

Einfluss von Wasserkraftanlagen auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern in Deutschland

Wasserkraftanlagen haben einen statistisch signifikanten, negativen Einfluss auf 18 von 32 untersuchten Parametern des ökologischen Zustands von Fließgewässern gemäß EU-WRRL sowie der Gewässerstrukturgüte.

Dietmar Mehl, Janette Iwanowski, Tim G. Hoffmann und Martin Pusch

Angesichts des erforderlichen Klimaschutzes wird international ein weiterer Ausbau der Wasserkraft als regenerative Energiequelle für vermeintlich „grünen Strom“ unterstützt und gefordert. So sehen z. B. Internationale Energieagentur (IEA) und Agentur für erneuerbare Energien (IRENA) den Bedarf einer globalen Verdopplung der Wasserkraft bis 2050 [1], [2]. Mit der Umsetzung eines Ausbaus der Wasserkraft in dieser Dimension würden, ohne die vielfältigen sozioökonomischen Auswirkungen zu berücksichtigen, unausweichlich massive ökologische Schäden an Gewässern und Auen einhergehen, selbst wenn internationale fachliche Standards eingehalten würden. Bereits heute sind in 36 untersuchten europäischen Ländern mindestens 1,2 Mio. Flusshindernisse („Barrieren“) vorhanden, mit einer durchschnittlichen Dichte von 0,74 Hindernissen pro Kilometer [3]. Die Europäische Kommission [4] sieht infolge von Wasserkraftanlagen (WKA) starke und weitreichende ökologische Auswirkungen sowohl auf große als auch auf kleine Flüsse und Seen, und dies unabhängig von der Region. Zwar konzentrieren sich WKA auf Grund des benötigten Gefälles bzw. Höhenunterschiedes auf bergige Regionen (großes Talgefälle) und abflussreiche Gewässer, wirken in ihrer Gesamtheit jedoch durch die Unterbrechung des hydromorphologischen und biologischen Kontinuums auf das gesamte Gewässersystem bis hin in die Mündungsbereiche.

/ Kompakt /

- Die Wasserkraft wird häufig als nachhaltige und entwicklungsfähige erneuerbare Energieerzeugung dargestellt.
- Die Erzeugung von Wasserkraft ist fast nur über den Aufstau von Fließgewässern möglich, wodurch deren Struktur, Funktionsfähigkeit und Fischfauna sowie auch der naturnahe Hochwasserrückhalt in Auen stark beeinträchtigt werden.
- Die Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials der Fließgewässer wird vor allem durch die vielen Kleinwasserkraftanlagen erheblich verschlechtert und damit die Zielerfüllung gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie beeinträchtigt.

In Deutschland bestehen mit Stand 2019 insgesamt 7.156 WKA [5], davon aber nur zwei Anlagen der Leistungsklasse > 50 MW [6]. Das Gros der WKA in Deutschland (94 %) verfügt nur über eine installierte Leistung von unter 1 MW und gilt dementsprechend in Deutschland als Kleinwasserkraftanlagen [7]. Im Jahr 2020 entfielen von der gesamten Stromerzeugung der Wasserkraftwerke 2,6 TWh auf Wasserkraftwerke mit einer Leistung bis 1 MW. Dies entspricht nur rund 0,5 % des Bruttostromverbrauchs. Der Anteil der Wasserkraft insgesamt an der gesamten Bruttostromerzeugung in Deutschland lag im Jahr 2022 bei 3,2 %, während der Anteil der erneuerbaren Energien 2022 bei insgesamt 46,2 % lag [8].

Vorliegende Berichte zum ökologischen Zustand bzw. Potenzial der Fließgewässer in Deutschland zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) [9] deuten bereits darauf hin, dass Bau und Betrieb von Wasserkraftwerken mit erheblichen Belastungen für die Gewässer verbunden sind. So treten in 12 % aller Oberflächenwasserkörper infolge bestehender WKA nachteilige Wirkungen für den Gewässerzustand auf; bezogen auf die Länge der Oberflächenwasserkörper entspricht dies über 50.000 km Fließstrecke und damit mehr als einem Drittel des WRRL-berichtspflichtigen Gewässernetzes; hingegen werden nur in 3 % Streckenanteil die Umweltziele der WRRL derzeit erfüllt [10], [11]. Auch das Memorandum führender deutscher Gewässerforscher um den politischen Zielkonflikt „Klimaschutz versus Biodiversitätsschutz bei der Wasserkraft“ [12] thematisiert die ökologischen Nachteile der Wasserkraft und verweist vor allem auf die stark negative Umweltbilanz (auch im Sinne von Ökosystemleistungen) von Kleinwasserkraftanlagen.

Zu den wesentlichen anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von WKA auf Fließgewässer- und Auenökosysteme werden gezählt:

- Unterbrechung der ökologischen Durchgängigkeit für aquatische Organismen (Auf- und Abstieg), Tötung und Verletzung von Organismen beim Abstieg in Turbinen, Unterbrechung der Durchgängigkeit für Feststoffe [10], [11], [12], [13]
- Hydrologische Veränderungen, d. h. hydrologische und hydraulische Dämpfung natürlicher Abflussprozesse, Verwandlung von frei fließenden Strecken in Seen oder Strecken mit deutlich reduzierter Fließgeschwindigkeit und verändertem hydrodynamischem Verhalten, Trockenfallen von Ausleitungsstrecken und damit erhebliche Lebensraumverluste für Fließgewässerarten [10], [11], [12], [14]

Tabelle 1: Datengrundlagen

Daten	Datentyp	Datenquelle
Wasserkraftanlagen		
Wasserkraftanlagen in Deutschland bis 2015	Punkt	Eichhorn et al. (2019) [5]
Gewässerstrukturkartierungen		
Gewässerstrukturkartierung (Feinverfahren) – Baden-Württemberg	Linie	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
Gewässerstrukturdaten 2017 (Fließgewässer) – Bayern	Linie	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Gewässerstrukturdaten – Berlin	Linie/Datenbank	Senatsverwaltung für Umwelt, Mobilität, Verbraucher- und Klimaschutz
Strukturgütekartierung – Brandenburg	Linie	Landesamt für Umwelt Brandenburg
Detailstrukturgütekartierung (2005 –2009) – Hamburg	Linie/Datenbank	Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft
Gewässerstrukturgüte-Kartierung 2012 der WRRL-Gewässer – Hessen	Linie/Datenbank	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Fließgewässerstrukturkartierung-Daten – Mecklenburg-Vorpommern	Linie	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Fließgewässer-Detailstrukturkartierung (2010 – 2014) – Niedersachsen und Bremen	Linie	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Gewässerstrukturkartierung – Nordrhein-Westfalen	Linie/Datenbank	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Strukturgütekartierung – Rheinland-Pfalz	Linie	Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
Strukturgütedaten Gewässer (2013 –2019) – Saarland	Linie/Datenbank	Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz
Gewässerstruktur der sächsischen Fließgewässer 2016 – Sachsen	Linie	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Strukturkartierung (2001 – 2009, vollständig), Strukturkartierung (2020, unvollständig) – Sachsen-Anhalt	Linie/Datenbank	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
Gewässerstruktur – Schleswig-Holstein	Linie	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
Detaillkartierung (2017 – 2018, unvollständig), Übersichtskartierung (1998-2008, vollständig) – Thüringen	Linie/Datenbank	Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz
Weitere Gewässerdaten		
Oberflächenwasserkörper des 2. WRRL-Bewirtschaftungszyklus inklusive Zustandsdaten	Linie/Datenbank	Umweltbundesamt (UBA 2022), Datenquelle: Bund-Länder-Informations- und Kommunikationsplattform Wasser/Bundesanstalt für Gewässerkunde & Zuständige Behörden der Länder, Datenstand: 29.03.2022
Einzugsgebiete (Catchment-DE)	Linie	Bund-Länder-Informations- und Kommunikationsplattform Wasser/Bundesanstalt für Gewässerkunde & Zuständige Behörden der Länder Datenstand: 31.03.2022
Verwaltungsgrenzen		
Gebietseinheiten (NUTS-Regionen) der Bundesrepublik Deutschland	Polygon	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (GeoBasis-DE/BKG 2022)

Quelle: Dietmar Mehl et al.

- Veränderungen der Hydrodynamik des Grundwassers und des Überflutungsregimes in den Auen sowie der Gewässer- und Auenstruktur und der Habitate und damit negative Folgen für die Auenökologie und den Auenzustand: Habitatverluste [14], [15], [16]
 - Veränderungen des Stoff- und Energiehaushalts (u. a. Temperaturregime) des Gewässers und der Aue mit Folgen für die Trophie, die Nahrungsketten, die Habitate sowie das Eindringen invasiver Arten [10], [11], [12], [13], [16]
 - Verstärkte Freisetzung von klimaschädlichen Treibhausgasen bei der Ansammlung organischer Materialien in Staubereichen bzw. -stufen [17]
- Die Bedeutung der Stromproduktion von WKA dürfte in Anbetracht der hydrologischen Folgen des Klimawandels weiter abnehmen, insbesondere infolge des Rückgangs des mittleren Abflusses in den meisten Einzugsgebieten sowie der Zunahme der Dauer und Stärke von Dürren bzw. Niedrigwasser [18], wodurch das Gewicht der oben aufgeführten Umweltauswirkungen noch höher zu bewerten ist.

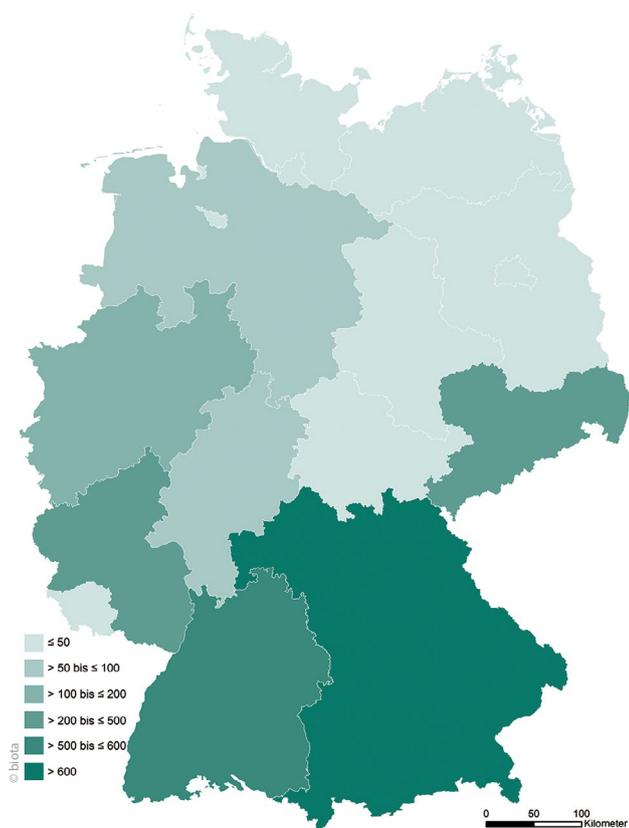


Bild 1: Installierte Leistung (MW) der Wasserkraftanlagen nach Bundesländern, Datengrundlage: Eichhorn et al. (2019) [5]

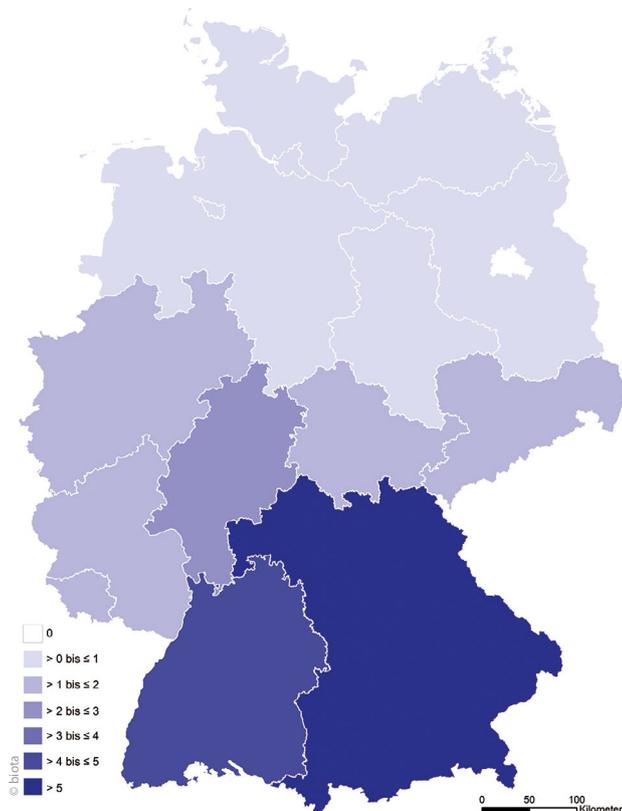


Bild 2: Wasserkraftanlagendichte/Anzahl je 100 km² Fläche nach Bundesländern, Datengrundlage: Eichhorn et al. (2019) [5]

Ziel, Datengrundlagen und Methodik

Ziel einer Studie war es daher, mit Hilfe des bundesweiten WRRL-Datensatzes zum ökologischen Zustand bzw. Potenzial der Fließgewässer-Oberflächenwasserkörper sowie auf der Basis der Daten der kartierten Fließgewässerstruktur der Bundesländer statistische Untersuchungen zum Einfluss der Wasserkraftanlagen anzustellen. Der WRRL-Datensatz basiert auf den Methoden gemäß OGewV [19], die Gewässerstrukturkartierung grundsätzlich auf den methodischen Grundlagen gemäß LAWA (2002) [20] und auf den Daten der Bundesländer.

So konnte auf die Datengrundlagen nach **Tabelle 1** zurückgegriffen werden. Zur Vorbereitung statistischer Analysen bestanden jedoch folgende (durchaus große) Herausforderungen:

- a) Möglichst eindeutige Verortung der Standorte der Wasserkraftanlagen in Beziehung zum verwendeten digitalen Gewässernetz, um eindeutige Bezüge in einem geographischen Informationssystem (ArcGIS, Version 10.8) zu WRRL-Wasserkörpern und Gewässerabschnitten der Strukturgüte aufbauen zu können.
- b) Umgang mit den nach Lage, Struktur und Inhalt heterogenen Strukturgütedaten der Länder (geographisch, digital, Kartierschlüssel/Parametersatz etc.).

Hinsichtlich der Standorte der Wasserkraftanlagen wurde auf den am besten geeigneten Datensatz nach Eichhorn et al. (2019) [5] zurückgegriffen. Der ebenfalls geprüfte, neuere Datensatz (Stand Mai 2021) nach Manske et al. (2022) [21], der auf den Daten der Bundesnetzagentur bzw. des Marktstammdatenregisters basiert (<https://www.marktstammdatenregister.de>, dl-de/by-2-0, <https://www.govdata.de/dl-de/by-2-0>), stellt gegenüber [5] eine Verschlechterung dar, da die kleineren WKA bis ≤ 30 kW nicht mehr verortet sind (s. hierzu unten die Diskussion). Aber auch mit dem Datensatz nach [5] gelang nicht in allen Fällen eine eindeutige, automatisierte GIS-technische Zuordnung mittels Distanzkriterien, so dass letztlich Datensätze mit immerhin über 90 % der bekannten Anlagen verwendet werden konnten (**Tabelle 2**). Eine Zuordnung der automatisiert nicht einem Fließgewässer zuzuordnenden WKA mittels individueller Luftbildanalyse oder andere Methoden war wegen des zu hohen zeitlichen/personellen Aufwands nicht möglich.

Hinsichtlich der Strukturgütedaten wurde am Ende exemplarisch auf die Daten der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz zurückgegriffen, weil in diesen Bundesländern WKA besonders stark verbreitet sind (**Bilder 1, 2 und 3**) und vor allem, weil ein für statistische Zwecke sachgerechter Datensatz aller Bundesländer angesichts der Unterschiedlichkeit der Länderdaten (verschiedene Kartierverfahren im Detail, unterschiedliche Parameter, Unterschiede in der Abschnittsbildung, mehrere übergebene Datenbanken mit verschiedener Identifikationsnummer etc.) nur sehr zeitaufwändig gelingen kann. Die Daten der Länder Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz ließen sich zusammenfassen, weil die Daten beider Länder grundsätzlich inhaltlich als vergleichbar eingeschätzt wurden.

Die Strukturgütedaten der Länder haben im Regelfall von den WRRL-Wasserkörperdaten abweichende Geometrien. Daher mussten zunächst alle Strukturgütedaten den Wasserkörpern zugeordnet werden, die als einheitliche Zielkulisse verwendet wurden. Deshalb wurden folgende GIS-Arbeiten (Geodatenverarbeitung) vorgenommen:

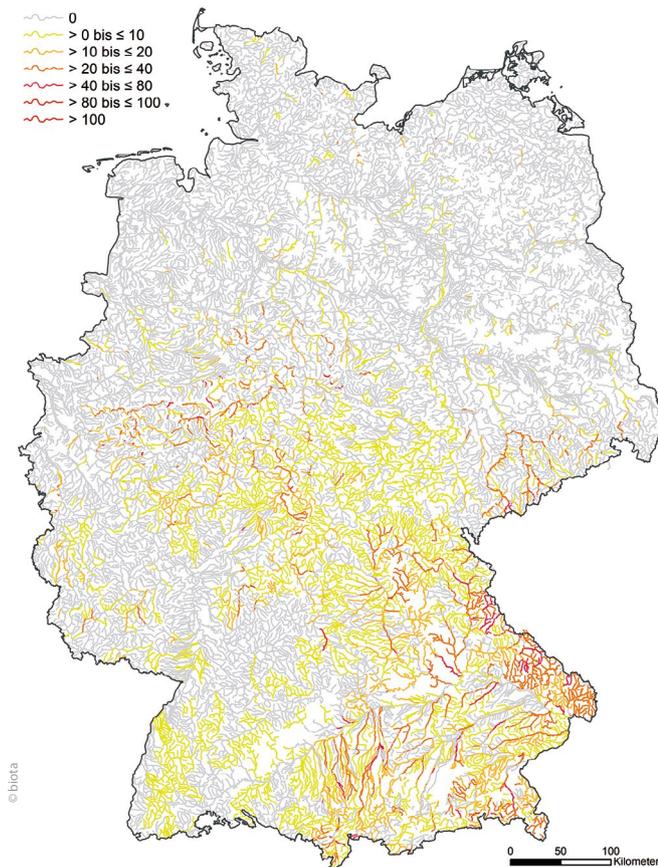


Bild 3: Anzahl der Wasserkraftanlagen je 100 km Fließgewässer, Datengrundlage: Eichhorn et al. (2019) [5]

- Aufbau einer Geodatenbasis für einfachen Datenaustausch und Gruppierung in Datensätze (Strukturiertheit), sowie Ankoppeln („Join“) der Fachdatenbanken an die Gewässergeometrien
- Projektion aller Strukturkartierungsdaten in ein einheitliches Koordinatenbezugssystem: ETRS_1989_UTM_Zone_32N (EPSG: 25832)
- Clip der einzelnen Strukturkartierungsdatensätze auf die Bundeslandgrenzen, um Überlappungen der Strukturkartierungen zu bereinigen; weiterführende topologische Datenkorrekturen wurden aufgrund des Datenvolumens aber nicht vorgenommen.
- Generierung/Extrahierung von Mittelpunkten der Strukturkartierungsabschnitten (Feature Vertices To Point); mit diesen generierten Mittelpunkten wurde ein Spatial Join mit dem Datensatz der Oberflächenwasserkörper durchgeführt, so dass die Mittelpunkte der Strukturkartierungsabschnitte dem nächstgelegenen Oberflächenwasserkörper zugeordnet werden konnten. Zusätzlich wurde ein Distanzfeld ausgegeben, welches die Entfernung des Punktes zum nächstgelegenen Oberflächenwasserkörper in Meter angibt.
- Anhand dieses Distanzfeldes wurden Mittelpunkte (Daten) ausgeschlossen, die eine zu hohe Entfernung zu einem Oberflächenwasserkörper aufweisen (Strukturdaten an Fließgewässern ohne Was-

serkörperstatus); weiterhin wurden auch Mittelpunkte ausgeschlossen, die keine Strukturkartierungsdaten aufweisen.

- Die Zuordnung der Mittelpunkte zu den Wasserkörpern wurde anschließend wieder auf die Liniengeometrien übertragen.
- Lagebezogener „Join“ der WKA je Bundesland mit der jeweiligen Strukturkartierung; dadurch Zuordnung der WKA zum nächstgelegenen Strukturabschnitt, und damit gleichzeitig zu dem jeweiligen Oberflächenwasserkörper gemäß dem Distanzkriterium nach **Tabelle 2**.

Nach dieser Datenvorbereitung war die zentrale methodische Frage, wie der singuläre ökologische Einfluss der WKA statistisch ermittelt werden kann, zumal es neben ökologischen Wirkungen infolge Wasserkraft bekanntlich auch viele andere Einflussfaktoren gibt (z. B. Stoffeinträge oder morphologische Veränderungen infolge Gewässerausbau, ggf. auch landschaftliche bzw. gewässertypologische Unterschiede). Um, auch im Sinne der statistischen Grundgesamtheit, zu einem sachgerechten Ansatz zu kommen, wurde vereinfacht unterstellt, dass sich der betreffende Oberflächenwasserkörper (OWK) oder Gewässerabschnitt (GA) mit einer WKA von den Typbedingungen und sonstigen Belastungen her nicht entscheidend vom ober- und vom unterhalb befindlichen OWK oder GA unterscheidet. Liegt ober- oder unterhalb auch ein OWK oder GA mit einer WKA, wurde algorithmisch auf den nächsten ohne WKA ausgewichen, falls dieser auch eine WKA aufweist, weiter bis zu einem OWK oder GA ohne WKA. Dieses pragmatische Vorgehen erbringt je drei für einen Vergleich geeignete Datensätze:

1. OWK oder GA mit WKA
2. Flussaufwärts gelegene OWK oder GA ohne WKA
3. Flussabwärts gelegene OWK oder GA ohne WKA

Infolge des verzweigten Gewässernetzes resultieren viele in die (vergleichsweise langen) OWK mit WKA einmündende OWK ohne WKA, so dass bei einem Vergleich der OWK mit WKA mit oberhalb gelegenen OWK ohne WKA ein deutlich größerer Datensatz ($n = 1.597$) besteht als im Fall des Vergleiches mit unterhalb gelegenen OWK ohne WKA ($n = 451$), **Tabelle 3**. Auch liegen nicht für alle Wasserkörper Daten aller biologischen Qualitätskomponenten vor, was ebenfalls Unterschiede in den Datensätzen erklärt.

Statistisch kann nun jeweils der Datensatz der OWK oder GA mit WKA einzeln mit den anderen beiden Datensätzen verglichen werden, wobei auf die statistische Signifikanz von Unterschieden der einfachen statistischen Berechnungsmaße bzw. Parameter der Grundgesamtheit (1) Mittelwert und (2) Standardabweichung der

Tabelle 2: Kenndaten der Datensätze zu den Wasserkraftanlagen (WKA) - im GIS zu Gewässergeometrien (Oberflächenwasserkörper, Gewässerabschnitte) zugeordnete Anlagen

	Anzahl WKA	Angewandtes räumliches Distanzkriterium
Rohdatensatz der WKA-Standorte (Eichhorn et al. (2019) [5])	7.156	-
davon Zuordnung zu Oberflächenwasserkörper	6.585	< 500 m
davon Zuordnung zu Gewässerabschnitten der Strukturkartierung	6.489	Je nach Bundesland und Datenqualität variierend: Spanne von < 20 m bis < 300 m

Quelle: Dietmar Mehl et al.

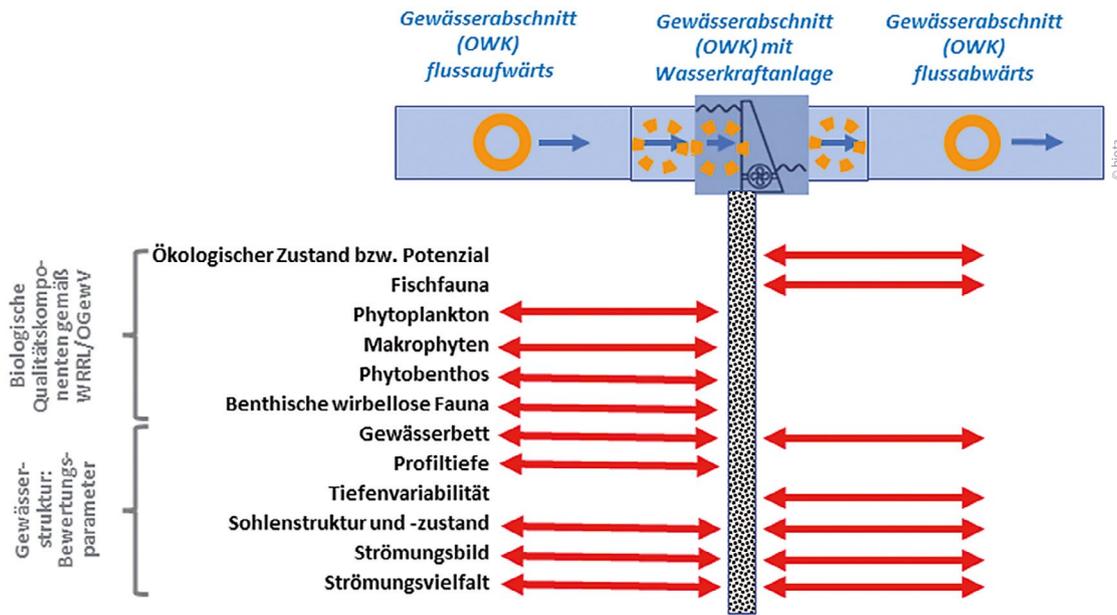


Bild 4: Statistisch signifikante Verschlechterungen von Parametern des Gewässerzustands in Gewässerabschnitten (bzw. Oberflächenwasserkörpern, blaue Rechtecke) mit Wasserkraftanlagen, abgeleitet aus Vergleichen mit flussaufwärts oder flussabwärts gelegenen Flussabschnitten (rote Doppelpfeile, Tabellen 3 und 4); die orangen Kreise symbolisieren den jeweiligen Zustandsbewertungsmesspunkt, der in Gewässerabschnitten mit Wasserkraftanlagen entweder in frei fließenden Teilabschnitten oder im Rückstaubereich (mit verringerter Strömungsgeschwindigkeit) liegen kann (gestrichelte Kreise), wodurch die Auswirkungen des Rückstaus systematisch unterschätzt werden; WKA-Symbol: <https://thenounproject.com/browse/icons/term/dam/>

Einzel Datensätze getestet werden kann [22]. Die jeweiligen Datensätze umfassen ökologische/biologische Zustands-/Potenzialklassen der OWK (5-stufig) sowie Einzel- und Summenklassifizierungen (7-stufig) der Struktur Güte. Der Auswahl der untersuchten Einzel- oder Summenparameter der Gewässerstruktur (**Tabelle 3**) liegt die Überlegung zugrunde, dass hydromorphologische Eigenschaften der Gewässersohle/des Gewässerprofils sowie der Strömung abgebildet sind, weil hier eine Beeinflussung durch WKA erwartet werden kann.

Die statistische Nullhypothese ist, dass es keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den ökologischen Zustands-/Potenzialklassen bzw. der Struktur Güte gibt. Die Alternativhypothese besagt, dass ein statistisch signifikanter Zusammenhang besteht. Da die Daten nicht normalverteilt sind und gepaarte t-Tests hier sensibel reagieren, wurde für die Bestimmung der Signifikanz auf einen Welch's t-Test für inhomogene Varianzen zurückgegriffen [22]. Diesen t-Test für solche Fälle zu verwenden, wird von Kubinger et al (2009) [23] empfohlen; die Robustheit ist vielfach bestätigt, z. B. [24]. Das Signifikanzniveau p wurde dabei mit 0,05 angesetzt, d. h. der Test hat eine 95 %-ige statistische Sicherheit.

Ergebnisse

Es zeigen sich im Ergebnis signifikante Unterschiede zwischen dem Datensatz der WRRL-OWK mit WKA und den Datensätzen der ober- oder unterhalb gelegenen OWK ohne WKA bei den folgenden Parametern (**Tabelle 3**):

- d) Gesamtbewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials (§ 5 OGewV),
 - e) Fallweise bei den Einzelbewertungen der Qualitätskomponenten (Anlage 3 OGewV): Fischfauna, Durchgängigkeit, Phytoplankton, Makrophyten, Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna.
- Auch bei den Datensätzen zu den Gewässerabschnitten (GA) mit Gewässerstrukturdaten sind bei den ausgewählten Parametern signifikante Unterschiede des Datensatzes der GA mit WKA im Vergleich zu den ober- oder unterhalb gelegenen GA ohne WKA relevant (**Tabelle 4**):
- a) Klassifizierung des Teilsystems „Gewässerbett“ (Bayern),
 - b) Fallweise Klassifizierungen folgender Parameter (Bayern): Strömungsbild, Tiefenvariabilität, Profiltiefe, Strömungsvielfalt,
 - f) Klassifizierung des Hauptparameters (Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz): Sohlenstruktur,
 - g) Fallweise Klassifizierungen folgender Parameter (Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz): Sohlenzustand, Strömungsdiversität.

Die Ergebnisse weisen auf statistisch signifikante Unterschiede in den jeweils drei Datensätzen hin, so dass unter den o. g. Voraussetzungen der ökologische Einfluss der WKA auf Zustands-/Potenzialbewertungsergebnisse nach Anhang V WRRL [9] bzw. OGewV [19] grundsätzlich nachweisbar ist. Es kann nachgewiesen werden, dass OWK mit WKA gegenüber unterhalb und oberhalb liegenden WK ohne WKA schlechtere ökologische Zustandsbewertungen aufweisen. Auch struktur kartierte GA mit WKA weisen gegenüber unterhalb und oberhalb liegenden GA ohne WKA schlechtere Klassifizierungen bei zahlreichen Parametern

Tabelle 3: Zusammenhänge zwischen Parametern des ökologischen Zustands bzw. Potenzials und dem Vorhandensein von Wasserkraftanlagen in OWK in Deutschland. Ergebnisse der statistischen Analysen (statistische Parameter und Welch's t-Test, $p = 0,05$) für die räumlich eindeutig identifizierbaren Wasserkraftanlagen (WKA) an den WRRL-Fließgewässer-Wasserkörpern (OWK) in Deutschland [9] im Hinblick auf ökologische Bewertungen (Parameter: ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial sowie biologische Qualitätskomponenten und Durchgängigkeit gemäß Anhang V WRRL [9] bzw. Anlage 3 OGewV [19], 5-stufige Klassenwerte: sehr gut ... schlecht gemäß § 5 OGewV [19]); Vergleich der OWK mit WKA mit unterhalb und oberhalb angrenzenden OWK ohne WKA. Signifikant unterschiedliche Werte sind kursiv gedruckt, Signifikanz fett hervorgehoben.

Gruppe	Parameter	Stichprobenumfang	Mittelwert der Bewertungsklassen	Standardabweichung	p-Wert (t-Test)	Signifikanz	Interpretation
OWK mit WKA	Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial	444	3,45	0,84	0,0037	signifikant	Auswirkungen der WKA im betroffenen OWK vor allem infolge von Aufstau und ökologischer Unterbrechung
Unterhalb liegender OWK		384	3,28	0,73			
OWK mit WKA	Phytoplankton	37	2,41	0,75	0,8935	nicht signifikant	Nur sehr geringer Stichprobenumfang (Monitoringdaten), daher evtl. Unterschiede statistisch nicht nachweisbar
Unterhalb liegender OWK		86	2,30	0,70			
OWK mit WKA	Makrophyten	12	3,17	0,80	0,5759	nicht signifikant	Nur sehr geringer Stichprobenumfang, daher evtl. Unterschiede statistisch nicht nachweisbar
Unterhalb liegender OWK		16	3,00	0,79			
OWK mit WKA	Phytobenthos	51	3,24	0,94	0,7767	nicht signifikant	Nur sehr geringer Stichprobenumfang, daher evtl. Unterschiede statistisch nicht nachweisbar
Unterhalb liegender OWK		42	3,29	0,76			
OWK mit WKA	Benthische wirbellose Fauna	423	2,80	0,92	0,3733	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den OWK; Messpunkt für Fauna liegt auch in OWK mit WKA oft in nicht aufgestautem Abschnitt
Unterhalb liegender OWK		374	2,72	0,79			
OWK mit WKA	Fischfauna	379	3,18	0,87	0,0039	signifikant	Auswirkungen der WKA im betroffenen OWK vor allem infolge von Aufstau und ökologischer Unterbrechung
Unterhalb liegender OWK		355	2,99	0,79			
Oberhalb liegender OWK	Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial	1.578	3,57	0,94	0,6269	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den OWK
OWK mit WKA		1.591	3,60	0,72			
Oberhalb liegender OWK	Phytoplankton	29	2,17	0,53	0,0005	signifikant	WKA führt zu deutlich schlechterer Bewertung des Phytoplanktons (Wirkung Rückstau)
OWK mit WKA		303	2,56	0,73			
Oberhalb liegender OWK	Makrophyten	34	2,88	0,87	0,0085	signifikant	WKA führt zu deutlich schlechterer Bewertung der Makrophyten (Wirkung Rückstau)
OWK mit WKA		137	3,36	0,90			
Oberhalb liegender OWK	Phytobenthos	216	3,01	0,98	< 0,0001	signifikant	WKA führt zu deutlich schlechterer Bewertung des Phytobenthos (Wirkung Rückstau)
OWK mit WKA		263	3,44	0,94			
Oberhalb liegender OWK	Benthische wirbellose Fauna	1.545	3,05	1,04	0,0112	signifikant	Die schlechtere Bewertung des oberhalb gelegenen OWK wird angesichts von ökologischer Unterbrechung und Rückstau infolge der WKA als plausibel angesehen, die OWK mit WKA haben überwiegend Probestellen im freifließenden Bereich
OWK mit WKA		1.563	2,95	0,97			
Oberhalb liegender OWK	Fischfauna	1.181	3,22	1,02	0,1809	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den OWK
OWK mit WKA		1.500	3,16	0,75			

Quelle: Dietmar Mehl et al.

auf. Die ökologischen Wirkungen von WKA bilden sich damit in diesen Fachdaten fachlich durchaus plausibel ab. Somit lässt sich gerade der ökologisch nachteilige Einfluss der zahlreichen, die Datensätze maßgeblich bestimmenden kleinen WKA belegen (Bild 4).

Diskussion, Fazit und Schlussfolgerungen

Mögliche Einflüsse auf das Ergebnis bzw. relevante Fehlerquellen und ihre Einflusstärke sollen kurz diskutiert werden. Mit einer großen Stichprobe ist es einfacher, statistisch signifikante Ergebnisse zu erzielen. Hier zeigen die Ergebnisse (Tabelle 3) aber, dass auch kleinere Stichproben zu statistisch signifikanten Ergebnissen führen, was tendenziell (aber nicht zwingend) für hohe fachliche Kausalität spricht.

Die amtlichen Probestellen an teilweise aufgestauten Oberflächenwasserkörper (OWK) wurden häufig in den noch frei fließenden Abschnitt gelegt. Die dargestellten Ergebnisse stellen somit vermutlich eine erhebliche Unterschätzung der Auswirkungen von WKA auf den von ihnen aufgestauten Fließgewässerabschnitt dar. Trotzdem erbringt die statistische, vergleichende Analyse hier signifikante Ergebnisse, was angesichts der relativ großen (langen) Oberflächenwasserkörper durchaus bemerkenswert ist.

Die OWK wurden in den Bundesländern nach jeweils eigenen Maßstäben abgeleitet; so sind OWK in einigen Bundesländern relativ lang, in anderen relativ kurz. An langen OWK könnten sich ökologisch nachteilige Folgen von WKA ggf. weniger deutlich oder gar nicht in den Bewertungen der biologischen Qualitätskomponenten nach Anlage 3 OGewV [19] widerspiegeln, weil auch die Messtellen tendenziell eher aus dem WKA-Einfluss herausfallen. Dennoch lässt sich der verschlechternde Einfluss der WKA mit dem bundesweiten WRRL-Datensatz signifikant nachweisen.

Auch die Länge der gebildeten Gewässerabschnitte (GA) bei der Strukturkartierung ist unterschiedlich: in Bayern und in Rheinland-Pfalz grundsätzlich 100 m entsprechend [20], in Baden-Württemberg abhängig von der Gewässerbreite und individuell durch die Kartierer festgelegt (Empfehlung der Feinkartieranleitung des Landes [25]: zwischen 50 m und 1.000 m). Da die GA aber auf jeden Fall deutlich kürzer sind als die OWK und damit die Beeinflussung durch WKA eindeutiger ist, kann der Einfluss der WKA nach den gewählten Parametern mehrfach und signifikant nachgewiesen werden.

Nicht zuletzt sind auch methodische Schwächen der biologischen Bewertungsverfahren im Hinblick auf die Widerspiegelung der ökologischen Folgen von Staustufen und WKA nicht auszuschließen und dürften statistische Analysen erschweren.

Fundiertes Fachwissen für Ihr Team!

Die digitale Unternehmenslizenz



NEU!
Direkt online bestellen und bis zu 60% Rabatt sichern.



Wir beraten Sie gern:

Ramona Wendler

Tel. 0611 7878-126 | magazinlizenzen@springernature.com

WASSER:ABFALL

Tabelle 4: Zusammenhänge zwischen Parametern der Strukturgüte der Fließgewässer und dem Vorhandensein von Wasserkraftanlagen in OWK in drei süddeutschen Bundesländern. Ergebnisse der statischen Analysen (statistische Parameter und Welch's t-Test, $p = 0,05$) für die räumlich eindeutig identifizierbaren Wasserkraftanlagen (WKA) an den strukturgütekartierten Fließgewässerabschnitten in ausgewählten Bundesländern (Bayern (BY), Baden-Württemberg (BW), Rheinland-Pfalz (RP)) im Hinblick auf die Bewertung ausgewählter Parameter der Gewässerstruktur (7-stufige Klassenwerte: unverändert ... vollständig verändert); Vergleich der Gewässerabschnitte mit WKA mit unterhalb und oberhalb angrenzenden Gewässerabschnitten ohne WKA. Signifikant unterschiedliche Werte sind kursiv gedruckt, Signifikanzen fett hervorgehoben.

Bundesland	Gruppe	Parameter	Stichprobenumfang	Mittelwert der Bewertungsklassen	Standardabweichung	p-Wert (t-Test)	Signifikanz	Interpretation
BY	Abschnitt mit WKA	Teilsystem: Gewässerbett	2.881	4,33	1,34	< 0,0001	signifikant	Auswirkungen der WKA im betroffenen Abschnitt vor allem infolge von Aufstau und morphologischer Degradierung
	Unterhalb liegender Abschnitt		2.879	4,11	1,28			
	Abschnitt mit WKA	Strömungsbild	2.881	2,45	2,24	< 0,0001	signifikant	Strömungsbild im unterhalb frei fließenden Abschnitt deutlich besser bewertet (Parameter mit deutlichstem Effekt)
	Unterhalb liegender Abschnitt		2.879	1,79	1,79			
	Abschnitt mit WKA	Profiltiefe	2.765	2,33	0,95	0,4334	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Unterhalb liegender Abschnitt		2.774	2,31	0,95			
	Abschnitt mit WKA	Tiefenvariabilität	2.234	3,77	2,01	0,0116	signifikant	Tiefenvariabilität im unterhalb frei fließenden Abschnitt besser bewertet
	Unterhalb liegender Abschnitt		2.277	3,62	1,98			
	Abschnitt mit WKA	Strömungsvielfalt	2.881	5,51	2,03	0,0005	signifikant	Strömungsvielfalt im unterhalb frei fließenden Abschnitt besser bewertet
	Unterhalb liegender Abschnitt		2.879	5,32	2,08			
	Abschnitt mit WKA	Sohlsubstratvielfalt	2.316	2,22	1,9	0,0993	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Unterhalb liegender Abschnitt		2.356	2,13	1,83			
BW und RP	Abschnitt mit WKA	Strömungsvielfalt	1.245	4,57	1,50	0,0760	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Unterhalb liegender Abschnitt		1.212	4,46	1,57			
	Abschnitt mit WKA	Sohlenzustand	1.069	3,08	1,52	< 0,0001	signifikant	Sohlenzustand im unterhalb frei fließenden Abschnitt besser bewertet
	Unterhalb liegender Abschnitt		1.048	2,81	1,45			
	Abschnitt mit WKA	Substratvielfalt	1.216	4,35	1,4	0,0566	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Unterhalb liegender Abschnitt		1.193	4,24	1,43			
Abschnitt mit WKA	Hauptparameter: Sohlstruktur	1.232	3,93	1,29	0,0012	signifikant	Sohlenstruktur im unterhalb frei fließenden Abschnitt besser bewertet	
Unterhalb liegender Abschnitt		1.203	3,76	1,29				
BY	Oberhalb liegender Abschnitt	Teilsystem: Gewässerbett	2.867	4,25	1,31	0,0222	signifikant	Gewässerbett im oberhalb liegenden Abschnitt besser bewertet
	Abschnitt mit WKA		2.872	4,33	1,34			
	Oberhalb liegender Abschnitt	Strömungsbild	2.867	2,98	2,49	< 0,0001	signifikant	Die schlechtere Bewertung des oberhalb gelegenen kurzen Abschnitts ist infolge von Rückstau der WKA plausibel, der Abschnitt mit WKA ist nach der WKA freifließend und führt vermutlich zu einem besser eingeschätzten Strömungsbild
	Abschnitt mit WKA		2.872	2,46	2,24			
	Oberhalb liegender Abschnitt	Profiltiefe	2.748	2,22	0,98	< 0,0001	signifikant	Profiltiefe im oberhalb liegenden Abschnitt besser bewertet
	Abschnitt mit WKA		2.757	2,33	0,94			
	Oberhalb liegender Abschnitt	Tiefenvariabilität	2.149	3,69	2,02	0,1386	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Abschnitt mit WKA		2.231	3,78	2,00			

Bundesland	Gruppe	Parameter	Stichprobenumfang	Mittelwert der Bewertungsklassen	Standardabweichung	p-Wert (t-Test)	Signifikanz	Interpretation
BY	Oberhalb liegender Abschnitt	Strömungsvielfalt	2.867	5,63	2,00	0,0382	signifikant	Die schlechtere Bewertung des oberhalb gelegenen kurzen Abschnitts ist infolge von Rückstau der WKA plausibel, der Abschnitt mit WKA ist nach der WKA freifließend und führt vermutlich zu einer besser eingeschätzten Strömungsvielfalt
	Abschnitt mit WKA		2.872	5,52	2,02			
	Oberhalb liegender Abschnitt	Sohlsubstratvielfalt	2.238	2,23	1,94	0,8599	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Abschnitt mit WKA		2.310	2,22	1,90			
BW und RP	Oberhalb liegender Abschnitt	Strömungsvielfalt	1.210	4,70	1,57	0,0157	signifikant	Die schlechtere Bewertung des oberhalb gelegenen kurzen Abschnitts ist infolge von Rückstau der WKA plausibel, der Abschnitt mit WKA ist nach der WKA freifließend und führt vermutlich zu einer besser eingeschätzten Strömungsvielfalt
	Abschnitt mit WKA		1.207	4,55	1,48			
	Oberhalb liegender Abschnitt	Sohlenzustand	1.031	2,92	1,40	0,0426	signifikant	Sohlenzustand im oberhalb liegenden Abschnitt besser bewertet
	Abschnitt mit WKA		1.034	3,05	1,51			
	Oberhalb liegender Abschnitt	Substratvielfalt	1.184	4,36	1,46	0,4953	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten
	Abschnitt mit WKA		1.178	4,32	1,39			
Oberhalb liegender Abschnitt	Hauptparameter: Sohlenstruktur	1.195	3,88	1,31	0,5714	nicht signifikant	Keine Unterschiede zwischen den Abschnitten	
Abschnitt mit WKA		1.194	3,91	1,28				

Quelle: Dietmar Mehl et al.

Trotz allem bilden sich die ökologischen Wirkungen von WKA in den WRRL-Fachdaten fachlich plausibel ab. Insofern konnten die nachteiligen Wirkungen von WKA auf Struktur- und ökologischen Zustand bzw. Potenzial sicher nachgewiesen werden, was die eher zusammengefassten, qualitativen Aussagen in [10], [11], nach Parametern differenziert, untersetzt. Das umweltfachliche Gesamtergebnis deckt sich mit dem wissenschaftlichen Literaturstand, und auch mit einer jüngsten Analyse zu Auswirkungen von Querbauwerken auf die Hydromorphologie von Fließgewässern in Sachsen [26].

Besonders die vielen ca. 6.700 Klein-WKA und die im Regelfall damit einhergehenden Wehranlagen bzw. Staustufen haben weisen im Allgemeinen eine negative Umweltbilanz bzw. haben einen negativen Einfluss auf die Ökosystemleistungen der Gewässer und Auen [27], zumal wenn Staustufen errichtet wurden oder erhalten werden, alleinig um WKA zu betreiben. Dadurch werden mehrere Tausend Gewässerabschnitte (bzw. Oberflächenwasserkörper) in Bezug auf ihre Struktur- und ihren ökologischen Zustand beeinträchtigt. Die Beeinträchtigungen infolge des unvermeidlichen Rückstaus der WKA werden durch den Klimawandel noch verstärkt, und andererseits wird ein naturbasierter Hochwasserrückhalt massiv erschwert. Aus den Blickwinkeln des Gewässerschutzes, des Hochwasserschutzes- und Auenentwicklung sind daher die zahlreichen und energiepolitisch unbedeutenden kleinen WKA grundsätzlich in Frage zu stellen. Auch der Vorschlag der Europäischen Kommission für verbindliche Ziele zur Wiederherstellung der Natur in Form einer EU-Verordnung („Gesetz zur Wiederherstellung der Natur“ [28]) sieht eine Beseitigung von Flusshindernissen vor, so dass hiernach bis 2030 in der EU 25.000 km frei fließende Flüsse entstehen sollen.

Zuletzt sei kritisch angemerkt, dass die vorgestellten digitalen und statistischen Arbeiten dadurch methodisch erschwert werden, dass konsistente, interpretierbare, bundesweite bzw. bundeslandübergreifende Daten nach wie vor nicht oder nur eingeschränkt verfügbar sind. Immer noch werden in den Bundesländern unterschiedliche Kartiermethoden und Datenhaltungsformen praktiziert, was eine einheitliche Auswertung stark erschwert. Besonders hinderlich ist die gemäß § 15 MaStRV [29] nicht (!) öffentliche Zugänglichkeit von konkreten Standortdaten zu Stromerzeugungsanlagen, die höchstens 30 kW Leistung aufweisen. Dies führt angesichts der Vielzahl kleiner WKA zu großen Schwierigkeiten bei der Beantwortung wissenschaftlicher Fragestellungen zur umweltfachlichen Folgenabschätzung.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Rita Keuneke, Ingenieurbüro Floecksmühle GmbH, sowie Nora Mittelstädt, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Bioenergie, für die freundliche Unterstützung durch Bereitstellung digitaler Basisdatensätze zur räumlichen Verbreitung der Wasserkraftanlagen in Deutschland. Allen Bundesländern wird für die unkomplizierte Bereitstellung flächendeckender Daten zur Gewässerstruktur der Fließgewässer gedankt. An Stephan Naumann, Umweltbundesamt, geht ein besonderer Dank für die Bereitstellung eines fachlich geprüften, deutschlandweiten WRRL-Datensatzes zum ökologischen Zustand der Fließgewässer, für wertvolle fachliche Diskussionen sowie hilfreiche Hinweise und Anregungen, auch zum Manuskript.

Literatur

- [1] IHA (2023): World Hydropower Outlook. Opportunities to advance net zero. – International hydropower association (iha), 71 S.
- [2] IRENA (2023): World Energy Transitions Outlook 2023: 1.5°C Pathway. Volume 1. – International Renewable Energy Agency (IRENA), Abu Dhabi, 175 S.
- [3] Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J. et al. (2019): More than one million barriers fragment Europe's rivers. – *Nature* 588: 436–441, <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>.
- [4] Europäische Kommission (2018): Leitfaden über die Anforderungen für Wasserkraftwerke im Rahmen der EU-Naturschutzrichtlinien. – Europäische Kommission, 117 S.
- [5] Eichhorn, M., Scheffelowitz, M., Reichmuth, M., Lorenz, C., Louca, K., Schiffler, A., Keuneke, R., Bauschmann, M., Ponitka, J., Manske, D. & Thrän, D. (2019): Spatial Distribution of Wind Turbines, Photovoltaic Field Systems, Bioenergy, and River Hydro Power Plants in Germany. – *Data* 2019, 4, 29, <https://doi.org/10.3390/data4010029>.
- [6] Keuneke, R. (2019): Wasserkraft in Deutschland – Aktuelle Zahlen und Entwicklungen. – *Wasserwirtschaft* 5 (2019): 138–141.
- [7] BDW (2023): Installierte Leistung und Stromproduktion von Wasserkraft in Deutschland. – Bundesverband Deutscher Wasserkraftwerke e.V. (BDW), <https://www.wasserkraft-deutschland.de/wasserkraft/wasserkraft-in-zahlen.html>, Abruf am 24.06.2023.
- [8] AGEE (2023): Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland unter Verwendung von Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat), Stand Februar 2023. – <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen#uberblick>, Abruf am 24.06.2023.
- [9] WRRRL (Europäische Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.
- [10] BMUV/UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. – Bonn (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz), Dessau (Umweltbundesamt), 121 S.
- [11] Naumann, S. (2022): Aktueller Gewässerzustand und Wasserkraftnutzung. – *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 15 (12): 743–748.
- [12] Memorandum deutscher Fachwissenschaftler:innen zum politischen Zielkonflikt Klimaschutz versus Biodiversitätsschutz bei der Wasserkraft vom 04.11.2021. – https://www.igb-berlin.de/sites/default/files/media-files/download-files/memorandum_klimaschutz_vs_biodiversitaet.pdf, Abruf am 20.11.2021.
- [13] Knott, J., Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. (2023): Bigger than expected: Species- and size-specific passage of fish through hydropower screens. – *Ecological Engineering* 188: 106883, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106883>.
- [14] Mehl, D., Hoffmann, T. G., Friske, V., Kohlhas, E., Linnenweber, Ch., Mühlner, C. & Pinz, K. (2015): Der Wasserhaushalt von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRRL – der induktive und belastungsbasierte Ansatz des Entwurfs der LAWA-Empfehlung. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59 (3): 96–108, doi: 10.5675/HyWa_2015_3_2.
- [15] Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt* 87, 141 S.
- [16] Günther-Diringer, D., Berner, K., Koenzen, U., Kurth, A., Modrak, P., Ackermann, W., Ehlert, T. & Heyden, J. (2021): Methodische Grundlagen zum Auenzustandsbericht 2021: Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Flussauen. – *BfN-Skripten* 591, 57 S.
- [17] DelSontro, T., Beaulieu, J. & Downing, J. A. (2018): Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. – *Limnology and Oceanography Letters* 3: 64–75.
- [18] IPCC (2021): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. – Cambridge University Press.
- [19] OGEV: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGEV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- [20] LAWA (2002): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Berlin (KulturBuch-Verlag), 27 S.
- [21] Manske, D., Grosch, L., Schmiedt, J., Mittelstädt, N. & Thrän, D. (2022): Geo-Locations and System Data of Renewable Energy Installations in Germany. – *Data* 2022, 7, 128, <https://doi.org/10.3390/data7090128>.
- [22] Welch, B. L. (1947). „The generalization of „Student's“ problem when several different population variances are involved“. – *Biometrika* 34 (1–2): 28–35, doi:10.1093/biomet/34.1-2.28.
- [23] Kubinger, K. D., Rasch, D., & Moder, K. (2009). Zur Legende der Voraussetzungen des t-Tests für unabhängige Stichproben. – *Psychologische Rundschau* 60 (1): 26–27, doi:10.1026/0033-3042.60.1.26.
- [24] Rasch, D., & Guiard, V. (2004). The robustness of parametric statistical methods. – *Psychology Science* 46: 175–208.
- [25] LUBW (2017): Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg. Feinverfahren. – *Oberirdische Gewässer. Gewässerökologie* 12, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg [Hrsg.], 57 S.
- [26] Keller, M. (2022): Status of the free-flowing rivers (FFRs) in Saxony and concepts for their extension. Impacts of transversal structures on river hydromorphology and prioritization for barrier removal under the EU Biodiversity Strategy 2030 in Saxony. – Masterthesis, Universität Potsdam, 113 S.
- [27] Mehl, D., Iwanowski, J., Dehnhardt, A., Püffel, C. & Albert, A. (2022): Auswirkungen von Handlungsalternativen für Stautufen der Lahn auf Ökosystemleistungen. – *Wasser und Abfall*. – 01-02/2022: 36–43, doi: 10.1007/s35152-022-0728-4.
- [28] Europäische Kommission (2022): Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Wiederherstellung der Natur, COM (2022) 304 final/2022/0195 (COD).
- [29] MaStRV: Marktstammdatenregisterverordnung vom 10. April 2017 (BGBl. I S. 842), zuletzt geändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 20. Juli 2022 (BGBl. I S. 1237).

Autoren

Dr. rer. nat. Dr. agr. Dietmar Mehl

M. Sc. Janette Iwanowski

Dr. rer. nat. Tim G. Hoffmann

biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

Nebelring 15,

18246 Bützow

dietmar.mehl@institut-biota.de

janette.iwanowski@institut-biota.de

tim.hoffmann@institut-biota.de

PD Dr. rer. nat. habil. Martin Pusch

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Müggelseedamm 301,

12587 Berlin

pusch@igb-berlin.de



Wasserkraft



Crastan, V.; Höckel, M.: Wasserkraftwerke. In: Elektrische Energieversorgung 2. Berlin Heidelberg: Springer Vieweg, 2022. <https://sn.pub/Gs9Y4a>