht werden, dass die einheimischen Flusskrebsarten seit Jahrzehnten nicht unter optimalen Bedingungen leben und die Bestände eher zurückgehen, als dass sie sich vergrössern. Somit erscheint auch hier eine mögliche Einwanderung als eher unwahrscheinlich.

Bezüglich des Steinkrebses wurden mehr Populationen in der direkten Umgebung zum Untersuchungsperimeter gefunden. Bereits Johann Carl wies im Jahr 1920 einen Bestand im rund 11 km entfernten Wilersee nach. Da sich aber Steinkrebse selten weit von ihrem Unterschlupf entfernen und diesen auch nur dauerhaft verlassen, wenn sie durch andere Flusskrebse vertrieben werden, können Steinkrebse als eine Art angesehen werden, welche sich äusserst langsam ausbreitet. Daher erscheint eine Einwanderung aus diesem Bestand als nicht möglich. Zudem wurde dieser Bestand von Richard Bott im Jahr 1972 nicht mehr nachgewiesen, wie auch kein Bestand, welcher zwischen dem Untersuchungsperimeter und dem Wilersee liegt (Bott, 1972). Dies sind weitere Hinweise darauf, dass von dieser Population aus keine Ausbreitung in Richtung Sihltal stattgefunden hat. Bott (1972) stellte jedoch einen Bestand in Oberrieden fest, welcher anschliessend von mehreren nachfolgenden Studien bestätigt wird. Zudem werden in Oberrieden und auch in Horgen weitere Bestände gemeldet, welche bereits vor aber auch nach der Jahrtausendwende existierten. Ob diese weiteren Bestände durch Ausbreitung von dem von Bott entdeckten Bestand ausgehen, kann nicht gesagt werden. Näher liegt aber, dass diese Bestände wohl bereits lange unentdeckt in diesen Bächen hausten und eher einer Restpopulation angehören. Denn obwohl im Kanton Zürich viele Steinkrebsbestände bekannt sind, wird von Elmiger et al. erwähnt, dass diese eher als Zeiger von Fragmentierung und isolierten Kleinbeständen zu deuten sind (Elmiger et al., 2018). Dies gilt wohl auch für die weiteren Bestände, welche in Hütten, Hirzel, Langnau am Albis, oder Thalwil

nachgewiesen wurde. Abschliessend kann gesagt werden, dass früher wohl eine grosse Flusskrebspopulation im Untersuchungsperimeter vorkam, aber ausgestorben ist und dass eine anschliessende Wiederbesiedlung durch den Dohlen- oder den Steinkrebs als sehr unwahrscheinlich angesehen wird. Dabei wird an dieser Stelle die These aufgestellt, dass spätestens seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts in den Fliessgewässern des Untersuchungsperimeters keine Flusskrebsbestände mehr vorkamen.

4.2.2 Vorabklärung

Für die Vorabklärung wurden im Untersuchungsperimeter die sechs in die Sihl einmündenden Fliessgewässer untersucht. Dabei wirkte der Sommer 2022 aufgrund dessen Hitze und Trockenheit als Stresstest für sämtliche Gewässer der Schweiz. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Schweiz bereits in naher Zukunft öfters von solchen Hitzesommern betroffen sein wird. Da der Rosspaltibach und der Bachtobelbach bereits Mitte Juli trockenfielen, eignen sich diese nicht für eine Wiederansiedlung von Flusskrebsen. Der Tomenrainbach, der Eichbach, der Ragnauerbach und der Tobelbach hingegen führten fortlaufend Wasser. Hier gilt jedoch noch zu beachten, dass der Abfluss, vor allem in den oberen Bereichen der Bäche tief war und die Möglichkeit besteht, dass diese bei einem noch extremeren Sommer ebenfalls trockenfallen. Diese Gefahr sollte sich aber lediglich auf die obersten Bereiche der Fliessgewässer beschränken und nach den ersten Zuflüssen durch weitere Bäche minimieren. Daher eignen sich der Tomenrain-, der Eich-, der Ragnauer- und der Tobelbach aufgrund des Abflusses mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit für eine Lebensraumpotentialanalyse und können dem Dohlen- und Steinkrebs auch in sehr heissen und trockenen Sommern Rückzugsorte bieten können, welche wasserführend bleiben.

Des Weiteren befinden sich im Eichbach, im Ragnauerbach und im Tobelbach die Wasserparameter Nitrat, Nitrit, Ammonium, dH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , die Sauerstoffsättigung, DOC, TOC wie auch der pH-Wert und die durchschnittliche Wassertemperatur während des Sommers in einem für Dohlen- und Steinkrebse gutem Bereich. Einzig die Kupfer-Messwerte vom 22.09.2022 erscheinen in allen Gewässern als hoch und könnten die Flusskrebse negativ beeinträchtigen. Denn Lahman et al. (2015) haben in einer Untersuchung festgestellt, dass bereits Kupfermengen von 0.0045 mg / L zu einer Beeinträchtigung der Wahrnehmung und der Verarbeitung von chemosensorischen Informationen führen. Dies wiederum hat negative Auswirkungen auf die Nahrungssuche, da Gerüche weniger gut wahrgenommen werden. Da die Kupferwerte aber an allen anderen Messdaten in einem normalen und für Flusskrebse tolerierbaren Bereich lagen, wird von einem einmaligen Ereignis ausgegangen. Dies wäre für die Flusskrebse verknüpfbar, denn in einem Experiment wurde festgestellt, dass gar bei einer 21-tägigen Konzentration von 2.5 mg / L über 90 % der Flusskrebse überleben würde (Guner, 2007). Bei diesen beiden Untersuchungen gilt noch anzumerken, dass diese nicht mit Stein- oder

Dohlenkrebse, sondern mit dem Galizischen Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) (Guner, 2007) beziehungsweise mit dem Amerikanischen Rostkreb (Orconectes rusticus) (Lahman et al., 2015) durchgeführt wurden. Zum Verhalten von Stein- und Dohlenkrebse bei erhöhten Kupferwerten wurden keine wissenschaftlichen Untersuchungen gefunden. Warum am 22.09.2022 Tag die Kupferwerte höher waren, kann nicht abschliessend geklärt werden. Im Untersuchungsperimeter oder in der Nähe zu diesem konnte keine Quelle aufgefunden werden, welche als Ursache für einen Kupfereintrag in sämtliche sich im Untersuchungsperimeter befindenden Fließgewässer hätte fungieren können. Zudem kann, obwohl der Ablauf des Küvettentests streng befolgt wurde und die Aufnahme der Wasserprobe nach wissenschaftlichen Standards erfolgte, ein Messfehler nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Trotzdem würden sich diese Fließgewässer aufgrund deren Wasserparameter für eine Detailuntersuchung eignen. Zudem würden sich diese Bäche aufgrund der tiefen Nährstoff- und organischen Belastung gar für eine Wiederansiedlung des auf diese Parameter empfindlichen Steinkrebse empfehlen. Die Wasserwerte des Tomenrainbachs, welche im Juli aufgenommen wurden, weisen hingegen in Bezug auf die organische Belastung hohe Werte auf, welche gemäss Modelstufenkonzept lediglich als mässig oder gar unbefriedigend eingestuft werden. Diese organische Belastung hat jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit einen natürlichen Ursprung, da einerseits viel Totholz im Bachbett liegt und andererseits weitere abgestorbene Pflanzenteile ins Gewässer gelangen. Des Weiteren entspannte sich die organische Belastung im September, wo zumindest die untere Hälfte des Tomenrainbachs gemäss MSK wieder in einem guten Bereich lag. Die Abflussmenge vom Tomenrainbach wurde im Juli nicht aufgenommen, jedoch schien diese tiefer als bei den Messungen im September. Daher besteht die Möglichkeit, dass sich die organische Belastung in dem wenigen verfügbaren Wasser konzentrierte und darum die DOC- und TOC-Werte im Juli höher waren als im September. Die Nährstoffbelastung im Tomenrainbach ist auf einem sehr tiefen Niveau und wird gemäss MSK als sehr gut bezeichnet. Trotzdem wird im Verlauf des Baches eine lineare Zunahme in Fließrichtung festgestellt. Dies wird damit begründet, dass Ammonium zu Nitrat abgebaut wird. Diese These wird zudem durch die Messwerte vom Ammonium gestützt, welche im oberen Viertel höher waren als in den unteren drei Vierteln. Abschliessend wird an dieser Stelle noch auf den Verlauf des Ca^{2+} -Wertes im Tomenrainbach eingegangen. Dieser ist im oberen Viertel sehr hoch und halbiert sich bis zur oberen Mitte. Danach bleiben die Werte in den unteren Viertel konstant zwischen 50 und 60 mg / L Ca^{2+} . Da der Ca^{2+} -Anteil im Gewässer den dH wesentlich beeinflusst, ist der gleiche Verlauf bei diesem Wasserparameter nicht erstaunlich. Dies ist auf eine allfällige Versinterung zurückzuführen. Dabei fällt auf dem Weg von der Quelle zur Einmündung in die Sihl Calcitkristalle aus, welche sich am Gewässergrund ablagern. Dies lässt sich vor allem an einigen grösseren Abstürzen beobachten, wie die Abbildung 10 auf der folgenden Seite zeigt. Als Fazit für die Wasserwerte des Tomenrainbachs kann

gesagt werden, dass sich dieses Fließgewässer aufgrund der vor allem zeitweisen hohen organischen Belastung wohl eher für einen Besatz mit Dohlenkrebsen eignet, da diese weniger sensibel auf eine solche Belastung reagieren als der Steinkrebs. Bis auf die organische Belastung sind jedoch alle Wasserparameter gut und würden einen erfolgreichen Besatz mit Dohlen- oder Steinkrebsen nicht verhindern. Zudem wird an dieser Stelle noch diskutiert, ob eine Einwanderung des invasiven Signalkrebsbestandes in der Limmat als möglich erscheint. Dabei sind sämtliche sich im Untersuchungsperimeter befindenden Fließgewässer über die Sihl mit der Limmat vernetzt. Allerdings liegen die Einmündungsstelle der Sihl in die



Abbildung 10 Beobachtbare Versinterung an einem grösseren Absturz (M. Furrer, 2022).

Limmat in rund 15 km Distanz auf dem Wasserweg zu den Einmündungsstellen der untersuchten Fließgewässer. Zudem beherbergt die Sihl einige Stellen, welche für Flusskrebse je nach Abflussmenge und Fließgeschwindigkeit des Wassers wohl schwierig zu passieren sind. Ein Beispiel eines solches Hindernis wird auf der Abbildung 11 gezeigt. Allerdings ist auch zu sehen, dass auf beiden Uferseiten Aufstiegshilfen, wohl vor allem für Fische, angebracht wurden. Diese könnten auch von den Signalkrebsen genutzt werden, sofern die Strömung nicht zu stark und der Absturz am unteren Ende zu hoch ist. Und notfalls bliebe noch die Überbrückung dieses Hindernisses über den Landweg. Trotzdem würden diese zusätzlich zu dem Fakt, dass die Ausbreitung stromaufwärts geschehen müsste, eine Ausbreitung des Signalkrebses von der Limmat zu den Fließgewässern im Untersuchungsperimeter verlangsamen. Allerdings wird die Einwanderung von Signalkrebsen von der Limmat aus zumindest in die untersten Teile der untersuchten Fließgewässer als möglich angesehen. Eine Besiedlung der gesamten untersuchten Fließgewässer wird hingegen aufgrund der zahlreichen Abstürze in ebendiesen Gewässern als wenig wahrscheinlich erachtet.



Abbildung 11 Beispiel einer für Flusskrebse schwer passierbaren Stelle in der Sihl (swisstopo, o. J.)

4.2.3 Lebensraumpotenzialanalyse

Der Tomenrainbach ist ein Fliessgewässer mit einem natürlichen Verlauf und äusserst wenigen Eindolungen. Zudem sind diese Abschnitte, welche von Eindolungen betroffen sind, in nahezu allen Fällen nicht länger als 10 m. Dies wird als sehr gut bewertet und stellt kein Hindernisgrund für eine Wiederansiedlung von Flusskrebsen dar. Das grosse Vorkommen an Köcher-, Eintags- und Steinfliegen zeugt zudem, entgegen den Aussagen der chemischen Punktmessungen, von einer langfristigen guten Wasserqualität, welche auch den Ansprüchen des Stein- und des Dohlenkrebs genügen. Des Weiteren ist die Absenz der Forellen wohl weniger auf die Wasserqualität als auf den geringen Abfluss zurückzuführen. Denn an den wenigen Stellen des Baches, wo genügend grosse Pools für die Beherbergung von Forellen existierten, wurden auch solche gefunden. Bezüglich der Störungswahrscheinlichkeiten sind vor allem die unzähligen Abstürze relevant. Diese fungieren als Durchgangsstörung und könnten die Ausbreitung der Flusskrebse erheblich behindern. Jedoch sind es häufig kleinere Abstürze, welche auch auf dem Landweg umgangen werden können. Nichtsdestotrotz wurden vor allem im mittleren Teil des Fliessgewässers auch einige hohe Abstürze gefunden, bei welchen eine Umgehung auf dem Landweg aufgrund der hohen senkrechten Ufer als unmöglich erachtet wird. Die Abstürze können bei einer Wiederansiedlung als natürliche Flusskrebssperren fungieren und die einheimischen Arten vor der Einwanderung invasiver Arten und die damit verbundene Gefahr der Krebspest schützen. Somit wären die beiden grössten Gefahren, welche hauptsächlich für das Auslöschen von einheimischen Flusskrebssbeständen verantwortlich sind, gebannt. Aus diesem Grund werden diese Abstürze gar als äusserst positiv bewertet. Des Weiteren wird die Gefahr, welche durch die Sihltalstrasse ausgeht als vernachlässigbar gewertet. Während den nächtlichen Begehungen wurde festgestellt, dass diese während der Nacht nur wenig befahren wird. Daher sollte ein mögliches Überqueren dieser Strasse in nahezu allen Fällen problemlos verlaufen. Mit einer durchschnittlichen Sommertemperatur von 15 °C zählt der Tomenrainbach eher zu den kühleren Gewässern. Dies kann vor allem durch die Nähe zur Quelle einerseits und durch die permanente Beschattung der Bäume andererseits erklärt werden. Da Dohlen- und Steinkrebse kühlere Gewässer bevorzugen, wird dies ebenfalls als Vorteil dieses Gewässers angesehen. Zudem haben invasive Arten vor allem im kühleren Bereich eine geringere Temperaturtoleranz als die beiden einheimischen Flusskrebse, was für diese einen leichten Konkurrenznachteil bezüglich der Wassertemperatur im Tomenrainbach bedeutet. In der Gewässermorphologie wurden vor allem in der prozentualen Verteilung der Bachbettbeschaffenheit wenige Punkte gesammelt. Denn Schlamm, Fels, Kalksinter und Kolmation wurde nur an sehr wenigen Stellen gefunden. Zudem ist die Verteilung von Blöcken und grossen Steinen zu Steinen, Grobkies, Feinkies und Sand weniger schlecht als in der Auswertung dargestellt. Die meisten Abschnitte erhielten direkt 0 Punkte, da sie < 70 % Steine, Grobkies, Feinkies und Sand aufwiesen. Allerdings wiesen sämtliche

Abschnitte mindestens 50 % an Steinen, Grobkies, Feinkies und Sand auf und der Rest fiel hauptsächlich auf grosse Steine und Blöcke. Da grosse Steine und Blöcke als Unterschlupf dienen und die Bodenbeschaffenheit des Bachbetts doch einen erheblichen Anteil an Steinen, Grobkies, Feinkies und Sand aufweist, werden diese beide Kriterien trotzdem als genügend eingeschätzt. Allenfalls wäre eine feinere Abstufung des Kriteriums Stein, Grobkies, Feinkies und Sand sinnvoll, um in zukünftigen Arbeiten nicht auf dasselbe Problem zu stossen. Abschliessend wird noch auf die unterspülten Bereiche und die ins Bachbett ragenden feinen Wurzeln eingegangen. Diese werden von den Flusskrebse als Unterschlupf genützt. Im Tomenrainbach wurden eher wenige unterspülte Bereich und feine Wurzeln gefunden. Aufgrund der hohen Anzahl an grossen Steinen und Blöcken sollten aber dennoch genügend Unterstände zur Verfügung stehen. Vom Steinkrebs werden Steine als Unterschlupf gar bevorzugt während für den Dohlenkreb wenig relevant ist, ob dieser seinen Unterschlupf in einem unterspülten Bereich, unter feinen Wurzeln oder unter Steinen hat.

Die Detailuntersuchung des Tomenrainbach bestätigt, dass dieser Bach für die Wiederansiedlung von Stein- oder Dohlenkrebse ein erhebliches Potenzial aufweist. Vor allem der mittlere Teil dieses Fliessgewässers scheint sich aufgrund dessen Morphologie gut für einen allfällig zukünftigen Besatz von Stein- oder Dohlenkrebse zu eignen. Aufgrund der in der Vorabklärung beschriebenen hohen organischen Belastung wird jedoch eher einen Besatz mit Dohlen- als mit Steinkrebse empfohlen. Trotzdem würde sich dieses Fliessgewässer wohl auch für den Steinkrebs eignen.

4.2.4 Populationsabschätzung

Für den Besatz wird eher das Szenario 2 mit einer Besatzmenge von 561 Individuen des Szenario 2. Dies wird damit begründet, dass der erst oberhalb des ersten hohen Absturzes eingesetzte Bestand durch eben diesen Absturz von der Einwanderung invasiver Arten und der Krebspest auf natürliche Weise geschützt ist. Zusätzlich kann der Absturz eine Abwanderung der eingesetzten Individuen verhindern. Um möglichst schnell eine stabile Population mit natürlicher Alters- und Geschlechterverteilung zu erreichen, wird zudem die Variante der gleichzeitigen Ansiedlung von juvenilen Flusskrebse beider Geschlechter und von geschlechtsreifen Flusskrebse beider Geschlechter Mitte Oktober empfohlen. Des Weiteren wird empfohlen, dass der Initialbesatz aus 250 adulten Individuen mit einer Geschlechterverteilung von 2 Weibchen auf 1 Männchen sowie 100 juvenilen Individuen im Geschlechterverhältnis 1:1 besteht. Der zweite Besatz würde dann aus 70 weiteren adulten Individuen im Geschlechterverhältnis 2:1 und 36 juvenile Individuen im Geschlechterverhältnis 1:1 eingesetzt. Vor dem dritten Besatz könnte eine Bestandszählung mittels der Fang-Wiederafang-Methode vollzogen werden und der dritte Besatz je nach Zustand und Entwicklung der Population angepasst werden. Diese Methode mit der Verteilung der Besetzung über mehrere Jahre bringt den Vorteil,

dass schnell auf Populationsdynamiken des frisch eingesetzten Bestandes reagiert werden kann. Zudem ist es unabdingbar nach dem Besatz Erfolgskontrollen durchzuführen. Die gewählte Dauer von fünf Jahren zwischen dem letzten Einsetzen der Flusskrebse und der ersten Erfolgskontrolle muss eingehalten werden, da sich ansonsten der Bestand noch in einer frühen Phase der Etablierung befinden würde und dadurch Aussagen zur Bestandessituation schwierig sind (Afluvia, 2021). Zudem wird vermutet, dass eine erste Erfolgskontrolle nach bereits fünf Jahren ebenfalls eine eher kurzangesetzte Frist ist. Jedoch können so wertvolle Daten zur Entwicklung einer Stein- oder Dohlenkrebspopulation nach einer Wiederansiedlung gesammelt werden.

5. Bezug zur Nachhaltigkeit

Die ökologische Nachhaltigkeit, welche sich auf einen rücksichtsvollen Umgang mit Ressourcen bezieht, ist äusserst wichtig (Nowak, o. J.). Dabei wertet die ökologische Nachhaltigkeit den Zustand der Ökosysteme. Ist dieser Zustand schlecht, werden Ressourcen unwiderruflich zerstört oder unbrauchbar (Nowak, o. J.). Zu einem funktionierenden Ökosystem zählt unter anderem auch die Vitalität der darin lebenden Artengemeinschaft und der einzelnen Arten selbst. Ändert sich die Artenzusammensetzung durch das Aussterben einer Art, besteht die Möglichkeit, dass gewisse Ökosystemfunktionen nicht mehr oder schlechter ausgeführt werden (Wilkinson et al., 1999). Dies würde das betroffene Ökosystem negativ beeinflussen, was früher oder später auch auf den Menschen zurückfallen und diesen ebenfalls negativ beeinflussen wird (Wilkinson et al., 1999). Eine solche Auswirkung kann sich auf verschiedene Arten äussern. Zum Beispiel verschwinden bestimmte Ressourcen, wie sauberes Wasser oder gute Böden, oder bestimmte Ökosystemfunktionen müssten von Menschen selbst übernommen werden. Als Beispiel hierfür könnte die Bestäubung von Blüten von Hand aufgrund des Fehlen von Bienen angegeben werden, wie das bereits in Sichuan, China geschehen ist (Swan, 2014). Gerade Flusskrebse übernehmen eine Vielzahl an Ökosystemfunktionen wie zum Beispiel das Zersetzen von Blättern, der Bioturbation oder aber die Regulation der Gemeinschaft der Algen und Invertebraten (Charlebois & Lamberti, 1996; Reynolds et al., 2013; Schofield et al., 2001; Statzner et al., 2003). Zudem senken die Flusskrebse durch den Verzehr von toten Tieren und abgestorbenem Pflanzenmaterial den Fäulnisanteil im jeweiligen Gewässer und vermindern so die Gefahr einer Krankheitsausbruches (Amt für Jagd und Fischerei, o. J.). Durch den grossen Bestandesrückgang der einheimischen Flusskrebsarten im letzten Jahrhundert werden diese Ökosystemfunktionen vermutlich weniger gut erfüllt, was negative Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem hat. Daher kann angenommen werden, dass Flusskrebse für die ökologische Nachhaltigkeit und für ein funktionierendes Ökosystem äusserst wichtig und die einheimischen Arten daher zu schützen und zu fördern sind.

Die ökologische Nachhaltigkeit des Sihlwaldes kann aufgrund seines Schutzstatus bereits als überdurchschnittlich gut bewertet werden. Trotzdem ist das Ziel des Projektes «Sihlwald», die Erstellung eines urtümlichen Buchenwaldes, noch nicht abgeschlossen. Denn zu diesem zählt unter anderem auch, dass einheimische Flusskrebse in den sich im Wald befindenden Gewässern vorhanden sind. Mit dieser Bachelorarbeit wird ein erster Schritt zu einer solchen Rückkehr der Flusskrebse in den Sihlwald getätigt. Sofern die weiteren Schritte bis zur endgültigen Ansiedlung gemacht werden, wird spannend, wie sich das / die Fließgewässer und somit auch die ökologische Nachhaltigkeit verändern werden.

6. Fazit

Die Flusskrebse erfahren in der Schweiz und auch weltweit seit Jahrzehnten einen Bestandsrückgang, welcher direkt und indirekt auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen ist (Boxshall, 2012). Da Flusskrebse diverse Ökosystemfunktionen übernehmen, sind diese für einen Lebensraum äusserst wichtig und eine Abwanderung oder ein Aussterben hätte für das Ökosystem spürbare Folgen (Marn et al., 2022; Reynolds et al., 2013) und würde wohl weitere Veränderungen in der Artzusammensetzung und den Stoffkreisläufen nach sich ziehen. Daher ist der Schutz der einheimischen Flusskrebsarten äusserst wichtig und eine Bestandeszunahme ist wieder anzustreben. Mit dem Wunsch nach einer Wiederansiedlung von einheimischen Flusskrebsen, unterstützt die Stiftung Wildnispark Zürich die wichtige Rückkehr der einheimischen Flusskrebse in die Gewässer des Kanton Zürichs. Der Tomenrainbach würde sich aufgrund seiner Eignung als Lebensraum für Stein- und Dohlenkrebse für eine solche Wiederansiedlung anbieten. Dabei weist der Tomenrainbach neben einer morphologischen Eignung auch für Stein- und Dohlenkrebse geeignete chemisch-physikalische Wasserparameter auf. Ebenfalls bestehen bis auf die Abstürze wenige Störungen und die Abstürze müssen nicht als Störung, sondern können auch als Schutz vor der Einwanderung von invasiven Arten und der damit verbundenen Krebspest verstanden werden. Des Weiteren befinden sich im Untersuchungsperimeter mit dem Tobel-, dem Ragnauer- und dem Eichbach drei weitere Fließgewässer, welche sich für eine detaillierte Lebensraumpotentialanalyse eignen würden. Der Rossspalti- und der Bachtobelbach hingegen waren Mitte Juli nicht mehr wasserführend und eignen sich daher nicht für eine Lebensraumpotentialanalyse. Das Trockenfallen dieser beider Gewässer zeigt jedoch auch, dass der heisse und trockene Sommer 2022 den Gewässern zusetzte. Im Hinblick auf die Zukunft werden wohl aufgrund des Klimawandels öfter solche Hitzesommer vorkommen. Daher ist erfreulich, dass die Mehrheit der Bäche im Untersuchungsperimeter noch Wasser führte. Zudem stimmen die positiven Resultate optimistisch und sollen daher einerseits dazu ermutigen das Wiederansiedlungsprojekt in Angriff zu nehmen und andererseits weitere studentische Arbeiten auszuschreiben, um die restlichen sich im Untersuchungsperimeter befindenden Fließgewässer im Detail zu untersuchen. Denn es ist

davon auszugehen, dass sich neben dem Tomenrainbach weitere sich im Untersuchungsperimeter befindende Fließgewässer für eine Wiederansiedlung eignen würden und eine Wiederansiedlung in mehreren geeigneten Fließgewässern die Chancen einer erfolgreichen Wiederansiedlung weiter erhöhen würden.

7. Literaturverzeichnis

- Afluvia. (2021). Ansiedlung von Edelkrebs-Nachzuchten aus dem Langsee (Süderfahrenstedt) in Abgrabungsgewässern im Projektgebiet ‚Seenland um Flensburg‘. https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/F/fischerei/Downloads/abschlussberichtAnsiedlungEdelkrebs.pdf?__blob=publicationFile&v=1
- Amt für Jagd und Fischerei. (o. J.). Ernährung. Südtiroler Landesverwaltung. <https://www.provinz.bz.it/land-forstwirtschaft/fauna-jagd-fischerei/fauna/flusskrebse/733.asp>
- Appenzeller, V. (2022). Erfolgskontrolle der Wiederansiedlung von Dohlenkrebsen (*Austropotamobius pallipes*) im Aargauer Möhlintal und Lebensraumanalyse weiterer möglicher Besatzgewässer. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften.
- Berger, C., & Füreder, L. (2018). Der Steinkrebs *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) in Vorarlberg. *inatura – Forschung online*, 52, 46.
- Blumer, F. (2022a). Ein Frühling der Superlative—Viel zu warm, zu trocken und zu sonnig. <https://www.srf.ch/meteo/meteo-stories/ein-fruehling-der-superlative-viel-zu-warm-zu-trocken-und-zu-sonnig>
- Blumer, F. (2022b). Zweitwärmster Sommer und sehr trocken. SRF Meteo. <https://www.srf.ch/meteo/meteo-stories/bilanz-des-hitzesommers-22-zweitwaermster-sommer-und-sehr-trocken>
- Bott, R. (1972). Besiedlungsgeschichte und Systematik der Astaciden West-Europas unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. *Revue Suisse de Zoologie*, 79(1), 387–408.
- Boxshall, G. A. (2012). Spineless: Status and trends of the world’s invertebrates (B. Collen, M. Böhm, R. Kemp, & J. Baillie, Hrsg.). Zoological Society of London.
- Broquet, T., Thibault, M., & Neveu, A. (2002). DISTRIBUTION AND HABITAT REQUIREMENTS OF THE WHITE-CLAWED CRAYFISH, *AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES*, IN A STREAM FROM THE PAYS DE LOIRE REGION, FRANCE: AN EXPERIMENTAL AND DESCRIPTIVE STUDY. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 367, 717–728. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002061>
- Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV. (2022). Krebspest.
- Büttiker, B. (1980). Biologie und Verbreitung der Krebse in der Schweiz. *Fischereiliche Bewirtschaftung von Gewässern im Gebirge*, 39, 93–113.
- Carl, J. (1920). Décapodes (Écrevisses) (Nr. 12; Catalogue des invertébrés de la Suisse, S. 34). Muséum d’histoire naturelle de Genève.
- Charlebois, P. M., & Lamberti, G. A. (1996). Invading Crayfish in a Michigan Stream: Direct and Indirect Effects on Periphyton and Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(4), 551–563. <https://doi.org/10.2307/1467806>
- Demers, A., & Reynolds, J. D. (2002). A SURVEY OF THE WHITE-CLAWED CRAYFISH, *AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES* (LEREBoullet), AND OF WATERQUALITY IN TWO CATCHMENTS OF EASTERN IRELAND. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 367, 729–740. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002062>

- Demers, A. (2003). *The water quality requirements of white-clawed crayfish, Austropotamobius pallipes Lereboullet (1858) in Ireland* [Trinity College]. <http://www.tara.tcd.ie/handle/2262/86830>
- Demers, A., Souty-Grosset, C., Trouilhé, M.-C., Füreder, L., Renai, B., & Gherardi, F. (2006). Tolerance of Three European Native Species of Crayfish to Hypoxia. *Hydrobiologia*, 560(1), 425–432. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1466-9>
- Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF), Pub. L. No. 923.01, 20 (1994). https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1993/3384_3384_3384/de
- Tierseuchenverordnung, 916.401 188 (1995). https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1995/3716_3716_3716/de
- Elmiger, C., Gousskov, A., Philipp, U., & Hertig, A. (2018). Flusskrebs-Managementplan Kanton Zürich—Pachtperiode 2018—2026 (S. 48). Kanton Zürich / Amt für Landschaft und Natur.
- Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume, Pub. L. No. SR 0.455, 66 (1982). https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1982/802_802_802/de
- Favaro, L., Tirelli, T., & Pessani, D. (2010). The role of water chemistry in the distribution of *Austropotamobius pallipes* (Crustacea Decapoda Astacidae) in Piedmont (Italy). *Comptes Rendus Biologies*, 333(1), 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2009.09.017>
- Gloor, J. (2018). Lenzburger Flurnamen erklärt: Von Dragoner bis Siecherhölzli [Text/html,application/pdf,text/html]. *Lenzburger Neujahrsblätter*, 89, 6–29. <https://doi.org/10.5169/SEALS-918020>
- Guner, U. (2007). Freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) accumulates and depurates copper. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133(1–3), 365–369. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9590-1>
- Günter, C., & Pfeiffer, M. (2018). Evaluation Krebssperren zum Modellprojekt „Krebssperren zum Schutz von Dohlenkrebs- und Steinkrebsbeständen 2017 (S. 65). Regierungspräsidium Karlsruhe. https://rp.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/RP-Internet/Themenportal/Natur_und_Artenschutz/Artenschutz/_DocumentLibraries/Documents/krebssperren_abschlussbericht_180423.pdf
- Haddaway, N., Mortimer, R., Christmas, M., & Dunn, A. (2013). Effect of pH on growth and survival in the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Crayfish*, 19(1), 53–62. <https://doi.org/10.5869/fc.2013.v19.053>
- Hager, J. (2003). *Edelkrebse: Biologie, Zucht, Bewirtschaftung* (2., überarb. Aufl). Stocker.
- Hänni, R., & Ris, H. (2017). Geologische und geotechnische Terminologie der Schweizer Molasse (S. 111). Bundesamt für Strassen. https://www.geotest.ch/fileadmin/ueber_geotest/publikationen/geologische_geotechnische_terminologie_vss_2010_504_be_final.pdf
- Hefti, D., & Stucki, P. (2006). CRAYFISH MANAGEMENT FOR SWISS WATERS. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, 380–181, 937 950. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1051/kmae:200603>
- info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF). (2022a). *Austropotamobius pallipes* [Map]. <http://lepus.unine.ch/carto/14502>

- info fauna - Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF). (2022b). DATENBANK Info fauna (CSCF & karch) & CCO-KOF.
- Jay, D., & Holdich, D. M. (1981). The distribution of the crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in British waters. *Freshwater Biology*, 11(2), 121–129. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1981.tb01248.x>
- klima.org. (o. J.). Klima in Langnau am Albis. <https://klima.org/schweiz/klima-langnau-am-albis/>
- Koordinationsstelle Flusskrebse Schweiz (KFKS). (2021, März 5). Flusskrebse in der Schweiz. https://flusskrebse.ch/de_unsere_krebse.htm
- Kozak, P., Duris, Z., & Policar, T. (2002). THE STONE CRAYFISH *AUSTROPOTAMOBIOUS TORRENTIUM* (SCHRANK) IN THE CZECH REPUBLIC. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 367, 707–713. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002060>
- Krebspest. (2022). <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/tiere/tierseuchen/uebersicht-seuchen/alle-tierseuchen/krebspest.html>
- Lahman, S. E., Trent, K. R., & Moore, P. A. (2015). Sublethal copper toxicity impairs chemical orientation in the crayfish, *Orconectes rusticus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 369–377. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.022>
- Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz. (2014). Steckbrief zur Art 1093 der FFH-Richtlinie. <https://natura2000.rlp-umwelt.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1093>
- Lehmann, P. (1988). Aufnahme kulturhistorischer "Monumente im Raum Sihlwald (S. 38).
- Liechti, P. (2010). Liechti Paul 2010: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. (Umwelt-Vollzug Nr. 1005; S. 44). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Longshaw, M., & Stebbing, P. (Hrsg.). (2016). *Biology and ecology of crayfish*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Marn, N., Hudina, S., Haberle, I., Dobrović, A., & Klanjšček, T. (2022). Physiological performance of native and invasive crayfish species in a changing environment: Insights from Dynamic Energy Budget models. *Conservation Physiology*, 10(1), coac031. <https://doi.org/10.1093/conphys/coac031>
- Momot, W. T. (1995). Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science*, 3(1), 33–63. <https://doi.org/10.1080/10641269509388566>
- Nowak, A. (o. J.). Ökologische Nachhaltigkeit. *Gabler Wirtschaftslexikon*. <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/oekologische-nachhaltigkeit-53450>
- Pârvulescu, L., & Zaharia, C. (2013). Current limitations of the stone crayfish distribution in Romania: Implications for its conservation status. *Limnologica*, 43(3), 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.008>
- Pöckl, M., & Streissl, F. (2005). *AUSTROPOTAMOBIOUS TORRENTIUM AS AN INDICATOR FOR HABITAT QUALITY IN RUNNING WATERS?* *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 376–377, 743–758. <https://doi.org/10.1051/kmae:2005030>
- Rallo, A., & García-Arberas, L. (2000). Population structure and dynamics and habitat conditions of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in a pond: A case study in

- Basque Country (Northern Iberian Peninsula). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 356, 5–16. <https://doi.org/10.1051/kmae:2000001>
- Reyjol, Y., & Roqueplo, C. (2002). RÉPARTITION DES ÉCREVISSÉS À PATTES BLANCHES, AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES (LEREBOULLET, 1858) DANS TROIS RUISSEaux DE CORRÈZE ; OBSERVATION PARTICULIÈRE DES JUVÉNILES. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 367, 741–759. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002063>
- Reynolds, J. D., & Souty-Grosset, C. (2012). *Management of freshwater biodiversity: Crayfish as bioindicators*. Cambridge University Press.
- Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., & Richardson, A. M. M. (2013). Ecological Roles of Crayfish in Freshwater and Terrestrial Habitats. *Freshwater Crayfish*, 19(2), 197–218.
- Richman, N. I., Böhm, M., Adams, S. B., Alvarez, F., Bergey, E. A., Bunn, J. J. S., Burnham, Q., Cordeiro, J., Coughran, J., Crandall, K. A., Dawkins, K. L., DiStefano, R. J., Doran, N. E., Edsman, L., Eversole, A. G., Füreder, L., Furse, J. M., Gherardi, F., Hamr, P., ... Collen, B. (2015). Multiple drivers of decline in the global status of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidea). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1662), 20140060. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0060>
- Roth, I., & Staufer, C. (2010). Charta Wildnispark Zürich Sihlwald 2009—2018 (Sihlwald 2010, S. 187). Stiftung Wildnispark Zürich.
- Schatz, R. (2014). Resultate und Fakten der Flusskrebs- Kartierung im Kanton Zürich. http://www.rolfsschatz.ch/Krebskartierung_final.pdf
- Schofield, K. A., Pringle, C. M., Meyer, J. L., & Sutherland, A. B. (2001). The importance of crayfish in the breakdown of rhododendron leaf litter: Rhododendron breakdown by crayfish. *Freshwater Biology*, 46(9), 1191–1204. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00739.x>
- Schulz, N., & Kirchlehner, W. (1984). Der Steinkrebsbestand *Austropotamobius torrentium* (Schrank) im Spintikbach (Kärnten, Österreich). *Österreichs Fischerei*, 37, 47–57.
- Smith, G. R. T., Learner, M. A., Slater, F. M., & Foster, J. (1996). Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological Conservation*, 75(3), 239–246. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00073-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00073-9)
- Souty-Grosset, C., Holdich, D. M., Noël, P. Y., Reynolds, J. D., & Haffner, P. (2006). *Atlas of crayfish in Europe*. Publications scientifiques du Muséum national d'histoire naturelle.
- Statzner, B., Peltret, O., & Tomanova, S. (2003). Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: Effect of a biomass gradient on baseflow and flood-induced transport of gravel and sand in experimental streams: Crayfish biomass and erosion in streams. *Freshwater Biology*, 48(1), 147–163. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00984.x>
- Stiftung Wildnispark Zürich. (o.J.a). *Geschichte Sihlwald*. <https://www.wildnispark.ch/de/der-park/naturerlebnispark-sihlwald/geschichte-sihlwald>
- Stiftung Wildnispark Zürich. (o.J.b). *Naturwald—Ursprünglicher Buchenwald*. <https://www.wildnispark.ch/de/der-park/naturerlebnispark-sihlwald/naturwald>

- Stiftung Wildnispark Zürich. (o.J.c). Was ist ein Naturerlebnispark? <https://www.wildnis-park.ch/de/der-park/naturerlebnispark-sihlwald/was-ist-ein-naturerlebnispark->
- Stucki, P., & Zaugg, B. (2005). Decapoda: Atlas. CSCF/SEG.
- Stucki, P., & Zaugg, B. (2006). Nationaler Aktionsplan Flusskrebse (S. 41). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Stucki, P., & Zaugg, B. (2011). Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs (S. 63). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Stucki, T., & Jean-Richard, P. (1999). Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz (Nr. 65; Mitteilungen zur Fischerei, S. 42). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Swan, H. (2014). Searching for the Bees of Guangxi and Sichuan. *Interdisciplinary Studies in Literature and Environment*, 21(4), 895–905. <https://doi.org/10.1093/isle/isu145>
- Troschel, H. J. (1997). Distribution and ecology of *Austropotamobius pallipes* in Germany. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 347, 639–647. <https://doi.org/10.1051/kmae/1997049>
- Trouilhé, M.-C., Souty-Grosset, C., Grandjean, F., & Parinet, B. (2007). Physical and chemical water requirements of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in western France. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(5), 520–538. <https://doi.org/10.1002/aqc.793>
- Vlach, P., Svobodová, J., & Fischer, D. (2012). Stone crayfish in the Czech Republic: How does its population density depend on basic chemical and physical properties of water? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 407, 05. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012031>
- Wilkinson, C., Linden, O., Hodgson, G., Cesar, H., Rubens, J., & Strong, A. E. (1999). Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean: An ENSO impact and a warning of future change? *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 28(2), 188–196.
- Wüstemann, O., Wendt, W., & Kubaczynski, K. (2019). Flusskrebse (Astacidae) (Nr. 1/2020; Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, S. 393–401).

8. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Der Dohlenkrebs (<i>Austropotamobius pallipes</i>) (David Gerke, 2007).	10
Abbildung 2 Der Steinkrebs (<i>Austropotamobius torrentium</i>) (Jürgen Frechen, o.J.).....	12
Abbildung 3 Untersuchungsperimeter mit den zu untersuchenden Gewässersystemen Bachtobel-, Eich-, Ragnauer-, Rossspalti-, Tobel- und Tomenrainbach. Des Weiteren ist auf dieser Karte die Zonierung des Untersuchungsperimeters ersichtlich.....	18
Abbildung 4 Probenahmestandorte an welchen die Gewässerproben entnommen sowie die Messungen vor Ort vollzogen wurden (Eigene Darstellung).	23
Abbildung 5 Übersicht über sämtliche dem Schweizerischen Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF) gemeldeten Stein- und Dohlenkrebssichtungen im Kanton Zürich, sowie in den nördlichsten Teilen der Kantone Zug und Schwyz (Eigene Darstellung, 2022).32	32
Abbildung 6 Karte zum Zustand der Bäche (Stand: 25.08.2022). Hier ist ersichtlich, welche Bäche beziehungsweise Bachabschnitte trocken lagen und welche noch wasserführend waren (Eigene Darstellung, 2022).	37
Abbildung 7 Eignung der einzelnen Abschnitte des Tomenrainbachs für eine Wiederansiedlung des Stein- oder Dohlenkrebses (Eigene Darstellung, 2022).	45
Abbildung 8 Auf dieser Karte sind die Standorte sämtlicher Abstürze des Tomenrainbachs zu sehen (Eigene Darstellung, 2022).	47
Abbildung 9 Die Diagramme a) bis e) zeigen, wie die Gewässerabschnitte in den einzelnen morphologischen Kriterien abschneiden. Die in Klammer stehende Zahl unter den Bereichen zeigt auf, wie viele Punkte der jeweilige Bereich gemäss Bewertungsformular erhält. a) zeigt, in wie vielen Gewässerabschnitten Totholz und regelmässige Pool-Riffle Sequenzen vorhanden sind, b) zeigt wie viele Gewässerabschnitte optimal beschattet werden, c) gibt einen Überblick, wie viele Gewässerabschnitte senkrechte Ufer, feine, ins Bachbett ragende Wurzeln und unterspülte Bereiche und Unterstände aufweisen, d) bis e) geben einen Überblick über den prozentualen Anteil von Blöcken & grossen Steinen, Steinen & Grobkies & Feinkies & Sand und Schlamm & Feinsediment & Fels & Kalksinter & Kolmation an der Gewässersohle (Eigene Darstellung, 2022).....	49
Abbildung 10 Beobachtbare Versinterung an einem grösseren Absturz (M. Furrer, 2022)....	58
Abbildung 11 Beispiel einer für Flusskrebse schwer passierbaren Stelle in der Sihl (swisstopo, o. J.)	58

9. Tabellenverzeichnis

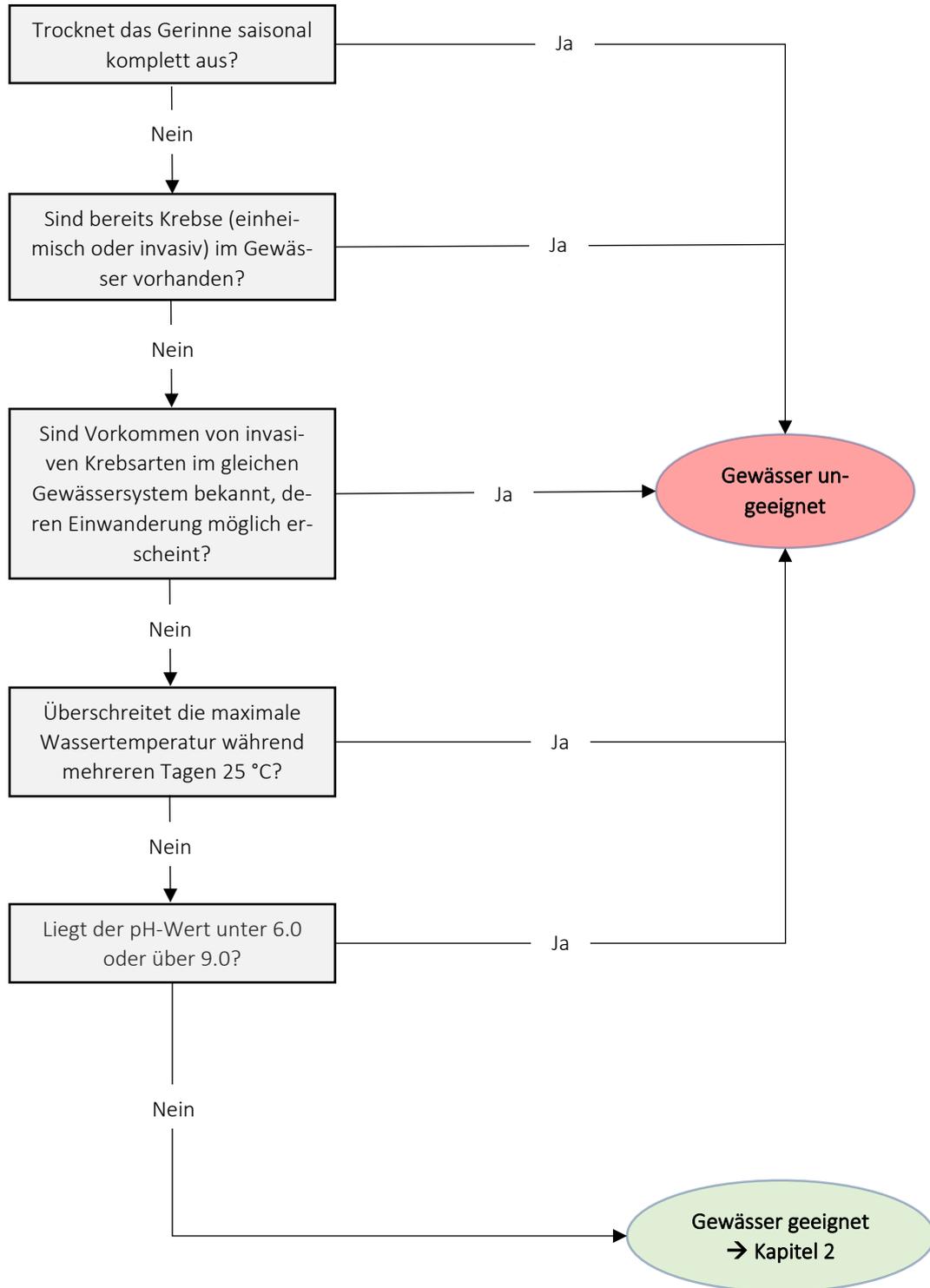
Tabelle 1 Übersicht über sämtliche den Untersuchungsperimeter durchfließende Fliessgewässer.....	20
Tabelle 2 In dieser Tabelle ist ersichtlich, welche Fragen des Kapitel A des Bewertungsschlüssels mittels der bereitgestellten Daten beantwortet werden konnte und für welche zusätzlich noch eine Feldbegehung nötig war.	21
Tabelle 3 Um die Eignung der Bäche Flusskrebse aufgrund deren Wasserwerte zu überprüfen, wurden die in dieser Tabelle aufgelisteten Parameter untersucht.	25
Tabelle 4 Übersicht, welche Probestandorte an welchen Daten beprobt wurden. Dabei kongruiert die Nummerierung der Probestandorte mit der Nummerierung auf der auf Abbildung 4 abgebildeten Karte.....	26
Tabelle 5 Die Anzahl der einzusetzenden Flusskrebse je nach Qualität des Lebensraumes.	30
Tabelle 6 Während den Feldbegehungen gemessene Wassertemperaturen der Fliessgewässer. Die in der Klammer stehende Ziffer bezeichnet den Probestandort, an welchem der jeweilige Wert gemessen wurde. Der Hinweis NG steht dafür, dass die Temperatur des Fliessgewässers an besagtem Datum nicht gemessen wurde.	39
Tabelle 7 Während den Feldbegehungen gemessene pH-Werte der Fliessgewässer. Die in der Klammer stehende Ziffer bezeichnet den Probestandort, an welchem der jeweilige Wert gemessen wurde. Der Hinweis NG steht dafür, dass der pH-Wert des Fliessgewässers an besagtem Datum nicht gemessen wurde.....	39
Tabelle 8 Resultierende Werte des Tomenrainbachs der am 07.07.2022, 13.07.2022 und 25.07.2022 gemessenen Wasserparameter.	40
Tabelle 9 Resultierende Werte des Tomenrainbachs der am 22.09.2022 gemessenen Wasserparameter.	41
Tabelle 10 Resultierende Werte des Eich-, des Tobel- und des Ragnauerbachs der am 22.09.2022 gemessenen Wasserparameter.	41
Tabelle 11 Resultierende Werte des Eich-, des Tobel- und des Ragnauerbachs der am 04.10.2022 gemessenen Wasserparameter.	42
Tabelle 12 Übersicht über die am 22.09.2022 gemessenen Abflusswerte.	44
Tabelle 13 Überblick über die Gesamtlänge [m] der jeweiligen Bewertungsklassen sowie die Anzahl an einzusetzenden Flusskrebsen pro Gewässerqualität.	50

Anhang

Anhang A.....	71
Anhang B.....	75
Anhang C.....	77

Anhang A

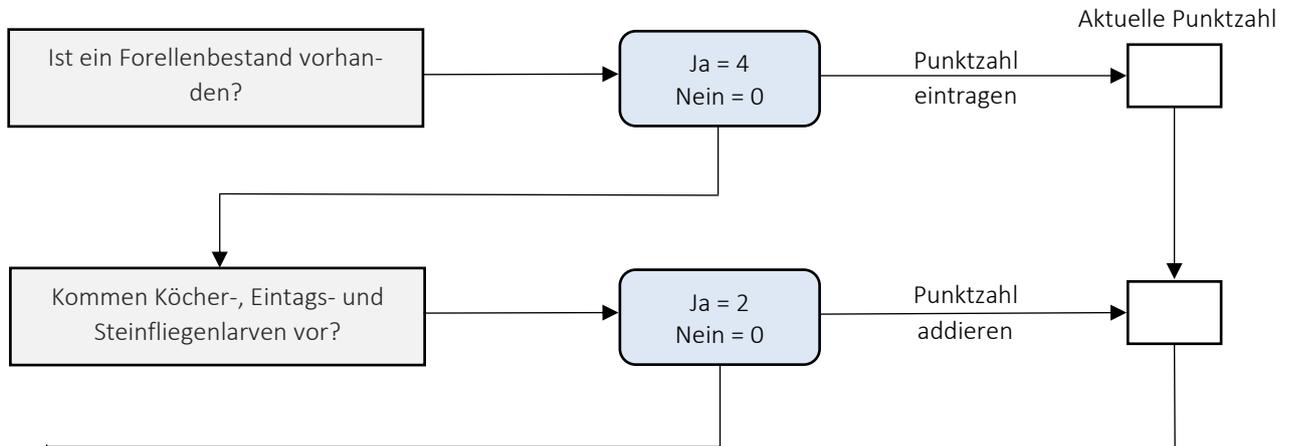
Kapitel 1: Vorabklärung (V. Appenzeller, 2022, ergänzt)



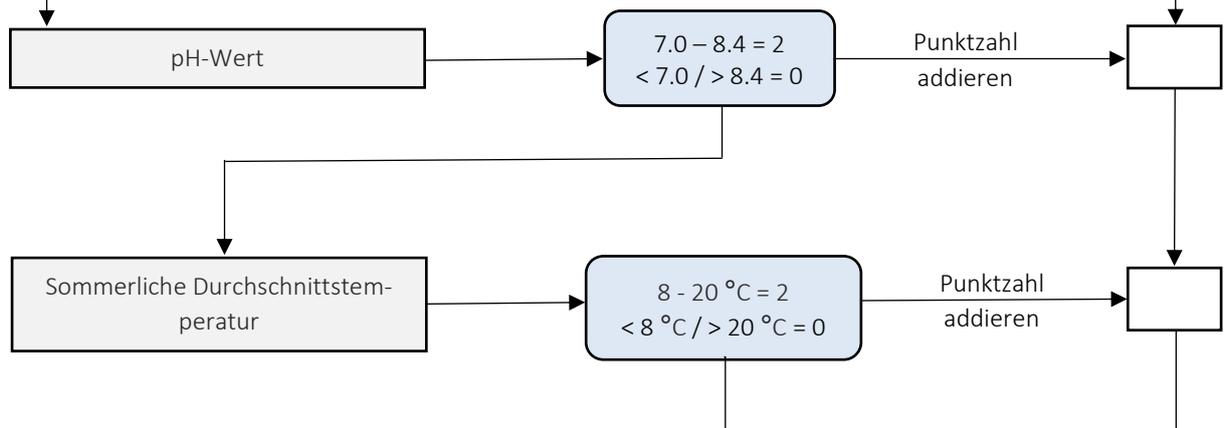
Kapitel 2: Gewässerbewertung für Steinkrebsbesatz

Der folgende Bewertungsschlüssel ist pro Abschnitt auszufüllen. Wie ein Abschnitt definiert ist, wurde in Kapitel 1 beschrieben.

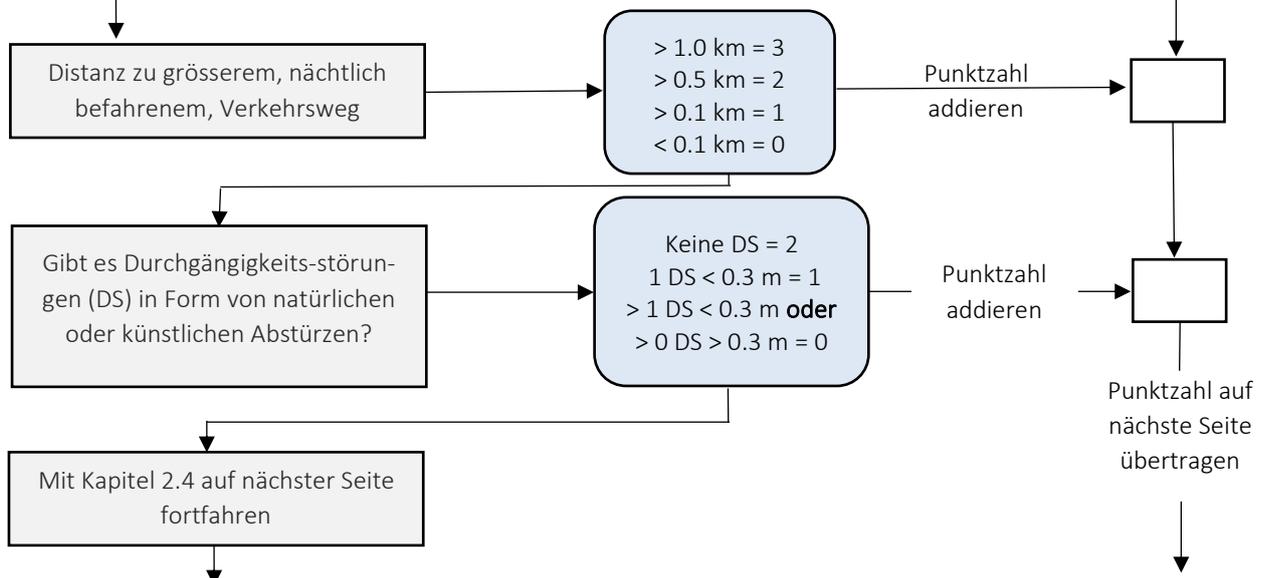
2.1 Bioindikatorische Kriterien (V. Appenzeller, 2022, ergänzt)



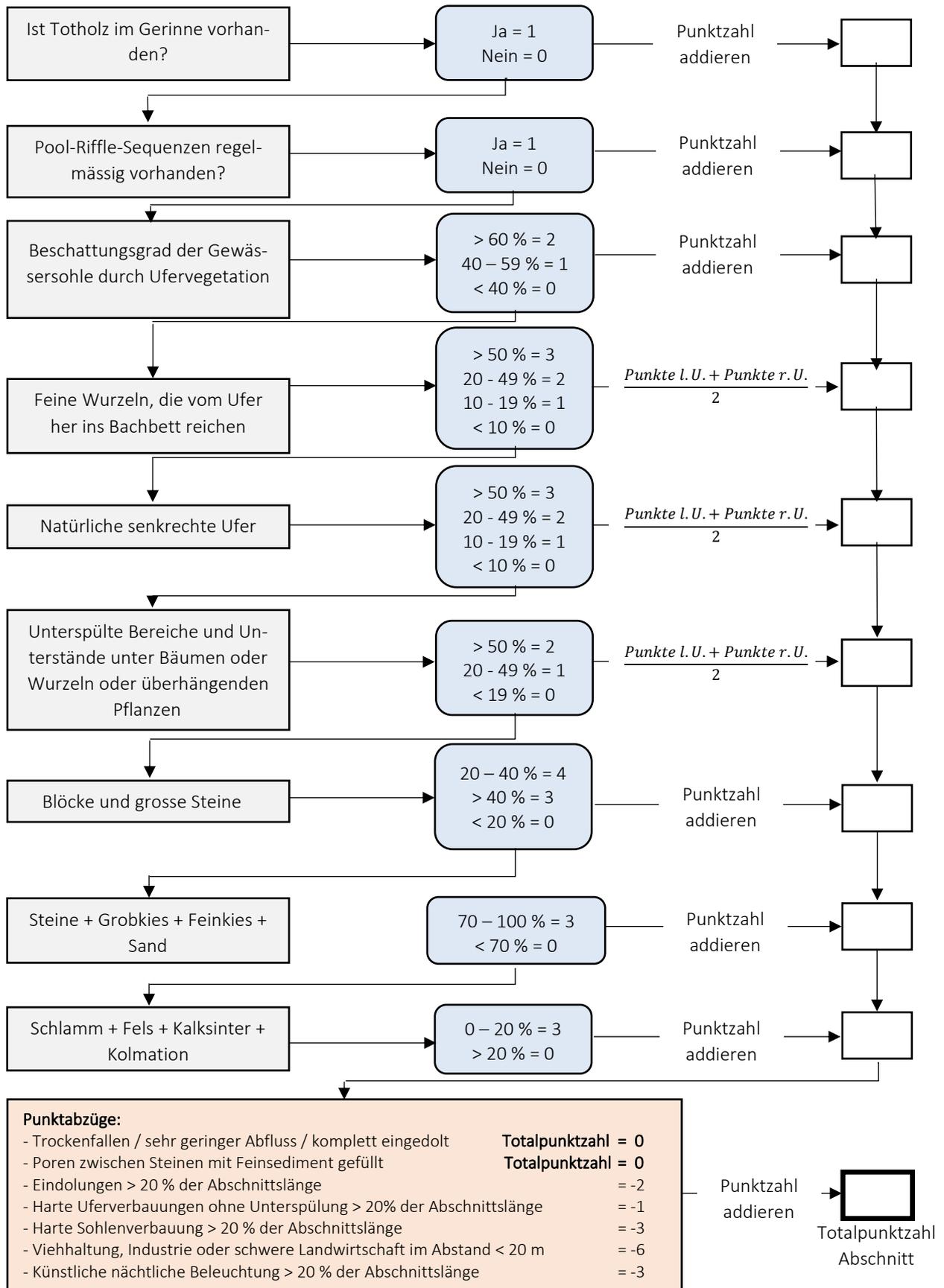
2.2 Chemisch-physikalische Parameter (V. Appenzeller, 2022, ergänzt)



2.3 Störungswahrscheinlichkeit (V. Appenzeller, 2022, ergänzt)



2.4 Morphologische Kriterien (V. Appenzeller, 2022 nach Babbi et al., 2009)



Bewertung der Resultate:

Punktezahl	Eignung
32 – 40	Sehr gut
23 – 31.5	Gut
15 – 22.5	Mässig
0 – 14.5	Ungeeignet

Anhang B

Aufnahmeprotokoll – Gewässerbewertung für Flusskrebse

Ort / Gemeinde:		Gewässername:	
Datum:	Bearbeiter:		Abschnitt:
Koordinaten Abschnittstart:		Koordinaten Abschnittende:	

Bioindikatorische Kriterien

Forellenbestand: <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Köcher-, Eintags- oder Steinfliegenlarven: <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	
---	---	--

Chemisch-physikalische Parameter

pH-Wert:	Sommerliche Durchschnittstemperatur (in °C):
Durchschnittliche Fließgeschwindigkeit (in m/s):	

Störungswahrscheinlichkeit

Distanz zu grösserem und nächtlich befahrenem Verkehrsweg (in km):	
Künstliche nächtliche Beleuchtung (in % der Abschnittslänge):	

Morphologische Kriterien

Totholz im Gerinne: <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	Regelmässige Pool-Riffle-Sequenzen: <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	
Beschattungsgrad der Gewässersohle durch Ufervegetation (in % der Abschnittslänge):		
Feine Wurzeln, welche vom Ufer ins Bachbett reichen (in % der Abschnittslänge)		
Natürliche senkrechte Ufer (in % der Abschnittslänge)		
Unterspülte Bereiche, Unterstände unter Bäumen, Wurzeln oder überhängenden Pflanzen (in % der Abschnittslänge)		
Blöcke und grosse Steine (in %):	Steine, Grobkies, Feinkies & Sand (in %):	
Schlamm, Feinsediment, Fels, Kalksinter & Kolmation (in %):		

Sonstiges

Trockenfallen oder sehr geringer Abfluss:	Eindolungen (in % der Abschnittslänge):
Harte Uferverbauungen ohne Unterspülung (in % der Abschnittslänge)	
Harte Sohlenverbauung (in % der Abschnittslänge):	
Existieren untenstehende Nutzungen im Abstand < 20m zum Gewässer?	

Anhang C

Verwendetes Material für die nächtlichen Begehungen:

10. Desinfektionsmittel Virkon S
11. Tablet mit Karte des Sihlwaldes
12. Mobiltelefon
13. Die App swisstopo
14. Kompass
15. Zwei starke Taucherlampen
16. Ersatztaschenlampe