Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria

Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

Band: 110 (2018)

Heft: 3

Artikel: IAM : eine Methode zur Bewertung der Habitatvielfalt und -attraktivität von Fliessgewässerabschnitten

Autor: Vonlanthen, Pascal / Périat, Guy / Kreienbühl, Thomas

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-941591

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 17.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

IAM – Eine Methode zur Bewertung der Habitatvielfalt und -attraktivität von Fliessgewässerabschnitten

Pascal Vonlanthen, Guy Périat, Thomas Kreienbühl, Daniel Schlunke, Norbert Morillas †, Jean-Pierre Grandmottet †, François Degiorgi

Zusammenfassung

Der Fischbestand eines Fliessgewässers wird massgeblich durch dessen morphologische Strukturen beeinflusst. Vielfältige Habitate sind notwendig, um unterschiedlichen Fischarten und Altersstadien einen geeigneten Lebensraum zu bieten. Nebst der Vielfalt ist auch die Attraktivität der Habitate von Bedeutung. Gut strukturierte Gewässer mit Kolken, Totholz oder unterspülten Ufern beherbergen eine deutlich höhere Fischbiomasse als Gewässer, die weniger strukturgebende Elemente enthalten. Ausserdem gelten Fische aufgrund ihrer unterschiedlichen Ansprüche (je nach Fischart und Altersstadium) als hervorragende Indikatoren für die Qualität der Gewässerstruktur, welcher auch Rückschlüsse zulässt, ob ein Lebensraum für andere Taxa geeignet ist.

Der hier vorgestellte IAM (aus dem Französischen: Indice d'attractivité morphodynamique) ist eine Methode, welche die Vielfalt und die Attraktivität der Gewässermorphologie auf der Ebene des Abschnitts beschreibt und bewertet. Damit lässt sich sowohl die Habitat-Vielfalt als auch die Habitat-Attraktivität quantitativ erfassen und zu einem Index, dem IAM_{AST}, verrechnen. Dieser Index korreliert mit der Fischbiomasse, die bei quantitativen Abfischungen gefangen wird. Darüber hinaus konnte in 40 von 45 Vergleichen von Abschnittspaaren, die sich in ihrem morphologischen Lebensraumangebot, aber nicht in anderen möglichen Einflussfaktoren unterscheiden, ein positiver Zusammenhang zwischen IAM_{AST} und dem Fischbestand beobachtet werden. Mit der IAM-Methode steht also ein Werkzeug zur Verfügung, welches den Effekt der Gewässermorphologie auf den Fischbestand isoliert von anderen Einflussfaktoren erfasst. Dies ist entscheidend, wenn beispielsweise Revitalisierungsmassnahmen auf ihre Wirkung überprüft werden sollen.

1. Ausgangslage

In der Schweiz wurden im Verlauf der letzten Jahrhunderte zahlreiche Fliessgewässer zwecks Landgewinnung und aus Hochwasserschutzgründen stark verbaut [1]. Deshalb sind heute ca. 15 000 km der Schweizer Fliessgewässer stark beeinträchtigt oder naturfremd [2]. Diese Beeinträchtigungen haben Konsequenzen für die Gewässerorganismen und gelten als einer der Hauptgründe für den Fischrückgang in Schweizer Fliessgewässern [3].

Dank der im Jahre 2011 in Kraft getretenen Gewässerschutzgesetzgebung (GschG) sollen in den nächsten Jahren viele Fliessgewässer revitalisiert werden. Ziel der Revitalisierung ist das Wiederherstellen naturnaher Fliessgewässer mit typspezifischer Eigendynamik (Morphologie, Abfluss- und Geschieberegime), die von standorttypischen Lebensgemeinschaften besiedelt werden, dem Gewässer erlauben, seine ökologischen Funktionen wahrzunehmen und prägende Elemente der Landschaft bilden [4]. Die Kantone haben Ende 2014 im Rahmen ihrer strategischen Planung Gewässerstrecken ausgewiesen, deren Revitalisierung im Verhältnis zum Aufwand ein möglichst grosser Nutzen erzielt [4]. Die Umsetzung konkreter Projekte nimmt heute nach Abschluss der strategischen Planungsphase deutlich zu. Dabei profitieren Projekte, die sorgfältig und umfassend geplant wurden [5]. Diese Planung ist im Idealfall in fünf Schritte gegliedert: Zunächst wird der Ausgangszustand erhoben und eine Defizitanalyse durchgeführt (Schritt 1). Dies dient anschliessend der Definition präziser Ziele (Schritt 2). Die Projektausarbeitung geschieht in Schritt 3 und die Realisierung in Schritt 4. Zuletzt wird mit einer Wirkungskontrolle überprüft, ob die Ziele erreicht wurden (Schritt 5). Bei der Wirkungskontrolle sollten geeignete und möglichst standardisierte Indikatoren zum Einsatz kommen [5].

In der Schweiz fehlen dabei für die Planung und die Erfolgskontrollen standardisierte Methoden, die erlauben, die morphologischen mit den biologischen Indikatoren in Zusammenhang zu bringen. Dadurch fehlen auch quantitative und aussagekräftige Daten, um die Wirkung von Revitalisierungen messen zu können.

Nachfolgend wird eine standardisierte Methode für die Erhebung und die Bewertung der Gewässermorphologie von Fliessgewässern (abiotischer Indikator) vorgestellt. Zudem wird für Gewässer der Forellenregion aufgezeigt, wie die morphologischen Indikatoren in Zusammenhang mit der Fischbiomasse (biologischer Indikator) stehen.

2. Die IAM-Methode

2.1 Grundlagen

Der Fischbestand eines Fliessgewässers wird massgeblich durch dessen Strukturen beeinflusst [6]. Vielfältige Habitate (Fliessgeschwindigkeit, Wassertiefe, Strukturen wie Substrate oder Unterstände) sind notwendig, um den unterschiedlichen Fischarten und Altersstadien geeigneten Lebensraum zu bieten [7]. Nebst der Vielfalt oder Diversität beeinflusst auch die Attraktivität der einzelnen Habitate für die verschiedenen Arten die Fischdichte und die Zusammensetzung der Fischgesellschaft, die in einem Abschnitt vorkommt. Gut strukturierte Gewässer, die reich an Kolken, Totholz oder unterspülten Ufern sind, beherbergen dabei eine höhere Fischbiomasse als Gewässer, die weniger strukturgebende Elemente enthalten [8, 9]. Natürlicherweise weisen die meisten Gewässer sowohl eine hohe Diversität als auch eine hohe Attraktivität auf. Bis anhin wurde die Attraktivität der Fliessgewässerhabitate für Fische von Experten beurteilt. Im Sinne der Vergleichbarkeit von Untersuchungen an verschiedenen Gewässern und der langfristigen Vergleichbarkeit über die Zeit wäre eine standardisierte Methode nützlich.

Mit der IAM-Methode werden sowohl die Habitat-Vielfalt als auch die Habitat-Attraktivität für Fische quantitativ erfasst und zu einem Index verrechnet. Die Methode besteht seit 1994 und wurde in Frankreich vom CSP (Conseil Supérieur de la Pêche) vorgeschlagen und anschliessend weiterentwickelt [10]. Die Methode basiert auf der Annahme, dass bei gleichbleibenden Bedingungen bezüglich Wasserqualität und Hydrologie die Kapazität des Gewässers für Fische durch die Vielfalt und die Attraktivität des strukturellen Habitats bestimmt wird. Die Erfassung des Habitats im Feld wird im Sommer oder im Herbst durchgeführt, also zu einem Zeitpunkt, an dem auch die aquatische Vegetation voll entwickelt ist. Des Weiteren sollten die Aufnahmen bei Niederwasser erfolgen, da die Habitat-Verfügbarkeit für die meisten Fischarten bei Niederwasser in der Regel am kleinsten ist.

2.2 Definition des Untersuchungsabschnitts

In einem Gewässer mit einem Gefälle von 0.5–2 % bilden sich in der Regel natürlicherweise Furt-Kolk-Sequenzen aus. Dabei wechseln sich Bereiche mit tiefem Wasser und niedrigen Fliessgeschwindigkeiten (Kolk) mit Bereichen mit seichtem und rasch fliessendem Wasser (Furt) ab. Im Mittel erstreckt sich eine einzelne Furt-Kolk-Sequenz auf eine Länge, die der fünf- bis siebenfachen Breite des Gewässers entspricht [11]. Innerhalb einer Sequenz kommen meistens alle im Gewässer vorhandenen und nicht seltenen Mikrohabitate (Kombination aus Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substrat) vor, die für die Charakterisierung des Fischbestands relevant sind. Bei den IAM-Aufnahmen wird daher mindestens eine Furt-Kolk-Sequenz, besser aber werden zwei Furt-Kolk-Sequenzen einbezogen. Die zu untersuchenden Abschnitte sind also ca. 10 bis 20 Mal so lang wie die mittlere Breite eines Gewässers. Dies gilt für alle zu untersuchenden Gewässertypen.

2.3 Aufnahme von Querprofilen

Die Variabilität der Sohlenbreite, der Fliessgeschwindigkeiten und Gewässertiefen spielen eine entscheidende Rolle für die Habitat-Vielfalt und die -Attraktivität eines Gewässers. Diese beiden Kenngrössen werden entlang von Querprofilen aufgenommen. Die Anzahl Profile hängt von der Habitatkomplexität ab und liegt in der Regel zwischen 10 und 15 Profilen pro Abschnitt. Bei der Aufnahme werde folgende Paramater erhoben:

Substrat/Habitat	Beschrieb	Attraktivität für Fische
Holz (BRA)	Grosse, untergetauchte Wurzelstöcke und Totholz.	100
Unterspülte Ufer (BER)	Alle unterspülten Bereiche, die als Habitat genutzt werden können (es kann sich auch um Felsspalten oder Hohlraum in ausgespültem Tuff handeln).	90
Schwimmpflanzen (HYF)	Wasserpflanzen, die an der Oberfläche schwimmende Blätter haben und damit grössere Flächen abdecken, unter Wasser aber wenig dicht sind (z.B. Seerosen, Wasserlinsen oder gewisse Laichkräuter).	80
Blöcke (BLO)	Mineralisches Substrat mit Versteckmöglichkeiten für grössere Fische (Durchmesser Blöcke: >200 mm).	60
Steine (GAL)	Lockeres mineralisches Substrat mit Versteckmöglichkeiten für kleine Fische (Durchmesser Steine: 20 - 200 mm).	50
Helophyten (HEL)	Vegetation, die nur teilweise im Wasser liegt (z.B. Schilf, Sumpfpflanzen oder vom Ufer aus überhängende Pflanzen wie Gräser).	40
Wasserpflanzen (HYI)	Alle aquatischen Wasserpflanzen (Hydrophyten), die in der Gewässersohle verankert sind und deren Blätter und Stängel ein dichtes Habitat bilden.	40
Niedere Vegetation (CHV)	Niedere Pflanzen oder Wurzeln, die Unterschlupf für kleine Fische und Fischnährtiere bieten. Typischerweise werden darunter kleine Wurzeln, Wurzelhaare und Moose zusammengefasst.	40
Blöcke kolmatiert (BLS)	Blöcke ohne Zwischenräume (Durchmesser Blöcke: >200 mm) die kolmatiert sind. Es sind keine oder kaum Versteckmöglichkeiten für grössere Fische vorhanden.	30
Steine und Kies (GGR)	Lockeres mineralisches Substrat mit einem Durchmessen von 2 - 200 mm. Kommen Steine und Kies nicht grössensortiert vor, können sie als GGR zusammengefasst werden.	25
Kies (GRA)	Lockeres mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 2 - 20 mm.	20
Steine kolmatiert (GLS)	Mineralisches Substrat, das durch Feinsedimente kolmatiert ist (Durchmesser Steine: 20 - 200 mm).	10
Kies kolmatiert (GRS)	Mineralisches Substrat, das durch Feinsediment kolmatiert ist (Durchmesser Kies: 2 - 20 mm).	10
Organisches Streumaterial (LIT)	Ansammlungen von organischem Streumaterial und Detritus wie Falllaub und kleinen Ästen.	10
Sand (SAB)	Mineralisches Substrat mit einem Durchmesser von 0.2 -2 mm.	8
Feinsediment (FIN)	Feinsedimente (mineralisch oder organisch) die einen Durchmesser von weniger als 0.2 mm aufweisen.	4
Fels (DAL)	Mineralisches (z.B. Fels oder Molasse) oder künstliches (z.B. Sohlenverbau) Substrat, das keinen Unterstand bietet.	1

Tabelle 1. Substrate/Habitate, die bei den IAM-Aufnahmen aufgenommen werden.

- Position im Abschnitt [m] (Gewässerdistanz vom unteren Abschnittsende)
- Nummer des Querprofils (T_0-T_X)
- Distanz vom Ufer [cm]
- Tiefe [cm]
- Fliessgeschwindigkeit [cm/sec] (bei mittlerer Tiefe)

Die Positionierung der Querprofile erfolgt nicht zwingend in regelmässigen Abständen vom Startpunkt. Vielmehr sollten sie so positioniert werden, dass markante Änderungen im Strömungsmuster oder in der Wassertiefe erfasst werden. Dies ist für die Erstellung der Strömungs- und Tiefenkarten wichtig und hilfreich.

2.4 Kartierung der benetzten Substrate

Parallel zu den Aufnahmen der Querprofile kartiert eine Person die Charakteristik der benetzten Gewässersohle (Substrate und Habitate). Wenn das Gewässer aus der Luft gut sichtbar ist, hilft eine Drohnenaufnahme oder ein Luftbild bei der Orientierung und bei der Erkennung der Substratflächen. Folgende Substrate bzw. Habitate werden unterschieden *(Tabelle 1)*.

Die Attraktivität wurde anhand von Resultaten von habitatspezifischen Punktbefischungen über ein breites Artenspektrum und die Zuhilfenahme von Expertenwissen bestimmt [10, 12]. Wenn auf einer Fläche mehrere Substrate bzw. Habitate zu finden sind, wird bei der Kartierung das attraktivere Habitat erfasst, sofern dieses mehr als 25 % der Fläche ausmacht. Falls nicht, wird dasjenige Habitat erfasst, welches die grössten Flächenanteile aufweist. Algen werden nicht als separates Substrat erfasst, da ihr Auftreten oft temporär ist. Algenbedecktes Substrat wird aber als kolmatiertes Substrat erfasst.

2.5 Digitalisierung der Daten

Die Daten werden in einem geografischen Informationssystem (GIS), wie z. B. ArcGIS, MapInfo oder QGIS, digitalisiert. Zu diesem Zweck werden vier sogenannte Layer erstellt. Für die weiteren Berechnungen werden jeweils die Flächen aus den vier GIS-Layern separat exportiert.

Layer 1 – Wassertiefe: Die Wassertiefen werden in fünf Klassen eingeteilt und kartiert *(Tabelle 2)*. Zwischen den Querprofilen

wird die Wassertiefe manuell extrapoliert. Wenn genauere Messungen der Wassertiefe zwischen den Querprofilen vorliegen, können diese ebenfalls verwendet werden.

Layer 2 – Fliessgeschwindigkeit: Die Fliessgeschwindigkeiten werden in fünf Klassen eingeteilt und kartiert *(Tabelle 2)*. Zwischen den Querprofilen werden die Werte manuell extrapoliert. Wenn genauere Messungen der Fliessgeschwindigkeit vorliegen, können diese ebenfalls verwendet werden.

Layer 3 – Substrat/Habitat: Die Substrate werden vor Ort und mit Zuhilfenahme von Luftbildern kartiert *(Bild 1)*. Der Detailgrad der Kartierung wird der Gewässergrösse angepasst. Bei Gewässern mit einer Breite <10 m sollte sie mindestens eine Auflösung von ca. 20 × 20 cm betragen.

Layer 4 – Verschnitt: Für die Berechnung der Habitat-Vielfalt werden die ersten drei Layer verschnitten. Dabei entstehen Flächen, die aus den Attributen Substrat, Tiefe und Fliessgeschwindigkeit zusammengesetzt sind. Dieser Layer wird für die weiteren Berechnungen der Habitatvielfalt verwendet: Für die Berichterstattung werden in der Regel die übersichtlicheren Layer 1–3 grafisch dargestellt *(Bild 2)*.

2.6 Berechnungen

Schritt 1: Zuerst wird der prozentuale Anteil von jedem vorhandenem Substrat (Layer 3) mit der dazugehörigen Attraktivität *(Tabelle 1)* multipliziert, danach wird das Ergebnis summiert. Dadurch wird die durchschnittliche Attraktivität der Substrate auf einem Abschnitt berechnet.

$$A_T = \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{S_i * A_i}{S_{tot}} \right) \qquad (1)$$

A_T: durchschnittliche Attraktivität der Substrate auf einem Abschnitt
S_i: Fläche des Substrats i in m^2
A_i: Attraktivität Substrat i
S_{tot}: Gesamtfläche aller Substrate in m^2

Schritt 2: Im zweiten Schritt wird die berechnete Attraktivität mit der Anzahl Substrate (Layer 3), der Anzahl Tiefenklassen (Layer 1) und der Anzahl Fliessgeschwindigkeitsklassen (Layer 2), die auf einem Abschnitt erfasst wurden, multipliziert. Identische Substrate, die in unterschiedlichen Attraktivitätsklassen vorkommen (z. B. Kies und kolmatierter Kies oder Steine und kolmatierte Steine), werden nicht doppelt

Klasse	Wassertiefe [cm]	Fliessgeschwindigkeit [cm/sec]
Klasse 1	<5 cm	<10 cm/sec
Klasse 2	5 bis 20 cm	10 cm/sec bis 40 cm/sec
Klasse 3	20 cm bis 70 cm	40 cm/sec bis 80 cm/sec
Klasse 4	70 cm bis 150 cm	80 cm/sec bis 150 cm/sec
Klasse 5	>=150 cm	>=150 cm/sec

Tabelle 2. Angaben der Tiefenbereiche und Fliessgeschwindigkeiten, die für die Erstellung der Layer 1 und 2 verwendet werden.

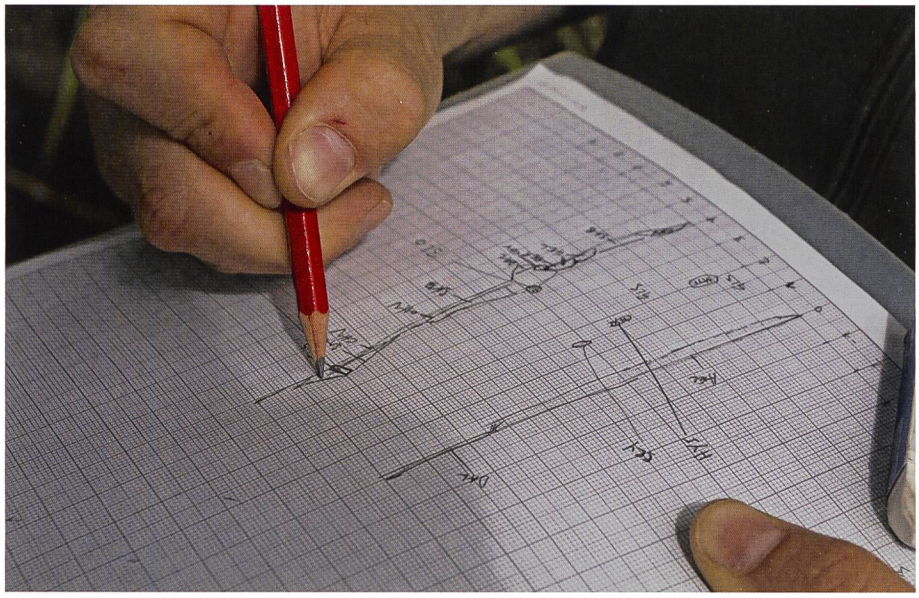

Bild 1. Zeichnung der Substrate auf Millimeterpapier für einen Abschnitt der Bünz im Kanton Aargau.

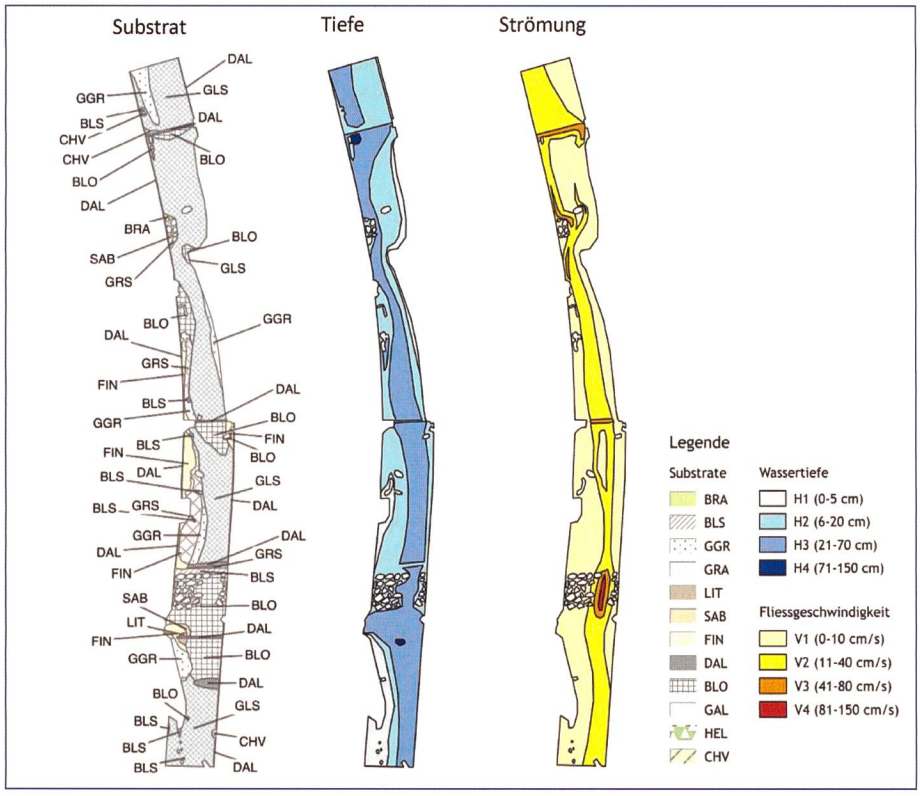

Bild 2. Beispiel einer Kartierung von Substrat, Strömung und Tiefe auf einem revitalisierten Abschnitt der Surb im Kanton Aargau.

gezählt. Ebenso werden nur zwei statt drei Substrate gezählt, auch wenn Kies (GRA) und Steine (GAL) je einmal grössensortiert und einmal nicht grössensortiert (GGR) vorkommen, also alle drei Kategorien kartiert wurden.

$$IAM_A = A_T * N_T * N_V * N_S \quad (2)$$

IAM_A: Attraktivitätsindex, wie beschrieben in [10]
A_T: durchschnittliche Attraktivität der Substrate
N^T: Anzahl Tiefenklassen
N_V: Anzahl Strömungsklassen
N_S: Anzahl Substrate

Schritt 3: Im dritten Schritt wird der Index standardisiert. Dies ist notwendig, weil tiefe Stellen resp. schnell fliessende Bereiche (Kategorien 4 und 5) in kleineren Gewässern natürlicherweise oftmals fehlen. Deshalb ist der IAM_A an kleineren Gewässern normalerweise tiefer als an grösseren Gewässern. Anhand der mittleren Gewässerbreite kann der IAM_A-Wert standardisiert werden.

$$IAM_{AST} = \frac{\left(IAM_A - \left((1300 * ln(B_M)) + 1236\right)\right)}{\left((1300 * ln(B_M)) + 1236\right)} + 1 \quad (3)$$

IAM_{AST}: standardisierter Attraktivitätsindex
IAM_A: Attraktivitätsindex, wie beschrieben in [10]
B_M: mittlere Breite des untersuchten Abschnitts in m

Die bisher in Frankreich und in der Schweiz an mehr als 200 Abschnitten durchgeführten Aufnahmen, die uns zur Verfügung gestellt wurden, ergaben IAM_{AST}-Werte von 0.03 bis 3.43. Der Mittelwert lag bei 1.05. Basierend auf diesen Daten, können die Attraktivitätswerte in Klassen eingeteilt werden, wodurch sich die Interpretation der Resultate vereinheitlichen lässt. Die Grenzen zwischen den Klassen wurden anhand der 20 %, 40 %-, 60 %- und 80 %-Perzentile definiert *(Tabelle 3)*. Bei der Interpretation gilt es zu beachten, dass der natürliche Zustand eines Gewässers in der Regel attraktiv bis sehr attraktiv ist. Es kann aber vorkommen, dass Gewässer im natürlichen Zustand mässig oder gar wenig attraktiv sind, z. B. Bereiche in Schluchten mit viel Fels als Habitat oder «hochenergetische Flüsse», die

	IAM Attraktivität (IAM_{AST})
Unattraktiv	0.00 - 0.56
Wenig attraktiv	0.56 - 0.93
Mittel	0.93- 1.24
Attraktiv	1.24 - 1.6
Sehr attraktiv	>1.6

Tabelle 3. Einteilung der Attraktität anhand des IAM_{AST}-Indexes in fünf Klassen.

	IAM Diversität (H_S)
Sehr niedrig	0.00 - 0.98
Niedrig	0.99 - 1.09
Mittel	1.10 - 1.22
Hoch	1.23 - 1.32
Sehr hoch	>1.32

Tabelle 4. Einteilung der Diversität anhand des HS-Indexes in fünf Klassen.

wenig unterspülte Ufer und wenig Vegetation aufweisen.

Schritt 4: Im vierten Schritt wird die Habitat-Vielfalt mittels Shannon-Wiener-Index berechnet [13]. Der Shannon-Wiener-Index ist eine mathematische Grösse, die für die Beschreibung der Diversität eingesetzt wird. Dazu werden die Flächen des Verschnitts aus Substrat, Fliessgeschwindigkeit und Tiefe verwendet (Layer 4).

$$H_S = -\sum_{i=1}^{n} \left(\frac{V_i}{V_{tot}}\right) * LN\left(\frac{V_i}{V_{tot}}\right) \quad (4)$$

H_S: Shannon-Wiener-Diversitätsindex
V_i: Fläche von Mikrohabitat i (charakterisiert durch Substrat, Tiefe und Fliessgeschwindigkeit)
V_{tot}: Gesamtfläche der Habitate

Die bisher beobachteten Diversitätswerte lagen zwischen 0.31 und 1.98. Der Mittelwert lag bei 1.14. Mit diesen Daten wurden wiederum anhand der 20 %-, 40 %-, 60 %- und 80 %-Perzentile Klassen definiert *(Tabelle 3)*.

3. Anwendungsbeispiele

In der Schweiz wurde der IAM bisher in den Kantonen Aargau [14–18], Wallis [19], Freiburg [20], Jura [21] und Neuenburg [22] angewendet. Nachfolgend werden die Ergebnisse der IAM-Methode anhand von sechs Beispielen veranschaulicht *(Bild 3)*.

Beim ersten Beispiel *(Bild 3A)* handelt es sich um die Neirigue im Kanton Freiburg. Der naturnahe Abschnitt liegt kurz oberhalb der Mündung in die Glâne. Furte und Kolke wechseln sich regelmässig ab. Die Substrat-, Strömungs- und Tiefenvariabilität ist hoch und Habitate wie Totholz und unterspülte Ufer sind häufig [20]. Aus dieser Kombination ergibt sich eine hohe Attraktivität und Diversität der Habitate. Dieser Zustand wird in natürlichen Gewässern in der Regel angetroffen.

Das zweite Beispiel stammt von der kanalisierten Bünz oberhalb von Möriken *(Bild 3B)*. Kanalisierte Gewässer weisen keine Furt-Kolk-Sequenzen auf, die Substratvielfalt ist gering, und es sind kaum Versteckmöglichkeiten für grössere Fische vorhanden. Daraus resultiert eine sehr geringe Attraktivität und eine geringe Diversität der Habitate [17].

Das dritte Beispiel *(Bild 3C)* zeigt die revitalisierte Bünz bei Othmarsingen. Für grossräumige Aufweitungen war zu wenig Raum vorhanden. Daher musste man sich hauptsächlich auf Instream-Massnahmen beschränken. Trotzdem ist es gelungen, Furt-Kolk-Sequenzen zu erstellen, und die Strömungs- und Tiefenvariabilität ist im Niederwassergerinne hoch. Als Habitate sind Blöcke, unterspülte Ufer, Totholz und unterspülte Wurzelstöcke vorhanden. Daraus resultieren insgesamt eine hohe Attraktivität und eine hohe Diversität der Habitate [15]. Dieses Beispiel zeigt, dass auch bei schwierigen Platzverhältnissen sowohl attraktive als auch vielfältige Habitate geschaffen werden können, die zumindest für das Niederwassergerinne bezüglich ihrer Attraktivität für Fische den Verhältnissen in einem natürlichen Gewässer nahekommen.

Beim vierten Beispiel *(Bild 3D)* handelt sich um eine Vernetzungsmassnahme der Surb bei Tegerfelden. Dabei wurde ein ehemaliges Wehr zurückgebaut und eine pendelnde, naturnahe Strecke erstellt. Eine gewisse Eigendynamik wurde zugelassen. Heute sind die Tiefen- und Strömungsvariabilität hoch, doch sind tiefe Kolken und andere für Fische besonders attraktive Habitate wie unterspülte Ufer, Totholz oder aquatische Vegetation kaum vertreten. Deshalb fällt der IAM-Attraktivitätsindex nur gering aus, während der Diversitätsindex hoch eingestuft wird [18].

Das nächste Beispiel *(Bild 3E)* zeigt die Wyna bei Gontenschwil, die im Rahmen von Hochwasserschutzmassnahmen revitalisiert wurde. Es handelt sich um eine lokale Aufweitung. Zudem wurden Findlinge eingebaut. Das Gewässer weist an dieser Stelle, die in einem Anfang des 20. Jahrhunderts trockengelegten Moor liegt, ein geringes Gefälle auf. Durch die Revitalisierung hat sich auch hier die Habitat-Vielfalt deutlich verbessert. Es sind

auch tiefe Kolke entstanden. Für Fische attraktive Habitate wie Totholz, unterspülte Ufer und Blöcke sind aber etwas untervertreten. Dadurch resultieren insgesamt eine hohe Habitat-Vielfalt und eine mässige Attraktivität. Mit dem Einbau von mehr Totholz oder zusätzlichen Findlingen/Steinblöcken könnte für die Fische eine noch höhere Attraktivität erreicht werden.

Als letztes Beispiel wird die Bünz in der Bünzaue bei Möriken herangezogen *(Bild 3F)*. Hier hat ein Jahrhunderthochwasser den Uferverbau aufgerissen, und das Gewässer hat sich eigendynamisch ein neues Niederwassergerinne gestaltet. Dabei sind sowohl Kolke also auch stark fliessende Bereiche entstanden, die Substratvielfalt ist hoch und auch attraktive Habitate kommen vor. So fällt sowohl der IAM-Attraktivitätsindex als auch der Diversitätsindex hoch aus.

Alle sechs Beispiele veranschaulichen, wie sich der IAM_{AST} von einem Diversitätsindex unterscheidet. Ist die Strömungs- und Tiefenvariabilität in einem Gewässer hoch, führt dies in der Regel zu hohen Diversitätsindices (z. B. [23]), auch wenn für Fische nur wenige attraktive Habitate vorhanden sind *(Bild 3 D+E)*. In natürlichen Gewässern sind attraktive Habitate in der Regel allerdings vorhanden (*Bild 3A* resp. *3F*). Um den Zusammenhang zwischen den Lebensgemeinschaften und dem Habitatsangebot zu erkennen, ist es daher notwendig, die Habitate umfassend auf der Ebene der Mikrohabitate zu erfassen, also auch Substrate und den Verschnitt der drei Kenngrössen mit einzubeziehen [7].

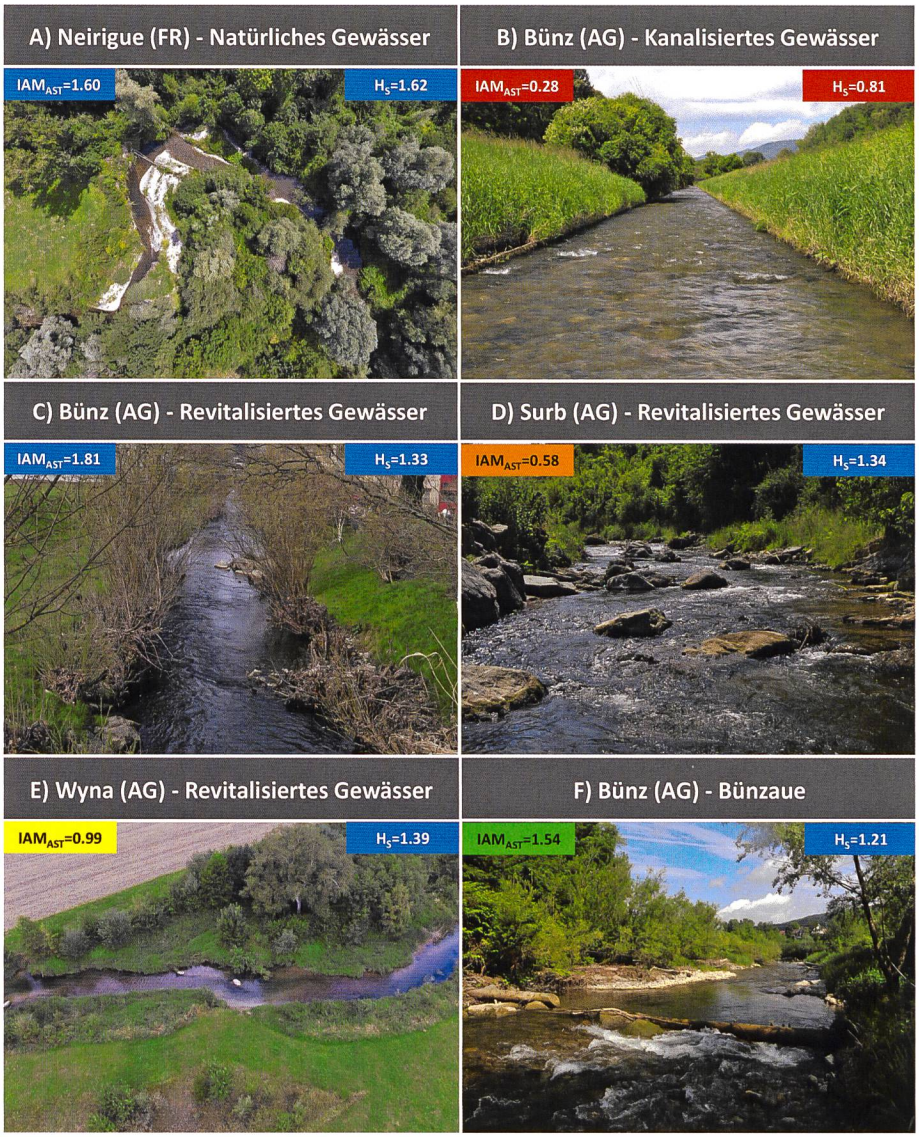

Bild 3. Beispiele der IAM-Indices für verschiedene Gewässerabschnitte: A) die Neirigue im Kanton Freiburg (46°43'49.95"/7°0'27.00"); B) die Bünz oberhalb der Bünzaue (47°24'21.94"/8°12'18.51"); C) die revitalisierte Bünz bei Othmarsingen (47°23'57.56"/ 8°12'56.51"); D) die revitalisierte Surb bei Tegerfelden (47°33'41.95"/ 8°16'39.38"); E) die Wyna bei Gontenschwil (47°16'39.04"/ 8°9'8.89"); F) die Bünz in der Bünzaue (NAWA Strecke: 47°24'35.18"/ 8°11'10.39").

4. Vergleich IAM mit Fischbestand

Die IAM-Methode wurde seit 1994 an 94 Gewässerabschnitten der Forellenregion in Frankreich und in der Schweiz angewendet, für die auch Daten aus quantitativen Befischungen vorlagen. Basierend auf diesen Daten, lässt sich der Zusammenhang zwischen IAM und Fischbestand in der Forellenregion untersuchen.

4.1 Attraktivitätsindex

Eine lineare Regression zwischen der Gesamtfischbiomasse (kg/ha) und dem Attraktivitätsindex zeigt einen positiven und signifikanten Zusammenhang ($N = 94$; $R^2 = 0.12$; $p < 0.001$; *Bild 4A*). Die Korrelation ist jedoch nicht sehr stark. Werden nur Gewässer mit eher guter Wasserqualität in die Analyse einbezogen (IBGN/IBCH > 14), ist die beobachtete positive Korrelation deutlich stärker ($N = 26$; $R_2 = 0.56$; $p < 0.001$; *Bild 4B*). Wird statt der Biomasse die in den untersuchten Abschnitten gefangene Anzahl Fische herangezogen, kann keine signifikante Korrelation festgestellt werden. Dies ist nicht überraschend, da die Anzahl stark durch das Vorkommen von Jung-

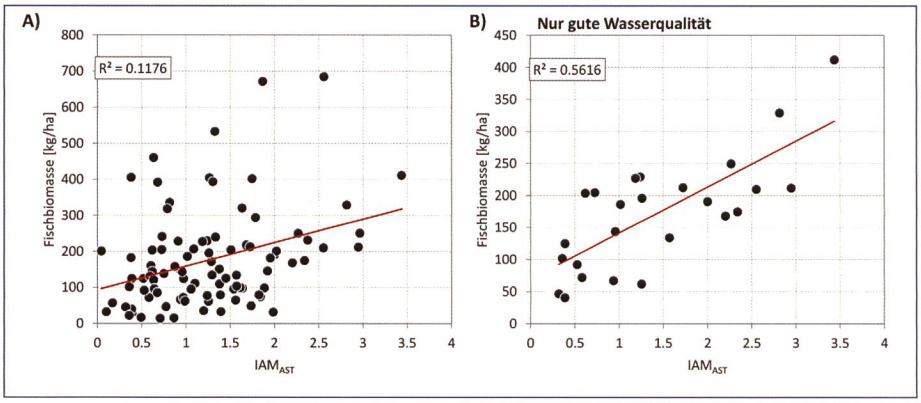

Bild 4. Lineare Regression zwischen dem Attraktivitätsindex (IAM_{AST}) und der bei quantitativen Abfischungen gefangenen Gesamtfischbiomasse für A: alle untersuchten Gewässer der Forellenregion; B: Gewässer der Forellenregion mit IBGN>14. Die Regressionsgerade ist rot eingezeichnet.

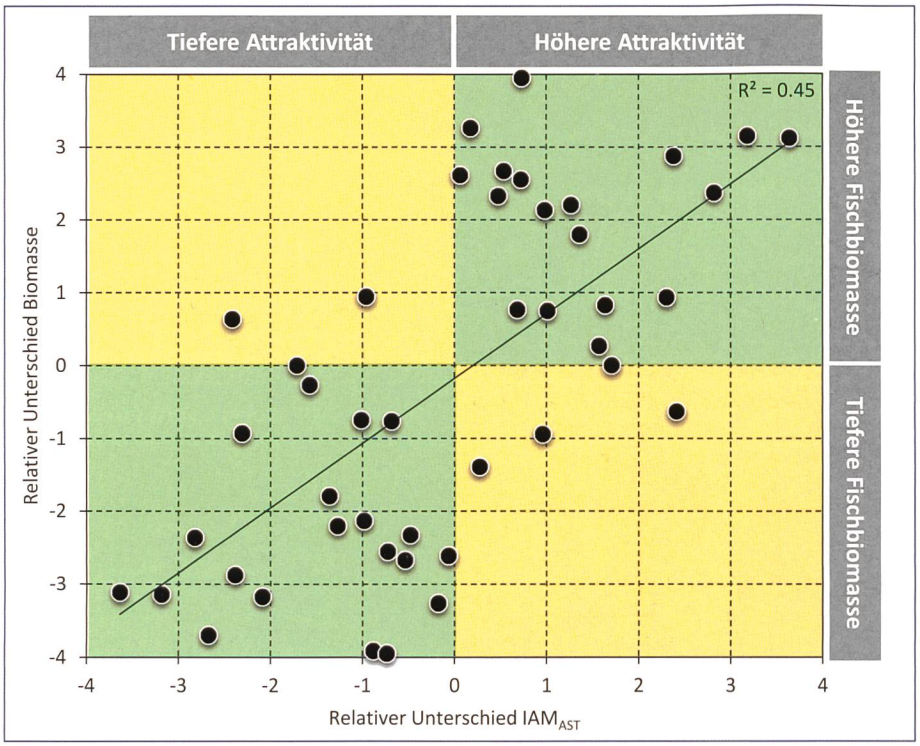

Bild 5. Vergleich zwischen dem relativen Unterschied im Attraktivitätsindex (IAM$_{AST}$) und dem relativen Unterschied im Fischbestand (kg/ha) an den untersuchten Standortpaaren. Ein grüner Hintergrund entspricht Resultaten, die im Erwartungsbereich liegen (eine höhere Habitat-Attraktivität geht einher mit einem höheren Fischbestand).

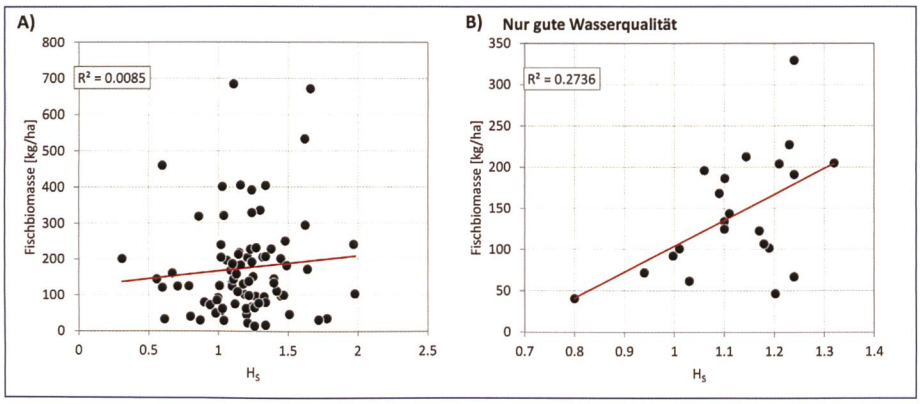

Bild 6. Lineare Regression zwischen dem Diversitätsindex (H$_S$) und der bei quantitativen Abfischungen gefangenen Gesamtfischbiomasse für A: Gewässer der Forellenregion; B: Gewässer der Forellenregion mit guter Wasserqualität (IBGN>14). Die Regressionsgerade ist rot eingezeichnet.

fischen und Kleinfischarten beeinflusst wird, welches stärker von den jährlich schwankenden Umweltbedingungen abhängig ist als die Gesamtfischbiomasse.

Eine Schwierigkeit bei der Interpretation von diesen Regressionsanalysen liegt in der Tatsache, dass der Fischbestand nicht nur durch die morphologische Habitat-Vielfalt und -Attraktivität beeinflusst wird, sondern auch durch andere Faktoren wie Hydrologie, Wasserqualität, Temperatur, Artenspektrum, Nahrungsangebot, Besatz usw. Diese unterscheiden sich von Gewässer zu Gewässer mehr oder weniger stark. Der Einfluss dieser externen Faktoren kann stark vermindert werden, indem Abschnitte miteinander verglichen werden, die morphologisch unterschiedlich, aber sonst möglichst ähnlich sind. Vergleiche zwischen zwei geografisch sehr nah gelegenen Abschnitten desselben Gewässers oder Vorher-Nachher-Vergleiche bei Revitalisierungen sind also besonders interessant.

Deshalb wurde für solche Standortpaare der relative Unterschied der Habit-Atattraktivität (IAM$_{AST}$) und der relative Unterschied im Gesamtfischbestand (kg/ha) berechnet. Ein positiver Zusammenhang zwischen dem Unterschied in der Habitat-Attraktivität (IAM$_{AST}$) und dem Unterschied im Fischbestand wurde erwartet. Von 45 paarweisen Vergleichen zeigen 40 in die erwartete Richtung. Die Korrelation der linearen Regression ist dabei positiv und signifikant (N = 45; R^2 = 0.453; p <0.001). Das bedeutet, dass bei Gewässern mit ähnlichen Umweltbedingungen ein Abschnitt mit höherem IAM$_{AST}$-Wert mit einer höheren Fischbiomasse einhergeht.

4.2 Diversitätsindex

Eine lineare Regression zwischen der Gesamtfischbiomasse (kg/ha) und dem Diversitätsindex zeigt keinen signifikanten Zusammenhang (N = 85, R^2 = 0.01; p = 0.40; *Bild 6A*). Werden nur Gewässer mit guter Wasserqualität in die Analyse einbezogen (IBGN/IBCH > 14), ist die beobachtete Korrelation positiv und knapp signifikant (N= 22; R^2 = 0.27; p < 0.05; *Bild 6B*). Der Attraktivitätsindex (IAM$_{AST}$), der sowohl die Diversität als auch die Attraktivität der Habitate in die Bewertung einbezieht, korreliert somit stärker mit der vorhandenen Fischbiomasse in einem Gewässerabschnitt. Des Weiteren zeigt eine multiple lineare Regression mit beiden Indices, dass die Diversität keinen signifikanten Anteil der residualen Varianz erklären kann: (N = 85; R^2 = 0.097; p < 0.05; nur gute Wasserqualität: N =19; R^2 = 0.221; p = 0.135).

Häufig wird beobachtet, dass die Artenvielfalt mit der Habitat-Vielfalt zunimmt [24, 25]. Das gilt auch für Fische [6]. Dieser Zusammenhang konnte interessanterweise mit diesem Datensatz, das heisst für Gewässer der Forellenregion, nicht beobachtet werden. Möglicherweise liegt das an der Tatsache, dass die Forellenregion im Vergleich zu Gewässern der Äschen- und Barbenregion natürlicherweise artenarm ist.

5. Diskussion der Resultate

Die Resultate zeigen, dass eine statistisch signifikante und starke Korrelation zwischen dem Attraktivitätsindex (IAM$_{AST}$) und der in den untersuchten Gewässern der Forellenregion vorkommenden Gesamtfischbiomasse besteht. Mehr als 50 % der Variabilität bei der in einem Gewässer mit guter Wasserqualität beobachteten Fischbiomasse kann durch die Habitat-Attraktivität erklärt werden. Wenn weitere Einflussfaktoren nach Möglichkeit eliminiert werden, findet man ebenfalls einen deutlich signifikanten und stark positiven Zusammenhang zwischen dem IAM$_{AST}$ und dem Fischbestand. Der Zusammenhang zwischen der Morphologie und dem Fischbestand ist also nicht nur in Gewässern mit guter Wasserqualität klar nachweisbar.

Der IAM eignet sich somit gut, um die Vielfalt und die Attraktivität der Gewäs-

sermorphologie zu beschreiben. Dies ist von grossem Wert, da mit der IAM-Methode ein Werkzeug zur Verfügung steht, das erlaubt, den erwarteten Effekt der Gewässermorphologie auf den Fischbestand zu quantifizieren. Weicht die Reaktion vom Fischbestand bei einer Revitalisierung von der Erwartung ab, dann müssen andere Faktoren wie Wasserqualität, Temperatur oder Hydrologie als mögliche Erklärungen herangezogen werden. Die IAM-Methode eignet sich somit sowohl für eine Anwendung bei Wirkungskontrollen als auch bei Defizitanalysen. Sie kann also sowohl bei der Planung als auch bei Erfolgskontrolle von Revitalisierungen als wichtige Grundlage dienen. Dies ist von zentraler Bedeutung, denn damit können die Effekte von heute durchgeführten Revitalisierungen auf die Fischbestände möglichst genau verstanden werden. Dies wird uns in Zukunft helfen, Revitalisierungsmassnahmen laufend zu optimieren, insbesondere dann, wenn die Eigendynamik nicht zu 100 % wiederhergestellt werden kann.

6. Ausblick

Der IAM wurde im französischen Jura an Forellengewässern entwickelt. Bis heute wurden daher hauptsächlich kleinere und mittelgrosse Gewässer untersucht. In grösseren Gewässern der Äschen- und Barbenregion sind andere Habitate natürlicherweise dominant, und das Artenspektrum nimmt deutlich zu. Die IAM-Daten, die derzeit für diese Fischregionen vorliegen, lassen keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen dem IAM_{AST} und dem Fischbestand erkennen. Ob dies am Index selbst liegt oder damit zu tun hat, dass bei den bisher untersuchten Gewässern andere Einflussfaktoren die Effekte der morphologischen Habitat-Vielfalt und -Attraktivität auf den Fischbestand überlagern, ist noch unklar. Um genauere Schlüsse ziehen zu können, sind deshalb weitere Vergleiche zwischen Standortpaaren, die sich möglichst nur in ihrem morphologischen Lebensraumangebot unterscheiden, notwendig. Ein Grossteil der Schweizer Gewässer gehört aber zur Forellenregion, und in dieser Region funktioniert die Methode sehr gut. Daher kann sie in diesen Gewässern schon heute sinnvoll und zielführend angewendet werden.

Literatur

1. *Schnitter, N.* Die Geschichte des Wasserbaus in der Schweiz. Alter Forscher – Aktuell. 1992, Oberbözberg: Olanthus, Verlag für Verständliche Wissenschaft und Technik. 242.

2. *Zeh Weissmann, H., Könitzer, C., Bertiller, A.,* Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009., in Umwelt-Zustand Nr. 0926.2009, Bundesamt für Umwelt: Bern. p. 100.

3. *Fischnetz*, Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht, 2004, Trägerschaft des Projekts «Fischnetz»: Dübendorf.

4. *Göggel, W.* Revitalisierung Fliessgewässer. Strategische Planung, in Umwelt Vollzug, Gewässerschutz, 2012, Bundesamt für Umwelt: Berne. p. 43.

5. *Woolsey, S., et al.* Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen, in Publikation des Rhone-Thur-Projekts. 2005, Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. p. 112.

6. *Gormann, O.T., Karr, J.R.* Habitat structure and stream fish communties. Ecology, 1978. 59: p. 507–515.

7. *Jungwirth, M.* Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. 2003: Facultas-Verlag.

8. *Fierz, J.* Einfluss von Habitatsparametern auf die Populationsstruktur und Biomasse von Bachforellen *(Salmo trutta fario)* sowie die Artenvielfalt der Fischfauna, in Zoologisches Institut, 2009, Universität Zürich: Zürich.

9. *Kanton Aargau.* Fischbesatz im Kanton Aargau – Besatzkonzept, K. Aargau, Editor 2011, Departement Bau, Verkehr und Umwelt – Abteilung Wald: Aarau.

10. *Degiorgi, F., Morillas, N., Grandmottet, J.-P.* Méthode standard d'analyse de la qualité de l'habitat aquatique à l'échelle de la station : l'IAM, 2002, Teleos.

11. *Brunke, M., Purps, M., Wirtz, C.* Furten und Kolke in Fliessgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmassnahmen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 2012(3).

12. *Morillas, N.* Ecologie des poissons en rivière: Application à une nouvelle méthode nd'échantillonage, 1994, Université de Franche-Comté.

13. *Shannon, C.E.* A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 1948. 27: p. 379–423 and 623–656.

14. *Aquabios.* Habitatkartierung Wigger – Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahmen der Wigger in Brittnau, 2014, Aquabios GmbH: Châtonnaye. p. 16.

15. *Aquabios.* Habitatkartierung Bünz vor Renaturierung – Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahmen der Bünz in Hendschiken, V. u. U. Departement Bau, Abteilung Wald, Sektion Jagd und Fischerei Kanton Aargau, Editor 2014, Aquabios GmbH: Châtonnaye.

16. *Aquabios.* Erfolgskontrolle Revitalisierung Wyna Gontenschwil – Mikrohabitate und Fische, 2017, Auftraggeber: Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer und Abteilung Gewässer und Wald, Sektion Jagd und Fischerei: Cordast.

17. *Aquabios.* Mikrohabitate und Fischbestand in der Bünz – Erfolgskontrolle von Revitalisierungsmassnahmen in der Bünz, 2016, Auftraggeber: Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer und Abteilung Gewässer und Wald, Sektion Jagd und Fischerei: Düdingen.

18. *Aquabios.* Erfolgskontrolle der Revitalisierung von zwei Wanderhindernissen in der Surb, 2015, Auftraggeber: Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer und Abteilung Gewässer und Wald, Sektion Jagd und Fischerei: Châtonnaye.

19. *Teleos.* Diagnose pisciaire des Canaux du district de Sion, 2005, Teleos Sàrl: Roche-Lez-Beaupré.

20. *Découcière, H., et al.* Diagnose écologique de la Glâne et de la Neirigue, A.L. Frayère., Editor 2013, Teleos Sàrl.: Montmelon.

21. *CSP.* Étude de la qualité piscicole du Doubs franco-helvétique, 2005, Conseil Supérieur de la Pêche.

22. *Teleos.* Restauration du Seyon aux Près Maréchaux – Avant projet détaillé, 2011, Société des pêcheurs en rivières la «Fario»: Montmelon.

23. *Gostner, W., Schleiss, A.* Index für hydromorphologische Diversität, B.f.U. (BAFU), Editor 2012, Bundesamt für Umwelt (BAFU): Bern. p. 6.

24. *Simpson, E.H.* Measurement of diversity. nature communications, 1949. 163: p. 688.

25. *MacArthur, R.H., E.O. Wilson.* The theory of island biogeography. 1967, Princeteon: Princeton University Press.

Anschrift der Verfasser
Pascal Vonlanthen, Aquabios GmbH
Les Fermes 57, CH-1792 Cordast
p.vonlanthen@aquabios.ch
Guy Périat, Teleos Sàrl
Les Rangiers 11 E, CH-2883 Montmelon
periat@teleos.info

Künz GmbH | 6971 Hard - Austria
T +43 5574 6883 0 | sales@kuenz.com | www.kuenz.com