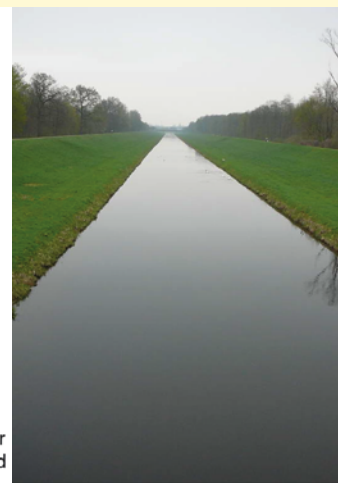
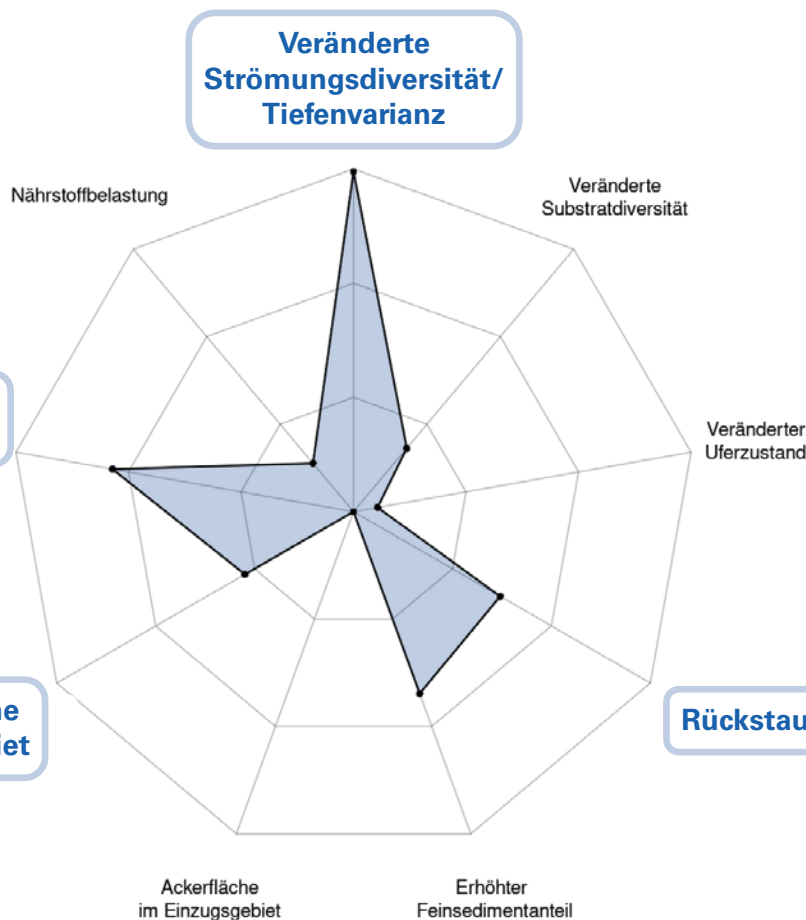





Thermische Belastung



Siedlungsfläche im Einzugsgebiet




Handbuch

 zur Anwendung von Diagnosetools für die Identifikation ursächlicher Belastungen auf der Basis des Makrozoobenthos im Rahmen der Fließgewässerbewertung nach WRRL



Handbuch

 zur Anwendung von Diagnosetools für die Identifikation ursächlicher Belastungen
auf der Basis des Makrozoobenthos im Rahmen der Fließgewässerbewertung nach WRRL

HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, www.lubw.de
BEARBEITUNG	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, www.lubw.de PD Dr. Christian Feld, Dr. Kathrin Januschke, Katharina Rettig (M. Sc.)
REDAKTION	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Referat 41 – Fließgewässerökologie
BEZUG	https://pd.lubw.de/10250
STAND	September 2021
SATZ UND BARRIEREFREIHEIT	Satzweiss.com Print Web Software GmbH Mainzer Straße 116, 66121 Saarbrücken
AUFLAGE	1. Auflage
TITELBILD	Radarplot und Beispielfotos für Belastungen; Bild: LUBW, Hackbarth
ABBILDUNGSNACHWEIS	siehe Abbildungsverzeichnis
ZITIERVORSCHLAG	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg., 2022): Handbuch: Diagnosetools für die Identifikation ursächlicher Belastungen, 1. Auflage, Karlsruhe

Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

1	EINFÜHRUNG	8
1.1	Ziele der Diagnose	8
1.2	Hintergrund der Diagnose	8
1.3	Grenzen der ökologischen Diagnose	9
1.4	Handbuch	10
2	DIAGNOSE MIT INTERAKTIVEN ONLINE-ANWENDUNGEN	11
2.1	Genereller Aufbau der Diagnosetools	11
2.2	Technische Umsetzung der Diagnosetools	12
2.3	Diagnosetool für Mittelgebirgsbäche	14
2.4	Diagnosetool für Mittelgebirgsflüsse	14
2.5	Diagnosetool für Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes	15
3	ANWENDUNG DER DIAGNOSETOOLS	16
3.1	Vorbereitung	16
3.2	Eingabeseite	17
3.3	Ausgabeseite	18
3.3.1	Grafische Ausgabe	18
3.3.2	Tabellarische Ausgabe	19
3.3.3	Downloadbereich	19
4	INTERPRETATION DER DIAGNOSEERGEBNISSE	20
4.1	Ermittlung wahrscheinlich ursächlicher Belastungen	20
4.2	Hierarchische Einordnung von Belastungen	20
4.3	Unsicherheiten bei der Diagnose wahrscheinlicher Belastungen	21
5	TEXTLICHE INTERPRETATIONSHILFEN	22
5.1	Veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz (MGB, MGF, BFA)	23
5.1.1	Was ist Strömungsdiversität?	23
5.1.2	Wie wirkt eine veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz auf die Biokomponenten?	23
5.1.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	23
5.1.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz?	23
5.1.5	Literatur	24
5.2	Rückstau (MGF)	24
5.2.1	Was bedeutet ein Rückstau von Fließgewässern?	24
5.2.2	Wie wirkt ein Rückstau auf die Biokomponenten?	24
5.2.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	24
5.2.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Rückstau?	25
5.2.5	Literatur	25
5.3	Veränderte Breitenvarianz (MGB)	25
5.3.1	Was ist die Breitenvarianz?	25
5.3.2	Wie wirkt eine veränderte Breitenvarianz auf die Biokomponenten?	25
5.3.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	26
5.3.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer veränderten Breitenvarianz?	26
5.3.5	Literatur	26
5.4	Veränderter Uferzustand (MGB, MGF)	26
5.4.1	Was kennzeichnet einen veränderten Uferzustand?	26

5.4.2	Wie wirkt ein veränderter Uferzustand auf die Biokomponenten?	26
5.4.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	27
5.4.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose eines veränderten Uferzustands?	27
5.4.5	Literatur	27
5.5	Veränderter Uferbewuchs (BFA)	27
5.5.1	Was bedeutet ein veränderter Uferbewuchs von Fließgewässern?	27
5.5.2	Wie wirkt ein veränderter Uferbewuchs auf die Biokomponenten?	28
5.5.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	28
5.5.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose eines veränderten Uferbewuchses?	28
5.5.5	Literatur	28
5.6	Veränderte Substratdiversität (MGB, MGF, BFA)	29
5.6.1	Was kennzeichnet eine veränderte Substratdiversität?	29
5.6.2	Wie wirkt eine natürliche Substratdiversität auf die Biokomponenten?	29
5.6.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	29
5.6.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer veränderten Substratdiversität?	30
5.6.5	Literatur	30
5.7	Erhöhter Feinsedimentanteil (MGB, MGF, BFA)	30
5.7.1	Was bedeutet ein erhöhter Feinsedimentanteil?	30
5.7.2	Wie wirkt ein erhöhter Feinsedimentanteil auf die Biokomponenten?	31
5.7.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	31
5.7.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose eines veränderten Feinsedimentanteils?	31
5.7.5	Literatur	32
5.8	Ackerfläche im Einzugsgebiet (MGB, MGF, BFA)	32
5.8.1	Wofür steht die Ackerfläche im Einzugsgebiet von Fließgewässern?	32
5.8.2	Wie wirkt ein hoher Ackeranteil im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?	32
5.8.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	32
5.8.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Ackernutzung im Einzugsgebiet?	33
5.8.5	Literatur	33
5.9	Siedlungsfläche im Einzugsgebiet (MGB, MGF, BFA)	33
5.9.1	Wofür steht die Siedlungsfläche im Einzugsgebiet von Fließgewässern?	33
5.9.2	Wie wirken Siedlungsflächen im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?	34
5.9.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	34
5.9.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Siedlungsflächen im Einzugsgebiet?	35
5.9.5	Literatur	35
5.10	Intensive Grünlandnutzung im Einzugsgebiet (BFA)	35
5.10.1	Was bedeutet eine intensive Grünlandnutzung im Einzugsgebiet von Fließgewässern?	35
5.10.2	Wie wirkt intensive Grünlandnutzung im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?	35
5.10.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	36
5.10.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Grünlandnutzung im Einzugsgebiet?	36
5.10.5	Literatur	37
5.11	Sonderkulturen im Einzugsgebiet (MGB, BFA)	37
5.11.1	Wofür stehen Sonderkulturen im Einzugsgebiet von Fließgewässern?	37
5.11.2	Wie wirken Sonderkulturen im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?	37
5.11.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	38
5.11.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Sonderkulturen im Einzugsgebiet?	38
5.11.5	Literatur	38

5.12	Thermische Belastung (MGB, MGF, BFA)	38
5.12.1	Was bedeutet eine thermische Belastung von Fließgewässern?	38
5.12.2	Wie wirkt eine thermische Belastung auf die Biokomponenten?	39
5.12.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	39
5.12.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer thermischen Belastung?	39
5.12.5	Literatur	39
5.13	Nährstoffbelastung (MGB, MGF, BFA)	40
5.13.1	Was bedeutet eine Nährstoffbelastung von Fließgewässern?	40
5.13.2	Wie wirkt eine Nährstoffbelastung auf die Biokomponenten?	40
5.13.3	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	41
5.13.4	Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer Nährstoffbelastung?	41
5.13.5	Literatur	41
6	FALLBEISPIELE	43
6.1	Mittelgebirgsbäche: Kander (LAWA-Typ 5.1)	43
6.2	Mittelgebirgsflüsse: Nagold (LAWA-Typ 9)	44
6.3	Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes: Rotach (LAWA-Typ 3.2)	46
7	ABBILDUNGEN UND TABELLEN	49
7.1	Abbildungen	49
7.2	Tabellen	50
8	LITERATUR UND QUELLEN	51

1 Einführung

1.1 Ziele der Diagnose

Diagnose ist die Suche nach Ursachen. In der medizinischen Diagnose ist das die Suche nach den Ursachen einer Erkrankung. In der ökologischen Diagnose, beispielsweise von Fließgewässern, ist das die Suche nach den Ursachen der Degradation des ökologischen Zustands. Die Diagnose hat dabei in der Regel zwei Ziele:

1. Es sollen alle Ursachen einer ökologischen Degradation erkannt werden.
2. Die Ursachen sollen entsprechend ihres Einflusses hierarchisch geordnet werden.

Übertragen auf das Fließgewässermanagement im Sinne der EG-WRRL können die Ursachen mit Belastungen (engl.: *pressures*) gleichgesetzt werden. Diese Belastungen umfassen unter anderem schädliche Einflüsse aus der Landnutzung (z. B. Nährstoffe, Pestizide, Feinsedimente), hydro-morphologische Überformungen der Gewässer (z. B. Begradigung, Stauhaltung, Sohlverbau) und Beeinträchtigungen der Wasserqualität (z. B. Erwärmung, organische Belastung).

Die Belastungen treten meistens gemeinsam auf, zum Beispiel dann, wenn ein Gewässer in der Agrarlandschaft mit Stickstoff belastet ist und gleichzeitig keine naturgemäße Ufervegetation aufweist. In der Folge wird das Pflanzenwachstum im Gewässer durch Nährstoffe und Licht gefördert. Zudem erwärmt sich das Wasser im Sommer stärker und schneller, was sich zusammen mit dem Pflanzenwachstum dann negativ auf die Sauerstoffversorgung auswirken kann, vor allem nachts und zum Ende der Vegetationsperiode, wenn viel Sauerstoff beim Abbau der pflanzlichen Biomasse verbraucht wird.

Neben der gleichzeitigen Wirkung mehrerer Belastungen spielt aber auch deren Zusammenwirken (Interaktion) eine wichtige Rolle bei der Suche nach Ursachen. Wenn mehrere Belastungen zusammen stärker wirken als individuell, spricht man von einer synergistischen Interaktion. Ein gut dokumentiertes Beispiel ist die Interaktion einer Nährstoffbelastung bei gleichzeitiger Erwärmung, wodurch die Primärproduktion deutlich stärker gefördert wird, als es bei individueller Belastung der Fall wäre [BIRK et al. 2020]. Belastungen können sich aber auch gegenseitig abschwächen.

Man spricht dann von einer antagonistischen Interaktion. Ein Beispiel ist das Zusammenwirken von organischer Verschmutzung bei gleichzeitiger Begradigung eines Fließgewässerabschnittes. Die Verschmutzung führt zu einem Sauerstoffdefizit, welches infolge der Begradigung durch einen erhöhten Eintrag von Luftsauerstoff kompensiert werden kann [BIRK et al. 2020].

Bei der Suche nach den Ursachen einer ökologischen Degradation geht es also darum, die zwei o. g. Ziele zu erreichen, d. h. Belastungen zu identifizieren und Belastungen hierarchisch einzuordnen. Werden diese Ziele erreicht, können Maßnahmenpläne auf die individuelle Belastungssituation in einem betroffenen Gewässerabschnitt zugeschnitten werden. Sowohl die Art der notwendigen Maßnahmen als auch deren Reihenfolge kann dann festgelegt werden.

1.2 Hintergrund der Diagnose

Hintergrund der Diagnose ist die Nutzung von Symptomen. In der medizinischen Diagnose sind das die Merkmale, mit denen ein menschlicher Körper auf eine Erkrankung reagiert. Eine Erkältung kann zum Beispiel die Körpertemperatur ansteigen lassen (Fieber), den Herzschlag beschleunigen (Puls), den Kreislauf verändern (Blutdruck) oder zur Ausscheidung bestimmter Substanzen führen (Urinprobe). Allgemeine Symptome wie Fieber können dabei viele Ursachen haben, während die vermehrte Ausscheidung bestimmter Stoffe im Urin bereits auf eine bestimmte mögliche Ursache hindeuten kann. Bei der medizinischen Diagnose kommt es daher vor allem darauf an, die Symptome einer Erkrankung nicht nur zu erkennen, sondern sie bezüglich ihrer Stärke und ihres Zusammenspiels einer oder mehrerer möglicher Krankheiten (Ursachen) zuordnen zu können.

Übertragen auf die ökologische Diagnose von Fließgewässern bedeutet das, dass man die Auswirkungen verschiedener Belastungen in einem Gewässerabschnitt auf die Biologie (Symptome) erkennen und aufgrund des individuellen Zusammenspiels der Symptome zu einer oder mehreren möglichen Belastung(en) zuordnen muss. Als Symptome dienen dabei die zahlreichen biologischen Metrics, wie sie zur Fließgewässerbewertung auf Basis von Ma-

krozoobenthos-Taxalisten berechnet und bewertet werden [MEIER et al. 2006], [PERLODES Online¹].

Je nach Art einer Belastung sind unterschiedliche Reaktionen der Artengemeinschaften sowie ihrer ökologischen Eigenschaften möglich. Die Belastung eines Fließgewässerabschnittes mit Feinsediment kann beispielsweise zum Verlust vieler sensitiver Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten führen. Weitaus spezifischer wird aber der Anteil von Arten bzw. Individuen mit einer Präferenz für sandige Substrate (Psammalbesiedler) auf eine Belastung durch Feinsedimente reagieren. Ihr Anteil wird wahrscheinlich steigen. Werden zudem Steine und ihr Aufwuchs aus Algen vom Feinsediment überdeckt, sind zusätzlich negative Auswirkungen sowohl auf die Steinbesiedler als auch auf die Weidegänger wahrscheinlich; letztere umfassen eine ökologische Gruppe, die sich überwiegend vom Algenaufwuchs ernährt.

Bei der ökologischen Diagnose von Fließgewässern kommt es daher vor allem darauf an, die Symptome (Metrics) der potenziell vorliegenden bzw. wirksamen Belastungen nicht nur zu kennen, sondern sie auch hinsichtlich ihrer Stärke und ihres Zusammenspiels den potenziellen Belastungen zuzuordnen. Am Ende der Diagnose steht dann eine hierarchische Einordnung der möglichen Belastungen entsprechend ihrer Wahrscheinlichkeit, mit der sie ursächlich für eine beobachtete ökologische Degradation sind.

Hinweis:

Die Diagnose ermittelt die Wahrscheinlichkeit, mit der Belastungen ursächlich für eine beobachtete ökologische Degradation sind und ermöglicht somit die hierarchische Einordnung von Belastungen. Die Diagnose markiert nicht den Endpunkt der Suche nach den Belastungsursachen, sondern dient der anfänglichen Eingrenzung möglicher Belastungen. Die Diagnose unterstützt damit Entscheidungen, soll und kann sie aber nicht treffen.

1.3 Grenzen der ökologischen Diagnose

Die Diagnose multipler Belastungen über biologische Metrics wird dadurch erschwert, dass die individuelle

Reaktion der Metrics nicht spezifisch für bestimmte Belastungen erfolgt, sondern die Metrics meist in ähnlicher Weise auf ganz unterschiedliche Belastungen reagieren [LEMM et al. 2017]. Der Anteil Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (kurz: % EPT-Taxa) beispielsweise sinkt gleichermaßen bei hydrologischen Veränderungen (z. B. Aufstau), strukturellen Überformungen (z. B. Sohlverbau), Einflüssen aus der Landnutzung (z. B. Feinsediment) und Erwärmung (aufgrund fehlender Beschattung). Im Zusammenspiel mit weiteren Metrics wird es zwar möglich, die potenzielle Belastung durch Erwärmung (Metric: KLIWA-MZB) oder strukturelle Überformung (Faunaindex) als potenzielle Ursachen weiter einzugrenzen. Allerdings ist eine solche Eingrenzung durch Ein- oder Ausschluss bestimmter Belastungen nicht in allen Fällen möglich.

Bei der nachfolgend beschriebenen Diagnose von Fließgewässerabschnitten über biologische Metrics ist daher zu beachten, dass es sich beim Ergebnis um Wahrscheinlichkeiten handelt. Die Berechnung der Wahrscheinlichkeit unterliegt dabei einer Unsicherheit, die in der Stärke bzw. Schwäche der Beziehung zwischen Belastungen und Metrics begründet liegt. Wahrscheinliche Belastungen sollten mit zusätzlichen Diagnoseschritten verifiziert werden, beispielsweise mit der Sichtung relevanter Belastungsdaten. Weniger wahrscheinliche oder unwahrscheinliche Belastungen sind zwar von untergeordnetem Interesse, können aber in gleicher Weise verifiziert werden (sofern geeignete Daten vorliegen), um die Unsicherheit der Diagnose zu verringern.

Im Rahmen eines Praxistests hat sich gezeigt, dass die Unsicherheit der Diagnose je nach Belastung deutlichen Schwankungen unterliegt. Dennoch konnten für eine Reihe von Belastungen gut nachvollziehbare Diagnoseergebnisse erzielt werden (vgl. [FELD et al. 2021]). Die Unsicherheiten können in Zukunft u. a. auch dadurch verringert werden, dass neben den benthischen Wirbellosen weitere Biokomponenten berücksichtigt werden. Die stärkere Einbeziehung von pflanzlichen Biokomponenten wird die Diagnose von Nährstoff- und Pestizidbelastungen verbessern, während die Integration der Fische vor allem im Hinblick auf die Diagnose von Belastungen der Hydro-

¹ https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/files/downloads/perlodes/PerlodesOnline_Dokumentation_Teil_III_Beschreibung_Indizes.pdf

morphologie (z. B. fehlende Laichsubstrate und Durchgängigkeit, Stauhaltung) hilfreich wäre.

1.4 Handbuch

Zur Unterstützung der Diagnose von Belastungen in Fließgewässern wurden im Rahmen des Projektes „Entwicklung von Diagnosetools für die Identifikation ursächlicher Belastungen auf Basis des Makrozoobenthos im Rahmen der Fließgewässerbewertung nach EG-WRRL“ interaktive Online-Anwendungen entwickelt. Je ein Diagnosetool wurde für die drei Fließgewässertypgruppen Mittelgebirgsbäche (MGB), Mittelgebirgsflüsse (MGF) sowie Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes (BFA) entwickelt.

Ziel dieses Handbuches ist es, die Anwendung der Diagnosetools sowie die Interpretation der Diagnoseergebnisse zu unterstützen. Die technischen und ökologischen Hintergründe der Diagnose werden dabei nur am Rande und auch nur dort beschrieben, wo es zum Verständnis der Anwendung und zur Ergebnisinterpretation unmit-

telbar beiträgt. Die detaillierte Beschreibung der Diagnosetools sowie der einzelnen Entwicklungsschritte erfolgte im Abschlussbericht zum gleichnamigen Projekt [FELD et al. 2021²]. Die Beschreibung der verwendeten Datenbasis erfolgte überwiegend im Abschlussbericht zum Vorläuferprojekt [JANUSCHKE et al. 2018].

Links und QR-Codes zu den Diagnosetools:



<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/diagnosetool-makrozoobenthos>

www.mzb-diagnosetool.lubw.baden-wuerttemberg.de

² Der Abschlussbericht zum Projekt „Entwicklung von Diagnosetools für die Identifikation ursächlicher Belastungen auf der Basis des Makrozoobenthos im Rahmen der Fließgewässerbewertung nach WRRL“ kann über die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), Referat 41 – Fließgewässerökologie, Semmler-Elpers (E-Mail: Renate.Semmler-Elpers@lubw.bwl.de) bezogen werden.

2 Diagnose mit interaktiven Online-Anwendungen

2.1 Genereller Aufbau der Diagnosetools

Den Kern der Diagnosetools bilden probabilistische mathematische Modelle, die Ursachen und Wirkungen bzw. biologische Symptome miteinander vernetzen. Die probabilistischen Modelle wurden in Form sogenannter Bayesischer Netzwerke entwickelt, die es ermöglichen, die Wahrscheinlichkeit bestimmter Zustände abhängig von den Zuständen anderer Variablen zu berechnen. Konkret geht es dabei um die Berechnung der Wahrscheinlichkeiten bestimmter Ursachen einer ökologischen Degradation in Abhängigkeit von den Zuständen der biologischen Metrics (Symptome). Die „Währung“ der Diagnosemodelle besteht entsprechend aus abhängigen Wahrscheinlichkeiten, mit denen die vernetzten Variablen im zugrundeliegenden Netzwerk parametrisiert werden. Die Ermittlung und Festlegung dieser abhängigen Wahrscheinlichkeiten wird im Abschnitt 4.1 des Abschlussberichtes zum Projekt beschrieben [FELD et al. 2021].

Die Diagnosetools stellen die grafische Benutzeroberfläche (engl.: *graphical user interface*, GUI) dar, die es erlaubt, einerseits die Zustände von Variablen im jeweiligen Diagnosemodell interaktiv auszuwählen und andererseits die

Ergebnisse der abhängigen Wahrscheinlichkeiten in grafischer und tabellarischer Form auszugeben. Konkret heißt das, dass die Diagnosetools die Wahrscheinlichkeiten von Degradationsursachen in Abhängigkeit der ausgewählten Zustände der Diagnosemetrics ermitteln. Die ausgewählten Metriczustände entsprechen den Zuständen des zu diagnostizierenden Fließgewässerabschnittes. Zusätzlich zu den Ergebnissen der Modellberechnungen sind textliche Informationen zu den einzelnen Belastungen verfügbar, die bei der Interpretation der Ergebnisse hilfreich sein können.

Die in den Diagnosetools berücksichtigten Belastungen wurden jeweils anhand ihrer Beziehung zu den Diagnosemetrics ausgewählt. Sie decken sowohl physikalisch-chemische (stoffliche) Belastungen als auch hydromorphologische Überformungen sowie Belastungen durch unterschiedliche Landnutzungen im Einzugsgebiet ab. Die Integration weiterer Belastungen ist künftig grundsätzlich möglich, sollte aber durch entsprechende Datenauswertungen und/oder Einschätzungen der Expert:innen unterstützt werden. Insbesondere die Integration von Diagnosemetrics auf Basis weiterer Biokomponenten (Makrophyten,

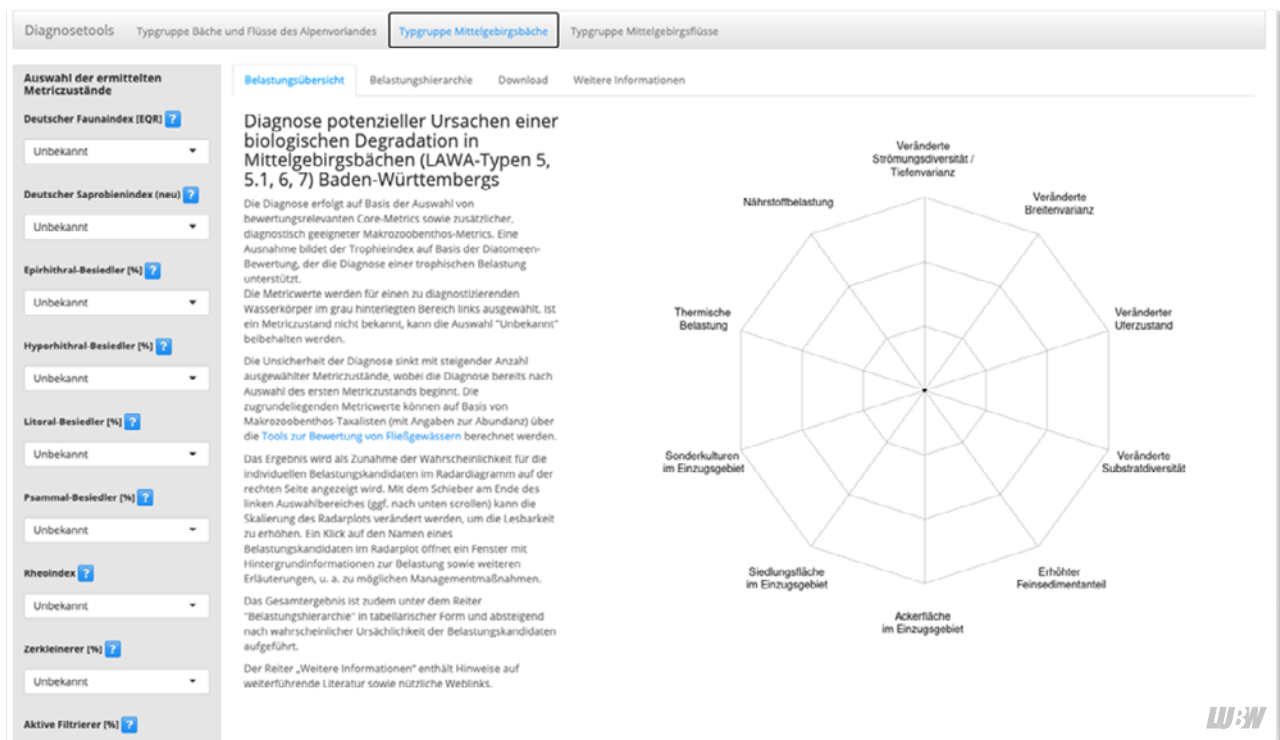


Abbildung 2.1: Screenshot des Diagnosetools für Mittelgebirgsbäche mit Wahl der grafischen Ausgabe der Ergebnisse. Abgebildet ist die Standardansicht beim Aufrufen der Website.

benthische Algen, Fische) kann die Diagnose stofflicher Belastungen sowie von Belastungen im Längskontinuum der Fließgewässer (Durchgängigkeit) weiter verbessern.

Der generelle Aufbau der Diagnosetools ist in Abbildung 2.1 am Beispiel der Mittelgebirgsbäche dargestellt. Der Eingabebereich ist im linken Bereich optisch abgetrennt und führt die Diagnosemetrics auf. Es werden sowohl gemäß PERLODES [MEIER et al. 2006] für die Bewertung relevante Metrics als auch weitere diagnostisch geeignete Metrics auf Basis von Artenlisten zu benthischen Wirbellosen zur Auswahl gestellt. Zudem ist mit dem Diatomeen-Trophieindex ein weiterer Metric aufgeführt, der Bestandteil des Bewertungssystems Phylib [SCHAUMBURG et al. 2004, 2012] ist und der die Diagnose einer Nährstoffbelastung verbessert. Die Diagnose beginnt bereits mit der Auswahl eines Metriczustands, wird aber verlässlicher, je mehr Metriczustände ausgewählt werden.

Der Radarplot im rechten Bereich der Diagnosetools markiert den grafischen Ausgabebereich. Dort werden zusammenfassend alle Zunahmen der abhängigen Wahrscheinlichkeiten für die Belastungen dargestellt. Je höher der Anstieg der Wahrscheinlichkeit einer Belastung ist, desto wahrscheinlicher ist sie ursächlich für die ökologische Degradation auf Basis der ausgewählten Metriczustände. Ab-

bildung 2.2 und Abbildung 2.3 zeigen ein Diagnosebeispiel für einen fiktiven Mittelgebirgsbach.

Zu erkennen ist ein deutlicher Anstieg der Wahrscheinlichkeiten bei vier Belastungen: veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz, veränderte Substratdiversität, Ackerfläche im Einzugsgebiet und Nährstoffbelastung. Diese Belastungen sind demnach auf Basis der gewählten Metriczustände wahrscheinlicher ursächlich als die übrigen Belastungen.

Anhand der hierarchischen Anordnung der Belastungen in der tabellarischen Ausgabe (Abbildung 2.3) wird deutlich, dass die Unterschiede der Wahrscheinlichkeiten zumindest unter den ersten vier Belastungen nicht sehr groß sind. Auf die damit verbundenen Unsicherheiten bei der hierarchischen Einordnung der Ergebnisse wird weiter unten in Abschnitt 4.3 detailliert eingegangen.

2.2 Technische Umsetzung der Diagnosetools

Das interaktive Diagnosetool ist eine grafische Nutzeroberfläche, die als Web-Applikation umgesetzt wurde. Die Applikation (engl.: *App*) kann mit einem Web-Browser (z. B. Firefox, Google Chrome) und dem entsprechenden Link zum Diagnosetool aufgerufen und genutzt werden.

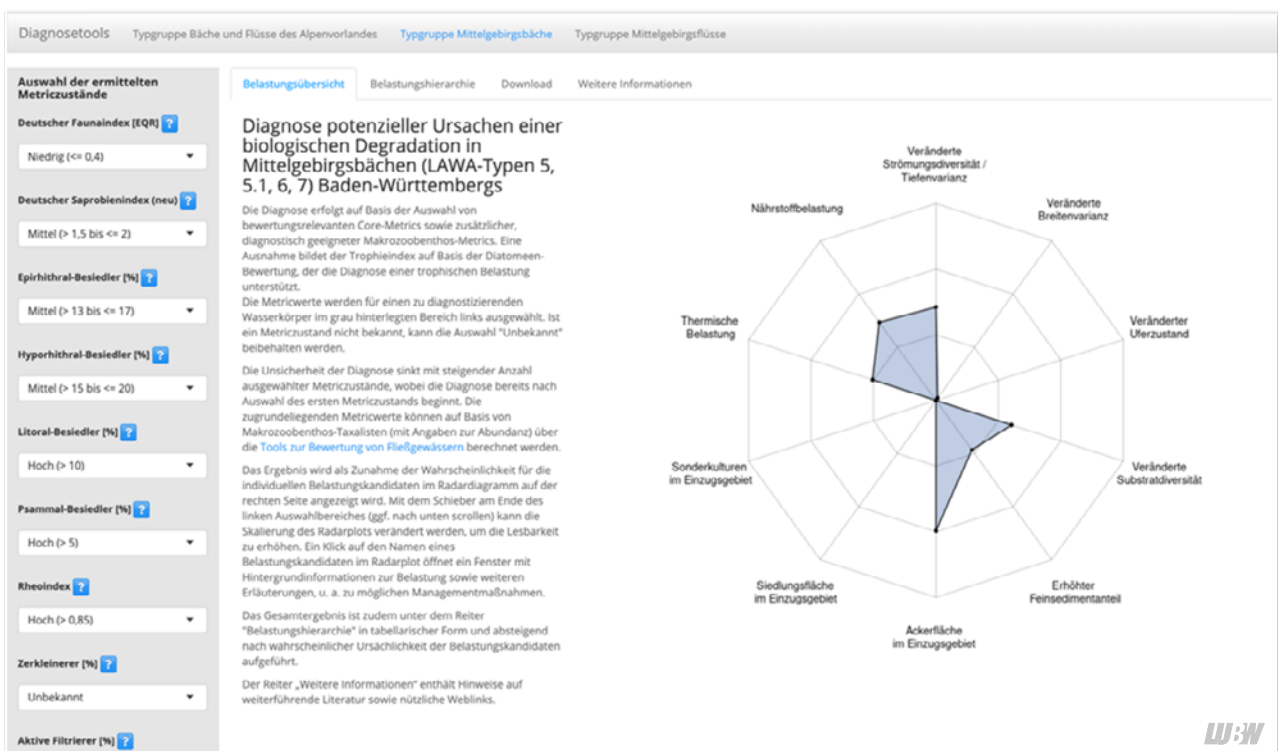


Abbildung 2.2: Screenshot des grafischen Diagnoseergebnisses für einen fiktiven Mittelgebirgsbach.

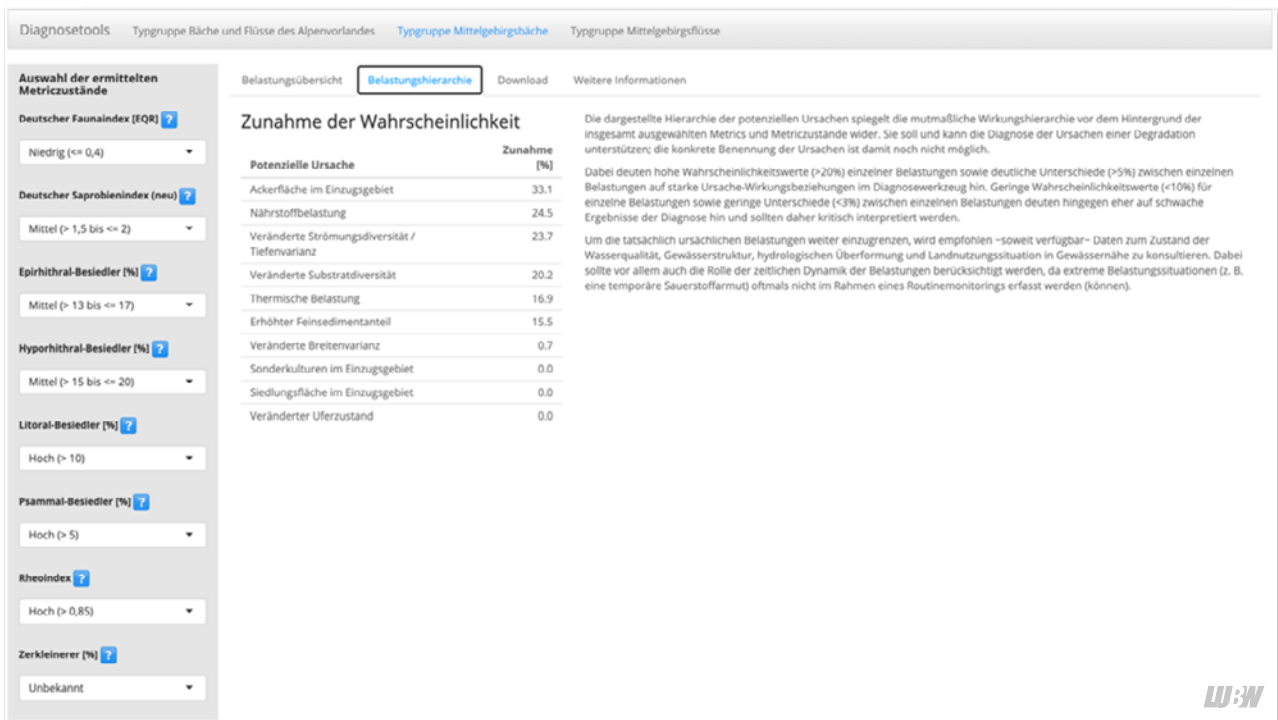


Abbildung 2.3: Screenshot des tabellarischen Diagnoseergebnisses für einen fiktiven Mittelgebirgsbach.

Die den Diagnosemodellen zugrundeliegenden Bayesischen Netzwerke wurden mit der Software GeNie v.3.0¹ erstellt und als .net-Datei exportiert (vgl. Abbildung 2.4). Die .net-Datei enthält alle Variablen mit ihren Zustandsklassen, einschließlich der abhängigen Wahrscheinlichkeiten, die zur Berechnung für die Diagnose notwendig sind.

Die interaktive Schnittstelle zwischen den Bayesischen Diagnosemodellen und den Web-Applikationen wird über die Software R [R CORE TEAM 2020] und RStudio² implementiert. Die Schnittstelle wurde in der Programmiersprache R geschrieben. Zunächst wird die .net-Datei in R importiert, sodass die mathematischen Modellberechnungen über R ausgeführt werden können. Die interaktiven Web-Apps wurden über Shiny [CHANG et al. 2019] programmiert und bilden die grafische Nutzeroberfläche zu den Diagnosemodellen. Die Shiny Web Apps stellen somit das technische Gerüst zur Verfügung, um die Ein- und Ausgabebereiche der Diagnosewerkzeuge zu programmieren, die Diagnoseergebnisse an die Ausgabe zu übergeben und weitere Informationen (z. B. textliche und visuelle Erläuterungen, Interpretationshilfen und weitere nützliche Web-links) bei Bedarf anzuzeigen.

Da R und Shiny Open-Source-Produkte sind, ist die Nutzung dieser Produkte kostenlos.

Um die R-Skripte auch im Hinblick auf künftige Überarbeitungen und Erweiterungen universell zu gestalten, wurden Variablennamen, Variablenzustände und Schwellenwerte vom eigentlichen Programmcode getrennt abgelegt und in Form einfacher Tabellen (.csv-Format, vgl. Abbildung 2.4) gespeichert. Jede Shiny Web-App greift dafür auf drei Tabellen zu:

- general_diagnosis.csv
- input_diagnosis.csv
- output_diagnosis.csv

Die Tabelle „general_diagnosis.csv“ enthält z. B. Zuordnungen von Überschriften und Standardwerten, um den Bereich der Wahrscheinlichkeiten in den Web Apps anzuzeigen.

Die Vorgabewerte können vom/von der Anwender:in interaktiv mit einem Schieberegler verändert werden.

1 GeNie: <https://www.bayesfusion.com/genie/>.

2 RStudio: <https://rstudio.com/products/rstudio/>.

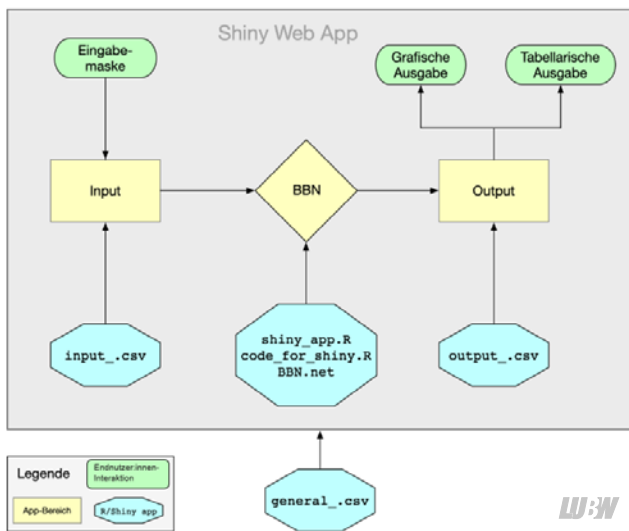


Abbildung 2.4: Funktionales Design der Web Applikation: Verknüpfung zwischen App-Bereichen, Endbenutzer:innen-Interaktion und zugehörigen R/Shiny-Codes bzw. Spezifikationen.

Die Tabelle „input_diagnosis.csv“ definiert die Variablennamen und Zustandsklassen, wie sie im Eingabebereich der Web-Apps angezeigt werden und ordnet alle Variablen und Zustände ihren Entsprechungen im zugrundeliegenden Bayesischen Netzwerk (.net-Datei) zu. Die input-Tabelle definiert auch den Text, der angezeigt wird, wenn der/die Anwender:in den Mauszeiger über den Hilfebereich der Eingabevariablen bewegt (?).

Die Tabelle „output_diagnosis.csv“ enthält ähnliche Informationen über Variablennamen bzw. Codes und Zustände für den Ausgabebereich der Web-Apps. Diese Tabelle enthält zudem die Festlegung derjenigen Belastungszustände (z. B. gering, mittel, hoch), die letztlich als Zunahme der Wahrscheinlichkeit in der grafischen und numerischen Ausgabe angezeigt werden.

2.3 Diagnosetool für Mittelgebirgsbäche

Für die Diagnose von insgesamt zehn Belastungen in, an und im Einzugsgebiet von Mittelgebirgsbächen (MGB) stehen bis zu 15 biologische Metrics zur Verfügung (Tabelle 2.1). Die Eignung der Diagnosemetrics wurde mit einem umfangreichen Datensatz (416 Messstellen) des WRRL-Landesmonitorings Baden-Württemberg überprüft und im Rahmen zweier Workshops mit Gewässerexpert:innen bestätigt.

Die Eignung des Diagnosetools wurde im Rahmen eines Praxistests anhand von Daten zu 83 Gewässerabschnitten in Mittelgebirgsbächen überprüft. Zu den Unsicherheiten bei der Diagnose einzelner Belastungen siehe Abschnitt 4.3.

Tabelle 2.1: Übersicht der 15 Diagnosemetrics und 10 diagnostizierten Belastungen im Diagnosetool für Mittelgebirgsbäche.

Diagnosemetric (Eingabe)	Belastung (Ausgabe)
Deutscher Saprobienindex (neu)	Veränderte Strömungsdiversität/ Tiefenvarianz
Deutscher Faunaindex [EQR]	Veränderte Breitenvarianz
Epirhithral-Besiedler [%]	Veränderte Substratdiversität
Hyporhithral-Besiedler [%]	Veränderter Uferzustand
Litoral-Besiedler [%]	Erhöhter Feinsedimentanteil
Rheoindex	Ackerfläche im Einzugsgebiet
Psammal-Besiedler [%]	Siedlungsfläche im Einzugsgebiet
Zerkleinerer [%]	Sonderkulturen im Einzugsgebiet
Aktive Filtrierer [%]	Nährstoffbelastung
SPEAR (Pestizide)	Thermische Belastung
KLIWA-Index MZB	
EPTCBO [# Taxa]	
Trichoptera-Taxa [%]	
[%] EPT (HK)	
Trophieindex	

U:W

2.4 Diagnosetool für Mittelgebirgsflüsse

Für die Diagnose von insgesamt neun Belastungen in, an und im Einzugsgebiet von Mittelgebirgsflüssen (MGF) stehen bis zu 13 biologische Metrics zur Verfügung (Tabelle 2.2). Die Eignung der Diagnosemetrics wurde mit einem umfangreichen Datensatz (246 Messstellen) des WRRL-Landesmonitorings Baden-Württemberg überprüft und im Rahmen zweier Workshops mit Gewässerexpert:innen bestätigt.

Die Eignung des Diagnosetools wurde im Rahmen eines Praxistests anhand von Daten zu 26 Gewässerabschnitten

Tabelle 2.2: Übersicht der 13 Diagnosemetrics und 9 diagnostizierten Belastungen im Diagnosetool für Mittelgebirgsflüsse.

Diagnosemetric (Eingabe)	Belastung (Ausgabe)
Deutscher Saprobienindex (neu)	Rückstau
Deutscher Faunaindex [EQR]	Veränderte Strömungsdiversität/ Tiefenvarianz
Epirhithral-Besiedler [%]	Veränderte Substratdiversität
Metarhithral-Besiedler [%]	Veränderter Uferzustand
Litoral-Besiedler [%]	Erhöhter Feinsedimentanteil
Rheoindex	Ackerfläche im Einzugsgebiet
Psammal-Besiedler	Siedlungsfläche im Einzugsgebiet
KLIWA-Index MZB	Nährstoffbelastung
Trichoptera-Taxa [%]	Thermische Belastung
Coleoptera-Taxa [%]	
EPTCBO [# Taxa]	
[%] EPT (HK)	
Trophieindex	

U:W

in Mittelgebirgsflüssen überprüft. Zu den Unsicherheiten bei der Diagnose einzelner Belastungen siehe Abschnitt 4.3.

2.5 Diagnosetool für Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes

Für die Diagnose von insgesamt zehn Belastungen in, an und im Einzugsgebiet von Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes (BFA) stehen bis zu 15 biologische Metrics zur Verfügung (Tabelle 2.3). Die Eignung der Diagnosemetrics wurde mit einem umfangreichen Datensatz (121 Messstellen) des WRRL-Landesmonitorings überprüft und im Rahmen zweier Workshops mit Gewässerexpert:innen bestätigt.

Die Eignung des Diagnosetools wurde im Rahmen eines Praxistests anhand von Daten zu sieben Gewässerabschnitten in Bächen und Flüssen des Alpenvorlandes überprüft. Zu den Unsicherheiten bei der Diagnose einzelner Belastungen siehe Abschnitt 4.3.

Tabelle 2.3: Übersicht der 15 Diagnosemetrics und 10 diagnostizierten Belastungen im Diagnosetool für Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes.

Diagnosemetric (Eingabe)	Belastung (Ausgabe)
Deutscher Saprobienindex (neu)	Veränderte Strömungsdiversität/ Tiefenvarianz
Deutscher Faunaindex [EQR]	Veränderte Substratdiversität
Epirhithral-Besiedler [%]	Veränderter Uferbewuchs
Hyporhithral-Besiedler [%]	Erhöhter Feinsedimentanteil
Litoral-Besiedler [%]	Ackerfläche im Einzugsgebiet
Rheoindex	Siedlungsfläche im Einzugsgebiet
Pelal-Besiedler [%]	Intensives Grünland im Einzugsgebiet
Aktive Filtrierer [%]	Sonderkulturen im Einzugsgebiet
SPEAR (Pestizide)	Nährstoffbelastung
KLIWA-Index MZB	Thermische Belastung
EPTCBO [# Taxa]	
Coleoptera-Taxa [%]	
Trichoptera-Taxa [%]	
[%] EPT (HK)	
Trophieindex	



3 Anwendung der Diagnosetools

3.1 Vorbereitung

Definitionen:

Taxa (sing.: Taxon) = allgemeine Bezeichnung für eine phylogenetische Einheit, z. B. Art, Gattung, Familie.

Metric = numerischer Wert, der die ökologischen Eigenschaften von Taxa (meist Arten) und Artengemeinschaften zusammenfasst, z. B. Saprobienindex, % Trichoptera-Taxa, Anzahl der Arten.

Ökologische Information (engl.: trait) = Eigenschaft von Arten und Artengemeinschaften, die ihre ökologische Beziehung zur Umwelt beschreiben, z. B. Ernährungstyp, Habitatpräferenz, Belastungstoleranz, Strömungspräferenz.

Grundlage der Diagnose sind biologische Metrics, die auf Basis von Taxalisten (meist Artenlisten) berechnet werden. Biologische Metrics sind Kennwerte, mit denen die ökologischen Informationen der einzelnen Arten auf Ebene der gesamten Artengemeinschaft aggregiert werden. Sie bilden die Grundlage der multimetrischen Bewertungssysteme für Fließgewässer nach den Vorgaben der EG-WRRL.

Um die Diagnosetools anwenden zu können, ist die Kenntnis der Metricwerte für einen zu diagnostizierenden Gewässerabschnitt die Voraussetzung. Konkret sind dies mit einer Ausnahme die Metrics, die mit dem Verfahren PERLODES Online¹ [MEIER et al. 2006] für das Makrozoobenthos berechnet werden. Hinzu kommt der Trophieindex, der mit dem Verfahren Phylib² [SCHAUMBURG et al., 2004, 2012] auf Basis von Diatomeen (Kieselalgen) berechnet wird.

- 1 PERLODES Online: <https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perloDES-online.html>.
- 2 Phylib: <https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/phylib-online.html>.

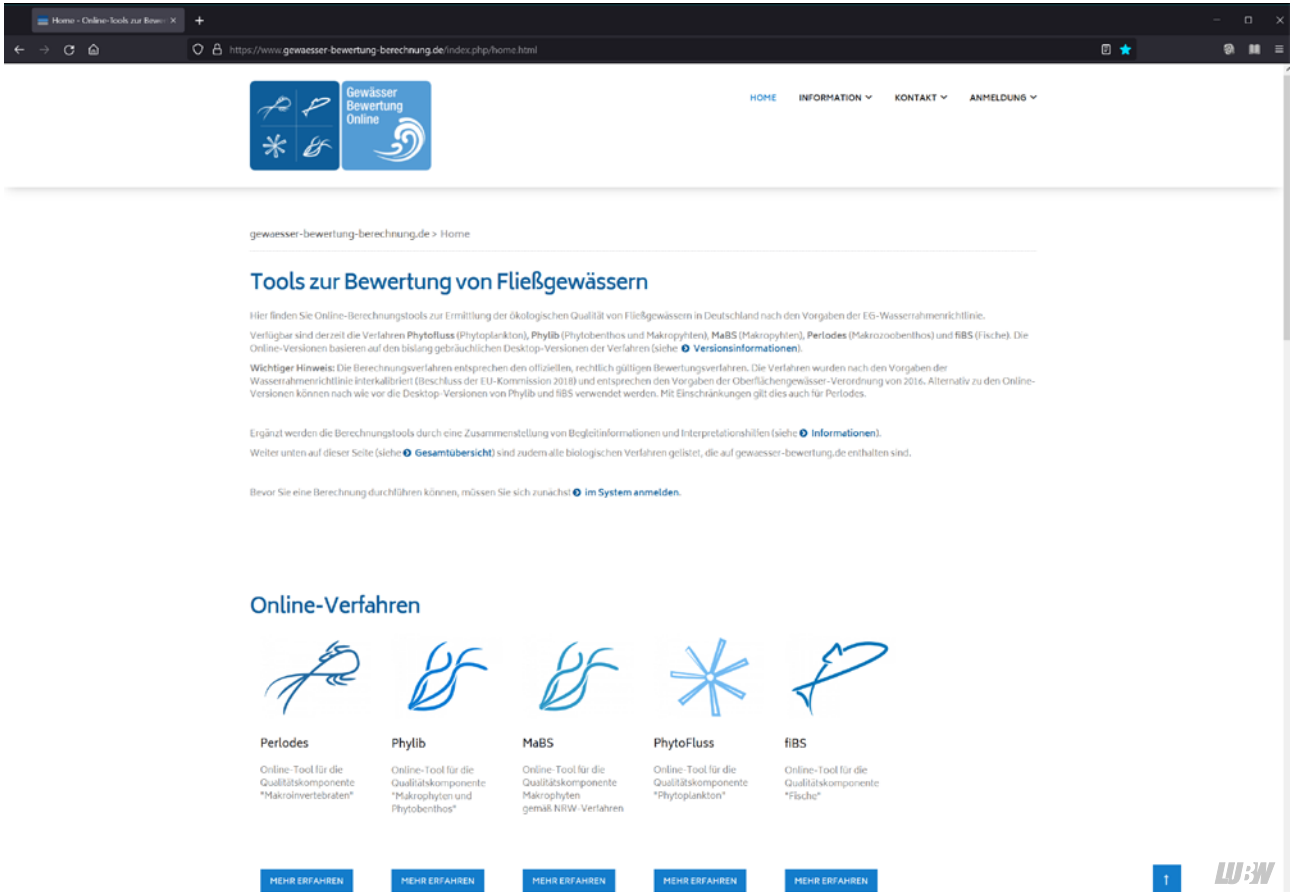


Abbildung 3.1: Screenshot der „Tools zur Bewertung von Fließgewässern“ (<https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/home.html>). Die Tools enthalten neben der Berechnungssoftware zudem umfangreiche Dokumentationen, Versionsinformationen sowie Anwendungs- und Interpretationshilfen.

Die Berechnung erfolgt über die „Tools zur Bewertung von Fließgewässern“³ (Abbildung 3.1). Die als Tabellen zusammengestellten Taxalisten werden dazu in das für die jeweilige Biokomponente relevante Berechnungstool eingelesen, berechnet und dann u. a. als tabellarisch strukturierte Metricliste wieder ausgegeben. Über die in der Metricliste aufgeführten Metricwerte kann die Diagnose dann durchgeführt werden.

Hinweis:

Da zur Diagnose auch Metrics herangezogen werden, die für die Fließgewässerbewertung nicht relevant sind, sollte das Tabellenblatt „Metrics“ der Datei „Export_Standard.xlsx“ im Berechnungsergebnis von PERLODES Online ausgewählt werden.

3.2 Eingabeseite

Eingabemaske des Diagnosetools (Ausschnitt):

The screenshot shows a vertical list of dropdown menus for selecting metric states. Each menu has a question mark icon to its right. The metrics and their selected values are:

- Deutscher Faunaindex [EQR]: Niedrig (<= 0,4)
- Deutscher Saprobienindex (neu): Mittel (> 1,5 bis <= 2)
- Epirhithral-Besiedler [%]: Mittel (> 13 bis <= 17)
- Hyporhithral-Besiedler [%]: Mittel (> 15 bis <= 20)
- Litoral-Besiedler [%]: Hoch (> 10)
- Psammal-Besiedler [%]: Hoch (> 5)
- Rheoindex: Hoch (> 0,85)
- Zerkleinerer [%]: Unbekannt

Die Eingabeseite befindet sich im linken Bereich der Diagnosetools und enthält je nach ausgewählter Fließgewässertypgruppe zwischen 13 und 15 Metrics, deren Zustände (Wertebereiche) jeweils über ein *pull down*-Menü ausgewählt werden können. Zu jedem Metric existiert eine erweiterte Beschreibung, die über einen Klick auf das Fragezeichen (?) erscheint.

Metricname und erweiterte Beschreibung geben einen wichtigen Hinweis darauf, welche Metric-„Version“ für die Diagnose auszuwählen ist, wenn es zu einem Metric alternative Berechnungsvarianten gibt. Dies ist bei mehreren ökologischen Metrics zum Makrozoobenthos der Fall, beispielsweise beim Metric „% Epirhithral-Besiedler“, für den es in der Beschreibung heißt: „(scored Taxa = 100 %)“. Damit ist gemeint, dass die Berechnung des Metrics ausschließlich auf Arten beruht, für die es eine Einstufung der längszonalen Präferenz im Fließgewässerkontinuum gibt. Arten, die nicht eingestuft sind, werden bei der Berechnung nicht berücksichtigt.

Hinweis:

Existieren für ökologische Metrics mehrere Berechnungsvarianten, wird für die Diagnose immer die Variante „scored Taxa = 100 %“ herangezogen. Eine Hilfestellung zur Auswahl der richtigen Diagnosticmetrics wird auf der Internetseite der LUBW unter folgendem Link zur Verfügung gestellt:

<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/diagnosetool-makrozoobenthos>

Die Diagnose beginnt, sobald ein Metric ausgewählt wird. Um die Unsicherheit der Diagnose zu minimieren, ist es aber notwendig, alle Metrics auszuwählen. Sollte ein Metricwert dennoch nicht bekannt sein, kann die Einstellung „Unbekannt“ (Standardeinstellung) beibehalten werden. Die Auswahl der Metricwerte erfolgt manuell und individuell für jeden Diagnosticmetric.

Eine Importfunktion mit automatisierter Eingabe der Metricwerte, zum Beispiel über tabellarische Metriclisten, ist nicht implementiert. Die Erweiterung der Diagnosetools

3 Tools zur Bewertung von Fließgewässern: <https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/home.html>.

mit einer automatisierten Importfunktion ist aber grundsätzlich möglich.

Für eine manuelle Eingabe spricht, dass die Diagnose individuell für einen Fließgewässerabschnitt und durch eine erfahrene Person erfolgen sollte. Ziel sollte es dabei auch sein, mögliche Unsicherheiten bezüglich der Diagnoseergebnisse durch weitere, nachgeordnete Diagnoseschritte zu minimieren. Eine automatisierte Diagnose birgt das Risiko, dass Unsicherheiten nicht erkannt werden, zumal dann nicht, wenn die individuelle Diagnose durch geeignete Expert:innen nicht erfolgt.

3.3 Ausgabeseite

Die Diagnosetools ermitteln mit Hilfe der Diagnosemetrics Wahrscheinlichkeiten, mit denen Belastungen ursächlich für eine beobachtete und über die Metricwerte indizierte ökologische Degradation sind. Je nach Auswahl der Metricwerte ändern sich die Wahrscheinlichkeiten der Belastungen. Auf der Ausgabeseite wird das Diagnoseergebnis, die Zunahme der Wahrscheinlichkeit, für jede Belastung dargestellt. Es gibt zwei Ausgabearten: eine grafische und eine tabellarische Ausgabe.

Hinweis: Die berücksichtigten Belastungen haben ganz unterschiedliche räumliche Wirkebenen, was durch die Analyse der Ursache-Wirkungsbeziehungen [vgl. FELD et al. 2021] bestätigt wurde. Für Einflüsse aus der Landnutzung ist das Einzugsgebiet die Wirkebene mit den stärksten Beziehungen zur Gewässerbiologie. Im Falle der Gewässerstrukturparameter zeigten die Analysen den stärksten Zusammenhang zur Biologie im Abschnitt bis 5 km stromaufwärts einer biologischen Messstelle. Für die physikalisch-chemischen Parameter ist die Wirkebene mutmaßlich kleinskaliger, konnte aber auf Basis der vorliegenden Daten nicht genauer beschrieben werden.

3.3.1 Grafische Ausgabe

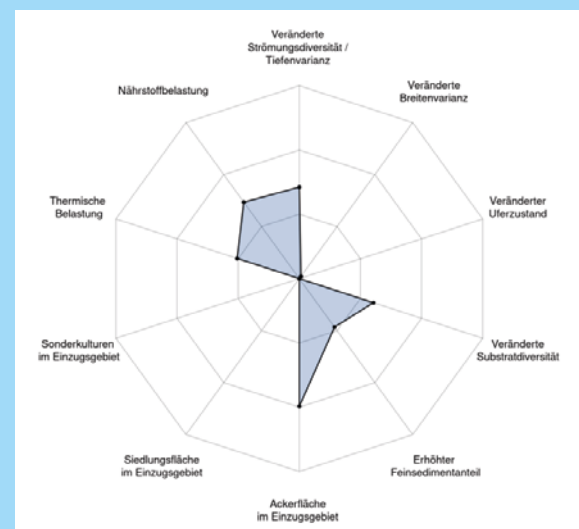
Die grafische Ausgabe der Diagnoseergebnisse erfolgt als Radarplot. Ausgehend von der 12 Uhr-Stellung werden im Uhrzeigersinn zunächst hydromorphologische Belastungen abgebildet, gefolgt von Belastungen durch unterschiedliche Landnutzungen und den physikochemischen Belastungen. Diese Abfolge ist in allen Diagnosetools gleich.

Die Zunahmen der Wahrscheinlichkeit einer Belastung wird als Ausschlag in die jeweilige Richtung einer Belastung angezeigt. Nimmt die Wahrscheinlichkeit mehrerer Belastungen gleichzeitig zu, ergeben sich flächenhafte Darstellungen, sodass je nach Größe und Ausrichtung der Flächen erkennbar wird, inwiefern hydromorphologische, landnutzungsbedingte und physikochemische Belastungen diagnostiziert werden und welche Belastungen wahrscheinlich dominieren.

Reicht der Ausschlag einer Belastung über die Begrenzung des Radarplots hinaus, kann die Skalierung der Darstellung angepasst werden. Dies geschieht interaktiv über einen Schieberegler, der sich am unteren Ende des Eingabebereiches befindet (ggf. ganz nach unten scrollen, wenn der Regler im Anwendungsfenster nicht sichtbar sein sollte).

In der Standardeinstellung ist der Regler auf 50 % eingestellt; der Vollausschlag einer Belastung entspräche demnach einer Zunahme der Wahrscheinlichkeit um 50 %.

Radarplot und Schieberegler:



Der Schieberegler befindet sich am Ende des Eingabebereiches (ggf. ganz nach unten scrollen).

3.3.2 Tabellarische Ausgabe

Belastungshierarchie:

Zunahme der Wahrscheinlichkeit

Potenzielle Ursache	Zunahme [%]
Ackerfläche im Einzugsgebiet	33.1
Nährstoffbelastung	24.5
Veränderte Strömungsdiversität / Tiefenvarianz	23.7
Veränderte Substratdiversität	20.2
Thermische Belastung	16.9
Erhöhter Feinsedimentanteil	15.5
Veränderte Breitenvarianz	0.7
Sonderkulturen im Einzugsgebiet	0.0
Siedlungsfläche im Einzugsgebiet	0.0
Veränderter Uferzustand	0.0

Die detaillierten Diagnoseergebnisse werden in der tabellarischen Ausgabe angezeigt. Sie ist hierarchisch geordnet, sodass sehr wahrscheinliche Belastungen weiter oben und

weniger wahrscheinliche Belastungen weiter unten in der Tabelle zu finden sind.

Zur Interpretation der angezeigten Wahrscheinlichkeiten und ihrer hierarchischen Einordnung siehe Abschnitt 4.

3.3.3 Downloadbereich



Über den Reiter „Download“ lassen sich die Diagnoseergebnisse in grafischer (als .png-Datei) oder tabellarischer Form (als .csv- oder .xlsx-Datei) lokal speichern. Die exportierten tabellarischen Ergebnisse können mit einem Texteditor oder Tabellenkalkulationsprogramm (z. B. MS Excel©) geöffnet und weiterverarbeitet werden.

4 Interpretation der Diagnoseergebnisse

Das Ergebnis der Diagnose ist eine Übersicht der Zunahme der Wahrscheinlichkeit, mit der einzelne Belastungen mutmaßlich ursächlich für eine ökologische Degradation sind. Der Grad der ökologischen Degradation wird dazu über die Diagnosemetrics ermittelt.

Hinweis:
Die Diagnose ermittelt die *Wahrscheinlichkeit* von möglichen Ursachen einer Degradation, nicht die Ursachen.

Die Suche nach ursächlichen Belastungen mit den Diagnosetools erfolgt in mehreren unterschiedlichen Schritten, für die zum Teil ein Grundverständnis der Zusammenhänge zwischen Belastungen und ihren ökologischen Auswirkungen in Fließgewässern notwendig ist.

4.1 Ermittlung wahrscheinlich ursächlicher Belastungen

Zunahme der Wahrscheinlichkeit einer Belastung:

- > 10 % = Belastung wahrscheinlich ursächlich
- 5 – 10 % = Belastung unsicher
- < 5 % = Belastung im Vergleich zu anderen Belastungen vernachlässigbar

Zunächst geht es darum, zu klären, welche Belastungen überhaupt als Degradationsursache in Frage kommen. Dies sind alle Belastungen, für die die Diagnose eine deutliche Zunahme der Wahrscheinlichkeit ergibt. Eine deutliche Zunahme liegt bei einem Anstieg der Wahrscheinlichkeit um mindestens 10 % vor. Eine Zunahme in der Größenordnung 5 – 10 % ist weniger deutlich und deutet auf eine größere Unsicherheit der Diagnose hin. Belastungen mit einer Zunahme unter 5 % können vernachlässigt werden. Sind die mutmaßlich ursächlichen Belastungen identifiziert, kann ein Blick auf den Radarplot zusätzlich Aufschluss darüber geben, ob Belastungen aller Belastungsgruppen (Hydromorphologie, Landnutzung, Physiko-Chemie) identifiziert wurden.

4.2 Hierarchische Einordnung von Belastungen

Hinweis:
Die Belastungshierarchie ist umso deutlicher ausgeprägt, je größer die absoluten Unterschiede im Anstieg der Wahrscheinlichkeiten für die Belastungen ausfallen.

Die tabellarische Ausgabe der Diagnoseergebnisse erfolgt in Form einer Belastungshierarchie (Abbildung 4.1). Damit

A

Zunahme der Wahrscheinlichkeit

Potenzielle Ursache	Zunahme [%]
Siedlungsfläche im Einzugsgebiet	53.7
Veränderte Substratdiversität	24.2
Veränderte Strömungsdiversität / Tiefenvarianz	22.3
Erhöhter Feinsedimentanteil	18.5
Sonderkulturen im Einzugsgebiet	8.1
Veränderte Breitenvarianz	3.3
Nährstoffbelastung	0.0
Thermische Belastung	0.0
Ackerfläche im Einzugsgebiet	0.0
Veränderter Uferzustand	0.0

B

Zunahme der Wahrscheinlichkeit

Potenzielle Ursache	Zunahme [%]
Thermische Belastung	31.8
Ackerfläche im Einzugsgebiet	7.4
Veränderte Strömungsdiversität / Tiefenvarianz	4.4
Veränderte Breitenvarianz	3.3
Nährstoffbelastung	0.0
Sonderkulturen im Einzugsgebiet	0.0
Siedlungsfläche im Einzugsgebiet	0.0
Erhöhter Feinsedimentanteil	0.0
Veränderte Substratdiversität	0.0
Veränderter Uferzustand	0.0



Abbildung 4.1: Unterschiedliche Belastungshierarchien mit Identifikation mehrerer deutlicher Belastungen (A) bzw. nur einer deutlichen Belastung (B). Im Beispiel A wird die Siedlungsfläche deutlich als stärkste Belastung identifiziert, gefolgt von der veränderten Substratdiversität, veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz und einem erhöhten Feinsedimentanteil. Die beiden Gewässerstrukturparameter an zweiter und dritter Stelle unterscheiden sich jedoch nur marginal in der Zunahme ihrer Wahrscheinlichkeit, so dass sie gleichrangig als mutmaßliche Belastungen in Frage kommen. Im Beispiel B hingegen ist die thermische Belastung deutlich dominierend. Die nachrangigen Belastungen sind eher als unsicher zu bewerten und sollten durch weitere Diagnoseschritte (Überprüfung mit Daten, Karten etc.) verifiziert werden.

ist eine hierarchische Einordnung der Belastungen bereits vorgegeben. Bei der Interpretation der Hierarchie können folgende Erfahrungswerte angewandt werden:

- Belastungen sind dominant, wenn ihr „Abstand“ zur nächst niedrigeren Belastung $> 20\%$ beträgt
- Belastungen sind hierarchisch relevant, wenn ihr „Abstand“ zur nächst niedrigeren Belastung $> 10\%$ beträgt
- Belastungen sind hierarchisch unsicher, wenn ihr „Abstand“ zur nächst niedrigeren Belastung $\geq 5 - 10\%$ beträgt
- Belastungen sind *hierarchisch* nicht relevant, wenn ihr „Abstand“ zur nächst niedrigeren Belastung unter 5% beträgt. Dies bedeutet aber nicht, dass die Belastung als solche nicht relevant ist.

Die angegebenen Erfahrungswerte zur Interpretation dominanter, hierarchisch relevanter, hierarchisch unsicherer und hierarchisch nicht relevanter Belastungen stellen eine grobe Orientierungshilfe dar, von der im Einzelfall abgewichen werden kann. Dies kann beispielsweise dann angebracht sein, wenn eine Belastung „nur“ mit 15% Abstand zur nächst niedrigeren Belastung dominiert, die nachrangigen Belastungen insgesamt aber als unsicher einzustufen sind, weil ihre Wahrscheinlichkeitszunahme im Bereich $5 - 10\%$ liegt. Denkbar sind zudem Fälle, in denen der Abstand von Belastungen in der Größenordnung $8 - 10\%$ liegt. Die Unsicherheit der hierarchischen Einordnung ist dann entsprechend weniger unsicher als es bei Abständen von $5 - 7\%$ der Fall wäre.

4.3 Unsicherheiten bei der Diagnose wahrscheinlicher Belastungen

Die Diagnose von ursächlichen Belastungen mit den hier vorgestellten Diagnosetools markiert einen frühen Schritt der Diagnose von Ursachen einer ökologischen Fließgewässerdegradation. Die Diagnosetools stehen damit eher am Anfang einer Diagnose, bei der es zunächst darum geht, die relevanten, das heißt wirksamen Belastungen, zu identifizieren und hierarchisch einzuordnen. Dieser Schritt ist aufgrund der Konzeption der Diagnosetools als probabilistische Netzwerke jedoch mit Unsicherheiten behaftet. Die Unsicherheiten liegen beispielsweise in zum Teil nur schwachen biologischen Reaktionen auf bestimmte Belastungen

begründet. Aber auch die zuvor bereits diskutierte unspezifische Reaktion vieler biologischer Metrics auf unterschiedliche Belastungen trägt zur Unsicherheit bei der Diagnose bei.

Hinweis:

Unsicherheiten bei der Diagnose über Ursache-Wirkungsbeziehungen können direkt in Form abhängiger Wahrscheinlichkeiten in die Diagnosetools integriert werden. Beispiel: Eine Ursache-Wirkungsbeziehung zeigt, dass bei 85% aller berücksichtigten Monitoringdaten eine Nährstoffbelastung vorliegt, wenn der Trophieindex (Diatomeen) den Wert $2,7$ übersteigt. Die Unsicherheit der entsprechenden diagnostisch nutzbaren Regel „WENN Trophieindex $> 2,7$ DANN Nährstoffbelastung = Ja“ liegt bei 15% ($= 100 - 85\%$).

Aufgrund dieser Unsicherheiten sollten die Diagnoseergebnisse in einem weiteren Diagnoseschritt verifiziert werden. Dies kann auf Basis zusätzlicher Daten erfolgen, beispielsweise mit physikalisch-chemischen Messwerten, die in der Nachbarschaft der biologischen Messstelle generiert wurden. Die Messwerte können beispielsweise Aufschluss darüber geben, ob eine diagnostizierte Nährstoffbelastung oder thermische Belastung tatsächlich gemessen wurde. Die Ergebnisse der Gewässerstrukturkartierung können Hinweise darauf geben, inwieweit die diagnostizierten hydromorphologischen Belastungen an und im Umfeld der biologischen Messstelle tatsächlich kartiert wurde. Gleichmaßen können Daten zur Landbedeckung (z. B. ATKIS¹) Hinweise zur potenziellen Größenordnung von Belastungen durch landwirtschaftliche und urbane Nutzungen im Einzugsgebiet geben. Liegen derartige Daten (noch) nicht vor, können zusätzliche Messungen durchgeführt werden, um einzelne Belastungen gezielt zu überprüfen.

In einem weiteren Diagnoseschritt sollte auf die Expertise der Gewässerexpert:innen zurückgegriffen werden. Biolog:innen mit langjähriger Erfahrung im praktischen Gewässermonitoring und in der Gewässerbewertung haben in der Regel nicht nur eine gute Kenntnis der Gewässer, sondern können auch die Belastungen, deren Ursachen sowie biologischen Wirkungen gut einschätzen. Dies wurde auch im Rahmen der zwei projektbegleitenden Workshops bestätigt.

1 Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
(z. B. <https://www.lgl-bw.de/unsere-themen/Geoinformation/AFIS-ALKIS-ATKIS/ATKIS/>).

5 Textliche Interpretationshilfen

Hinweis:

Ein Klick auf die Belastungen im Radarplot öffnet die jeweilige Interpretationshilfe.

Veränderte Strömungsdiversität / Tiefenvarianz

Was ist Strömungsdiversität?

Die Strömungsdiversität eines Gewässerabschnittes beschreibt die kleinräumige Variabilität der Strömungsverhältnisse über der Gewässersohle. Sie ist eng mit dem kleinräumigen Wechsel unterschiedlicher Breiten- und Tiefenverhältnisse im Längs- und Querverlauf eines Gewässerabschnittes korreliert. Eine hohe Strömungsdiversität kennzeichnet strukturell vielfältige Gewässerabschnitte und bedingt damit eine Vielfalt von vorkommenden Lebensräumen für Organismen. Für grob- und feinstmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 5 und 5.1) ist im Naturzustand eine mäßige bis große Strömungsdiversität mit schneller strömenden Bereichen in der Bachmitte und langsam fließenden Bereichen in Ufernähe zu erwarten. In Uferbuchten kann die Strömung sehr gering sein; auch eine Strömungsumkehr ist dort möglich. Für fein- und gröbmaterialreiche karbonatische Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 6 und 7) hingegen ist im Naturzustand eher eine geringe bis mäßige Strömungsdiversität zu erwarten (Döbelt-Grüne et al. 2014).



Wie wirkt eine veränderte Strömungsdiversität / Tiefenvarianz auf die Biokomponenten?

Eine geringe Strömungsdiversität kennzeichnet oft einformige und damit meist Fließgewässer-untypische Strömungsverhältnisse sowie eine geringe Variabilität der vorkommenden Wassertiefen. Dies kann gleichermaßen das Ergebnis sowohl monoton erhöhte Fließgeschwindigkeiten (z. B. infolge einer Kanalisierung und Homogenisierung des Querprofils bei Begradigung) als auch stark reduzierter Fließgeschwindigkeiten (z. B. bedingt durch Stauinflüsse oberhalb von Wehren) sein. In beiden Fällen ist die Strömungsdiversität deutlich herabgesetzt, wodurch in der Folge meist auch die Biodiversität beeinträchtigt wird. Je nach Art der Überformung profitieren entweder besonders angepasste strömungsliebende (rheophile) oder eher strömungsmeidende (limnophile) Organismengruppen. Beides führt zu einer Verschiebung der Strömungspräferenzen und ist in der Regel ein klares Indiz für eine Störung der natürlichen Strömungsdiversität.

Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Maßnahmen zur Erhöhung der Strömungsdiversität sind vielfältig und sollten darauf abzielen, die strukturelle Vielfalt der Sohle und ihrer Substrate sowie der Ufer im Längs- und Querverlauf des Gewässers zu erhöhen. Dazu gehören vielfältige, dem Gewässertyp entsprechende Substrate (z. B. Totholz, Steine) sowie eine typgerechte Tiefen- und Breitenvarianz mit Schwellen/Rauschen und Kolken sowie ruhigeren Uferbereichen (Dahm et al. 2014). Totholz ist ein wesentliches strukturbildendes Element und fördert sowohl die Sediment- bzw. Substratdynamik als auch die Strömungsvielfalt. Auch Pflanzenbestände im Gewässer können zur Erhöhung der Strömungsdiversität beitragen. Die Gewässerunterhaltung sollte daher ökologisch ausgerichtet sein und die Pflanzenbestände nicht vollständig entfernen. Der ökologische Erfolg struktureller Maßnahmen zur Erhöhung der Habitatvielfalt kann sich aber nur dann vollumfänglich einstellen, wenn auch die hydrologischen Bedingungen mit einem dynamischen, dem Gewässertyp entsprechenden Abflussregime gegeben sind.

Um die Interpretation der Diagnoseergebnisse zu unterstützen, wurden textliche Interpretationshilfen erstellt. Sie können über einen Klick auf den jeweiligen Belastungsnamen im Radarplot aufgerufen werden und erscheinen dann als *pop up*-Fenster.

Die Interpretationshilfen enthalten jeweils einen Textteil zur Beschreibung und ein Foto zur Illustration der Belastung. Der Textteil ist in fünf Abschnitte unterteilt (Tabelle 5.1).

Ziel der Interpretationshilfen ist es, einerseits die Belastungen sowie deren Ursachen und Wirkungen im Gewässer kurz zu erläutern und andererseits auf Möglichkeiten hinzuweisen, die Belastungen und/oder deren schädliche Wirkungen im Gewässer zu vermindern. Ausgewählte Literaturzitate weisen abschließend auf weitere Quellen zur Unterstützung der Interpretation hin.

Tabelle 5.1: Aufbau und Ziele der textlichen Interpretationshilfen der Diagnosetools. Die Texte können durch einen Klick auf den jeweiligen Belastungsnamen im Radarplot aufgerufen werden.

Abschnitt	Inhalt	
?	Was bedeutet die Belastung?	Allgemeine Beschreibung, Ursachen, abiotische Wirkungen im Gewässer, Beispiele
h	Wie wirkt die Belastung auf die Biokomponenten?	Biologische Wirkungen, Lebensraumeinflüsse, Beispiele
✓	Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?	Maßnahmenbeschreibung, mögliche Einschränkungen, Beispiele
±	Welche Unsicherheiten bestehen bei der Diagnose?	Übereinstimmung von Diagnoseergebnissen und Einschätzungen der Expert:innen im Praxistest
☰	Weiterführende Literatur	Quellen zu wichtigen Kennwerten und zusätzlichen Informationen für die Ergebnisinterpretation



5.1 Veränderte Strömungsdiversität/ Tiefenvarianz (MGB, MGF, BFA)

5.1.1 Was ist Strömungsdiversität?

Die Strömungsdiversität eines Gewässerabschnittes beschreibt die kleinräumige Variabilität der Strömungsverhältnisse über der Gewässersohle. Sie ist eng mit dem kleinräumigen Wechsel unterschiedlicher Breiten- und Tiefenverhältnisse im Längs- und Querverlauf eines Gewässerabschnittes korreliert. Eine hohe Strömungsdiversität kennzeichnet strukturell vielfältige Gewässerabschnitte und bedingt damit eine Vielfalt von vorkommenden Lebensräumen für Organismen. Für grob- und feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 5 und 5.1) ist im Naturzustand eine mäßige bis große Strömungsdiversität mit schneller strömenden Bereichen in der Bachmitte und langsam fließenden Bereichen in Ufernähe zu erwarten. In Uferbuchten kann die Strömung sehr gering sein; auch eine Strömungsumkehr ist dort möglich. Für fein- und grobmaterialreiche karbonatische Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 6 und 7) hingegen ist im Naturzustand eher eine geringe bis mäßige Strömungsdiversität zu erwarten [DÖBBELT-GRÜNE et al. 2014].

5.1.2 Wie wirkt eine veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz auf die Biokomponenten?

Eine geringe Strömungsdiversität kennzeichnet oft eiförmige und damit meist Fließgewässer-untypische Strömungsverhältnisse sowie eine geringe Variabilität der vorkommenden Wassertiefen. Dies kann gleichermaßen das Ergebnis sowohl monoton erhöhter Fließgeschwindigkeiten (z. B. infolge einer Kanalisierung und Homogenisierung des Querprofils bei Begrädigung) als auch stark reduzierter Fließgeschwindigkeiten (z. B. bedingt durch Stauinflüsse oberhalb von Wehren) sein. In beiden Fällen ist die Strömungsdiversität deutlich herabgesetzt, wodurch in der Folge meist auch die Biodiversität beeinträchtigt wird. Je nach Art der Überformung profitieren entweder besonders angepasste strömungsliebende (rheophile) oder eher strömungsmeidende (limnophile) Organismengruppen. Beides führt zu einer Verschiebung der Strömungspräferenzen und ist in der Regel ein klares Indiz für eine Störung der natürlichen Strömungsdiversität.



Abbildung 5.1: Fließgewässer mit geringer Strömungsdiversität. Foto: Hackbarth

5.1.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Maßnahmen zur Erhöhung der Strömungsdiversität sind vielfältig und sollten darauf abzielen, die strukturelle Vielfalt der Sohle und ihrer Substrate sowie der Ufer im Längs- und Querverlauf des Gewässers zu erhöhen. Dazu gehören vielfältige, dem Gewässertyp entsprechende Substrate (z. B. Totholz, Steine) sowie eine typgerechte Tiefen- und Breitenvarianz mit Schnellen/Rauschen und Kolken sowie ruhigeren Uferbereichen [DAHM et al. 2014]. Totholz ist ein wesentliches strukturbildendes Element und fördert sowohl die Sediment- bzw. Substratdynamik als auch die Strömungsvielfalt. Auch Pflanzenbestände im Gewässer können zur Erhöhung der Strömungsdiversität beitragen. Die Gewässerunterhaltung sollte daher ökologisch ausgerichtet sein und die Pflanzenbestände nicht vollständig entfernen.

Der ökologische Erfolg struktureller Maßnahmen zur Erhöhung der Habitatvielfalt kann sich aber nur dann vollumfänglich einstellen, wenn auch die hydrologischen Bedingungen mit einem dynamischen, dem Gewässertyp entsprechenden Abflussregime gegeben sind.

5.1.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz?

Die Testung hat eine gute Übereinstimmung der Diagnoseergebnisse mit den Einschätzungen der Gewässerexpert:innen ergeben. Die Unsicherheit bei der Diagnose einer veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz wird daher als gering eingeschätzt.

5.1.5 Literatur

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C. & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., ZELLMER, U., REUVERS, C., ZINS, C. & KOENZEN, U. (2014) Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen – Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

5.2 Rückstau (MGF)

5.2.1 Was bedeutet ein Rückstau von Fließgewässern?

Ein Rückstau von Fließgewässern tritt im Oberwasser von Querbauwerken auf und ist gekennzeichnet durch eine meist deutliche Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Unter Mittelwasser- und Niedrigwasserabflüssen ist ein deutlicher Unterschied in den Fließbedingungen ober- und unterhalb von Querbauwerken erkennbar [LUBW 2017]. Ein weiterer Indikator eines möglicherweise vorhandenen Rückstaus ist die Wasserspiegelbreite, die oberhalb von Querbauwerken häufig deutlich erhöht ist.

Wichtige Einflussgrößen des Rückstaus sind zum einen die Länge des betroffenen, rückgestauten Abschnittes und zum anderen die Stärke der Fließreduktion. Längere Abschnitte mit gleichzeitig starken Rückstauinflüssen schaffen Habitatbedingungen, wie sie sonst nur für Stillgewässer charakteristisch sind. Rückgestaute Abschnitte sind zudem oft durch höhere Wassertemperaturen im Sommer, eine hohe Trophie sowie eine Dominanz von Feinsubstraten und Detritus auf der Gewässersohle gekennzeichnet.

5.2.2 Wie wirkt ein Rückstau auf die Biokomponenten?

Das Fließen von Wasser mit je nach Fließgewässertyp unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten ist das zentrale Kennzeichen von Fließgewässern. Fließgewässerorganismen sind daran in vielfältiger Weise angepasst, beispielsweise durch eine flache Körperform, durch Haftorgane



Abbildung 5.2: Fließgewässer mit Rückstau durch ein Querbauwerk.

oder durch ihre bodennahe Lebensweise, mit der sie ein Verdriften durch die Strömung vermeiden. Zudem benötigen viele Insekten und Fische strömendes Wasser zur Unterstützung der Atmung unter Wasser sowie zur Nahrungsaufnahme.

Je nach Fließgewässertyp ist auch das Vorkommen schwächer strömender Bereiche (z. B. in ruhigen Uferbuchten oder hinter Totholzansammlungen) ein Kennzeichen naturnaher Strömungsbedingungen. Jedoch überwiegt auch hier, bezogen auf einen längeren Gewässerabschnitt, immer der Fließgewässercharakter.

In Rückstaubereichen ist das anders; hier können Stillgewässerbedingungen mit allenfalls sehr langsamer Strömung vorherrschen, sodass für Fließgewässer charakteristische Arten, darunter viele strömungsliebende und strömungsabhängige Wirbellosen- und Fischarten ausfallen. Dies betrifft vor allem die Zusammensetzung der Gewässerfauna sowie der Makrophytengemeinschaften und wirkt sich in der Regel sehr negativ auf die ökologische Bewertung aus.

5.2.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Maßnahmen zur Gewässerentwicklung in Rückstau beeinflussten Abschnitten sollten darauf abzielen, die dem jeweiligen Gewässertyp entsprechenden, natürlichen Fließbedingungen wiederherzustellen bzw. sich diesen Bedingungen wieder anzunähern [DAHM et al. 2014]. Die Rückstauabschnitte sollten nach Möglichkeit verkürzt werden, z. B. durch die Absenkung des Stauziels oder durch struk-

turelle Maßnahmen im Stauwurzelbereich. Nicht mehr genutzte oder verfallende Querbauwerke können, sofern mit dem Denkmalschutz vereinbar, durch Sohlgleiten oder Sohlrampen ersetzt werden. Ist dies aufgrund der Gewässergeometrie nicht im gesamten Querschnitt möglich, können Umbaumaßnahmen auch für einen Teil des Querschnittes erfolgen, wenn damit bereits eine Verbesserung der Fließbedingungen erreicht werden kann.

Zu beachten ist jedoch, dass naturnahe Fließbedingungen nicht mit uniform hohen Fließgeschwindigkeiten gleichzusetzen sind. Ziel von Maßnahmen sollte es daher auch sein, die natürliche Dynamik und Diversität mit kleinräumig unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten im betroffenen Gewässerabschnitt wiederherzustellen.

Begleitende Maßnahmen können darauf abzielen, die sommerliche Erwärmung im Oberstrom von Querbauwerken über eine ausreichende Beschattung durch standortgerechte Gehölze zu vermindern. Sofern technisch machbar, sollten in regelmäßigen Abständen Abflüsse in der Größenordnung HQ_1 bis HQ_2 (so genannte „Gewässerbettbildende Abflüsse“) erzeugt werden. Das sind Hochwasserabflüsse, die statistisch gesehen einmal im Jahr bzw. einmal in zwei Jahren auftreten. Dadurch kann der Geschiebetrieb angeregt und die Akkumulation von Feinmaterial im Oberstrom von Querbauwerken verringert werden.

5.2.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Rückstau?

Die Testung hat gezeigt, dass die Diagnose im Vergleich zur Einschätzung der Expert:innen oft zu einer Unterschätzung von Rückstaeinflüssen führte. Die Unsicherheit bei der Diagnose einer Belastung durch Rückstau wird daher als mäßig bis hoch eingeschätzt.

Die Unsicherheit ist mutmaßlich auch dadurch zu erklären, dass die zur Entwicklung der Diagnosewerkzeuge genutzten Daten überwiegend aus Gewässerabschnitten ohne Rückstaeinflüsse stammten.

5.2.5 Literatur

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C. & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung

von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

LUBW (Hrsg.) (2017) Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 57 S.

5.3 Veränderte Breitenvarianz (MGB)

5.3.1 Was ist die Breitenvarianz?

Die Breitenvarianz ist ein Maß für die Häufigkeit und das Ausmaß des räumlichen Wechsels der Gewässerbreite in einem Gewässerabschnitt. Sie kann zusammen mit der Tiefenvarianz als Maß für die natürliche morphologische Dynamik herangezogen werden. Die Breitenvarianz von Mittelgebirgsbächen kann je nach Fließgewässertyp unterschiedlich ausgeprägt sein und ist z. B. in grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbächen (LAWA-Typ 5) natürlicherweise deutlich höher als in feinmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbächen (LAWA-Typ 5.1) [DÖBBELT-GRÜNE et al. 2014].

5.3.2 Wie wirkt eine veränderte Breitenvarianz auf die Biokomponenten?

Eine naturnahe Breitenvarianz ist eine wichtige Voraussetzung für die Ausprägung vielfältiger Strömungs- und Habitatbedingungen, vor allem in Ufernähe. Je nach Gewässertyp wechseln sich schmale, meist tiefere und schneller strömende Abschnitte mit breiteren und meist flacheren, langsamer strömenden Abschnitten ab. Eine geringe bis fehlende Breitenvarianz ist meist das Ergebnis von Gewässerausbaumaßnahmen, insbesondere, wenn Gewässerufer



Abbildung 5.3: Fließgewässer mit geringer Breitenvarianz. Foto: Hackbarth

mit Steinschüttungen oder anderen Verbaumethoden festgelegt sind. Die Ufererosion und damit auch die eigendynamische Entwicklung von in der Breite variablen Gewässerabschnitten wird dadurch unterbunden.

Untersuchungen in Baden-Württemberg haben gezeigt, dass der Einfluss der Breitenvarianz in Mittelgebirgsbächen und -flüssen eher von untergeordneter Bedeutung für das Makrozoobenthos ist [LUBW 2019].

5.3.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Das Ziel von Maßnahmen sollte es sein, die Gewässergeometrie (Breitenvarianz des Gewässerbettes und Aueanbindung) in Richtung der typspezifischen Gewässerreferenz zu entwickeln [LUBW 2019]. Eine Aufweitung des Gewässers sollte sich dabei aber im Rahmen der natürlichen Variationsbreite bewegen [DAHM et al. 2014], sodass es keine Probleme mit der Durchgängigkeit bei Niedrigwasser gibt. Überdimensionierte Aufweitungen können als Geschiebefalle wirken und zum Entzug von Geschiebe aus dem System führen, was wiederum mit negativen Auswirkungen weiter stromabwärts verbunden wäre [LUBW 2019].

Sofern möglich, sollten anthropogen überprägte Uferstrukturen und Festlegungen (z. B. Steinschüttungen) aufgebrochen werden, um eigendynamische Strukturverbesserungen zu ermöglichen und zu fördern. Dies betrifft auch nicht mehr unterhaltene und/oder mit Vegetation überwachsene Festlegungen, die bei der Strukturkartierung mitunter übersehen werden, die aber zur Förderung der eigendynamischen Entwicklung eines Gewässers entfernt werden sollten.

5.3.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer veränderten Breitenvarianz? ⚠

Die Testung hat nur eine geringe Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der Diagnosewerkzeuge und den Einschätzungen der Gewässerexpert:innen ergeben. Die Diagnose tendiert demnach zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Belastung, sodass die Unsicherheit bei der Diagnose als hoch eingeschätzt wird.

Dies liegt zum einen mutmaßlich im geringen Diagnosepotenzial des Makrozoobenthos für diese Belastung begründet, das in den ausgewerteten Datensätzen keine

deutliche, direkte Beziehung zur Variabilität zeigte. Zum anderen sind Gewässertyp-spezifische Gründe denkbar, beispielsweise allenfalls geringe Unterschiede in der Habitateignung zwischen natürlichen und artifiziellen Hartsubstraten in grobmaterialreichen Bächen. Damit wird auch die indirekte Indikation einer veränderten Breitenvarianz über die Uferbefestigung erschwert.

5.3.5 Literatur ☰

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C., & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., ZELLMER, U., REUVERS, C., ZINS, C & KOENZEN, U. (2014) Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen – Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

LUBW (Hrsg.) (2019) Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 3 – Maßnahmenplanung, -umsetzung, -unterhaltung. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 98 S.

5.4 Veränderter Uferzustand (MGB, MGF)

5.4.1 Was kennzeichnet einen veränderten Uferzustand? ?

Der Uferzustand fasst den Zustand von Uferstrukturen und Uferverbau zusammen. Veränderungen der Uferstruktur resultieren z. B. aus dem Fehlen besonderer Uferstrukturen (z. B. Sturzbäume, Totholzansammlungen). Veränderungen durch Uferverbau werden je nach Grad der biologischen Wirkung unterschieden in Lebendverbau (z. B. Faschinen), Befestigungen mit Lückensystem (Steinschüttungen) und Befestigungen ohne Lückensystem (z. B. Betonhalbschalen, Spundwände).

5.4.2 Wie wirkt ein veränderter Uferzustand auf die Biokomponenten? ↴

Veränderungen der Uferstruktur gehen oft einher mit dem Verlust besonderer Uferhabitate (z. B. Totholzansammlun-

gen, Unterstände für Fische), welcher sich unabhängig vom Gewässertyp in einer deutlich reduzierten Habitatvielfalt äußern kann. Davon betroffen sind oft auch die Sohlstrukturen sowie die Substrat- und Strömungsdiversität. In der Folge nehmen entsprechende Habitatspezialisten (z. B. viele Eintags-, Stein- und Köcherfliegen [EPT-Taxa]) in ihrer Dichte ab oder fallen komplett aus. Der Anteil an Ubiquisten („Allerweltsarten“) mit eher geringen Habitatansprüchen nimmt zu.

Veränderungen durch Uferverbau gehen oft einher mit Laufbegradigungen und weiteren Gewässerausbaumaßnahmen, die darauf abzielen, die Ufererosion zu unterbinden.

5.4.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Maßnahmen zur Verbesserung des Uferzustandes sollten zwei Ziele haben; zum einen sollte bestehender Uferverbau nach Möglichkeit vollständig entfernt oder durch naturverträglichere Bauweisen ersetzt werden. Zum anderen sollte die Entwicklung natürlicher Uferstrukturen (z. B. Totholzansammlungen, Uferbuchten, Uferabbrüche) gefördert werden [DAHM et al. 2014]. Dazu kann auch die Anlage von Initialstrukturen gehören, z. B. das Einbringen von Totholz oder ähnlichen Strukturelementen zur Förderung der Ufererosion.

5.4.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose eines veränderten Uferzustands? ±

Die Testung hat nur eine geringe Übereinstimmung der Diagnoseergebnisse mit den Einschätzungen der Gewässerexpert:innen ergeben. Demnach tendiert die Diagnose dazu, die tatsächliche Belastung zu unterschätzen. Die Unsicherheit bei der Diagnose eines veränderten Uferzustands wird daher als hoch eingeschätzt.

Eine Ursache dafür könnte in der Überlagerung mit Potentialisierungseffekten liegen, z. B. infolge einer Fließgeschwindigkeitsreduktion, welche bei Gewässerausbaumaßnahmen mit einem veränderten Uferzustand einhergehen kann. Dies wird durch die Reaktion der Diagnosemetrics bestätigt. Die Überlagerung von verändertem Uferzustand und veränderten Strömungsbedingungen führt mutmaßlich zu einem eher geringen Diagnosepotenzial im Hinblick auf den Zustand der Uferstrukturen.



Abbildung 5.4: Fließgewässer mit verändertem Uferzustand. Foto: Gorka

5.4.5 Literatur ☰

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C., & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

5.5 Veränderter Uferbewuchs (BFA)

5.5.1 Was bedeutet ein veränderter Uferbewuchs von Fließgewässern? ?

Der Uferbewuchs ist Teil der Uferstruktur und umfasst Art und Umfang der Vegetation an der Uferböschung und auf der Böschungsoberkante. Im Rahmen der Strukturbewertung wird registriert, ob und in welcher Länge ein standortgerechter, nicht standortgerechter oder kein Bewuchs vorhanden ist [LUBW 2017].

Die Umweltbedingungen in einem Fließgewässerabschnitt hängen eng mit der Art und dem Umfang des Uferbewuchses zusammen, beispielsweise über den Grad der Beschattung durch Gehölze, der sich auf die Wassertemperatur und damit auf den Sauerstoffgehalt im Wasser auswirkt. Standortgerechte Gehölze versorgen das Gewässer mit organischem Material (Laub, Zweige etc.) und stellen somit eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Zerkleinerer unter den Wirbellosen dar. Als Sitzwarte und Lebensraum für Libellen und Köcherfliegen spielt ein standortgerechter Uferbewuchs zudem eine wichtige Rolle im Lebenszyklus vieler aquatischer Wirbelloser. Die Wurzelstrukturen standorttypischer Gehölze (z. B. Schwarzerle) im Bereich

der Mittelwasserlinie bieten vielen Libellen- und Käferarten einen wertvollen Lebensraum.

Veränderungen im Uferbewuchs äußern sich oft dadurch, dass entweder ein nicht standortgerechter Bewuchs vorherrscht (z. B. Nadelgehölze, Pappeln, standortfremde Sträucher) oder der Bewuchs in Länge und Dichte von den natürlichen Bedingungen abweicht.

5.5.2 Wie wirkt ein veränderter Uferbewuchs auf die Biokomponenten? ⚡

Ein lückiger oder gänzlich fehlender Uferbewuchs kann keine ausreichende Beschattungsleistung erfüllen und somit die Erwärmung von Fließgewässern fördern, vor allem in den Sommermonaten. Vor dem Hintergrund einer durch den Klimawandel bedingten Erwärmung in vielen Regionen Deutschlands kann dies zu kritischen Situationen für die aquatischen Organismen führen, insbesondere, wenn damit Sauerstoffdefizite einhergehen. Standortfremde Gehölze (z. B. Nadelbäume, Ziersträucher) können die Beschattungsleistung zwar erbringen, ihre Nadeln und Blätter sind als Nahrungsquelle für aquatische Wirbellose aber ungeeignet, wodurch eine wichtige Kohlenstoffquelle im Nahrungsnetzgefüge ausfällt. Damit verbunden sind auch negative Auswirkungen auf höhere trophische Ebenen, beispielsweise auf Fische.



Abbildung 5.5: Fließgewässer mit verändertem Uferbewuchs.
Foto: Hackbarth

Fehlt geeigneter Uferbewuchs als Lebensraum flugfähiger Insekten, fallen die entsprechenden Arten aus. Gewässer und Uferbewuchs sind für solche Arten unbedingt als zusammengehörige Einheit zu betrachten und im Rahmen einer naturnahen Fließgewässerentwicklung gemeinsam zu entwickeln.

5.5.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Ziel von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung sollte es sein, die Veränderung des Uferbewuchses rückgängig zu machen. Der Uferbewuchs sollte in Richtung einer naturnahen, dem Gewässertyp entsprechenden Vegetation, u. a. mit Bäumen, Sträuchern, Röhrichten, Kräutern und Gräsern, entwickelt werden [DAHM et al. 2014]. Standortfremde sollten durch standortgerechte Arten ersetzt werden. Standortgerecht bedeutet in diesem Zusammenhang auch die Entwicklung des Uferbewuchses im Bereich der Mittelwasserlinie.

Damit die Ökosystemleistungen des Uferbewuchses sich entfalten können, sollte der Uferbewuchs auch in Artenzusammensetzung, Dichte und Breite den natürlichen, gewässertypspezifischen Bedingungen entsprechen. Die notwendige Länge hängt von weiteren Standortfaktoren ab (z. B. Gewässerbreite, -tiefe, Fließgeschwindigkeit), sollte aber mehrere Hundert Meter je Einzelmaßnahme betragen, um dadurch auch die Erwärmung zu mindern [KAIL et al. 2021].

5.5.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose eines veränderten Uferbewuchses? ±

Die Testung hat gezeigt, dass die Diagnoseergebnisse im Vergleich zur Einschätzung der Expert:innen zum Teil zu einer Unterschätzung der Belastung tendieren. Die Unsicherheit bei der Diagnose einer Belastung durch veränderten Uferbewuchs wird daher als mäßig eingeschätzt.

5.5.5 Literatur ☰

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C., & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

KAIL, J., PALT, M., LORENZ, A. & HERING, D. (2021) Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*, 35, e14008.

LUBW (Hrsg.) (2017) Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 57 S.

5.6 Veränderte Substratdiversität (MGB, MGF, BFA)

5.6.1 Was kennzeichnet eine veränderte Substratdiversität?

Die Substratdiversität gibt Auskunft über die räumliche Verteilung und das Ausmaß der Korngrößenzusammensetzung in einem Gewässerabschnitt [LUBW 2017]. Zu den verschiedenen Sohlensubstraten gehören u. a. Steine, Kies, organisches Material, Sand und feinere Fraktionen, wobei zwischen natürlich vorkommenden und künstlich eingebrachten Sohlensubstraten (z. B. Steinschüttungen zur Ufersicherung) zu differenzieren ist.

Die Substratdiversität fasst die Vielfalt der natürlicherweise vorkommenden Substrate sowie ihre Verteilung auf der Sohle zusammen. Sie kann natürlicherweise hoch (z. B. in vielen Mittelgebirgsbächen) oder auch eingeschränkt (z. B. in sandreichen Tieflandbächen) sein, was bei der Bewertung der Substratdiversität Berücksichtigung findet.

Die Substratdiversität ist oft eng mit der Strömungsdiversität/Tiefenvarianz korreliert und kann auch von der gewässernahen Landnutzung beeinflusst sein. Grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 5, 7) weisen im Naturzustand eine mäßige bis hohe Substratdiversität auf. Feinmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typ 5.1, 6) mit schlammig-sandigen Sohlabschnitten können eine vergleichsweise große Substratdiversität aufweisen [POTTGIESSER 2018].

5.6.2 Wie wirkt eine natürliche Substratdiversität auf die Biokomponenten?

Eine natürliche Substratdiversität bildet eine wesentliche Grundlage für die Ausbildung einer natürlichen Habitatdiversität und damit für die Bereitstellung diverser Lebensräume für die Biokomponenten auf der Gewässersohle. Dazu gehört auch das Lückensystem (Interstitial), das sich zwischen den Substratpartikeln bildet und das den Le-

bensraum vieler Arten bildet. Hartsubstrate (z. B. Steine, Totholz) und ihr Lückenraum dienen vielen Insekten als Lebensraum, während die darauf wachsenden Algen eine wichtige Nahrungsquelle für Weidegänger bilden. Weichsubstrate (z. B. Sand, Feindetritus) dienen grabenden Arten als Lebensraum und spielen als Nahrungsquelle für Sammler eine wichtige Rolle. Totholzansammlungen (z. B. Baumstämme, größere Äste) spielen in vielen Gewässern eine zentrale Rolle, da sie nicht nur ein wichtiges organisches Substratelement darstellen, sondern infolge ihrer dreidimensionalen Struktur die Strömungsdiversität erhöhen können. Dies wirkt sich wiederum verstärkend auf die Substratdiversität im Ober- und Unterstrombereich von Totholzansammlungen aus.

Ist ein Gewässerabschnitt durch einen verstärkten Eintrag von Feinsubstraten (z. B. durch Bodenerosion) belastet, kann dies zur Überdeckung gröberer Substrate (Versandung, Verschlammung) sowie zum Verschluss des Lückensystems führen. Dieser Verschluss kann dauerhaft sein, wenn die Feinsedimente sich verfestigen (Kolmation).

5.6.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Maßnahmen sollten zum Ziel haben, die Substratdiversität an die gewässertypspezifische, natürliche Referenzsituation anzupassen [DAHM et al. 2014]. Dies gilt sowohl für die Auswahl der Substrate als auch für deren Anteile und Verteilung auf der Gewässersohle.

Bedingt durch die enge Verknüpfung von Strömungs- und Substratdiversität ist es im Sinne eines nachhaltigen Maß-



Abbildung 5.6: Fließgewässer mit veränderter Substratdiversität. Foto: Schütz

nahmenerfolges notwendig, dass sich Maßnahmen gleichermaßen auf die Wiederherstellung einer dem Gewässertyp entsprechenden Substrat- und Strömungsdiversität konzentrieren. Allein durch Substratanreicherungen, d. h. ohne begleitende Maßnahmen im Gewässerlängsverlauf und Querprofil, kann dies aber vermutlich nicht erreicht werden.

In diesem Zusammenhang spielt die Renaturierung mit Totholz eine zentrale Rolle [ECKERT et al. 1996]. Durch das Einbringen typgemäßer Totholzelemente kann einerseits die Substratdiversität direkt erhöht werden und andererseits eine Erhöhung der Strömungsdiversität und damit der Substratdiversität erreicht werden [KAIL & HERING 2003]. Je nach Gewässertyp kann Totholz im Naturzustand etwa ein Drittel der Gewässersohle einnehmen.

5.6.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer veränderten Substratdiversität?

Sowohl für Mittelgebirgsbäche als auch -flüsse kann von einem starken Einfluss der Substratdiversität auf den Zustand des Makrozoobenthos ausgegangen werden [LUBW 2019]. Die Testung hat eine gute Übereinstimmung zwischen Diagnoseergebnissen und Einschätzungen der Gewässerexpert:innen ergeben. Die Unsicherheit bei der Diagnose einer veränderten Substratdiversität wird daher als gering eingeschätzt.

5.6.5 Literatur

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C. & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

ECKERT, S., SCHERLE, J., NESTMANN, F., HUG, M. & SPÄTH, V. (1996): Totholzanfall in Fließgewässern und dessen Auswirkungen auf die Gewässerstrukturentwicklung in Abhängigkeit von Baumarten, Waldgesellschaften, Alters- und Waldstruktur auf Ufer und Uferstrandstreifen. Veröffentlichung des PAÖ (16), 255 – 284.

KAIL, J. & HERING, D. (2003): Renaturierung von Fließgewässern mit Totholz. Wasser Energie Luft (95), 355 – 357.

LUBW (Hrsg.) (2017) Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 57 S.

LUBW (Hrsg.) (2019) Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 3 – Maßnahmenplanung, -umsetzung, -unterhaltung. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 98 S.

POTTGIESSER, T. (2018): Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Stand 2018. (https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf)

5.7 Erhöhter Feinsedimentanteil (MGB, MGF, BFA)

5.7.1 Was bedeutet ein erhöhter Feinsedimentanteil?

Als Feinsedimente werden mineralische Substrate einer Korngröße unter zwei Millimetern (Sand, Schluff, Ton) mit unterschiedlichen organischen Anteilen bezeichnet. Feinsedimente gehören zu den natürlichen Substraten vieler Fließgewässer, so z. B. von feinmaterialreichen Mittelgebirgs- oder sandigen Tieflandfließgewässern. Ihre natürlichen Anteile variieren jedoch gewässertypspezifisch sehr stark; sie dominieren in Sandgewässern, spielen aber in vielen Schottergewässern allenfalls eine untergeordnete Rolle.



Abbildung 5.7: Fließgewässer mit hohem Feinsedimentanteil. Foto: Humberg

Eine Belastung durch unnatürlich hohe Feinsedimentanteile resultiert häufig aus der gewässernahen Landwirtschaft [ALLAN 2004], insbesondere dann, wenn intensive Bodenbewirtschaftung mit einer ungünstigen Hangneigung hin zum Gewässer die Erosionsprozesse an der Bodenoberfläche fördern und eine uferbegleitende Vegetation fehlt. Belastungen durch Feinsedimente können im urbanen Raum aber auch von Retentionsanlagen ausgehen, deren Aufgabe der Rückhalt von Wasser bei Starkregen ist. Die Anlagen fungieren als Feinsedimentsenken und können im Fall einer Entlastung große Mengen Feinsediment in das angeschlossene Fließgewässer einleiten.

5.7.2 Wie wirkt ein erhöhter Feinsedimentanteil auf die Biokomponenten?

Kommt es infolge anthropogener Aktivitäten zum Eintrag von Feinsedimenten, wirkt sich dies meist negativ auf die Fließgewässerökologie aus. Zum einen überdecken Feinsedimente gröbere Substrate (z. B. Kies, Steine) und Strukturen (z. B. Totholz) auf der Gewässersohle und reduzieren damit die Substratdiversität. In der Folge nimmt die Biodiversität ab; Hartsubstratspezialisten, darunter viele lithophile (Steine-liebende) Arten fallen aus. Aber auch der Biofilm (Mikroorganismen, u. a. Algenaufwuchs, Bakterien, Pilze) auf Hartsubstraten kann von Feinsubstrat überdeckt werden, was sich negativ auf die Weidegänger (z. B. viele Eintagsfliegenarten) auswirkt, denen der Biofilm als Nahrungsquelle dient.

Zum anderen können Feinsedimente das Lückensystem (Interstitial) kiesiger und steiniger Substrate verstopfen und dadurch die Sauerstoffversorgung unterbinden [LUBW 2019]. Das Interstitial wird dadurch nicht nur für Wirbellose unbewohnbar, sondern verliert auch die Eignung als Laichsubstrat für kieslaichende Fische (z. B. Atlantischer Lachs, Bachforelle). Für deren Laicherfolg ist ein gut belüftetes Interstitial eine wesentliche Voraussetzung.

Für grobmaterialreiche Fließgewässer, deren typspezifische Fauna viele Hartsubstratbesiedler sowie kieslaichende Fischarten umfasst, wurde ein maximaler Feinsedimentanteil in der Größenordnung von 10 % der Gewässersohlenfläche als Grenzwert zur Erreichung des sehr guten ökologischen Zustands identifiziert [DAHM et al. 2014].

5.7.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Da eine Belastung durch erhöhte Feinsedimentanteile auf der Gewässersohle oft eng mit der Landbewirtschaftung entlang eines Gewässerabschnittes bzw. im Einzugsgebiet oberstrom zusammenhängt, sollten Maßnahmen dort ansetzen, wo Feinsedimente durch anthropogene Aktivitäten mobilisiert werden. Ein Ziel von Maßnahmen sollte es daher sein, den Eintrag von Feinsediment in Fließgewässer durch eine erosionshemmende Landbewirtschaftung im Sinne einer guten landwirtschaftlichen Praxis zu reduzieren, beispielsweise durch einen Verzicht auf Umbruch (Pflügen) oder einen Umbruch parallel zum Gewässerverlauf. Punktuelle Einträge aus der Landwirtschaft (z. B. Drainage) und aus Siedlungsgebieten (z. B. aus Regenbehandlungsanlagen) sollten identifiziert und reduziert werden.

Maßnahmen zur Minimierung des Eintrags bereits mobilisierter Feinsedimente umfassen vor allem die Anlage wirksamer Gewässerrandstreifen (Pufferstreifen), beispielsweise in Form von böschungsparellen, standortgerechten Strauch und Heckenstrukturen [LUBW 2019]. Laut Dosskey (2001) können bereits 3 – 5 m breite Grasstreifen den Eintrag von Feinsediment in Fließgewässer erheblich reduzieren.

Über die Aktivierung/Wiederanbindung primärer Auen ist es möglich, Akkumulationsräume für Feinsedimente zu schaffen. Der Rückhalt erfolgt dann auf dem Vorland und in den Auen, die beim Ausufer des Gewässers gefüllt werden und in deren strömungsberuhigten Zonen die feinkörnigen Anteile sedimentieren [LUBW 2019].

5.7.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose eines veränderten Feinsedimentanteils?

Die Testung hat eine gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der Diagnosewerkzeuge und den Einschätzungen der Expert:innen ergeben. Die statistischen Zusammenhänge zwischen erhöhten Feinsedimentanteilen und Diagnosemetrics waren für alle betrachteten Fließgewässertypengruppen deutlich und auch ökologisch nachvollziehbar. Die Unsicherheit bei der Diagnose eines erhöhten Feinsedimentanteils wird daher als gering eingeschätzt.

5.7.5 Literatur

ALLAN, J. D. (2004) Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257 – 284.

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C. & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

DOSSKEY, M. G. (2001) Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. *Environmental Management*, 28, 577 – 598.

LUBW (Hrsg.) (2019) Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 3 – Maßnahmenplanung, -umsetzung, -unterhaltung. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 98 S.

5.8 Ackerfläche im Einzugsgebiet (MGB, MGF, BFA)

5.8.1 Wofür steht die Ackerfläche im Einzugsgebiet von Fließgewässern?

Der Flächenanteil der Ackernutzung im Einzugsgebiet einer biologischen Messstelle steht stellvertretend für eine Reihe von Belastungen, die mit der Ackernutzung einhergehen: erhöhte Feinsedimenterosion durch Bodenabtrag bei Starkregenereignissen, erhöhte Nährstoffeinträge infolge von Düngung und oft auch Einträge von Pflanzen-



Abbildung 5.8: Fließgewässer mit hohem Anteil an Ackerflächen im Einzugsgebiet. Foto: Schütz

schutzmitteln in Oberflächengewässer. Daten zu diesen und weiteren Belastungen durch intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet (z. B. Gewässerunterhaltung, Wasserstandsregulierung) sind oft aber nur lückenhaft verfügbar oder fehlen gänzlich. Der Anteil an Ackerflächen im Einzugsgebiet bildet dann eine leicht zu ermittelnde Stellvertretervariable zur Quantifizierung der landwirtschaftlichen Belastungen.

5.8.2 Wie wirkt ein hoher Ackeranteil im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?

Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass der Anteil an Ackerfläche im Einzugsgebiet vielfach stark und negativ mit der ökologischen Leistungsfähigkeit und Qualität von Fließgewässern korreliert ist [ALLAN 2004], [FELD 2013], [DAHM et al. 2014]. Die Studien belegen, dass ab einem Ackeranteil von etwa 30 % im Einzugsgebiet bzw. etwa 15 % in der Gewässeraue bereits mit einem messbaren Rückgang der Makroinvertebratendiversität zu rechnen ist. Die Wahrscheinlichkeit, unter diesen Voraussetzungen einen guten ökologischen Zustand zu erreichen, ist geringer.

5.8.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands und der Leistungsfähigkeit von Fließgewässern in der Agrarlandschaft sollten zwei grundsätzliche Ziele verfolgen; zum einen sollten Reduktionsmaßnahmen darauf abzielen, den Einsatz von Düngemitteln (Stickstoff, Phosphor, Salze) und Pflanzenschutzmitteln zu vermindern und Einträge in Oberflächengewässer somit zu verringern. Die Bodenbearbeitung (z. B. Umbruch) sollte parallel zum Gewässerlauf bzw. entlang von Höhenlinien erfolgen, um somit den Eintrag von Feinsedimenten und daran gebundenen Nährstoffen über Oberflächenabflüsse und Rillenerosion zu verringern.

Zum anderen sollten Anpassungsmaßnahmen zum Ziel haben, die Fließgewässer über Revitalisierungen widerstandsfähiger gegenüber Nährstoffüberschüssen, Pestiziden und Feinsedimenteinträgen zu machen. Eine Kernmaßnahme bildet die Anlage bzw. Etablierung einer gewässerbegleitenden Ufervegetation zur Pufferung von Belastungen aus daran angrenzenden Flächen. Eine hohe Pufferfunktion kann mit gemischten Uferstreifen erreicht werden [DOSSKEY 2001], [CORRELL 2005], [FELD et al. 2011, 2018], die aus eini-

gen gewässernahen Baumreihen, eine daran anschließende Strauchreihe und schließlich einem Streifen mit Gräsern oder krautigen Pflanzen bestehen.

Die Pufferstreifen erfüllen vielfältige Ökosystemfunktionen, indem sie Stickstoff, Phosphor und Feinsedimente aus Oberflächenabflüssen sowie aus den oberen Grundwasserschichten wirksam zurückhalten [NAIMAN et al. 2005]. Ihre Funktionsfähigkeit hängt von ihrer Breite, Länge und Dichte auf beiden Gewässerseiten sowie von weiteren Randbedingungen (z. B. Art der Auenvegetation, Hangneigung, Bodenart) ab. Als Faustregel gilt, dass die volle Funktionsfähigkeit des Uferstreifens ab einer Breite von ca. 30 m (jeweils rechts und links) erreicht wird [DOSSKEY 2001], [NAIMAN et al. 2005]. Aber auch schmalere Pufferstreifen können bereits wichtige Ökosystemfunktionen erfüllen. So können Feinsedimente und daran gebundene Nährstoffe bereits von 3 – 5 m breiten Grasstreifen effektiv zurückgehalten werden [DOSSKEY 2001].

5.8.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Ackernutzung im Einzugsgebiet?

Die Testung hat eine gute Übereinstimmung zwischen den Diagnoseergebnissen und den Einschätzungen der Expert:innen ergeben. Die im Vorfeld anhand von Monitoringdaten ermittelten statistischen Zusammenhänge zwischen dem Anteil der Ackerfläche im Einzugsgebiet und den Diagnosemetrics waren deutlich und ökologisch nachvollziehbar. Die Unsicherheit bei der Diagnose von Belastungen infolge eines hohen Anteils an Ackerflächen im Einzugsgebiet wird daher als gering eingeschätzt.

Einschränkend muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass Belastungen aus der intensiven Landwirtschaft durch ähnliche Belastungen überlagert werden können, wie sie beispielsweise im Siedlungsraum entstehen. Denkbar sind beispielweise Belastungen durch Feinsediment- und Pestizideinträge aus Regenwasserentlastungsanlagen.

5.8.5 Literatur

ALLAN, J. D. (2004) Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257 – 284.

CORRELL, D. L. (2005) Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering*, 24, 433 – 439.

DAHM, V., KUPILAS, B., ROLAUFFS, P., HERIG, D., HAASE, P., KAPPES, H., LEPS, M., SUNDERMANN, A., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., KOENZEN, U., REUVERS, C., ZELLMER, U., ZINS, C., & WAGNER, F. (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau, 288 S.

DOSSKEY, M. G. (2001) Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. *Environmental Management*, 28, 577 – 598.

FELD, C. K., BIRK, S., BRADLEY, D. C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PETERSEN, M. L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P. F. M. & FRIBERG, N. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119 – 209.

FELD, C. K. (2013) Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology*, 58, 715 – 729.

FELD, C. K., FERNANDES, M. R., FERREIRA, M. T., HERING, D., ORMEROD, S. J., VENOHR, M. & GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C. (2018) Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems – A conceptual study. *Water Research*, 139, 381 – 394.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H. & McCLAIN, M. E. (2005): *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Academic Press, 488 p.

5.9 Siedlungsfläche im Einzugsgebiet (MGB, MGF, BFA)

5.9.1 Wofür steht die Siedlungsfläche im Einzugsgebiet von Fließgewässern?

Der Anteil an Siedlungsflächen im Einzugsgebiet von Fließgewässern steht stellvertretend für eine Reihe von Belastungen, die gleichermaßen sowohl die Wasserqualität als auch die hydrologische und morphologische Qualität der Gewässer beeinträchtigt. Stoffliche und hydrologische

Belastungen resultieren beispielsweise aus Kläranlagen (z. B. Spurenstoffe), Industrieanlagen und Straßenabläufen (z. B. Reifenabrieb, Streusalz, Biozide). Insbesondere bei Mischwassersystemen mit Regenwasserrückhalteanlagen können bei Entlastung der Anlagen zudem Feinsedimente freigesetzt werden. Die Liste morphologischer Belastungen ist vielfältig, weil Fließgewässer im Siedlungsraum aus Gründen des Hochwasserschutzes häufig strukturell erheblich überformt sind. Der Gewässerlauf ist meist begradigt, Sohle und Ufer sind zum Schutz vor Erosion festgelegt. Die Gewässer sind zudem meist unbeschattet, da sich, aufgrund der gewässernahen Überbauung, keine natürliche Ufervegetation entwickeln kann.

5.9.2 Wie wirken Siedlungsflächen im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten? ⚡

Studien legen nahe, dass bereits ein sehr geringer Siedlungsanteil (Fläche kleiner 10 %) im Einzugsgebiet mit einer negativen Reaktion der Gewässerbiologie einhergeht [PAUL & MEYER 2001], [FELD 2013]. Bereits ab Siedlungsanteilen von



Abbildung 5.9: Fließgewässer mit hohem Anteil an Siedlungsflächen im Einzugsgebiet.

5 – 8 % einer biologischen Messstelle ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands unwahrscheinlich.

Stoffliche Belastungen (z. B. Nährstoffe und Spurenstoffe aus Kläranlagen oder Regenüberläufen) wirken direkt physiologisch auf Wirbellose und Fische. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang auch die zum Teil niedrigen Sauerstoffgehalte des bei Entlastungsereignissen (z. B. Starkregen) eingeleiteten Wassers, was in Verbindung mit der hydraulischen Belastung die Abwanderung der Gewässerfauna infolge der Siedlungseinflüsse zusätzlich fördert.

Die oft erheblichen morphologischen Überformungen im Siedlungsraum gehen mit einem signifikanten Habitatverlust für viele Gewässerorganismen einher. Dieser kann sich auch weiter unterhalb im Längsverlauf negativ auf die Biodiversität der Gewässerfauna und -flora auswirken („negative Strahlwirkung“). Die Biodiversität ist dann meist gering und beschränkt sich auf belastungstolerante bzw. anspruchsarme Ubiquisten. Im Ergebnis steht eine unbefriedigende bis schlechte Bewertung.

5.9.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Die gewässernahe Bebauung im Siedlungsraum schließt in der Regel strukturelle Verbesserungen bzw. Revitalisierungen jenseits der unmittelbaren Uferbereiche aus. Möglich sind dann strukturelle Aufwertungen der Ufer (z. B. Abflachung, Lebendverbau statt Steinschüttungen) sowie der Sohle (z. B. Sohlentfesselung, naturnahe Substratvielfalt). Sofern die Gewässerbreite es zulässt, können ufernahe Vegetationsbereiche die Beschattung erhöhen und zusätzlich wertvolle Habitate für viele Wirbellosenarten bereitstellen. Hydraulische Belastungen infolge häufiger und/oder starker Entlastungen sollten in Richtung eines dem Gewässertyp entsprechenden Abflussgeschehens gesteuert bzw. entwickelt werden.

Ziel von morphologischen Maßnahmen sollte die Wiederherstellung einer intakten hydromorphologischen Struktur mit einer möglichst hohen Habitatvielfalt sein. Dabei sollte es nicht ausschließlich um die starre Aufwertung von Strukturen gehen (z. B. Einbringen von Totholz und anderen Substraten), sondern vielmehr um die Initiierung der eigendynamischen Entwicklung gehen, z. B. mithilfe

der Dynamisierung des Abflussgeschehens. Die Ergebnisse zur räumlichen Wirkbreite struktureller Belastungen legen nahe, dass Revitalisierungen wahrscheinlich erfolgreicher sind, wenn sie über längere (bis zu mehreren Kilometer lange) Gewässerstrecken erfolgen [LORENZ & FELD 2013].

Die stoffliche Belastung aus Punktquellen darf nicht vernachlässigt werden. Daher muss hier sichergestellt werden, dass die Drosseleinstellungen der Regenwasserbehandlungsanlagen richtig eingestellt sind. Auch regelmäßige Wartungen der Anlagen tragen zu einer geringeren Belastung der Gewässer bei.

5.9.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Siedlungsflächen im Einzugsgebiet?

Die Testung hat eine gute Übereinstimmung zwischen den Diagnoseergebnissen und den Einschätzungen der Expert:innen ergeben. Die anhand von Monitoringdaten ermittelten statistischen Zusammenhänge zwischen der Siedlungsfläche im Einzugsgebiet und den Diagnosemetriken waren deutlich und ökologisch nachvollziehbar. Die Unsicherheit bei der Diagnose von Belastungen infolge eines hohen Anteils an Siedlungsflächen im Einzugsgebiet wird daher als gering eingeschätzt.

Einschränkend muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass Belastungen aus Siedlungsflächen durch ähnliche Belastungen, beispielsweise aus landwirtschaftlichen Flächen, überlagert werden können. Denkbar wären z. B. Feinsediment- und Pestizideinträge aus Ackerflächen.

5.9.5 Literatur

FELD, C. K. (2013) Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology*, 58, 715 – 729.

LORENZ, A. W. & FELD, C. K. (2013) Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 704, 489 – 501.

PAUL, M. J. & MEYER, J. L. (2001) Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32, 333 – 365.

5.10 Intensive Grünlandnutzung im Einzugsgebiet (BFA)

5.10.1 Was bedeutet eine intensive Grünlandnutzung im Einzugsgebiet von Fließgewässern?

Grünland bezeichnet landwirtschaftliche Nutzflächen, deren Ziel die Produktion pflanzlicher Biomasse zur Fleisch- oder Energieerzeugung ist. Die Bewirtschaftung kann extensiv ohne oder mit nur geringem Düngemiteleinsatz bzw. geringer Beweidungsintensität (z. B. artenreiche Heuwiesen, Hochgebirgsweiden mit geringer Viehdichte) oder intensiv mit hohem Düngemiteleinsatz bzw. hoher Beweidungsintensität (z. B. Fettwiesen, Viehweiden mit hoher Viehdichte) erfolgen.

Die Grünlandnutzung hat sich vor allem dort entwickelt, wo eine ackerbauliche Nutzung aufgrund klimatischer oder geomorphologischer Gegebenheiten ungünstig ist. Hohe Niederschläge und hohe Grundwasserstände, extreme Hangneigungen und hohe Tongehalte des Bodens kennzeichnen klassische Grünlandstandorte [BLE 2021].

5.10.2 Wie wirkt intensive Grünlandnutzung im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?

Die Belastungen durch intensive Grünlandnutzung ähneln denen der Ackernutzung, können sich aber in Bezug auf die Belastungsstärke unterscheiden, beispielsweise bedingt durch die meist dichte Vegetationsdecke, die der Oberflächenerosion entgegenwirkt.

Bedingt durch die intensive Zuführung von Nährstoffen werden diese verstärkt mit dem Niederschlag ausgewaschen und in Fließgewässer eingetragen, wo sie die Eutrophierung fördern. Die Biomasseproduktion nimmt hierdurch auch im Gewässer zu, was sich negativ auf die Zusammensetzung der pflanzlichen Biokomponenten auswirkt. Die Artenvielfalt sinkt zugunsten schnellwachsender Arten, die dominieren und weniger dominante Arten im Wachstum beeinträchtigen.

Da Pflanzen nachts atmen, kann der Sauerstoffgehalt in dichten Pflanzenbeständen deutlich abnehmen und zumindest temporär zu Sauerstoffdefiziten führen. Wird die Biomasse dann zum Ende der Vegetationsperiode von atmenden Mikroorganismen abgebaut, kann die Sauerstoffzehrung zur Beeinträchtigung der Gewässerfauna führen.

Besonders anspruchsvolle Fisch- und Wirbellosenarten fallen dann aus.

Trotz einer meist dichten und geschlossenen Vegetationsdecke kann die intensive Grünlandnutzung mit dem Eintrag von Feinsedimenten verbunden sein, wenn die Bodenerosion durch hohe Nutzungsintensität (häufige Mahd, hoher Viehbesatz, Trittschäden) mechanisch bedingt erhöht ist. In Fließgewässern können Feinsedimente andere Substrate (z. B. Kies, Steine, Totholz) überdecken und dadurch zum Habitatverlust für Wirbellose (viele Stein- und Kiesbesiedler) und Fische (u. a. Kies-laichende Arten) führen.

5.10.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Maßnahmen zur Verminderung der Belastungen aus intensiver Grünlandbewirtschaftung sollten darauf abzielen, den Eintrag von Nährstoffen und Feinsedimenten in die Fließgewässer zu reduzieren. Dies kann zum einen über die Reduktion der Nutzungsintensität erreicht werden, beispielsweise durch eine geringere Viehbesatzdichte, größere Mahdintervalle und die Bemessung ausgebrachter Düngemittel an den tatsächlichen Bedarf der Nutzpflanzen. Besonders erosionsanfällige Flächen (z. B. ufernahe Flächen mit starker Hangneigung) sollten durch Einzäunung oder Gehölzbewuchs vor Trittschäden geschützt werden.

Zum anderen sollten Anpassungsmaßnahmen zum Ziel haben, die Fließgewässer über Revitalisierungen widerstandsfähiger gegenüber Nährstoffüberschüssen, Pestiziden und Feinsedimenteinträgen zu machen. Eine Kernmaßnahme bildet die Anlage bzw. Etablierung einer gewässerbegleitenden Ufervegetation zur Pufferung von Belastungen aus daran angrenzenden Flächen. Eine hohe Pufferfunktion kann mit gemischten Uferstreifen erreicht werden [DOSKEY 2001], [CORRELL 2005], [FELD et al. 2011, 2018], die aus einigen gewässernahen Baumreihen, eine daran anschließende Strauchreihe und schließlich einem Streifen mit Gräsern oder krautigen Pflanzen bestehen.

Die Pufferstreifen erfüllen vielfältige Ökosystemfunktionen, indem sie Stickstoff, Phosphor und Feinsedimente aus Oberflächenabflüssen sowie aus den oberen Grundwasserschichten wirksam zurückhalten [NAIMAN et al. 2005]. Ihre Funktionsfähigkeit hängt von der Breite, Länge und Dichte



Abbildung 5.10: Fließgewässer mit hohem Anteil an intensiv genutztem Grünland im Einzugsgebiet. Foto: Gorka

der Pufferstreifen auf beiden Gewässerseiten sowie von weiteren Randbedingungen (z. B. Art der Auenvegetation, Hangneigung, Bodenart) ab. Als Faustregel gilt, dass die volle Funktionsfähigkeit des Uferstreifens ab einer Breite von ca. 30 m (jeweils rechts und links) erreicht wird [DOSKEY 2001], [NAIMAN et al. 2005]. Aber auch schmalere Pufferstreifen können bereits wichtige Ökosystemfunktionen erfüllen. So können Feinsedimente und daran gebundene Nährstoffe bereits von 3–5 m Meter breiten Grasstreifen effektiv zurückgehalten werden [DOSKEY 2001]. Auch Temperatureffekte durch Beschattung sind bereits mit Baumreihen von wenigen Metern Breite erreichbar, sofern sie dicht genug stehen und ihre Länge einige Hundert Meter beträgt [KAIL et al. 2021].

5.10.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Grünlandnutzung im Einzugsgebiet? ±

Die Testung hat eine gute Übereinstimmung zwischen den Diagnoseergebnissen und den Einschätzungen der Expert:innen ergeben, wobei anzumerken ist, dass die Anzahl getesteter Gewässerabschnitte gering war ($N < 10$) und die Ergebnisse somit als vorläufig anzusehen sind. Die anhand von Monitoringdaten ermittelten statistischen Zusammenhänge zwischen der Fläche intensiven Grünlands im Einzugsgebiet und den Diagnosemetrics waren deutlich und ökologisch nachvollziehbar. Die Unsicherheit bei der Diagnose von Belastungen infolge intensiver Grünlandbewirtschaftung im Einzugsgebiet wird daher (vorläufig) als gering eingeschätzt.

5.10.5 Literatur

BLE (2021) Grünlandwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. (<https://www.praxis-agrar.de/pflanze/gruenland/gruenlandwirtschaft/?L=0>)

CORRELL, D. L. (2005) Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering*, 24, 433 – 439.

DOSSKEY, M. G. (2001) Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. *Environmental Management*, 28, 577 – 598.

FELD, C. K., BIRK, S., BRADLEY, D. C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PETERSEN, M. L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P. F. M. & FRIBERG, N. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119 – 209.

FELD, C. K., FERNANDES, M. R., FERREIRA, M. T., HERING, D., ORMEROD, S. J., VENOHR, M. & GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C. (2018) Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems – A conceptual study. *Water Research*, 139, 381 – 394.

KAIL, J., PALT, M., LORENZ, A. & HERING, D. (2021) Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*, 35, e14008.

NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H. & MCCLAIN, M. E. (2005): *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Academic Press, 488 p.

5.11 Sonderkulturen im Einzugsgebiet (MGB, BFA)

5.11.1 Wofür stehen Sonderkulturen im Einzugsgebiet von Fließgewässern?

Sonderkulturen sind landwirtschaftlich angebaute Kulturpflanzen (v. a. Obst und Wein) mit besonderen Bedingungen an den Standort (z. B. Klima, Geochemie, Boden). Ihr Anbau ist daher nicht überall möglich und oft zudem arbeits- und kostenintensiv. Im Bundesvergleich ist der Anteil an Sonderkulturen an der Landwirtschaft in Baden-Württemberg groß und umfasst u. a. den Anbau von Obst (Bodenseegebiet, Rheinebene, Neckartal) und Wein

(Raum Stuttgart und Freiburg). Bei intensiver Bewirtschaftung der Standorte kann es zur Belastung umliegender Fließgewässer durch Pflanzenschutzmittel (z. B. Herbizide, Insektizide) kommen. Der Anbau in Hanglagen begünstigt die Bodenerosion und kann zudem zu Belastungen durch Feinsedimenteinträge führen.

5.11.2 Wie wirken Sonderkulturen im Einzugsgebiet auf die Biokomponenten?

Im Zentrum der Diagnose stehen Sonderkulturen, deren Anbau mit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verbunden ist. Während Herbizide das Aufkommen nicht erwünschter, meist krautiger Pflanzen („Unkräuter“) unterbinden, zielen Insektizide darauf ab, die Fraßfeinde der Kulturpflanzen (z. B. Reblaus, Obstmade, Kartoffelkäfer) zu töten. Gelangen Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer, entfalten sie dort dieselbe Wirkung und bedrohen damit die Gewässerflora und -fauna. Die Belastung von Fließgewässern durch meist mehrere Pflanzenschutzmittel ist aber nicht speziell mit dem Anbau von Sonderkulturen verbunden; Pflanzenschutzmittel werden auch im herkömmlichen Ackerbau (z. B. Getreide, Mais) sowie zum Teil auch im Siedlungsbereich angewendet.



Abbildung 5.11: Fließgewässer mit Sonderkulturen im Einzugsgebiet.

5.11.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Da es sich bei Pestiziden in der Regel um hochwirksame Substanzen handelt, sollten Maßnahmen vor allem darauf abzielen, deren Anwendung und somit potenziellen Eintrag in Oberflächengewässer zu reduzieren. Zudem sollten persistente, d. h. in der Umwelt nur langsam abbaubare Pestizide, zugunsten weniger persistenter Substanzen angewendet werden.

Weitere Maßnahmen sollten darauf abzielen, die möglichen Eintragspfade von Pestiziden zu unterbrechen. Studien legen nahe, dass eine gewässerbegleitende, dichte Gehölzvegetation mit Bäumen und Sträuchern einen wirksamen Puffer darstellt und den Eintrag von Pestiziden über Aerosole effektiv verhindern kann [FELD et al. 2011]. Zusammen mit einem landseitig angrenzenden Streifen aus grasigen oder krautigen Pflanzen kann solch ein Pufferstreifen zudem Feinsedimente wirksam zurückhalten [NAIMAN et al. 2005] und damit den Eintrag daran gebundener Pestizide verhindern.

5.11.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose von Belastungen durch Sonderkulturen im Einzugsgebiet? ±

Die Testung hat gezeigt, dass die Diagnose im Vergleich zur Einschätzung der Expertinnen vielfach zur Überschätzung einer Belastung durch Sonderkulturen führte. Die Unsicherheit bei der Diagnose von Belastungen durch Sonderkulturen im Einzugsgebiet wird daher als mäßig bis hoch eingeschätzt.

Pflanzenschutzmittel können beispielsweise auch über andere Quellen in Fließgewässer gelangen. Denkbar sind z. B. ein Eintrag aus Gartenbaubetrieben und Kleingartenanlagen, aber auch generell aus Siedlungsflächen, wenn Pflanzenschutzmittel dort im privaten Umfeld eingesetzt werden. Hinzu kommen mögliche Belastungen durch Biozide, die im Siedlungsraum z. B. zum Schutz von Fassaden vor Algen- und Pilzbefall oder auch als Flammschutzmittel eingesetzt werden.

5.11.5 Literatur 📖

FELD, C. K., BIRK, S., BRADLEY, D. C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PETERSEN, M. L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P. F. M. & FRIBERG, N. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119 – 209.

NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H. & McCLAIN, M. E. (2005): *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Academic Press, 488 p.

5.12 Thermische Belastung (MGB, MGF, BFA)

5.12.1 Was bedeutet eine thermische Belastung von Fließgewässern? ?

Eine thermische Belastung von Fließgewässern herrscht vor, wenn die Wassertemperatur von den Bedingungen abweicht, die im Naturzustand vorherrschen würden. Darunter fallen sowohl die Erwärmung (z. B. durch Kühlwasser-einleitung aus Kraftwerken) als auch die Abkühlung (z. B. durch Tiefenwasserausleitung aus Talsperren).

Gegenstand der Diagnose ist hier aber vor allem die anthropogen geförderte Erwärmung von Fließgewässern. Sie ist einerseits bedingt durch die globale Erderwärmung und den damit verbundenen, allmählichen Anstieg der Lufttemperatur im Jahresmittel. Andererseits können Belastungen der Gewässerstruktur eine thermische Belastung begünstigen, z. B. wenn längere Gewässerabschnitte nur schwach beschattet oder unbeschattet sind. Aber auch ein Rückstau und die damit zusammenhängende längere Aufenthaltszeit des Wassers kann die thermische Belastung fördern.



Abbildung 5.12: Kühlwasserturm eines Kraftwerkes.

5.12.2 Wie wirkt eine thermische Belastung auf die Biokomponenten?

In Bezug auf die Biokomponenten können drei wesentliche Wirkungen unterschieden werden. Insbesondere die Gewässerfauna reagiert auf den Anstieg der Wassertemperatur mit einem Anstieg des Stoffwechsels und damit der Atmungsaktivität (vgl. Arbeitskreis [KLIWA 2016]). Gleichzeitig sinkt physikalisch bedingt die Löslichkeit von Sauerstoff im wärmeren Wasser, sodass ein erhöhter Sauerstoffbedarf mit einem niedrigeren Sauerstoffangebot zusammenfällt. Für sauerstoffbedürftige oder in sommerkühlen Gewässern lebende Arten der Fließgewässer wie z. B. Äsche oder Groppe stellen diese Phasen oft eine bedrohliche zusätzliche Belastung dar [LUBW 2019].

Die dritte Wirkung betrifft die Gewässerflora. Studien belegen, dass die Trophie von Gewässern interaktiv vom Nährstoffangebot *und* der Wassertemperatur bestimmt wird [BIRK et al. 2020]. Das bedeutet, dass selbst bei einem gleichbleibenden oder sogar leicht sinkenden Nährstoffangebot die Gewässertrophie zunehmen kann, wenn die Wassertemperatur steigt.

Gewässertypspezifische sommerliche Temperaturmaxima sowie zulässige sommerliche Temperaturerhöhungen werden auf Basis von fischökologisch abgeleiteten Orientierungswerten in der Oberflächengewässerverordnung festgelegt [OGewV 2016].

5.12.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen?

Infolge der Klimaerwärmung wird langfristig die Zunahme der Lufttemperatur in einer Größenordnung von 1,5 – 2,5 K (im Jahresmittel, Zeithorizont bis 2050) prognostiziert. Maßnahmen zur Reduktion der damit verbundenen thermischen Belastung von Fließgewässern sollten darauf abzielen, eine entsprechende Zunahme der Wassertemperatur zu minimieren bzw. zu verhindern. Insbesondere für kleine und mittelgroße Gewässer kann dies mit einer natürlichen Beschattung durch Ufergehölze erreicht werden [FELD et al. 2011], [LUBW 2019]. Eine kürzlich erschienene Studie zeigt, dass bereits 10 m breite Ufergehölzstreifen ausreichen, um auf wenigen Hundert Metern Gewässerlänge eine Abkühlung um mehr als 4,5 K zu erreichen [KAIL et al. 2021].

Die entsprechende Entwicklung der Ufervegetation sollte dabei frühzeitig umgesetzt werden, da es bis zum Erreichen der maximalen Beschattungsleistung weitere 20 bis 30 Jahre dauern kann. Die Entwicklung der Ufergehölze soll durch eine Bepflanzung mit standortgerechten, bodenständigen Arten gestützt werden.

Ein weiteres Ziel der Gewässerentwicklung sollte es sein, die Erwärmung durch Schaffung natürlicher Fließbedingungen zu bremsen. Besonderes Augenmerk sollte daher auf schwach bis unbeschattete Rückstaubereiche gelegt werden, die sich im Vergleich zu frei fließenden Gewässerstrecken deutlich schneller erwärmen können.

5.12.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer thermischen Belastung?

Die Testung hat nur teilweise zu nachvollziehbaren Diagnoseergebnissen geführt; nach Einschätzung der Gewässerexpert:innen tendiert die Diagnose vielfach zu einer Überschätzung der thermischen Belastung. Die Unsicherheit bei der Diagnose einer thermischen Belastung wird daher als mäßig bis hoch eingeschätzt.

Zu beachten ist, dass mit dem Index „KLIWA-MZB“ ein Diagnosemetric zur Diagnose der thermischen Belastung beiträgt, der mit der Bewertungssoftware „ASTERICS“ nicht berechnet wird. Der Index wurde erst mit der Berechnungsoption über PERLODES Online (www.gewaesser-bewertung-berechnung.de) implementiert.

5.12.5 Literatur

ARBEITSKREIS KLIWA (2016) Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. KLIWA-Berichte Heft 20, 145 S.

BIRK, S., CHAPMAN, D., CARVALHO, L., SPEARS, B. M., ... & HERING, D. (2020) Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1 060 – 1 068.

FELD, C. K., BIRK, S., BRADLEY, D. C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PETERSEN, M. L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P. F.M. & FRIBERG, N. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119 – 209.

KAIL, J., PALT, M., LORENZ, A. & HERING, D. (2021) Woody buffer effects on water temperature: The role of spatial configuration and daily temperature fluctuations. *Hydrological Processes*, 35, e14008.

LUBW (Hrsg.) (2019) *Gewässerentwicklung und Gewässerbewirtschaftung in Baden-Württemberg. Teil 3 – Maßnahmenplanung, -umsetzung, -unterhaltung*. LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 98 S.

OGewV (2016) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20.06.2016, Bundesgesetzblatt (BGBl.) I, S. 1 373, zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 G v. 9.12.2020, BGBl. I, S. 2 873.

5.13 Nährstoffbelastung (MGB, MGF, BFA)

5.13.1 Was bedeutet eine Nährstoffbelastung von Fließgewässern? ?

Die wichtigsten (Pflanzen-)Nährstoffe in Fließgewässern sind Stickstoff (N) und Phosphor (P). Die ausreichende Verfügbarkeit von Nährstoffen ist eine wichtige Voraussetzung für die Primärproduktion der Pflanzen. Viele Gewässer sind heute aber eher durch ein Überangebot an Nährstoffen gekennzeichnet. Phosphor gelangt meist über häusliche und industrielle Abwässer, daneben auch über die Bodenerosion von landwirtschaftlichen Flächen, in die Gewässer. Stickstoff wird in Form von mineralischem Dünger oder Gülle in großen Mengen in der Landwirtschaft eingesetzt und gelangt meist über das Grundwasser oder Drainagesystemen in die Gewässer. Nährstoffe können zudem über Regenwasserbehandlungsanlagen in die Gewässer gelangen.

Die damit verbundene massive Düngung vieler Fließgewässer führt zu einem Anstieg der Primärproduktion (Trophie) und im weiteren Verlauf zu einem Abbau der produzierten Pflanzenbiomasse durch Mikroorganismen, wobei Sauerstoff verbraucht wird (Saprobie). Laut Oberflächengewässerverordnung [OGewV 2016] liegen die Ori-

entierungswerte für Ammonium-Stickstoff je nach Gewässertyp bei 100 – 300 µg/L, die für ortho-Phosphat-Phosphor bei 70 – 200 µg/L. Werden die Orientierungswerte in einem Fließgewässerabschnitt regelmäßig überschritten, wird die Zielerreichung nach EG-WRRL unwahrscheinlich.

5.13.2 Wie wirkt eine Nährstoffbelastung auf die Biokomponenten? ↴

Ein Überangebot an Stickstoff und Phosphor wirkt sich in erster Linie auf die Primärproduktion der Gewässerflora (aquatische Makrophyten, Algen) aus. Sofern die Lichtbedingungen es zulassen, wird mehr pflanzliche Biomasse produziert, wodurch im Gegenzug auch die Dichte der Primärkonsumenten (z. B. Algen weidende Insektenarten) zunehmen kann. In strukturell und hydrologisch überformten, unbeschatteten Fließgewässerabschnitten kann es bei Nährstoffbelastung zur Massenentwicklung einzelner Pflanzenarten kommen, die sich dann wiederum negativ auf die Habitatdiversität der Gewässersohle sowie auf die Fließbedingungen auswirken kann. Auch kann es in dichten Makrophytenbeständen zu nächtlichen Sauerstoffdefiziten kommen [NIJBOER & VERDONSCHOT 2004].

Weitaus gravierender kann allerdings die Sauerstoffzehrung wirken, wenn die pflanzliche Biomasse zum Ende der Vegetationsperiode durch Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch zersetzt wird. Dieser Vorgang kann mit erheblichen Sauerstoffdefiziten verbunden sein und wird als Sekundärsaprobie bezeichnet [GIESWEIN et al. 2017]. Wie auch die primäre Saprobie wirkt sich die Sekundärsaprobie vor allem negativ auf die Gewässerfauna aus. Anspruchsvolle Arten (u. a. viele Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) nehmen in ihrer Dichte ab oder fallen gänzlich aus [LANGE et al. 2014].

Die biologische Auswirkung einer Nährstoffbelastung kann somit sehr weitreichend sein und den Zustand von Gewässerflora und -fauna stark beeinträchtigen. Studien legen zudem nahe, dass die negativen Auswirkungen durch eine thermische Belastung (Erwärmung) verstärkt werden können [BIRK et al. 2020].

Aus Punktquellen (z. B. Kläranlagen) kann Ammonium eingetragen werden, das abhängig von der Temperatur und dem pH-Wert im Gewässer zu fischtoxischem Ammoniak umgewandelt wird.

5.13.3 Welche Optionen bestehen für Maßnahmen? ✓

Im Falle punktueller Einleitungen (z. B. aus Kläranlagen, Regenbehandlungsanlagen) sollten Maßnahmen direkt an der Quelle ansetzen und die Emission der Nährstoffe durch eine verbesserte Abwasserbehandlung reduzieren.

Dies gilt auch für Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, insbesondere für Einträge aus der Landwirtschaft. Geeignete Maßnahmen werden als Agrar-Umweltmaßnahmen zusammengefasst und beinhalten beispielsweise die Reduktion ausgebrachter Düngemittel oder die Schulung von Landwirten im Sinne eines gewässerschonenden Düngemittleinsatzes.

Im Gegensatz zu Reduktionsmaßnahmen zielen Mitigationsmaßnahmen darauf ab, die Immission von Nährstoffen ins Gewässer zu minimieren. Hierzu zählt vor allem die Entwicklung einer natürlichen gewässerbegleitenden Vegetation mit Bäumen am Gewässer, landseitig daran angrenzenden Sträuchern und schließlich grasigen oder krautigen Pflanzen.

Zahlreiche Studien belegen die Wirksamkeit solcher gemischter („multi-Zonen“) Pufferstreifen, die den diffusen Eintrag von Nährstoffen deutlich vermindern können (s. hierzu die Review-Studien von [FELD et al. 2011, 2018]). Mit ihrem tiefreichenden Wurzelwerk können Bäume und Sträucher Nährstoffe vor allem aus den oberflächennahen Grundwasserströmen eliminieren. Gras- oder Krautstreifen wirken als Filter und halten vor allem Nährstoffe zurück, die an Bodenpartikeln gebunden mit dem Oberflächenabfluss (z. B. bei Starkregenereignissen) ins Gewässer gelangen.

Darüber hinaus fördern gewässernahe, standortgerechte Gehölze durch Laubabwurf die Denitrifikation sowohl am Ufer als auch im Gewässer. Bei der Denitrifikation wird als Nitrat (NO_3^-) gebundener Stickstoff unter Beteiligung von Bakterien in molekularen Stickstoff (N_2) und Stickoxid (NO_x) umgewandelt und direkt in die Luft abgegeben. Der Prozess wird durch Staunässe und organisches Material (Laub, Äste) im Boden gefördert und hat einen großen Anteil an der Gesamtretention von Stickstoff in Fließgewässern.



Abbildung 5.13: Ein durch Nährstoffbelastung verkrautetes Fließgewässer. Foto: Schütz

5.13.4 Gibt es Unsicherheiten bei der Diagnose einer Nährstoffbelastung? ±

Die Testung hat nur teilweise zu nachvollziehbaren Diagnoseergebnisse geführt. Für einen Teil der getesteten biologischen Messstellen wurde eine Überschätzung der Rolle der diagnostizierten Nährstoffbelastung (i. S. d. hierarchischen Einordnung) attestiert. Die grundsätzliche Diagnose, ob eine Belastung durch Nährstoffe vorliegt, wurde von den Expert:innen hingegen überwiegend als nachvollziehbar eingeschätzt. Die Unsicherheit bei der Diagnose von Nährstoffbelastung wird daher als mäßig eingeschätzt.

5.13.5 Literatur ☰

BIRK, S., CHAPMAN, D., CARVALHO, L., SPEARS, B. M., ... & HERING, D. (2020) Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1 060 – 1 068.

FELD, C. K., BIRK, S., BRADLEY, D. C., HERING, D., KAIL, J., MARZIN, A., MELCHER, A., NEMITZ, D., PETERSEN, M. L., PLETTERBAUER, F., PONT, D., VERDONSCHOT, P. F. M. & FRIBERG, N. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, 44, 119 – 209.

FELD, C. K., FERNANDES, M. R., FERREIRA, M. T., HERING, D., ORMEROD, S. J., VENOHR, M. & GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C. (2018) Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems – A conceptual study. *Water Research*, 139, 381 – 394.

GIESWEIN, A., HERING, D. & FELD, C. K. (2017) Additive effects prevail: The response of biota to multiple stressors in an intensively monitored watershed. *Science of the Total Environment*, 593/594, 27 – 35.

NIJBOER, R. & VERDONSCHOT, P. F. M. (2004): Variable Selection for Modelling Effects of Eutrophication on Stream and River Ecosystems. *Ecological Modelling*, 177, 17 – 39.

LANGE, K., TOWNSEND, C. R. & MATTHAEI, C. D. (2014): Can Biological Traits of Stream Invertebrates Help Disentangle the Effects of Multiple Stressors in an Agricultural Catchment? *Freshwater Biology*, 59/12, 2 431 – 2 446.

OGewV (2016) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20.06.2016, Bundesgesetzblatt (BGBl.) I, S. 1 373, zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 G v. 9.12.2020, BGBl. I, S. 2 873.

6 Fallbeispiele

Die Ergebnisse der Diagnosetools markieren den Anfang einer Diagnose und bedürfen zumindest einer Verifizierung durch Expert:innen. Sofern verfügbar, sollten zusätzliche Daten zur Verifizierung hinzugezogen werden. Diese Verifizierung wurde im Rahmen eines umfangreichen Praxistests von Gewässerexpert:innen durchgeführt. Ziel des Tests war es, die Diagnoseergebnisse, sofern möglich, zu plausibilisieren oder im Falle einer abweichenden Beurteilung durch die Expert:innen kritisch zu hinterfragen.

Im Folgenden wird je ein Beispiel dieses Verifizierungsprozesses für die drei betrachteten Fließgewässertypgruppen vorgestellt. Die Beispiele zeigen mögliche Plausibilisierungsschritte auf und bieten eine Hilfestellung bei der Interpretation der Diagnoseergebnisse.

6.1 Mittelgebirgsbäche: Kander (LAWA-Typ 5.1)

Gegenstand der Diagnose war die Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1). Die zugehörigen Werte der Diagnosemetrics sind in Tabelle 6.1 zusammengestellt.

Die entsprechenden Diagnoseergebnisse auf Basis der Eingabe aller Metriczustände sind in Abbildung 6.1 grafisch und in Tabelle 6.2 hierarchisch geordnet zusammengestellt. Für die potenziellen Belastungen (Ursachen) „Nähr-

Tabelle 6.1: Werte der Diagnosemetrics für die Messstelle KA009.00 in der Kander (LAWA-Typ 5.1).

Diagnosemetric (Eingabe)	Metricwert
Deutscher Faunaindex [EQR]	0,504
Deutscher Saprobienindex (neu)	1,86
Epirhithral-Besiedler [%]	18,82
Hyporhithral-Besiedler [%]	21,43
Litoral-Besiedler [%]	7,3
Psammal-Besiedler [%]	7,37
Rheoindex (HK)	0,816
Zerkleinerer [%]	16,92
Aktive Filtrierer [%]	1,17
SPEAR (Pestizide)	41,3
KLIWA-Index MZB	14,75
EPTCBO [# Taxa]	42
Trichoptera-Taxa [%]	8,46
[%] EPT (HK)	47,29
Trophieindex	2,88

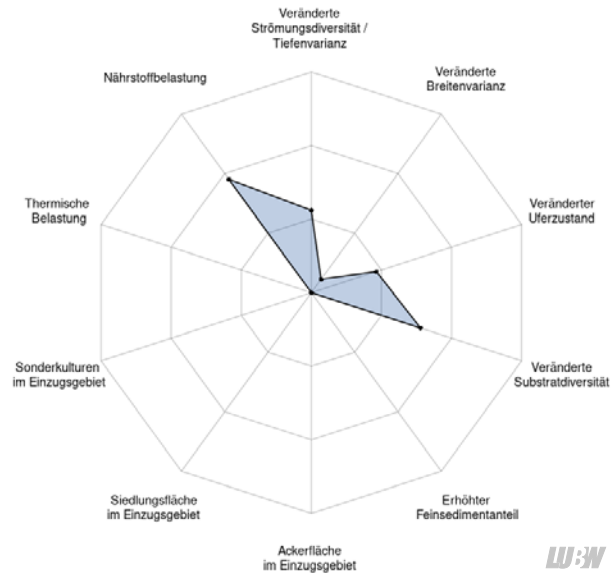


Abbildung 6.1: Grafisches Diagnoseergebnis für die Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1).

stoffbelastung“, „veränderte Substratdiversität“, „veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz“ und „veränderter Uferzustand“ ergibt die Diagnose eine deutliche Zunahme der Wahrscheinlichkeit (Zunahme > 10 %). Diese vier Belastungen kommen somit als potenzielle Degradationsursachen in Frage. Die potenzielle Belastung „veränderte Breitenvarianz“ hingegen ist mit einer Zunahme der Wahrscheinlichkeit von 3,7 % als unsicher einzustufen.

Hinsichtlich der Belastungshierarchie ist festzustellen, dass Unterschiede in der Wahrscheinlichkeit der ersten vier Belastungen zwar erkennbar sind, dass diese jedoch nicht sehr deutlich ausfallen. Die Unterschiede von aufeinander folgenden Belastungen liegen jeweils unter 10 %. Vergleicht man aber beispielsweise das Ergebnis des ersten Eintrags (Nährstoffbelastung) mit den Ergebnissen der veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz und des veränderten Uferzustandes (Platz 3 und 4), werden Unter-

Tabelle 6.2: Tabellarisches Diagnoseergebnis (Belastungshierarchie) für Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1).

Potenzielle Ursache	Zunahme [%]
Nährstoffbelastung	31,8
Veränderte Substratdiversität	26,0
Veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz	18,6
Veränderter Uferzustand	15,5
Veränderte Breitenvarianz	3,7

Tabelle 6.3: Anhand zusätzlicher Daten ermittelte Belastungssituation an der Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1).

Potenzielle Ursache	Definition	Ausprägung
Nährstoffbelastung	Eine Annäherung erfolgte über den Trophieindex (Diatomeen-Bewertung). Weist dieser einen Wert > 2,7 auf, ist eine Nährstoffbelastung wahrscheinlich.	2,88
Veränderte Substratdiversität	Gemitteltetes Bewertungsergebnis des Einzelparameters 4.2 ab der Messstelle bis 5 km oberhalb dieser. Ab einer Wert von >3 ist eine Belastung wahrscheinlich.	4,7
Veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz	Gemitteltetes Bewertungsergebnis des Einzelparameters 2.5 ab der Messstelle bis 5 km oberhalb dieser. Ab einem Wert von > 3 ist eine Belastung wahrscheinlich.	4,7
Veränderter Uferzustand	Gemitteltetes Bewertungsergebnis des Einzelparameters 5.2 ab der Messstelle bis 5 km oberhalb dieser. Ab einem Wert von > 4 ist eine Belastung wahrscheinlich.	5,7
Veränderte Breitenvarianz	Gemitteltetes Bewertungsergebnis des Einzelparameters 3.1 ab der Messstelle bis 5 km oberhalb dieser. Ab einem Wert von > 4 ist eine Belastung wahrscheinlich.	5,8

LUBW

de von mehr als 10 % erkennbar, so dass die Belastungen infolge der veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz und des veränderten Uferzustandes gegenüber der zuerst gelisteten Belastung nachgeordnet erscheint (Tabelle 6.2).

Zusammenfassend legt das Diagnoseergebnis nahe, dass im Bereich der biologischen Messstelle multiple Belastungen wirksam sind, wobei eine Belastungshierarchie in diesem Beispiel nicht besonders deutlich ausgeprägt erscheint.

Die Plausibilisierung erfolgte zunächst auf Basis von zusätzlich recherchierten Belastungsdaten zur Messstelle, die mit Ausnahme der Nährstoffbelastung vorlagen und in Tabelle 6.3 zusammengestellt sind. Um die Plausibilität einer Nährstoffbelastung besser einschätzen zu können, wurden der Trophieindex (Diatomeen; Indexwert: 2,88) sowie der Saprobienindex (Indexwert: 1,86) betrachtet. Der Trophieindex überschreitet geringfügig den Schwellenwert von 2,7, ab dem eine Nährstoffbelastung wahrscheinlicher wird. Dadurch bedingt erscheint die Nährstoffbelastung mit einer Zunahme von über 30 % als sehr wahrscheinlich. Die Frage, ob der Stellenwert dieser Belastung ihrer tatsächlichen Wirksamkeit an der biologischen Messstelle aber gerecht wird, könnte mit zusätzlichen Daten beantwortet werden, beispielsweise mit physikochemischen Messwerten der Stickstoff- und Phosphorkomponenten oder mit einer Auswertung weiterer Trophieindikatoren, beispielsweise auf Basis der Makrophyten.

Die vier diagnostizierten Belastungen der Gewässerstruktur wurden im Rahmen der Gewässerstrukturkartierung tatsächlich als „stark verändert“ bzw. „sehr stark verändert“ bewertet und kommen somit als potenzielle Degradationsursachen in

Frage. Die Diagnose spiegelt dies nur eingeschränkt wider, wobei mutmaßlich insbesondere die Überformung der Breitenvarianz unterschätzt zu werden scheint.

Das finale Diagnoseergebnis legt nahe, dass Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes im Gewässerabschnitt der Messstelle KA009.00 vor allem auf die Verbesserung der Gewässerstruktur abzielen sollten. Dabei sollte die Erhöhung der Breitenvarianz angestrebt werden, um damit die eigendynamische Entwicklung des Gewässers zu fördern und in der Folge auch die Substrat- und Strömungsdiversität zu erhöhen. Die Frage der stofflichen Belastung sollte durch zusätzliche Untersuchungen zunächst weiter verifiziert werden, bevor entsprechende Maßnahmen identifiziert werden.

6.2 Mittelgebirgsflüsse: Nagold (LAWA-Typ 9)

Auf Basis der in Tabelle 6.4 aufgeführten Metriczustände werden vier Belastungen diagnostiziert (Tabelle 6.5). Mit großem Abstand wird eine veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz als die dominierende Belastung ausgegeben, gefolgt von Rückstau, Ackernutzung im Einzugsgebiet sowie einer veränderten Substratdiversität. Einflüsse aus Siedlungsflächen im Einzugsgebiet sind mit 4 % Zunahme der Wahrscheinlichkeit eher untergeordnet. Die diagnostizierten Defizite in der Strömungs- und Substratdiversität sowie der Rückstaeinfluss deuten darauf hin, dass die Fließbedingungen im diagnostizierten Gewässerabschnitt von naturnahen Bedingungen abweichen.

Der große Abstand von knapp 20 % zwischen Rang 1 und Rang 2 der Belastungen legt nahe, dass die veränderte Strö-

Tabelle 6.4: Zusammenstellung der Metriczustände für die Diagnose der Messstelle MS 23 in der Nagold (LAWA-Typ 9). (Da keine Metricwerte vorlagen, sind die für die Eingabe ausgewählten Metriczustände aufgeführt.)

Diagnosemetric (Eingabe)	Metriczustand
Deutscher Faunaindex [EQR]	≤ 0,4
Deutscher Saprobienindex (neu)	≤ 1,7
Epirhithral-Besiedler [%]	≤ 12
Metarhithral-Besiedler [%]	≤ 15
Litoral-Besiedler [%]	> 5 bis ≤ 10
Psammal-Besiedler [%]	> 7,5
Rheoindex (HK)	> 0,6 bis ≤ 0,8
KLIWA-Index MZB	-
EPTCBO [# Taxa]	≤ 15
Coleoptera-Taxa [%]	≤ 5
Trichoptera-Taxa [%]	> 20
[%] EPT (HK)	> 50
Trophieindex	≤ 2,7

LUBW

Strömungsdiversität/Tiefenvarianz in diesem Beispiel die dominierende Belastung darstellt. Auch der Rückstau ist mit knapp 10 % Abstand zum nächst niedrigeren Rang hierarchisch relevant. Die Hierarchie der nachfolgenden Ränge hingegen ist weniger deutlich ausgeprägt und kann vermutlich vernachlässigt werden. Die Relevanz aller genannten Belastungen als mutmaßliche Degradationsursache ist

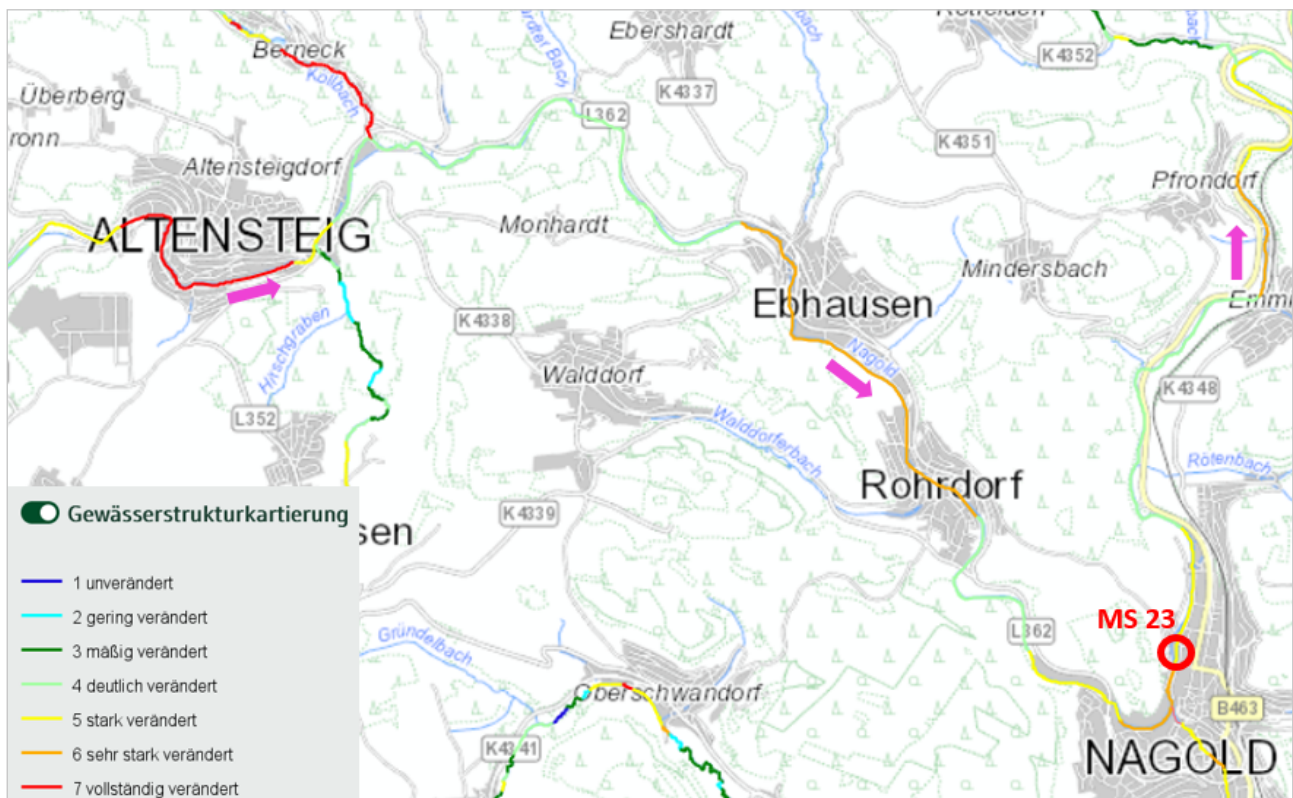
Tabelle 6.5: Tabellarisches Diagnoseergebnis (Belastungshierarchie) für Messstelle MS 23 (Nagold, LAWA-Typ 9).

Potenzielle Ursache	Zunahme [%]
Veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz	43,2
Rückstau	26,2
Ackerfläche im Einzugsgebiet	17,1
Veränderte Substratdiversität	14,6
Siedlungsfläche im Einzugsgebiet	4,0

LUBW

davon aber unbenommen. Belastungen durch Siedlungseinflüsse sind unwahrscheinlich.

Die Plausibilisierung der Belastungen und ihrer Hierarchie erfolgte zunächst rein visuell mithilfe des Daten- und Kartendienstes der LUBW (<https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/>). Der Dienst ermöglicht einen interaktiven Zugang zu den Ergebnissen der Gewässerstrukturkartierung und bietet darüber hinaus Fotos von ausgewählten Gewässerabschnitten an. Demnach ist die Gewässerstruktur an der Messstelle MS 23 „stark verändert“, während sie über einige Kilometer flussaufwärts der Messstelle überwiegend als „deutlich bis stark verändert“ bewertet wurde (Abbildung 5.2). Insbesondere das Längsprofil (Hauptparameter HP2) und damit die zugehörigen Einzelparameter Rückstau (EP2.2) und veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz



LUBW

Abbildung 6.2: Bewertung der Gewässerstruktur an der Messstelle MS 23 (Nagold, LAWA-Typ 9) sowie in den oberhalb gelegenen Gewässerabschnitten (Pfeile kennzeichnen die Fließrichtung; roter Kreis: Lage der Messstelle; Kartenquelle: Daten- und Kartendienst der LUBW).

(EP2.5) wurden als „sehr stark verändert“ bewertet. Die Sohlstruktur (HP4) und damit auch die Substratdiversität (EP4.2) wurden als „deutlich verändert“ bewertet. Die diagnostizierten Belastungen und ihre hierarchische Einordnung werden demnach durch die Ergebnisse der Gewässerstrukturtkartierung gestützt. Das Foto zur Messstelle bestätigt zudem den Rückstau einfluss (Abbildung 6.3).

Da nicht für alle potenziellen Ursachen auch geeignete Daten zur Plausibilisierung vorlagen, wurden Einschätzungen von Expert:innen für die Messstelle MS 23 hinzugezogen. Nach Aussage der Expert:innen liegt die Messstelle in einer durch Rückstau beeinflussten Restwasserstrecke, die zudem ein deutlich zu breites Hochwasserprofil aufweist. Dies bestätigt die starke Veränderung der Strömungs- und Substratdiversität. Aufgrund der Lage innerhalb einer Rückstaustrecke bei gleichzeitig fehlender Beschattung wird ferner eine thermische Belastung attestiert. Folglich bildet die Belastungshierarchie (Tabelle 6.5) den Zustand an der Messstelle MS 23 nachvollziehbar ab. Ein RÜB im Oberlauf der Messstelle wird als weitere mögliche Belastungsquelle genannt, so dass auch stoffliche Belastungen nicht auszuschließen sind.

Nach Einschätzung von Expert:innen kann somit die Hierarchie der strukturellen Defizite verifiziert werden. Gleichzeitig muss hervorgehoben werden, dass thermische und stoffliche Belastungen nicht unberücksichtigt bleiben sollten, auch wenn sie nach dem Ergebnis des Diagnose-tools keine Rolle zu spielen scheinen. Das Beispiel zeigt,



Abbildung 6.3: Foto eines Wehres in der Nähe von Messstelle MS 23 (Nagold, LAWA-Typ 9) als Beleg für den diagnostizierten Rückstau einfluss an der Messstelle. (http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt2/dokablage/10_356/66230/jpg/09458-88430-02-g_47_1300123983.jpg; Blickrichtung entgegen der Fließrichtung)

dass die Diagnose nicht mit dem Ergebnis des Diagnose-tools endet, sondern dass zur Plausibilisierung weitere Informationen herangezogen werden sollten. Erst wenn sich auf Grundlage aller verfügbaren Informationen ein stimmiges Bild ergibt, kann die Diagnose abgeschlossen werden.

6.3 Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes: Rotach (LAWA-Typ 3.2)

Die Werte der Diagnosemetrics zur Messstelle CC010.00 in der Rotach (LAWA-Typ 3.2) sind in Tabelle 6.6 aufgelistet, die entsprechenden Diagnoseergebnisse als Belastungshierarchie in Tabelle 6.7.

Das Diagnosetool hat vier Belastungen identifiziert, die ursächlich für die biologische Degradation an der Messstelle CC010.00 sind (Tabelle 6.7). Die übrigen Belastungen sind mit Werten um bzw. unter 10 % unsicher bzw. vernachlässigbar.

Hinsichtlich der Hierarchie sticht die thermische Belastung mit über 40 % Zunahme deutlich hervor, gefolgt von der Ackerfläche im Einzugsgebiet. Die nachfolgend auf den Rängen 3 und 4 platzierten Belastungen weisen sehr ähnliche Wahrscheinlichkeitszunahmen auf, so dass deren hierarchische Zuordnung untereinander unsicher ist. Ungeachtet ihrer hierarchischen Einordnung sind alle vier Belastungen aber sehr wahrscheinlich im betrachteten Gewässerabschnitt wirksam.

Tabelle 6.6: Werte der Diagnosemetrics für die Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2).

Diagnosemetric (Eingabe)	Metricwert
Deutscher Faunaindex [EQR]	0,76
Deutscher Saprobienindex (neu)	2,03
Epirhithral-Besiedler [%]	9,56
Hyporhithral-Besiedler [%]	22,33
Litoral-Besiedler [%]	14,93
Pelal-Besiedler [%]	13,09
Rheoindex (HK)	0,56
Aktive Filtrierer [%]	1,03
SPEAR (Pestizide)	32,76
KLIWA-Index MZB	16,83
EPTCBO [# Taxa]	24,0
Coleoptera-Taxa [%]	11,31
Trichoptera-Taxa [%]	1,93
[%] EPT (HK)	31,42
Trophieindex	2,55

LUBW

Tabelle 6.7: Tabellarisches Diagnoseergebnis (Belastungshierarchie) für die Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2).

Potenzielle Ursache	Zunahme [%]
Thermische Belastung	44,0
Ackerfläche im Einzugsgebiet	36,7
Erhöhter Feinsedimentanteil	25,9
Veränderter Uferbewuchs	23,8
Veränderte Strömungsdiversität/Tiefenvarianz	10,2
Veränderte Substratdiversität	7,6
Sonderkulturen im Einzugsgebiet	2,6
Intensives Grünland im Einzugsgebiet	2,5

LUBW

Zur Plausibilisierung der Diagnoseergebnisse wurden Daten zum Feinsedimentanteil an der Messstelle CC010.00 (Feinsedimentanteil: 0 %) und zum Flächenanteil verschiedener Landnutzungsformen im Einzugsgebiet der Messstelle (Tabelle 6.8) sowie ein Satellitenbild (Abbildung 6.5) herangezogen. Das Satellitenbild gibt Hinweise auf einen zum Teil deutlich veränderten Gewässerverlauf sowie auf eine weitgehende Überformung der Uferstruktur (inkl. fehlender Ufervegetation) im Gewässerabschnitt bachaufwärts der Messstelle. In diesem Zusammenhang erscheint die diagnostizierte thermische Belastung nachvollziehbar, wenngleich ihr hoher Stellenwert als dominierende Belastung durch die vorliegenden Daten nicht vollständig plausibilisiert werden kann.

Mit einem tatsächlichen Anteil von über 26,1 % Ackerfläche im Einzugsgebiet ist die Diagnose dieser Belastung auch in der Größenordnung nachvollziehbar [ALLAN 2004], [FELD 2013]. Im Falle der Sonderkulturen mit 11,6 % Flächenanteil

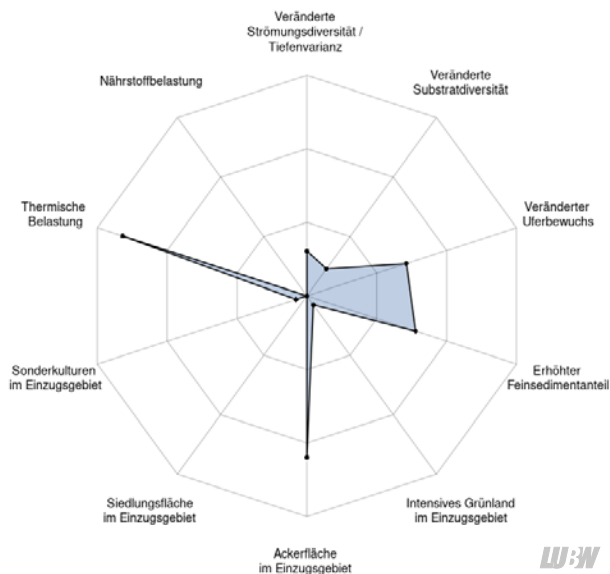


Abbildung 6.4: Grafisches Diagnoseergebnis für die Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2).

Tabelle 6.8: Tatsächliche, kartografisch ermittelte Flächenanteile verschiedener Landnutzungsformen im Einzugsgebiet der Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2).

Landnutzungsform	Flächenanteil am Einzugsgebiet [%]
Ackerfläche	26,1
Intensives Grünland	17,6
Sonderkulturen	11,6
Siedlungsfläche	11,4

LUBW

wäre eine deutlichere Diagnose als Belastung zu erwarten gewesen. Hier könnten zusätzliche Daten, zum Beispiel zur Pestizidbelastung im betroffenen Gewässerabschnitt, Aufschluss darüber geben, ob die Sonderkulturen als Belastung unterschätzt wurden oder ob deren Einfluss durch die Dominanz der Ackerflächen überlagert wird.

Die Rolle einer Belastung durch Feinsediment wird deutlich überschätzt. Hier wäre eine Belastung erst bei Überschreitung des kritischen Wertes von 10 % Feinsedimentanteil plausibel gewesen.

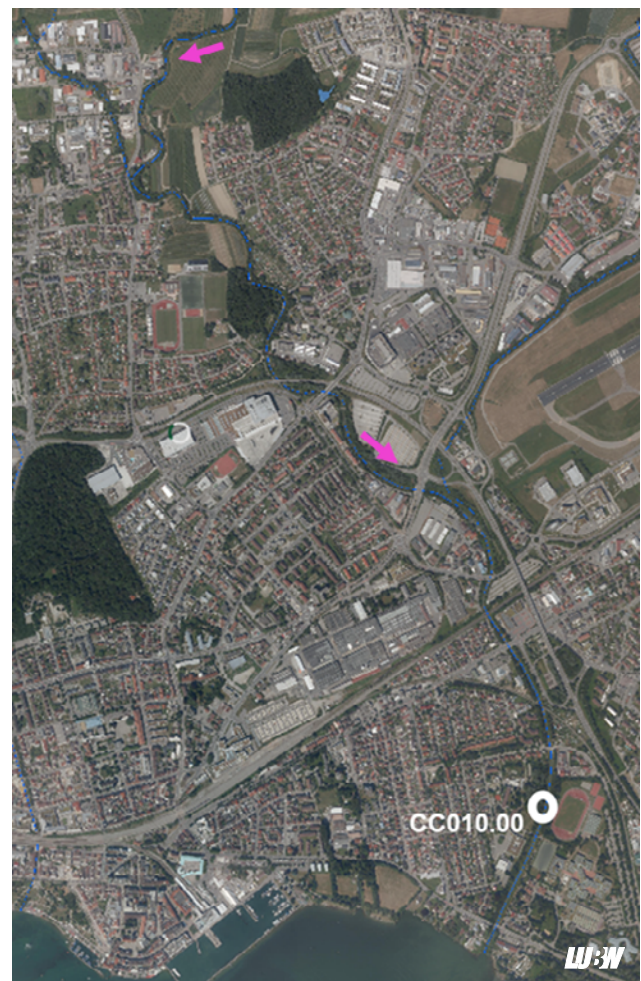


Abbildung 6.5: Satellitenbild mit Kennzeichnung der Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2) (der Pfeil kennzeichnet die Fließrichtung; weißer Kreis: Lage der Messstelle CC010.00; Kartenquelle: Daten- und Kartendienst der LUBW).

Die Einschätzung der Expert:innen unterstützt die datenbasierte Plausibilisierung. So wurde die Belastung durch Feinsediment ebenso in Frage gestellt, wie die fehlende Belastung durch Sonderkulturen im Einzugsgebiet. Eine Übereinstimmung der Expert:innen lag jedoch bezüglich der strukturellen Belastungen sowie der Belastung durch die hohe Ackerfläche im Einzugsgebiet vor. Auch die thermische Belastung stand bei den Expert:innen außer Frage, jedoch besteht eine Unsicherheit hinsichtlich ihrer (im Diagnosetool dominierenden) Rolle.

Im Zuge der Plausibilisierung erscheint das Ergebnis des Diagnosetools hinsichtlich der Belastungen als weitgehend nachvollziehbar, bezüglich der Belastungshierarchie jedoch als sehr unsicher. In der Zusammenschau von Diagnose und Plausibilisierung ergibt sich folgende Einschätzung: Es dominieren strukturelle Belastungen, insbesondere in Zusammenhang mit dem veränderten Gewässerlauf und der weitgehend fehlenden Beschattung. Weitere Belastungen entstehen aus dem hohen Anteil an Ackerflächen im Einzugsgebiet und mutmaßlich auch aus den Sonderkulturen.

7 Abbildungen und Tabellen

7.1 Abbildungen

Abbildung 2.1: Screenshot des Diagnosetools für Mittelgebirgsbäche mit Wahl der grafischen Ausgabe der Ergebnisse. Abgebildet ist die Standardansicht beim Aufrufen der Website.....	11
Abbildung 2.2: Screenshot des grafischen Diagnoseergebnisses für einen fiktiven Mittelgebirgsbach.	12
Abbildung 2.3: Screenshot des tabellarischen Diagnoseergebnisses für einen fiktiven Mittelgebirgsbach.	13
Abbildung 2.4: Funktionales Design der Web Applikation: Verknüpfung zwischen App-Bereichen, Endbenutzer-Interaktion und zugehörigen R/Shiny-Codes bzw. Spezifikationen.....	14
Abbildung 3.1: Screenshot der „Tools zur Bewertung von Fließgewässern“ (https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/home.html). Die Tools enthalten neben der Berechnungssoftware zudem umfangreiche Dokumentationen, Versionsinformationen sowie Anwendungs- und Interpretationshilfen.	16
Abbildung 4.1: Unterschiedliche Belastungshierarchien mit Identifikation mehrerer deutlicher Belastungen (A) bzw. nur einer deutlichen Belastung (B). Im Beispiel A wird die Siedlungsfläche deutlich als stärkste Belastung identifiziert, gefolgt von der veränderten Substratdiversität, veränderten Strömungsdiversität/Tiefenvarianz und einem erhöhten Feinsedimentanteil. Die beiden Gewässerstrukturparameter an zweiter und dritter Stelle unterscheiden sich jedoch nur marginal in der Zunahme ihrer Wahrscheinlichkeit, so dass sie gleichrangig als mutmaßliche Belastungen in Frage kommen. Im Beispiel B hingegen ist die thermische Belastung deutlich dominierend. Die nachrangigen Belastungen sind eher als unsicher zu bewerten und sollten durch weitere Diagnose-schritte (Überprüfung mit Daten, Karten etc.) verifiziert werden.....	20
Abbildung 5.1: Fließgewässer mit geringer Strömungsdiversität. Foto: Hackbarth.	23
Abbildung 5.2: Fließgewässer mit Rückstau durch ein Querbauwerk.	24
Abbildung 5.3: Fließgewässer mit geringer Breitenvarianz. Foto: Hackbarth.	25
Abbildung 5.4: Fließgewässer mit verändertem Uferzustand. Foto: Gorka.	27
Abbildung 5.5: Fließgewässer mit verändertem Uferbewuchs. Foto: Hackbarth.	28
Abbildung 5.6: Fließgewässer mit veränderter Substratdiversität. Foto: Schütz.	29
Abbildung 5.7: Fließgewässer mit hohem Feinsedimentanteil. Foto: Humberg.	30
Abbildung 5.8: Fließgewässer mit hohem Anteil an Ackerflächen im Einzugsgebiet. Foto: Schütz.	32
Abbildung 5.9: Fließgewässer mit hohem Anteil an Siedlungsflächen im Einzugsgebiet.....	34
Abbildung 5.10: Fließgewässer mit hohem Anteil an intensiv genutztem Grünland im Einzugsgebiet. Foto: Gorka.	36
Abbildung 5.11: Fließgewässer mit Sonderkulturen im Einzugsgebiet.	37
Abbildung 5.12: Kühlwasserturm eines Kraftwerkes.	38
Abbildung 5.13: Ein durch Nährstoffbelastung verkrautetes Fließgewässer. Foto: Schütz.	41
Abbildung 6.1: Grafisches Diagnoseergebnis für die Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1).....	43
Abbildung 6.2: Bewertung der Gewässerstruktur an der Messstelle MS 23 (Nagold, LAWA-Typ 9) sowie in den oberhalb gelegenen Gewässerabschnitten (Pfeile kennzeichnen die Fließrichtung; roter Kreis: Lage der Messstelle; Kartenquelle: Daten- und Kartendienst der LUBW).....	45

Abbildung 6.3:
Foto eines Wehres in der Nähe von Messstelle MS 23 (Nagold, LAWA-Typ 9) als Beleg für den diagnostizierten Rückstau-
fluss an der Messstelle. ([http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt2/dokablage/10_356/66230/jpg/09458-88430-02-
g_47_1300123983.jpg](http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt2/dokablage/10_356/66230/jpg/09458-88430-02-
g_47_1300123983.jpg); Blickrichtung entgegen der Fließrichtung) 46

Abbildung 6.4:
Grafisches Diagnoseergebnis für die Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2)..... 47

Abbildung 6.5:
Satellitenbild mit Kennzeichnung der Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2) (der Pfeil kennzeichnet die Fließrichtung;
weißer Kreis: Lage der Messstelle CC010.00; Kartenquelle: Daten- und Kartendienst der LUBW).. 47

7.2 Tabellen

Tabelle 2.1:
Übersicht der 15 Diagnosemetrics und 10 diagnostizierten Belastungen im Diagnosetool für Mittelgebirgsbäche. 14

Tabelle 2.2:
Übersicht der 13 Diagnosemetrics und 9 diagnostizierten Belastungen im Diagnosetool für Mittelgebirgsflüsse. 14

Tabelle 2.3:
Übersicht der 15 Diagnosemetrics und 10 diagnostizierten Belastungen im Diagnosetool für Bäche und Flüsse des Alpenvorlandes. 15

Tabelle 5.1:
Aufbau und Ziele der textlichen Interpretationshilfen der Diagnosetools. Die Texte können durch einen Klick auf den jeweiligen
Belastungsnamen im Radarplot aufgerufen werden..... 22

Tabelle 6.1:
Werte der Diagnosemetrics für die Messstelle KA009.00 in der Kander (LAWA-Typ 5.1)..... 43

Tabelle 6.2:
Tabellarisches Diagnoseergebnis (Belastungshierarchie) für Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1). 43

Tabelle 6.3:
Anhand zusätzlicher Daten ermittelte Belastungssituation an der Messstelle KA009.00 (Kander, LAWA-Typ 5.1)..... 44

Tabelle 6.4:
Zusammenstellung der Metriczustände für die Diagnose der Messstelle MS 23 in der Nagold (LAWA-Typ 9). (Da keine Metricwer-
te vorlagen, sind die für die Eingabe ausgewählten Metriczustände aufgeführt.)..... 45

Tabelle 6.5:
Tabellarisches Diagnoseergebnis (Belastungshierarchie) für Messstelle MS 23 (Nagold, LAWA-Typ 9). 45

Tabelle 6.6:
Werte der Diagnosemetrics für die Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2)..... 46

Tabelle 6.7:
Tabellarisches Diagnoseergebnis (Belastungshierarchie) für die Messstelle CC010.00 (Rotach, LAWA-Typ 3.2). 47

Tabelle 6.8:
Tatsächliche, kartografisch ermittelte Flächenanteile verschiedener Landnutzungsformen im Einzugsgebiet der Messstelle CC010.00
(Rotach, LAWA-Typ 3.2). 47

8 Literatur und Quellen

- ALLAN, J. D. (2004):
Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257 – 284.
- BIRK, S., CHAPMAN, D., CARVALHO, L., SPEARS, B. M., ... & HERING, D. (2020):
Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1 060 – 1 068.
- CHANG W., CHENG J., ALLAIRE J. J., XIE Y. & MCPHERSON J. (2019):
Shiny: Web application framework for R. R package version 1.3.2. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=shiny>.
- ESRI (2016):
ArcGIS Desktop v10.5.1. <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.5/get-started/setup/arcgis-desktop-quick-start-guide.htm>
(zuletzt aufgerufen am 24.02.2021).
- FELD C. K., JANUSCHKE K. & RETTIG K. (2021):
Entwicklung von Diagnosetools für die Identifikation ursächlicher Belastungen auf der Basis des Makrozoobenthos im Rahmen der Fließgewässerbewertung nach WRRL. Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, 81 Seiten + Anhang.
- JANUSCHKE K., FELD C. K. & GIESWEIN A. (2018):
Ermittlung maßnahmenrelevanter Faktoren im Rahmen der Fließgewässerbewertung nach WRRL anhand der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, 124 Seiten.
- LEMM J. U. & FELD C. K. (2017):
Identification and interaction of multiple stressors in central European lowland rivers, *Science of the Total Environment*, 603 – 604, 148 – 154.
- MEIER C., HAASE P., ROLAUFFS P., SCHINDEHÜTTE K., SCHÖLL F., SUNDERMANN A. & HERING D. (2006):
Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung: Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>
(zuletzt geöffnet am 24.02.2021).
- PAUL M. J. & MEYER J. L. (2001):
Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32, 333 – 365.
- R CORE TEAM (2020):
R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
URL <https://www.R-project.org/>.
- SCHAUMBURG J., SCHMEDTJE U., SCHRANZ C., KÖPF B., SCHNEIDER S., MEILINGER P., STELZER D., HOFMANN G., GUTOWSKI A. & FOERSTER J. (2004):
Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> (zuletzt geöffnet am 19.07.2021).
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., GUTOWSKI, A. (2012):
Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib, Stand 13.02.2012.

