Ökologische Auswirkung von Freizeitaktivitäten an Gewässern – eine globale Metaanalyse

Malwina Schafft, Christian Wolter, Robert Arlinghaus (Berlin)

Zusammenfassung

Binnengewässer bieten uns Erholung, jedoch kann die Anwesenheit von Menschen an Gewässern negative ökologische Auswirkungen haben. In dieser Übersichtsstudie (Metaanalyse) wird das Ausmaß der ökologischen Auswirkungen verschiedener Freizeitaktivitäten an Binnengewässern verglichen. Es wurden die Effekte auf vier Ebenen der biologischen Organisation (Individuum, Population, Artgemeinschaft und Habitat/Ökosystem) für verschiedenste Organismen untersucht. Über 13 000 Artikel wurden gesichtet und 95 geeignete Studien mit insgesamt 701 Effektstärken identifiziert. Alle Freizeitaktivitäten führten im Mittel zu negativen ökologischen Auswirkungen. Am stärksten und konsistentesten über alle Ebenen der biologischen Organisation waren die Wirkungen durch Bootfahren und Ufernutzungen. Pflanzen und Invertebraten waren besonders stark betroffen. Obwohl Vögel am häufigsten untersucht wurden, waren die Effekte dort insgesamt geringer, stark kontextabhängig, für das Angeln nichtsignifikant und fokussiert auf die Individuenebene. Die ökologischen Wirkungen der Gewässerfreizeit sind stark vom Kontext abhängig. Naturschutzfachliche Einschränkungen lassen sich daher nur schwer pauschal begründen.

Schlagwörter: Gewässer, Freizeitauswirkungen, Organismen, Ökologie, anthropogener Einfluss

DOI: 10.3243/kwe2024.04.003

Abstract

Ecological impact of recreational activities on water bodies – a global meta-analysis

Freshwaters offer us recreational opportunities, but the presence of people at water bodies can have negative ecological impacts. This review study (meta-analysis) compares the ecological impact of different recreational activities on water bodies. The effects on four levels of biological organisation (individual, population, species community and habitat/ecosystem) were examined for a wide range of organisms. More than 13,000 articles were reviewed, and 95 suitable studies with a total of 701 effect sizes were identified. All recreational activities had negative effects. However, the strongest and most consistent effects across all levels of biological organisation were from boating and shoreline use rather than fishing and swimming. Plants and invertebrates were especially strongly affected. Although birds were the most frequently studied, the effects were lower and concentrated at the individual level.

Keywords: water bodies, recreational impact, organisms, ecology, anthropogenic influence

Einleitung

Von der Freizeitnutzung der Gewässer können negative Effekte auf die an Gewässer gebundene Biodiversität ausgehen [1]. Freizeitaktivitäten am Ufer können sich z. B. über Trittschäden auf Pflanzendeckung, -höhe, -artenzusammensetzung und -diversität auswirken [2, 3]. Uferpflege- und -entwicklungsmaßnahmen, z. B. das Anlegen von Stränden, Angelplätzen oder Stegen, können darüber hinaus die Habitatvielfalt und -qualität mindern und so die Abundanz und Vielfalt an Makroinvertebraten einschränken [4, 5]. Wasserbasierte Freizeitaktivitäten haben unter bestimmten Bedingungen auch negative Effekte auf Wildtiere, die durch Flucht- und Vermeidungverhalten auf die Anwesenheit von Menschen, Hunden und Booten reagieren [6, 7, 8, 9]. Vermüllung, die oft mit Freizeitnutzung einhergeht, kann verletzende oder sogar letale Auswirkungen auf Wildtiere haben [10, 11]. Nicht zuletzt können Freizeitaktivitäten zur Verbreitung und Verschleppung von invasiven Arten oder Parasiten/Krankheiten durch Boote [12], Freizeitausrüstungen [13] oder legale und illegale Freisetzungen sowie Besatzmaßnahmen beitragen [14].

Ziel dieser Studie war es, den Stand des Wissens zu den ökologischen Einflüssen wasserbasierter Freizeitaktivitäten zusammenzufassen und vergleichend darzustellen.

Methoden

Zum Einsatz kam die Methode der Meta-Analyse. Bei der Meta-Analyse handelt es sich um ein strukturiertes und standardisiertes Verfahren der Literaturzusammenstellung. Im Gegensatz zum narrativen Literaturüberblick wird in der Meta-Analyse jede Publikation zum Untersuchungsgegenstand „Störungsökologie durch Gewässerfreizeit“ zum eigenen Datensatz. Die Effektstärken – das sind statistische Maßzahlen, wie stark sich die Gewässerfreizeit auf die Biodiversität und die Ökosysteme im Vergleich zu nichtbeeinflussten Kontrollen auswirken

252-258.indd 252 26.04.24 11:58

– werden anschließend über alle publizierten Studien zusammengefasst. Durch dieses Vorgehen wird in erster Linie geprüft, ob im Durchschnitt über die publizierte Literatur ein Beleg für eine Störwirkung der Gewässerfreizeitaktivitäten auf individuelle Organismen, Populationen, Gemeinschaften oder Ökosysteme/Habitate nachweisbar ist. Die wissenschaftlichen Ansprüche an eine Meta-Analyse sind besonders hoch, damit diese eine verlässliche Evidenzlage schaffen können. Dafür verspricht das Ergebnis auch eine besonders belastbare Aussage darüber, wie stark die Störwirkung verschiedener Freizeitaktivitäten auf die Biodiversität an und in Gewässern sind, denn mit dieser Methode wird die wissenschaftliche Evidenz nicht nur narrativ zusammengefasst, sondern die Ergebnisse bereits publizierter Studien unter Berücksichtigung der Studiengüte mittels statistischer Verfahren analysiert. Die Details der hier zum Einsatz gekommenen Verfahren sind in Schafft et al. 2021 [15] zusammengefasst. Insgesamt konnten aus dem Fundus der 13 000 gesichteten Artikel nach einem umfangreichen Selektionsprozess für 95 Studien 701 Effektstärken berechnet werden. Die Gewichtung der Studien erfolgte nach Kriterien der Validität der Studien. Die von uns aufgestellten Kriterien der Validität (Studiengüte) richteten sich nach Studiendesign, Stichprobengröße und der Berücksichtigung von Umwelteffekten. Studien ohne ausgewiesene Kontrollen (Gewässer/Strecken ohne Gewässernutzung) und Studien, die Effekte innerhalb eines Gewässers (Vergleich von Gewässerteilbereichen, statt Vergleich ganzer Gewässer) untersuchten, wurden als von geringer Qualität bewertet und dementsprechend gewichtet, aber nicht komplett ausgeschlossen, da auch solche Studien zu einem Gesamtbild beitragen können.

Für den Vergleich der Effekte von unterschiedlichen Gewässerfreizeitaktivitäten wurden diese in Kategorien zusammengefasst, die einen Gradient der Interaktionsstärke der Freizeitnutzenden mit dem Gewässer vom Litoral bis Pelagial widerspiegeln sollten (Tabelle 1).

Es wurde davon ausgegangen, dass Aktivitäten mit höherem Gewässerinteraktionsgrad (von Ufernutzung über Uferangeln bis hin zu Bootfahren) stärkere Effekte auf die Biodiversität haben sollten.

Die ökologischen Wirkpfade wurden nach Ebenen der biologischen Organisation sowie nach Organismengruppe unterschieden:

1. Individuelle Ebene: Wirkungen auf Physiologie oder Verhalten von einzelnen Organismen, wie bspw. Beunruhigung von einzelnen Vögeln durch Kanufahren und Uferspazieren [16] bis zu Fluchtverhalten durch Bootfahren [17], Vergiftungen durch Blei mit erhöhten Bleikonzentrationen im Blut von Schwänen an beangelten Baggerseen [18] oder Verletzungen von Schildkröten und einzelnen Pflanzen durch Boote [19, 20].
2. Populationsebene: Wirkungen auf Populationsdynamiken, wie bspw. veränderte Abundanzen oder Reproduktionserfolge von Vögeln in Bezug auf Anzahl an Brutpaaren an beangelten und nicht beangelten Baggerseen [21].
3. Biozönose/Artgemeinschaftsebene: Wirkungen auf Artgemeinschaften, wie bspw. verringerte Artenvielfalt [22] bzw. andere Biodiversitätsmaße oder Veränderung von Artgemeinschaften durch Fehlen oder Hinzukommen von Arten von Makroinvertebraten in anglerisch bewirtschafteten Teichen [23] – auch von invasiven Arten, z. B. Verbreitung von Zooplankton durch Angelausrüstung [24].
4. Ökosystemebene: Auswirkungen auf Ökosystemkompartimente und Habitate, bspw. Veränderungen der Wasserchemie/-qualität [25, 26], Vermüllung im Wasser und an Ufern [2], Verminderung der Vegetationshöhe/-Biomasse oder Deckungsgrad der Vegetation und Bodenverdichtungen durch Trampeleffekte [2].

Die verschiedenen Ebenen der biologischen Organisation entsprechen einem ansteigenden Grad der ökologischen Wirkungsebene, von der Störung einzelner Tiere bis hin zu ökosystemaren Wirkungen. Es wurde die Hypothese geprüft, dass Freizeitnutzung vor allem auf die unteren ökologischen Ebenen wirkt.

Ergebnisse

Von den 95 Studien untersuchten 31 die Auswirkungen von Ufernutzungen, 23 die des Angelns, acht die des Schwimmens und 36 Studien die Auswirkungen von Bootsnutzungen. Die Literatur hat sich bisher hauptsächlich mit den Effekten der Freizeitnutzung der Gewässer auf die Individuenebene von Vögeln beschäftigt (s. [15] zu Details).

Insgesamt finden sich kaum sehr gute, belastbare und replizierte Studien mit Randomisierung und angemessenen Kon-

Kategorie	Gewässerinteraktionsgrad	Freizeitaktivitäten
Ufernutzung	kaum direkte Interaktion mit dem Litoral oder dem pelagischen Gewässerteil	Spazieren (mit und ohne Hund), Jagen Fahrradfahren, Reiten, Camping, etc.
Angeln	direkte Interaktion mit dem Gewässer, Aktivität selbst findet jedoch am Ufer statt und hat geringe Ausstrahlung auf das Pelagial	Angeln vom Ufer aus, nicht vom Boot aus. ● Effekte auf Zielorganismen (Fische) wurden nicht berücksichtigt, um die Vergleichbarkeit mit anderen Freizeitaktivitäten zu gewährleisten
Schwimmen	direkte Interaktion mit Gewässer, meist in Ufernähe, aber auch mit Ausflügen ins Pelagial, Ufernutzung oft mit inbegriffen	Schwimmen, Schnorcheln, Tauchen
Bootfahren	direkte und meist ausschließliche Interaktion mit pelagischen Gewässerteil und regelmäßiger Störung auch des Litorals	Motorbootfahren, Bootsangeln, Jet Ski, Wasserski, Segeln, Rudern, Paddeln, Windsurfen, Stand Up Paddling, etc.

Tabelle 1: Kategorien der Freizeitaktivitäten mit steigendem Gewässerinteraktionsgrad von Ufernutzung mit geringer Interaktion mit dem Gewässer über Angeln und Schwimmen bis Bootfahren mit starker Interaktion mit dem Gewässer

252-258.indd 253 26.04.24 11:58

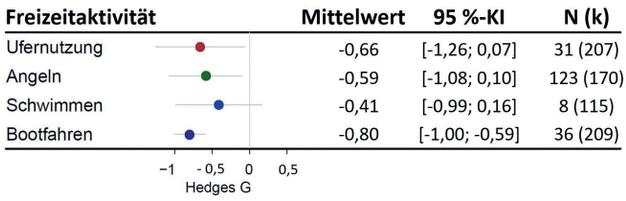

Abb. 1: Mittlere Effektstärken ökologischer Auswirkungen der Freizeitaktivitäten mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 % KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet. Modifiziert aus Schafft et al. 2021 [15]

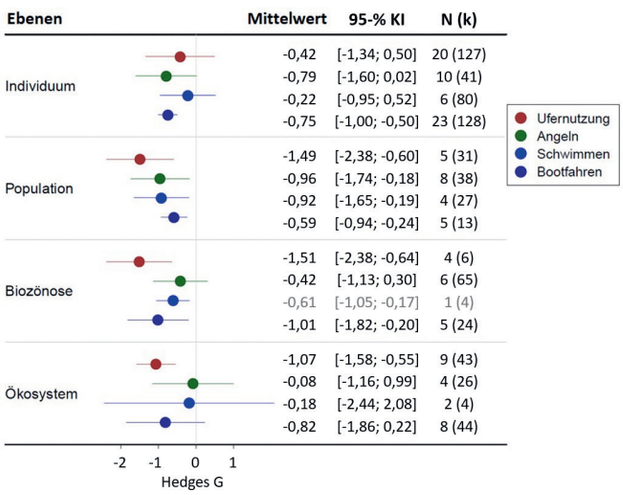

Abb. 2: Mittlere Effektstärken der vier Freizeitaktivitäten mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 % KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, Ökosystem). Werte, die auf geringer Stichprobengröße (N = 1) basieren, werden in grau dargestellt. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet. Modifiziert aus Schafft et al. 2021 [15].

trollen im Wissensbestand. Ganz überwiegend handelt es sich um beobachtende Studien, die an einem Gewässerabschnitt Gebiete mit und ohne Freizeitnutzung vergleichen. Ein Grund für das Fehlen von besonders belastbaren Studien ist die praktische Umsetzbarkeit, da es äußerst schwer ist, mit Menschengruppen Experimente an Gewässern durchzuführen. Insofern müssen bei der Bewertung der Gewässereffekte auch Studien von geringer Methodengüte einfließen. Durch die Gewichtung nach Studiengüte fielen die mittleren Gesamteffektstärken der Freizeitaktivitäten mit Ausnahme des Bootfahrens tendenziell geringer aus. Daraus lässt sich schließen, dass Studien mit geringer Güte tendenziell negativere Effekte der Freizeitnutzung aufzeigten als Studien mit besseren Untersuchungsdesigns.

Effektstärken

Die Gesamteffektstärke für die Auswirkungen von Gewässerfreizeit auf die ökologischen Systeme über alle 95 Studien und mehr als 700 Effektgrößen betrug -0,62 [-0,83; -0,41] (Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall). Nach Cohens Faustregel entspricht dies einem mittleren Effekt, denn laut dieser handelt es sich bei 0,2 eher um einen kleinen, bei 0,5 um einen mittleren und 0,8 um einen großen Effekt [27]. Es gibt demnach über die gesamte publizierte Literatur berechnet einen signifikanten negativen Effekt der Gewässerfreizeit auf Süßwasserökosysteme. Aufgeteilt nach Freizeitaktivitäten zeigte sich, dass die Effekte zwar vergleichbar stark sind, jedoch die der Bootsnutzungen am stärksten negativ ausfallen (Abbildung 1). Darauf folgen Ufernutzungen und das Angeln mit einer mittleren Effektgröße. Die Effekte des Schwimmens sind am geringsten und auch nicht signifikant.

Einfluss auf verschiedene Ebenen der biologischen Organisation

Wenn die Effekte aller 95 Studien der vier klassifizierten Freizeitaktivitäten auf die vier Ebenen biologischer Organisation Individuum, Population, Biozönose und Ökosystem aufgeteilt werden, fallen die mittleren Effektstärken der ökologischen Auswirkungen des Bootfahrens auf der Ebene der Artgemeinschaften (Biozönose) am stärksten negativ aus. Auch auf Ebene des Ökosystems sind die Effekte des Bootfahrens stark negativ, jedoch nicht signifikant (Abbildung 2). Bei den Ufernutzungen (ohne Angeln) fallen die stärksten negative Effekte auf höheren Ebenen der biologischen Organisation (Population, Biozönose und Ökosystem) auf (Abbildung 2). Die Effekte von Ufernutzungen auf Ebene des Individuums sind hingegen nicht signifikant. Die ökologischen Auswirkungen des Angelns sind nur auf Ebene der Population signifikant und auf den Ebenen Individuen, Biozönose und Ökosystem zwar im Mittel negativ, aber nicht signifikant. Ökologische Auswirkungen des Schwimmens sind auf Ebene der Population und möglicherweise auf Ebene der Biozönose signifikant. Letzteres basiert jedoch auf Berechnungen aus nur einer Studie und ist damit nicht genügend durch Daten gestützt.

Einfluss auf unterschiedliche Organismengruppen

Schaut man sich die unterschiedlichen, in der Literatur thematisierten Organismengruppen an, zeigt sich, dass die ökologischen Wirkungen des Bootsfahrens bei Invertebraten und Pflanzen besonders stark negativ sind, bei Letzteren jedoch nicht signifikant. Für alle anderen Organismengruppen sind die Effekte des Bootfahrens signifikant negativ (Abbildung 3). Die mittleren Effektstärken der nichtangelnden Ufernutzungen waren für Invertebraten, Vögel und Pflanzen signifikant negativ und für Pflanzen am stärksten ausgeprägt. Die mittleren ökologischen Auswirkungen des Angelns auf Amphibien, Reptilien und Vögel waren negativ und signifikant. Die Berechnung der mittleren Effektstärke für Reptilien bezieht sich jedoch lediglich auf eine Studie. Die mittleren Störeffekte auf Pflanzen und Invertebraten durch das Angeln waren hingegen nicht signifikant. Die Effekte des Angelns auf Fische wurden in der Meta-Analyse nicht berücksichtigt, weil es sich hier um eine direkte Einflussnahme handelt, die in vergleichbarer Form bei den zu vergleichenden Freizeitaktivitäten nicht vorkommen kann und es daher zu verzerrten Aussagen gekommen wäre [15]. Die Effekte der Auswirkungen des Schwimmens wurden an Invertebraten und Fischen untersucht und waren nicht signifikant. Die Datengrundlage für Invertebraten ist aber zu ge-

252-258.indd 254 26.04.24 11:58

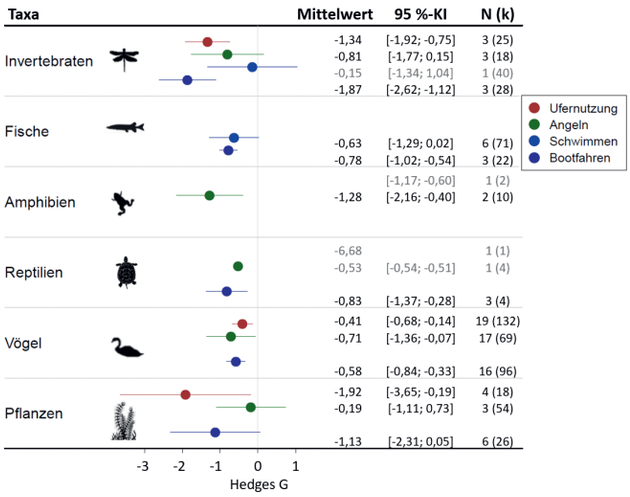

Abb. 3: Mittlere Effektstärken der Freizeitaktivitäten mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 % KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Organismengruppe (Taxa). Werte, die auf geringer Stichprobengröße (N < 2 oder k < 3) basieren werden in grau dargestellt. Modellberechnungen mit Mittelwerten und Konfidenzintervallen können erst ab mindestens drei Effektstärken berechnet werden. Wenn k = 2, sind statt des 95 % KI die zwei Effektstärken angegeben. Wenn k = 1 wird statt des Mittelwertes nur eine Effektstärke angegeben. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet. Modifiziert aus Schafft et al. 2021 [15].

ring, um abgesicherte Aussagen zu treffen. Die Datengrundlage für ökologische Wirkungen auf Amphibien und Reptilien ist bei allen vier Freizeitaktivitäten sehr gering und der Wissenstand daher unsicher.

Einfluss auf Vögel

Da die Datengrundlage für die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Vögel vergleichsweise hoch war und diese Organismengruppe naturschutzfachlich sehr relevant ist, werden abschließend die Effekte auf unterschiedliche Ebenen der biologischen Organisation bei Vögeln beleuchtet. Aufgrund mangelnder Daten kann hier nicht auf Effekte des Schwimmens eingegangen werden.

Für Ufernutzungen gibt es signifikant negative Effekte auf Vogelindividuen und Populationen (Abbildung 4). Berechnungen auf Populationsebene und Vogelzönosen fußten jeweils nur auf einer Studie. Die mittleren negativen Effekte des Angelns waren bei Vogelindividuen und -populationen relativ hoch. Jedoch waren die Wirkungen des Angelns auf keiner der drei Ebenen signifikant, was auf starke kontextuelle Effekte und fehlende Generalisierbarkeit einer negativen Wirkung des Angelns auf Vögel über alle Gewässer/Bedingungen hinweist. Dies bedeutet, dass die Stärke des Effekts z. B. abhängig davon ist, welche Art untersucht wurde, welche Habitate betroffen sind und wie viel Deckungsmöglichkeiten vorhanden sind. In strukturreichen Habitaten mit viel Versteckmöglichkeiten und evtl. Sichtbarrieren treten weniger Störwirkungen bei Vögeln auf [28]. Auf Ebene von Vogelzönosen liegen beim Angeln die geringsten Effekte vor, die dem entsprechend nicht signifikant waren. Die Effekte des Bootfahrens waren auf Ebene von Vogelindividuen signifikant negativ. Auf Populationsebene

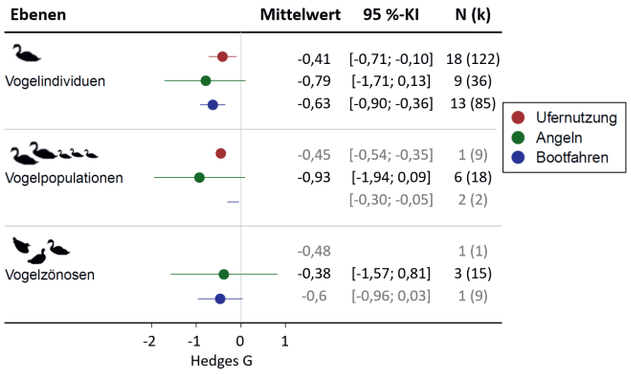

Abb. 4: Mittlere Effektstärken der Freizeitaktivitäten mit 95 %-Konfidenzintervallen (95 % KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, Ökosystem). Werte, die auf geringer Stichprobengröße (N < 2 oder k < 3) basieren werden in grau dargestellt. Modellberechnungen mit Mittelwerten und Konfidenzintervallen können erst ab mindestens drei Effektstärken berechnet werden. Wenn k = 2, sind statt des 95 % KI die zwei Effektstärken angegeben. Wenn k = 1 wird statt des Mittelwertes nur eine Effektstärke angegeben. Effekte sind signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet. Modifiziert aus Schafft et al. 2021 [15].

reichte die Anzahl an Effektstärken nicht für eine abgesicherte Berechnung aus. Auf der Ebene von Vogelzönosen sind die Effekte des Bootfahrens nicht signifikant.

Publikationsverzerrung (Bias)

Für alle vier Freizeitaktivitäten wurde abschließend untersucht, ob eine Verzerrung der Ergebnisse aufgrund des sogenannten Publikations-Bias vorliegt. Signifikante Ergebnisse können leichter publiziert werden. Es besteht daher die Möglichkeit, dass Effekte in einer Meta-Analyse höher ausfallen, als sie tatsächlich sind, da Studien mit geringen Effekten eventuell nicht publiziert wurden. Der Eggers Regressionstest testet, ob die Varianz in Bezug zu Stärke des Effekts steht. Dieser Test beruht auf der Tatsache, dass die Genauigkeit bei der Schätzung der einzelnen Effektstärke mit zunehmender Stichprobengröße der Einzelstudien zunimmt. Je geringer die Stichprobengröße umso stärker sollten die Effektstärken der einzelnen Studien um den Mittelwert streuen. Ist diese Streuung jedoch in eine Richtung verzerrt, ist davon auszugehen, dass ein Publikations-Bias vorliegt.

Dieser Test war für alle vier Freizeitaktivitäten signifikant ($p < 0.01$). Es ist also davon auszugehen, dass ein Publikations-Bias vorliegt und dass tendenziell Studien mit stärkeren Effekten bevorzugt publiziert werden.

Eine andere Möglichkeit zur Detektion von Publikations-Bias ist die Fail-save-Number (FSN). Es ist eine Methode zur Berechnung der Anzahl an Studien, die nötig wäre, damit die mittlere Effektstärke nicht mehr signifikant wäre. Je höher diese Zahl ausfällt, desto robuster ist das Ergebnis. Sofern FSN > 5k+10 mit k als Anzahl der Effektstärken, gilt das Ergebnis als robust. Das war bei Ufernutzung, Angeln und Bootfahren der Fall.

Das bedeutet in der Gesamtschau, dass die Daten für die Metaanalyse mit großer Wahrscheinlichkeit einer Verzerrung

252-258.indd 255 26.04.24 11:58

durch Publikationsbias unterliegen. Die tatsächlichen Effekte der Freizeitaktivitäten könnten demnach im Mittel niedriger ausfallen, als dies die mittleren Effektstärken andeuten. Für Ufernutzungen, Angeln und Bootfahren sind die Effekte jedoch wahrscheinlich trotzdem robust.

Diskussion

Vorliegende Analyse zeigte, dass aus allen Freizeitaktivitäten durchaus eine Störung von Lebensräumen und Wildtieren in ähnlichem Ausmaß erwachsen kann. Allerdings können die meisten Wirkungen nur schwer pauschalisiert werden, wie die sehr variablen Studienergebnisse zu den Vogeleffekten zeigten. Im Rahmen des Naturschutzes werden regelmäßig zeitlich und räumlich explizite Einschränkungen oder Verbote bestimmter Freizeitaktivitäten ausgesprochen. Beispielsweise wurde bei der Ausweisung eines Naturschutzgebietes im Landkreis Schaumburg im Urteil des Oberverwaltungsgerichts Lüneburg (4KN 343/15) eine Einschränkung der Angelei für rechtens erklärt, da von Anglern eine besondere Störwirkung auf Vögel ausgehe, die dadurch begründet wird, dass Angler besonders lange und über alle Tageszeiten (auch nachts) am Gewässer verweilen und weitgehend ungedeckt am Ufer ihrem Hobby nachgehen. Einschränkungen von Freizeitaktivitäten haben gesellschaftliche Kosten, da die Erholungsleistung von Gewässern eingeschränkt wird. Daher ist es wichtig, eventuelle Einschränkungen auf der Grundlage solider wissenschaftliche Fakten und unter Abwägung der naturschutzfachlichen Sinnhaftigkeit zu treffen. Dazu sind in der behördlichen und planerischen Praxis in der Regel Einzelfallprüfungen nötig, da es aufgrund der hohen Variabilität lokaler Bedingungen und lokal variierender Schutzziele und –zwecke schwierig ist, pauschale Aussagen zur Störwirkung einzelner Freizeitaktivitäten zu tätigen. Auch zeigte vorliegende Studie, dass die naturschutzfachlichen Effekte der Einschränkung von einzelnen Freizeitaktivitäten sehr gering sein dürften, wenn weiterhin andere Freizeitnutzungen ermöglicht bleiben.

Der Begriff „Störung“ ist normativ geprägt und verlangt eine subjektive Bewertung der Störungswirkung [29]. Der Begriff taucht wiederholt im Naturschutzrecht auf. Beispielsweise verbietet das Bundesnaturschutzgesetz in FFH-Gebieten jegliche „*Veränderungen und Störung, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung führen*“ (§33, Absatz 1, Satz 1, BNatSchG). In Bezug auf den Schutz besonders geschützter Tier- und Pflanzenarten wird im BNatSchG überdies geregelt, dass es verboten ist, wild lebende Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten *erheblich zu stören* (§44, Abs. 1, Satz 2, BNatSchG).

Es gilt zu klären, was unter einer „erheblichen Beeinträchtigung“ als Folge der Störung einer bedrohten Art durch den Menschen zu verstehen ist. Aus dem Bundesnaturschutzgesetz, insbesondere §44, Abs. 1, Satz 2 ergibt sich bereits, dass eine erhebliche Störung bei *streng geschützten Arten* vorliegt, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert. Der Populationsfokus ist hier entscheidend. Aus letztgenanntem Satz ergibt sich inhaltslogisch, dass eine Störung eines *einzelnen Tieres* einer bedrohten Art nur dann als erheblich einzustufen ist, wenn diese Störung über die Einschränkung der individuellen Fitness (Reproduktion, Überleben) signifikante und nachhaltige Auswirkungen auf die gesamte Population (z. B. Abundanz oder Fortpflanzungserfolg) der geschützten Art hat [30]; Störungen oder sogar der Tod einzelner Individuen, z. B. durch eine liegengelassene Angelschnur, in der sich ein Tier verfängt, reichen für diese Charakterisierung in der Regel nicht aus. Die Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (LANA) [30] vertritt aber die Auffassung, dass bei landesweit seltenen Arten mit geringen Populationsgrößen eine signifikante Verschlechterung bereits dann vorliegen kann, wenn die Fortpflanzungsfähigkeit, der Bruterfolg oder die Überlebenschancen einzelner Individuen beeinträchtigt oder gefährdet werden. Aber hier geht es um individuelle Fitnesseffekte, die über reine Erregungs- und Fluchteffekte deutlich hinausgehen.

Aus unserer Analyse ist abzuleiten, dass eine pauschale Unterstellung, dass eine Störwirkung vorliegen muss, problematisch ist, weil die Effekte insbesondere auf höheren Ebenen der biologischen Organisation zum Teil stark kontextabhängig sind Man kann überdies bezweifeln, ob ein streng auf einzelne Arten abzielender Naturschutz zielführend ist. Stattdessen wäre eine Fokussierung auf den Schutz von Lebensräumen und Prozessen, die zum Erhalt bzw. zur Förderung einer dem Gewässer entsprechenden und artenreichen heimischen Fauna beitragen, naturschutzfachlich erfolgversprechender.

Da jede Region eigene Gewässercharakteristiken bietet, die sich über die Nutzung der Gewässer durch den Menschen hinaus ebenfalls auf die Schutzziele wirken können (z. B. Landnutzung), sind idealerweise regionale und sogar lokale Einzelfallabwägungen nötig, um potenzielle Konflikte einzelner Aktivitäten mit den lokalen Schutzzielen abzuschätzen. Hier besteht erneut die wissenschaftliche Schwierigkeit der genauen Bestimmung der Bewertungsmaßstäbe und -kriterien. In der naturschutzfachlichen Realität findet sich häufig ein Fokus auf

Anzeige

Unser Expertentipp

Workshop

Flussgebietsmanagement
12./13. November 2024
in Essen
875,00 €/730,00 €**

DWA-Themen T2/2016

Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft
August 2016
39 Seiten, A4
Print 74,00 €*
E-Book 64,50 €*
Kombi 93,00 €*

DWA-Themen T2/2020

Erfolgsbewertung von Maßnahmen zur Erreichung eines guten Gewässerzustands
Juli 2020
33 Seiten, A4
Print 70,00 €*
E-Book 61,00 €*
Kombi 88,50 €*

* Fördernde Mitglieder erhalten 20% Rabatt
** Mitgliederpreis

252-258.indd 256 26.04.24 11:58

einzelne naturschutzfachlich relevante Arten. Beispiele sind der besondere Artenschutz gemäß Bundesnaturschutzgesetz oder die Anhangsarten der FFH-Richtlinie. Eine Bewertung der Einflüsse von Freizeitnutzung auf die Präsenz/Absenz besonders bedrohter Arten und die Artenvielfalt als Ganzes scheint daher geeignet zu sein, um den Diskurs zur naturschutzrelevanten Wirkung der Gewässernutzung mit robuster Evidenz zu versachlichen.

Viele Studien, die sich den Biodiversitätseinflüssen der Störungen durch den Menschen widmen, sind jedoch nicht auf die Analyse der Präsenz oder Absenz von bedrohten Arten ausgelegt. Besonders verbreitet sind Studien, die sich mit den Verhaltensreaktionen von Vögeln auf die Anwesenheit des Menschen befassen (z. B. [31, 32]). Ob diese Verhaltensreaktion aber auch zum Verlassen des Gewässers der betroffenen Art als Ganzes führen, wird deutlich seltener thematisiert. Diese Erkenntnis reflektierend, haben Bateman & Fleming [33] in einer Überblicksstudie den Einfluss der terrestrischen Freizeitaktivitäten auf Wildtiere untersucht. Sie zeigen, ähnlich wie in unserer Metaanalyse, dass die Einwirkungen der Freizeitnutzung auf Wildtiere häufig auf die individuelle Reaktionsebene einzelner Tiere innerhalb einer Art gerichtet sind, ohne die Populations- oder Artebene in den Blick zu nehmen. Dementsprechend seien die Biodiversitätswirkungen der Freizeit „überschätzt“ [33]. Weitere Kritikpunkte an vielen der existierenden Studien umfassen das Fehlen von zeitlichen Kontrollen sowie die Fokussierung auf einzelne Standorte innerhalb von Gewässern (z. B. anglerisch zugänglich vs. nicht zugänglich) statt die Gesamteffekte der Freizeitnutzung auf See- bzw. Gewässerebene zu erheben.

Fazit

Die Ergebnisse der Metaanalysen zeigen im Mittel negative Wirkungen von Freizeitaktivitäten auf bestimmte Ebenen der biologischen Organisation, insbesondere auf das Verhalten (Individuenebene) von Vögeln. Die vorliegende Meta-Studie lässt erheblich an der naturschutzfachlichen Wirksamkeit selektiver Einschränkung bestimmter Freizeitaktivitäten zweifeln, solange gleichzeitig andere Freizeitnutzungen weiter bestehen bleiben, weil von allen Freizeitnutzungen vergleichbar negative Effekte zu erwarten sind. Allerdings sind die Nutzungsintensitäten zu berücksichtigen, die in vielen Studien nicht sauber ausgewiesen wurden und daher nicht im Vergleich auswertbar waren.

Dank

Der vorliegende Artikel basiert auf der Publikation Schafft et al. [15], deren Koautoren Benjamin Wegener und Nora Meyer und anonymen Reviewern gedankt wird. Es wird dem immensen Beitrag von Giulia Cosimi und Kim Fromm zur Literatursichtung und -beschaffung gedankt. Dank geht auch an Inga Frehse für weitere Literatursichtung und Lydia Koglin, Ute Hentschel, Cliff Buschhart und Jakob Sölter zusammen mit der Deutschen Sporthochschule Köln für die Beschaffung der Literatur.

Diese Arbeit ist in wesentlichen Teilen ein Nachdruck eines Kapitels in Arlinghaus et al. [34], Berichte des IGB (Kapitel 7.3 Auswirkungen der Gewässernutzung, inklusive Angeln, auf Natur und Umwelt – Literatursynthese).

Literatur

[1] *Venohr M, Langhans SD, Peters O, et al. (2018) The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. Environ Rev 26: 199–213.*

[2] *O'Toole AC, Hanson KC, Cooke SJ (2009) The effect of shoreline recreational angling activities on aquatic and riparian habitat within an urban environment: Implications for conservation and management. Environ Manage 44: 324–334.*

[3] *Bonanno SE, Leopold DJ, St Hilaire LR (1998) Vegetation of a freshwater dune barrier under high and low recreational uses. J Torrey Bot Soc 125: 40–50.*

[4] *Brauns M, Garcia X-F, Walz N, et al. (2007) Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. Journal of Applied Ecology 44: 1138–1144.*

[5] *Spyra A, Strzelec M (2019) The implications of the impact of the recreational use of forest mining ponds on benthic invertebrates with special emphasis on gastropods. Biologia. Volume 74, 981–992*

[6] *Dear EJ, Guay P-J, Robinson RW, et al. (2015) Distance from shore positively influences alert distance in three wetland bird species. Wetlands Ecology and Management 23: 315–318.*

[7] *Randler C (2006) Disturbances by dog barking increase vigilance in coots Fulica atra. European Journal of Wildlife Research 52: 265–270.*

[8] *Lee ATK, Marsden SJ, Tatum-hume E, et al. (2017) The effects of tourist and boat traffic on parrot geophagy in lowland Peru. Biotropica 49: 716–725.*

[9] *McFadden TN, Herrera AG, Navedo JG (2017) Waterbird responses to regular passage of a birdwatching tour boat: Implications for wetland management. Journal for Nature Conservation 40: 42–48.*

[10] *Franson JC, Scott P. Hansen, Terry E. Creekmore, et al. (2003) Lead fishing weights and other fishing tackle in selected waterbirds. Waterbirds 26: 345–352.*

[11] *Scheuhammer AM, Norris SL (1996) The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. Ecotoxicology 5: 279–295.*

[12] *Ros M, Vázquez-Luis M, Guerra-García JM (2013) The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. Journal of Sea Research 83: 94–103.*

[13] *Bacela-Spychalska K, Grabowski M, Rewicz T, et al. (2013) The 'killer shrimp' Dikerogammarus villosus (Crustacea, Amphipoda) invading Alpine lakes: overland transport by recreational boats and scuba-diving gear as potenzial entry vectors? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 606–618.*

[14] *Zhao T, Grenouillet G, Pool T, et al. (2016) Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. Ecology of Freshwater Fish 25: 412–421.*

[15] *Schafft M, Wegner B, Meyer N, et al. (2021) Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: a global meta-analysis. Proceedings of the Royal Society B 288: 20211623.*

[16] *Fernández-Juricic E, Zollner PA, LeBlanc C, et al. (2007) Responses of nestling Black-crowned Night Herons (Nycticorax nycticorax) to aquatic and terrestrial recreational activities: a manipulative study. Waterbirds 30: 554–565.*

[17] *Knight LR, Knight SK (1984) Responses of wintering bald eagles to boating activity. The Journal of Wildlife Management 48: 999–1004.*

[18] *Sears J (1988) Regional and seasonal variations in lead poisoning in the mute swan Cygnus olor in relation to the distribution of lead and lead weights, in the Thames area, England. Biological Conservation 46: 115–134.*

[19] *Bulte G, Carriere MA, Blouin-Demers G (2010) Impact of recreational power boating on two populations of northern map turtles (Graptemys geographica). Aquat Conserv-Mar Freshw Ecosyst 20: 31–38.*

[20] *Asplund TR, Cook CM (1997) Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. Lake and Reservoir Management 13: 1–12.*

[21] *Völkl W (2010) Die Bedeutung und Bewertung von Baggerseen für Fische, Vögel, Amphibien und Libellen: Vereinbarkeit der fischereilichen Nutzung mit den Anforderungen des Naturschutzes; [Artenvielfalt an und in Baggerseen], Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei.*

252-258.indd 257 26.04.24 11:58

[22] *Reichholf JH (1988) Auswirkung des Angelns auf die Brutbestände von Wasservögeln im Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung "Unterer Inn". Vogelwelt 109: 206–221.*

[23] *Wood PJ, Greenwood MT, Barker SA, et al. (2001) The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. Biol Conserv 102: 17–29.*

[24] *Jacobs MJ, MacIsaac HJ (2007) Fouling of fishing line by the waterflea Cercopagis pengoi: a mechanism of human-mediated dispersal of zooplankton? Hydrobiologia 583: 119–126.*

[25] *Poiger T, Buser HR, Balmer ME, et al. (2004) Occurrence of UV filter compounds from sunscreens in surface waters: regional mass balance in two Swiss lakes. Chemosphere 55: 951–963.*

[26] *Ailstock MS, S. G. Horner, Norman CM, et al. (2002) Resuspension of sediments by watercraft operated in shallow water habitats of Anne Arundel County, Maryland, In: Kennish MJ (Ed.), Impacts of motorized watercraft on shallow estuarine and coastal marine environments., J. Coastal Res. (special issue), 18–32.*

[27] *Cohen J (1988) Statistical power analysis for the behavioral sciences, Hillsdale, Erlbaum.*

[28] *Tablado Z, Jenni L (2017) Determinants of uncertainty in wildlife responses to human disturbance. Biol Rev Camb Philos Soc 92: 216–233.*

[29] *Stock M, Bergmann H-H, Helb H-W, et al. (1994) Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Z Ökologie u Naturschutz 3: 49–57.*

[30] *LANA (2010) (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes.*

[31] *Bötsch Y, Gugelmann S, Tablado Z, et al. (2018) Effect of human recreation on bird anti-predatory response. PeerJ 6: e5093.*

[32] *Bötsch Y, Tablado Z, Jenni L (2017) Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. Proc Biol Sci 284. 20170846*

[33] *Bateman PW, Fleming PA (2017) Are negative effects of tourist activities on wildlife over-reported? A review of assessment methods and empirical results*. Biol Conserv 211: 10–19.

[34] Arlinghaus, R., Klefoth, T., Matern, S., Radinger, J., Nikolaus, R., Meyerhoff, J., Schafft, M., Cyrus, E.-M., Emmrich, M., Hering, D., Wolter, C. (2023). *Biodiversität, Angeln und Gesellschaft: Wissensbasierte Empfehlungen für ein nachhaltiges Fischereimanagement an Baggerseen*. Berichte des IGB, Band 32, 477 Seiten.

Autorin und Autoren

Malwina Schafft, M. Sc.
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
12587 Berlin
Humboldt Universität zu Berlin
10155 Berlin

E-Mail: schafft@igb-berlin.de

Dr. Christian Wolter
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
12587 Berlin

Prof. Dr. Robert Arlinghaus
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
12587 Berlin
und
Humboldt Universität zu Berlin
10155 Berlin

KW

www.dwa.de

IFAT GFA DWA

Wasserwirtschaft. Abwasser. Abfall.

Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

Startklar für den großen Auftritt?

Ihre Werbe-Plattformen zur IFAT 2024

- *KA* Korrespondenz Abwasser, Abfall
  IFAT-Schwerpunkt Mai vom 26.4.
  – Anzeigenschluss 3.4. – mit Titelkästchen
  „Willkommen zur IFAT"
- *KW* Korrespondenz Wasserwirtschaft
  IFAT-Schwerpunkt Mai vom 2.5. – Anzeigenschluss 9.4.
- Onlinewerbung GFA-News.de: Banner,
  Sponsored News, VideoAds...

Infos unter dwa.info/mediadaten oder
GFA · Monika Kramer · +49 2242 872-130 · anzeigen@dwa.de

252-258.indd 258 26.04.24 11:58