

Abschlussbericht Störbagger-Projekt

Projekttitle: Wissenschaftliche Untersuchungen zur nachhaltigen angelfischereilichen Nutzung von BAGGERseen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Konflikte im Spannungsfeld Angelfischerei, sonstige Gewässerfreizeit und STÖRungökologie aquatischer Biodiversität (Kurztitel StörBagger)

Auftraggeber und Finanzierung: Anglerverband Niedersachsen e.V., Landesverband Sächsischer Angler e.V. & Landesfischereiverband Bayern e.V.

Projektnehmer: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Projektleitung: Prof. Dr. Robert Arlinghaus (IGB)

Projektbearbeitung und Autor:innen: Malwina Schafft (Doktorandin, IGB), Robina Kienitz (Studienprojektstudentin, Humboldt-Universität zu Berlin, HU), Johannes Radinger (Fischwissenschaftler, IGB) & Robert Arlinghaus (Professor, IGB und HU)

Laufzeit: 01.08.2018 – 31.05.2024 (mit Unterbrechungen aufgrund von Elternzeiten)

Datum Berichtsabschluss: 30.05.2024



ANGLERVERBAND
NIEDERSACHSEN



Erweiterte Zusammenfassung

STÖRBAGGER war ein von drei Landesanglerverbänden (Bayern, Niedersachsen und Sachsen) finanziertes, am IGB in der Arbeitsgruppe IFishMan (www.ifishman.de) unter Leitung von Prof. Dr. Robert Arlinghaus angesiedeltes, wissenschaftliches Projekt, in dem die möglichen ökologischen Störwirkungen von gewässergebundenen Erholungsaktivitäten, vor allem durch die Angelfischerei, auf die aquatische biologische Vielfalt (Biodiversität) untersucht und bewertet wurden. Schwerpunktmaßig kamen Literatursynthesen, empirische vergleichende Freilandstudien an Baggerseen in Niedersachsen sowie Dokumentenanalysen zu behördlichen Vorgehen bei der Regulierung der Gewässerfreizeit an Seen zum Einsatz. Die Ergebnisse sind über Baggerseen hinaus auf andere stehende Gewässer natürlichen oder künstlichen Ursprungs übertragbar, die sozialwissenschaftlichen Analysen auch auf Fließgewässer.

Freizeitaktivitäten an Süßwasserökosystemen, wie Angeln, Baden, Bootsfahren, Wildtierbeobachtung oder Spaziergehen am Ufer, erfreuen sich hoher sozialer Beliebtheit. Während wasserbasierte Freizeitaktivitäten den Menschen nützen und Wohlbefinden stiften, können aus ihnen auch negative Auswirkungen auf Süßwasserökosysteme und die daran gebundene biologische Vielfalt entstehen. Aufgrund des langen Verweilens am Ufer (inklusive Nachtangeln) gilt das Angeln manchmal als Freizeitaktivität, von der eine besonders starke Störwirkung auf Pflanzen und Tiere (z. B. Brutvögel) ausgehen soll. Einschränkungen der anglerischen Nutzung von Gewässern in Naturschutzgebieten oder über Pachtverträge sind mit dieser Begründung in Deutschland weit verbreitet. Bei allen Bewirtschaftungs- und Schutzmaßnahmen ist es wichtig, die sozialen und ökonomischen Kosten für den Menschen, z. B. Angler:innen oder Angelvereine als Pächter von Fischereirechten, so gering wie möglich zu halten oder bestenfalls sie zu vermeiden. Hier ist es zentral, die ökologische „Erheblichkeit“ der potenziellen Störwirkung naturschutzfachlich sorgfältig zu erfassen und gegenüber möglichen Wirkungen von Nutzungseinschränkungen sorgsam abzuwägen. Hier ist eine solide wissenschaftliche Evidenzgrundlage nötig, um die möglicherweise negativen Einflüsse, die von wasserbasierten Freizeitnutzungen wie dem Angeln ausgehen, zu identifizieren, zu quantifizieren und über verschiedene Freizeitnutzungsformen zu vergleichen. Vorliegendes Projekt hatte das Ziel, Antworten auf diese Fragen zu liefern.

Zunächst wurde eine umfangreiche Literatursynthese durchgeführt, um die bereits existierende Evidenzlage zur Störwirkung der Gewässerfreizeit und speziell der Angelfischerei an Binnengewässern zu erfassen. Dazu wurde eine globale Metaanalyse (Übersichtsarbeit mit Quantifizierung von Effektstärken als Maß der Wirkungen der Gewässerfreizeit auf Tiere, Pflanzen und Lebensräume) durchgeführt, um das Ausmaß der Effekte von ufergebundenen Aktivitäten wie Spaziergehen, Uferangeln, Schwimmen und Bootfahren miteinander zu vergleichen. Verglichen wurden taxaübergreifend (z. B. Vögel, Amphibien, Reptilien, Pflanzen) aber auch taxaspezifisch (z. B. innerhalb der Vögel) Wirkungen auf Individuen, Populationen, Gemeinschaften sowie Habitate und Ökosysteme. Auf der Grundlage von über 700 Effektstärken zeigte sich, dass die Gewässerfreizeit im Mittel negative ökologische Effekte aufweist, es aber keine statistisch signifikanten Unterschiede in der ökologischen Störwirkung zwischen verschiedenen Freizeitaktivitäten gibt. Am häufigsten wurden in der verfügbaren Literatur Störeffekte auf Individuen (z. B. einzelne Vogelindividuen) untersucht, obwohl ökologische Effekte auf höhere Ebenen der biologischen Organisation, wie Populations- oder Artgemeinschaftsebene ökologisch und naturschutzfachlich relevanter („erheblicher“) sind. Wasservögel gelten als besonders störungssensitiv und wurden daher besonders häufig

untersucht. Durch das Angeln ließen sich keine pauschal negativen ökologischen Einflüsse auf einzelne Vögel, Vogelpopulationen oder Vogelgemeinschaften nachweisen. Die stärksten negativen Effekte durch die Gewässerfreizeit wurden bei Wirbellosen und Pflanzen (z. B. über Trittschäden) dokumentiert, am stärksten versursacht durch nichtangelnde Uferaktivitäten und das Bootfahren. Es wurde eine Publikationsverzerrung nachgewiesen, d. h. Studien mit besonders negativen Effektgrößen werden häufiger publiziert als Studien, die keine ökologischen Wirkungen zeigen. Die mittleren Effektstärken von methodisch fragwürdigen Studien sind höher als die von methodisch guten Studien. Insgesamt ist die Verfügbarkeit von methodisch hochwertigen, kontrollierten und randomisierten Studien überschaubar. Es überwiegen observationale, nichtexperimentelle Studien mit relativ geringer Aussagekraft im Sinne der Ursache-Wirkungs-Beziehung. Insgesamt ließen sich in der publizierten Literatur keine pauschal negativen Wirkungen des Angelns auf die gewässergebundene Biodiversität oder die Habitate nachweisen. Im Detail bestimmen lokale Gegebenheiten und die lokale Nutzerdichte, ob die Gewässerfreizeit als relevante Störung einzuschätzen ist oder nicht. Eine Einzelfallbewertung ist zwingend geboten.

In einer sich anschließenden empirischen Bewirtschaftungsstudie an einer Vielzahl niedersächsischer Baggerseen (insgesamt $N = 39$) wurde die Biodiversität von verschiedenen Organismengruppen (Wasservögel, Singvögel, Libellen, Amphibien, Wasserpflanzen, Fische und Ufervegetation) an Seen mit und ohne anglerischer Bewirtschaftung verglichen. Die Biodiversität in von Anglern bewirtschafteten Baggerseen im Vergleich zu unbewirtschafteten Seen unterschied sich jedoch nur bei Fischen (höhere Vielfalt in genutzten Gewässern) und Amphibien, deren Artenreichtum in tiefen Baggerseen jedoch generell sehr gering ausfiel. Bei den anderen Organismengruppen konnten keine signifikanten Wirkungen der anglerischen Nutzung und Bewirtschaftung auf die gewässergebundene Biodiversität festgestellt werden.

In einer weiteren sogenannten Gradientenstudie an niedersächsischen Baggerseen wurde die Biodiversität (gleiche Organismengruppen wie in der Bewirtschaftungsstudie) an Seen mit unterschiedlicher Intensität und Kombination von Freizeitaktivitätsformen verglichen. In dieser Studie wurden ausschließlich anglerisch genutzte See im Vergleich zu Seen ohne anglerische Nutzung (aber Präsenz anderer Freizeitnutzungen), Seen mit anglerischer Nutzung in Kombination mit anderen Gewässernutzungen und Kontrollseen ganz ohne Freizeitnutzung verglichen. Die Ergebnisse bestätigen die zuvor berichteten Ergebnisse. Die Anwesenheit von Menschen und die generelle Nutzungsintensität waren für die Biodiversität insgesamt relevanter als die Präsenz spezifischer Freizeitaktivitäten, wie beispielsweise das Angeln. Den größten Einfluss auf die Biodiversität hatten aber übergeordnete ökologische Rahmenbedingungen und Umweltfaktoren sowie die Landnutzung im Umland, d. h. die stärkste biodiversitätsstrukturierende Wirkung auf Standgewässer resultierte taxaübergreifend von anthropogenen Nichtfreizeiteffekten wie Landnutzungswandel und Eutrophierung. Auch die grundsätzliche Gewässerstruktur bestimmte maßgeblich das Vorkommen der verschiedenen Organismengruppen, weniger die Gewässerfreizeit oder das Angeln. Bei Fischen hatte die anglerische Hege positive Wirkungen auf die heimische Fischdiversität, bei den Amphibien wirkte die Präsenz und die Aktivitäten der Angelfischerei signifikant biodiversitätsreduzierend. Hunde zeigten stärkere Effekte auf die Biodiversität, insbesondere bei Singvögeln, als die Anwesenheit von erholungssuchenden Menschen.

Angelvereine als Bewirtschafter wirken über verschiedene fischereiliche Bewirtschaftungsmaßnahmen positiv auf die Gewässerstruktur und Biodiversität an Seen. Dieses Ergebnis wurde in einer empirischen Schutzzonenstudie herausgearbeitet. Von

Angelvereinen selbstmotiviert installierte Schutz- und Ruhezonen in Teilbereichen des Gewässers wirkten positiv auf die lokale Abundanz von Fischen. Außerdem konnten signifikant positive Einflüsse der geschützten Uferzonen auf die Habitatstruktur, Ufervegetation, das Vorkommen trittsensitiver Pflanzen und das Vorkommen von störungssensitiven Singvogelarten an Baggerseen festgestellt werden.

Alle drei empirischen Studien zeigten zusammengenommen, dass die Störwirkungen von Gewässernutzungen und speziell des Angelns auf die Biodiversität an Seen insgesamt vergleichsweise gering sind im Vergleich zu anderen anthropogenen Einflussfaktoren, wie z. B. Umweltverschmutzung, Klimawandel, Landnutzungswandel sowie Habitatverlust und -verschlechterung und allgemeine Gewässermorphologie. Einschränkend ist zu sagen, dass vorgelegte Studien auf Biodiversitätsindikatoren über multiple Taxa fokussierten, d. h. ein Einfluss auf einzelne besonders störungssensitive Arten ist denkbar, wobei davon ausgegangen ist, dass dieser Einfluss nicht spezifisch für die Angelfischerei ist und auch bei anderen Gewässernutzungen vorkommen kann und wird.

Abschließend wurde untersucht, wie Behörden mögliche Einschränkungen der Gewässerfreizeit und des Angelns bei Ausweisungen von Naturschutzgebieten oder in Planfeststellungsverfahren zur Nachnutzung von Nassabgrabungen begründen und welche Rolle lokale Studien bzw. wissenschaftliche Evidenzen allgemein spielen. Nach einem Zufallsprinzip wurden von verantwortlichen Behörden Dokumente zu abgeschlossenen Verfahren aus drei Bundesländern (Bayern, Niedersachsen und Sachsen) gesammelt und inhaltsanalytisch im Sinne der Argumentationsstrukturen, Legitimationen und Begründungen zu verordneten Einschränkungen der Freizeit und speziell des Angelns ausgewertet. In 50 Fällen zeigt sich kein Fall des Verbots der Ausübung des Fischereirechts, aber in 10 % der Fälle erfolgten Vollverbote der anglerischen Nutzung durch Fischereierlaubnisinhaber und in mehr als 60 % der Fälle wurden Einschränkungen der anglerischen Nutzung oder der Hege (z. B. Besatzverbote) verordnet. Clusteranalytisch zeigten sich drei Archetypen, d. h. Prototypen von behördlichen Vorgehen. Ein evidenzstarker Archetyp, der Freizeiteinschränkungen intensiv und mit umfänglichen Rückgriff auf Studien oder Gutachten begründete, ein zweiter evidenzarmer Archetyp, der die Gewässerfreizeit zwar stark reguliert, diese aber kaum evidenzbasiert, sondern eher pauschal begründet, und ein dritter evidenzarmer Archetyp, der zwar fischereiliberaler aber nicht moderator gegenüber der sonstigen Freizeit agierte, die Regulierungen auf nicht durch Rückgriff auf wissenschaftliche Evidenz begründete. Insgesamt war der Rückgriff auf wissenschaftliche Studien bei den Begründungen der Regulierungen gering ausgeprägt. Es gab keinen Zusammenhang zwischen Archetyphäufigkeit und Bundesland sowie Art des Vorgangs (Naturschutzgebietsausweisung vs. Planfeststellung bei Nassabgrabungen). Die Ergebnisse belegen eine hohe Vielfalt an behördlichen Vorgängen und zeigen einen relevanten Sachbearbeitereffekt. Wissenschaftliche Studien spielten in der behördlichen Genehmigungs- und Regulationspraxis insgesamt eine eher untergeordnete Rolle.

Zusammengenommen belegen die vorgelegten Studien keine spezifische gewässer- oder wildtierstörende Wirkung durch das Angeln. Jede Form der Präsenz und intensiven Nutzung von Gewässern für die Freizeit kann ökologische Auswirkungen haben, z. B. kaum vermeidbare Trittschäden. Gleichzeitig profitieren Menschen erheblich von der Gewässernutzung, was zu einer Abwägungssituation der Erheblichkeit möglicherweise negativer Wirkungen und der Nutzen der Freizeit für das menschliche Wohlbefinden führt. Hier können nur Einzelfallentscheidungen helfen, da eine pauschal negative Störwirkung durch das Angeln

oder die fischereiliche Hege durch die vorgelegten Studien nicht belegbar ist. Die Biodiversität wird insgesamt entscheidender von übergeordneten anthropogenen und natürlichen Umweltfaktoren bestimmt als von der Gewässerfreizeit. Effektiver Naturschutz heißt daher Prozessschutz und sollte zunächst bei den übergeordneten Umweltfaktoren, die die Habitatqualität der Gewässer als Ganzes bestimmen, ansetzen und weniger prioritär auf die Regulation einzelner Freizeitaktivitäten abheben. Bei Fischen kann die Angelfischerei über die Hege (wie z. B. Fischbesatz in zunächst fischfreien Baggerseen oder selbstmotivierte Ruhezonen am Gewässerrand) biodiversitätsfördernd wirken. Eine isoliert auf eine Freizeitform (z. B. Angeln) ausgerichtete naturschutzfachliche Einschränkungspraxis, vor allem wenn sie unbegründet oder pauschal erfolgt, wird nach den vorgelegten Studien vor allem soziale Kosten haben und greift in das Fischereirecht ein, ohne zwangsläufig positive ökologische Wirkungen im Sinne des Naturschutzes zu haben. Lokale naturschutzfachliche Maßnahmen sollte nur nach einer Einzelfallprüfung erfolgen und bedürfen einer umfassenden Evidenzgrundlage. In der behördlichen Praxis überwiegen formale Begründungslogiken auf der Grundlage pauschaler Unterstellungen der Störwirkungen des Angelns oder der Hege.

Inhalt

Erweiterte Zusammenfassung.....	2
Das Forschungsprojekt STÖRBAGGER.....	8
Publikationsaufstellung von Aufsätzen aus dem STÖRBAGGER Projekt.....	9
Hintergrund	10
Ökologischer Analyserahmen: wann können wir von Störung sprechen?	12
Rechtlicher Rahmen	17
1. Synthese zu den ökologischen Auswirkungen verschiedener Freizeitaktivitäten auf Süßwasserökosysteme (Meta-Analyse)	25
1.1. Einleitung.....	25
1.2. Methoden	26
1.3. Ergebnisse.....	28
1.3.1. Effektstärken der ökologischen Einflüsse von Gewässerfreizeit	31
1.3.2. Gewichtung ökologischer Effekte der Freizeit nach Studiengüte.....	31
1.3.3. Ökologische Einflüsse nach Intensität der Freizeitaktivitäten	32
1.3.4. Einfluss der Gewässerfreizeit auf verschiedene Ebenen der biologischen Organisation	33
1.3.5. Einfluss der Gewässerfreizeit auf unterschiedliche Organismengruppen.....	34
1.3.6. Einfluss der Gewässerfreizeit auf Vögel vom Individuum zur Gemeinschaft	36
1.3.7. Publikationsverzerrung – sind dramatischere Studien überrepräsentiert?	37
1.4. Diskussion	37
1.4.1. Fazit	42
2. Einfluss der anglerischen Bewirtschaftung auf die Biodiversität an Baggerseen (Bewirtschaftungsstudie)	43
2.1. Einleitung.....	43
2.2. Methoden	43
2.3. Ergebnisse.....	47
2.4. Schlussfolgerungen.....	53
3. Auswirkungen der Intensität von Gewässerfreizeit und des Angelns auf die Biodiversität an Baggerseen (Gradientenstudie)	54
3.1. Einleitung.....	54
3.2. Methoden	54
3.3. Ergebnisse.....	57
3.3.1. Wasservögel	61
3.3.2. Singvögel	61
3.3.3. Kleinlibellen	61
3.3.4. Großlibellen	61

3.3.5. Amphibien	62
3.3.6. Fische	62
3.3.7. Wasserpflanzen	62
3.3.8. Uferkräuter	62
3.3.9. Bäume und Sträucher	63
3.4. Diskussion	66
3.4.1. Freizeitnutzung versus Umweltfaktoren als Prädiktoren für die Biodiversität von Seen	66
3.4.2. Die Rolle spezifischer Freizeitaktivitäten für die Biodiversität	67
3.4.3. Spazieren mit Hund hat einen stärkeren Einfluss auf die lokale Biodiversität als die reine Nutzungsdichte durch Menschen	68
3.4.4. Positive Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Indikatoren der Biodiversität	69
3.4.5. Einfluss von Freizeitaktivitäten auf einzelne Organismengruppen	70
3.5. Fazit	72
4. Einfluss von geschützten Uferzonen auf Habitatstruktur und Biodiversität von anglerisch bewirtschafteten Baggerseen (Schutzzonenstudie)	74
4.1. Einleitung	74
4.2. Methoden	76
4.3. Ergebnisse	77
4.3.1. Lebensraumqualität	77
4.3.2. Ufervegetation	77
4.3.3. Wasserpflanzen	78
4.3.4. Fische	79
4.3.5. Vögel	81
4.4. Fazit	83
5. Nutzung wissenschaftlicher Evidenz in behördlichen Entscheidungsprozessen zur Regulierung der Angelfischerei und anderer Freizeitaktivitäten in und an Baggerseen (Dokumentenstudie)	84
5.1. Einleitung	84
5.2. Methoden	91
5.3. Ergebnisse	101
5.3.1. Deskriptive Statistik: Überblick über Fallkonstellationen in drei Bundesländern	101
5.3.2. Archetypisierung (Clusterung)	111
5.3.3. Qualitative Fallbeschreibung	118
5.4. Fazit	125

Abschließende Diskussion	126
Auswirkungen von Anwesenheit und Intensität von Freizeitaktivitäten auf Süßwasserökosysteme	126
Auswirkungen der Freizeitnutzung von Süßwassersystemen auf verschiedene Ebenen biologischer Organisation	130
Ökologische Auswirkungen der Süßwassererholung auf einzelne taxonomische Gruppen	131
Einfluss von Freizeitnutzung von Gewässern im Vergleich zu Umweltfaktoren.....	133
Umgang mit wissenschaftlichem Wissen durch Verwaltungsbehörden	137
Schlussfolgerung für die Bewirtschaftung und das Management	138
Danksagung und Hinweise	145
Literatur.....	146

Das Forschungsprojekt STÖRBAGGER

STÖRBAGGER war ein von drei Landesanglerverbänden finanziertes, am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) angesiedeltes Forschungs- und Entwicklungsprojekt, das unter der Leitung von Robert Arlinghaus und unter maßgeblicher Bearbeitung von Malwina Schafft im Rahmen ihrer Promotion bearbeitet wurde. In dem wissenschaftlichen Projekt wurden die möglichen störenden Auswirkungen (STÖRUNGEN) von gewässergebundenen Erholungsaktivitäten auf die aquatische Biodiversität vor allem an Baggerseen (BAGGER) untersucht. Die Ergebnisse sind aber auf andere Standgewässer übertragbar. Auf den Einzelergebnissen, die in diesem Bericht dokumentiert werden, werden in vorliegenden Abschlussbericht Handlungsempfehlungen zur Harmonisierung von Gewässerfreizeit, speziell beim Angeln, und Naturschutz an Seen abgeleitet. Der Fokus von STÖRBAGGER Projekt lag finanziert bedingt auf den Wirkungen des Angelns auf Tiere, Pflanzen und Uferlebensräume an Binnengewässern, speziell an künstlich geschaffenen Seen (sog. BAGGERseen), auch im Vergleich zu anderen Freizeitformen (Baden, Spazierengehen mit und ohne Hund usw.). Baggerseen als Gewässertyp dienen für empirische Untersuchungen als besonders geeignete, in sich abgeschlossene Modellgewässer ähnlicher Genese; die Aussagen des Projekts sind jedoch übertragbar auf andere Gewässertypen wie Fließgewässer in FFH- und Naturschutzgebieten oder Tagebaurestseen. Im Rahmen des STÖRBAGGER Projekts wurde eng mit dem separat vom IGB durchgeführten BAGGERSEE-Projekt (www.baggersee-forschung.de, Laufzeit 2016 – 2023) kooperiert, um Synergien (z. B. Austausch von Datensätzen zur Erhöhung der Anzahl untersuchter Baggerseen) zu heben und Doppelarbeit zu vermeiden.

Die spezifischen Ziele des Forschungsprojektes STÖRBAGGER waren:

- Quantifizierung und Bewertung der Auswirkungen der anglerischen und sonstigen erholungsbezogenen Nutzung von Baggerseen auf die aquatische und sonstige gewässergebundene Biodiversität („Störungsökologie“)

- Dokumentation und Bewertung der rechtlich-administrativen Grundlagen und der Entscheidungswege im Kontext der Planung und Bewirtschaftung von Baggerseen, insbesondere bei Folgenutzungen und bei Ausweisungen von Naturschutzgebieten
- Ableitung von Managementempfehlungen für die anglerische Bewirtschaftung von Baggerseen

Um diese Ziele zu erreichen, wurden fünf wissenschaftliche Studien durchgeführt und international sowie national in der Fachliteratur nach Begutachtungsverfahren publiziert:

1. **Metaanalyse:** Erfassung des bisherigen Wissens zum Thema Störungsökologie an Süßgewässern in der Literatur
2. **Bewirtschaftungsstudie:** Vergleich der Biodiversität anglerisch bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen
3. **Gradientenstudie:** Vergleich der Biodiversität von Baggerseen mit unterschiedlichen Kombinationen und Intensitäten verschiedener Freizeitaktivitäten
4. **Schutzzonenstudie:** Untersuchung zur Wirkung von von Angelvereinen selbstmotiviert installierten ufergebundenen Schutzzonen auf Fische, andere Organismengruppen und Habitatqualität in Baggerseen
5. **Dokumentenstudie:** Analyse von behördlichen Dokumenten zum Einfluss wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Thema Störung in behördlichen Entscheidungen bei Naturschutzgebietsausweisungen und Planfeststellungsverfahren bei der Entstehung von Baggerseen

Die Ergebnisse dieser Studien werden in diesem Abschlussbericht zusammenfassend dargestellt. Zum Großteil (Ziele 1 – 4) wurden diese Studien bereits in internationalen und nationalen Fachzeitschriften publiziert, wie in der nachfolgenden Publikationsaufstellung einzusehen ist. Dementsprechend sind die in diesem Bericht dokumentierten Ergebnisse durch ein Begutachtungsverfahren wissenschaftlich auf Robustheit geprüft worden.

Publikationsaufstellung von Aufsätzen aus dem STÖRBAGGER Projekt

Cyrus, E., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., & Arlinghaus, R. (2020). Baggerseen sind Refugien für die Artenvielfalt. *Wasser und Abfall*, 22(10), 30–37.

Meyer, N., Schafft, M., Wegner, B., Wolter, C., Arlinghaus, R., Venohr, M., & von Oheimb, G. (2021). A day on the shore: Ecological impacts of non-motorised recreational activities in and around inland water bodies. *Journal for Nature Conservation*, 64, 126073. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126073>

Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Klefoth, T., Maday, A., Wolter, C., Manfrin, A., Lemm, J. U., & Arlinghaus, R. (2020). Einfluss anglerischer Bewirtschaftung auf die Biodiversität von Baggerseen: Eine vergleichende Studie verschiedener gewässergebundener Organismengruppen. *Lauterbornia*, 87, 153–181.

Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Maday, A., Wolter, C., Klefoth, T., & Arlinghaus, R. (2022). Influence of protected riparian areas on habitat structure and biodiversity in and at small lakes managed by recreational fisheries. *Fisheries Research*, 256, 106476. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106476>

Nikolaus, R., Schafft, M., Maday, A., Klefoth, T., Wolter, C., & Arlinghaus, R. (2021). Status of aquatic and riparian biodiversity in artificial lake ecosystems with and without management for recreational fisheries: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(1), 153–172. <https://doi.org/10.1002/aqc.3481>

Schafft, M., Nikolaus, R., Matern, S., Maday, A., Klefoth, T., Wolter, C., & Arlinghaus, R. (2024). Impact of water-based recreation on aquatic and riparian biodiversity of small lakes. *Journal for Nature Conservation* 78, 126545. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126545>

Schafft, M., Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C., & Arlinghaus, R. (2021). Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: A global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1959), 20211623. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1623>

Schafft, M., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2024). Ökologische Auswirkung von Freizeitaktivitäten an Gewässern – eine globale Metaanalyse. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 17, 252-258.

Hintergrund

Süßwasserökosysteme üben eine hohe Anziehungskraft auf Menschen aus, insbesondere zur Erholung und Ausübung von Freizeitaktivitäten (Venohr et al., 2018). Freizeitaktivitäten in und an Süßwasserökosystemen erfreuen sich hoher Beliebtheit mit vielen Millionen Besuchertagen an Baggerseen, Naturseen, Flüssen und Kanälen (Brooker et al., 2023; Venohr et al., 2018; Arlinghaus et al., 2023). Dieser Trend wurde durch die Corona-Pandemie seit 2020 beschleunigt, die dazu geführt hat, dass mehr Menschen mehr Zeit im Freien verbringen, die Natur genießen und daher auch mehr Zeit in und an Gewässern verbringen, auch beim Angeln (Britton et al., 2023; Pröbstl-Haider et al., 2023). Zum Beispiel stiegen während der Pandemie das Interesse und die Anzahl der verkauften Angelscheine in vielen Ländern oder die bereits lizenzierten Angler fischten häufiger (Britton et al., 2023). Die Pandemie hat auch die Bedeutung von anderen Outdoor-Aktivitäten für das menschliche Wohlbefinden belegt, insbesondere für die psychische Gesundheit (Pröbstl-Haider et al., 2023).

Zu den Freizeitaktivitäten, die regelmäßig an Süßwasserökosystemen stattfinden, gehören Aktivitäten am Ufer wie Spazierengehen, Radfahren, Reiten oder Camping entlang des Ufers sowie das Angeln. Von den meisten Freizeitnutzungen werden Wege in der Nähe des Ufers in der Regel bevorzugt und sind daher stärker frequentiert als Wege weiter entfernt vom Ufer (Liddle & Scorgie, 1980; Spernbauer et al., 2023). Für bestimmte Freizeitformen ist die Abhängigkeit vom Wasser offensichtlich, wie beim Angeln während der Freizeit. Das Angeln selbst findet direkt am Ufer am Wasser oder auf Booten statt. Ziel des Angelns ist, abgesehen von der Erholung und anderen psychologischen Motivationen, der Fang und das Verspeisen von Fischen (Birdsong et al., 2021). Im Unterschied zu anderen Freizeitaktivitäten kommt beim

Angeln in Deutschland die gesetzliche Hege- und Bewirtschaftungspflicht hinzu, die Fischereieigentümer und -pächter verpflichtet, durch entsprechende Maßnahmen einen naturnahmen Fisch- und Gewässerzustand zu gewährleisten (Arlinghaus et al., 2017). Beim Angeln haben wir es also mit der Nutzung und dem Schutzansinnen in Personalunion zu tun. Stets ist beim Gewässermanagement das Fischereirecht als Privatrecht zu berücksichtigen, so dass Einschränkungen der fischereilichen Nutzung einer besonderen naturschutzfachlichen Begründung bedarf und nicht ohne Weiteres erfolgen können.

Schwimmen, Schnorcheln und Tauchen sind Aktivitäten, die im Wasser stattfinden. Besonders an heißen und sonnigen Tagen ziehen Gewässer eine sehr hohe Anzahl von Menschen gleichzeitig an, was zu Überfüllung führen kann, da die Abkühlung im Wasser eine sehr beliebte Strategie ist, um mit der Hitze umzugehen (Venohr et al., 2018). Diese Form der Erholung könnte mit den weltweit steigenden Temperaturen aufgrund der globalen Erwärmung zunehmen (Miller et al., 2022). Privatbootfahren auf Ruderbooten, Motorbooten oder Kajaks ist ebenfalls eine Aktivität, die bei warmen Wetterbedingungen an Beliebtheit gewinnt, obwohl sie das ganze Jahr über durchgeführt werden kann (Miller et al., 2022). Es gibt muskelbetriebene Boote wie Kanus oder Tretboote, windbetriebene Boote und Motorboote. Während das Bootfahren als Sportaktivität angesehen werden kann, werden Boote nicht nur zum Vergnügen genutzt, sondern auch als Fortbewegungsmittel, um auf offenes Wasser oder andere Teile des Gewässers zuzugreifen und eine andere Freizeitaktivität wie Schwimmen oder Angeln durchzuführen.

Erholung durch Angeln und andere Freizeitaktivitäten an und in Gewässern ist eine Ökosystemdienstleistung, die Süßwasserökosysteme bereitstellen und die das menschliche Wohlbefinden fördert (Lynch et al., 2023; McDougall et al., 2020; Meyerhoff et al., 2019, 2022). Allerdings ist die Süßwasserbiodiversität global stark rückläufig und häufig bedroht (Albert et al., 2021; Lynch et al., 2023; Reid et al., 2019), was naturschutzfachliche Abwägungsdilemmata zwischen der Förderung der Gewässernutzung für das menschliche Wohlbefinden und der Regulierung potenziell schädlicher ökologischer Auswirkungen durch wasserbasierte Freizeitaktivitäten hervorruft (Venohr et al., 2018). Habitatverlust und -homogenisierung, Verschmutzung, invasive Arten und der Klimawandel sind die Hauptbedrohungen für die aquatische Biodiversität (Reid et al., 2019). Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf die Süßwasserbiodiversität umfassen Störungen der Tierwelt (Frid & Dill, 2002), Verschmutzung und Trittschäden bei Pflanzen (Andrés-Abellán et al., 2005; O'Toole et al., 2009) oder die Einschleppung gebietsfremder Arten (Matern et al., 2019), z. B. über die gezielte oder unbeabsichtigte Einführung von Fischarten über Besatz, die Verbreitung von Organismen, die an Ausrüstungen oder Boote haften, oder Freilassungen lebender Fische aus Ködereimern (Bacela-Spychalska et al., 2013). Teilweise findet die unbeabsichtigte Verbreitung von Fischen auch im Rahmen des fischereirechtlich legitimierten Fischbesatzes durch Angelvereine oder illegal über Fischverbreitungen über einzelne Angler statt (Lewin et al., 2006). Ungeachtet dieser möglichen Einflussnahmen auf Gewässerökosysteme oder die daran gebundene Biodiversität, müssen Maßnahmen zum Schutz vor schädlichen ökologischen Auswirkungen von wasserbasierten Freizeitaktivitäten auf robusten wissenschaftlichen Belegen basieren, um den Nutzen für die Tierwelt zu maximieren und die Kosten für das menschliche Wohlbefinden zu minimieren. Auch verlangt die Einschränkung des Fischereirechts z. B. in Naturschutzgebieten stets eine überzeugende Begründung und Rückbezug auf übergeordnete rechtliche Rahmenbedingungen und Schutzzwecke, wie z. B. abgeleitet aus dem Bundesnaturschutzgesetz. Die fischereiliche Bewirtschaftung kann sich belegbar auch sehr positive auf die Biodiversität auswirken, z. B. die Förderung der lokalen

heimischen Artenvielfalt bei Fischen in neu geschaffenen Baggerseen (Matern et al., 2019; Matern et al., 2022) oder als Folge von Habitataufwertungsmaßnahmen, die Angelvereine umsetzen (Radinger et al., 2023). Anglerische Gewässernutzung und der Schutz der Lebensräume und Lebensgemeinschaften schließen sich keinesfalls aus.

Ökologischer Analyserahmen: wann können wir von Störung sprechen?

Ökologische Auswirkungen können grundsätzlich entweder durch natürliche oder anthropogene Einflüsse hervorgerufen werden (Abbildung 1). Biologisch ist ein Einfluss ein Reiz, der eine Reaktion einer einzelnen Pflanze oder eines Tieres hervorruft. Bei Pflanzen handelt es sich dabei um physiologische oder mechanische Reaktionen. Bei Tieren handelt es sich sowohl um physiologische Reaktionen, z. B. erhöhte Herzfrequenz in Gegenwart eines Raubtiers oder eines Menschen am Ufer, als auch zusätzlich um Verhaltensreaktionen, z. B. eine Fluchtreaktion. Reaktionen von Individuen werden durch Gewöhnungseffekte beeinflusst und können kompensiert werden (Bötsch et al., 2018; Keller, 1989; Stock et al., 1994). Neben Reaktionen von Individuen können Einflüsse durch Freizeitnutzende weitere ökologische Konsequenzen haben, die verschiedene Ebenen biologischer Organisation wie z. B. lokale Populationen einer Art oder die Artgemeinschaft betreffen (Abbildung 1). Während von Freizeitaktivitäten ausgelöste Verletzungen, z. B. durch Bootsmotoren, oder eine Veränderung des Ernährungszustands durch wiederholtes Aufscheuchen, zunächst ökologische Effekte auf individueller Ebene umfassen, kann die individuelle Fitness eines Tiers oder einer Pflanze, d. h. die Reproduktion und Sterblichkeit, auch Wirkungen auf Populationsebene entfalten oder die relative Häufigkeit einer Art in einer Gemeinschaft verändern. Allerdings ist die Kompensationsfähigkeit von individuellen Störungen in der Regel hoch, so dass Populationseffekte nicht zwangsläufig aus individuellen Reaktionen folgen. Zum Beispiel können gestörte Vögel individuelle Störeinflüsse über zusätzliche Bruten (Keller, 1989) und Populationen Verluste einzelner Tiere über erhöhtes Überleben oder gesteigertes Wachstum der verbleibenden Tiere kompensieren (Lorenzen & Enberg, 2002). Wenn der Störeinfluss auf Populationsebene aber nicht kompensiert werden kann und sogar zu so dramatischen Auswirkungen führt, dass die lokale Population einer Art von einem Gewässer verschwindet, wird auch die Artgemeinschaftsebene über sich ändernde relative Häufigkeiten einzelner Arten verändert. Jede Veränderung in der Artenzusammensetzung als Folge der Gewässerfreizeit ist eine Wirkung auf der Artgemeinschaftsebene, die auch die (häufig unbeabsichtigte) Einführung von gebietsfremden Organismen einschließt. Wenn Schlüsselarten, besonders bedrohte Arten oder Artengruppen oder aber kritische Ökosystemhabitale betroffen sind, können durch die Gewässerfreizeit auch Veränderungen auf der Ebene des Ökosystems entstehen. Wenn z. B. durch das Bootsfahren eine stete Trübung des Gewässers eintreten sollte, kann das die Struktur und Funktion des gesamten Gewässers verändern (Wolter & Arlinghaus, 2003; Sexton et al., 2024). Jede Veränderung der Umwelt und jede direkte oder indirekte Habitatveränderung, z. B. durch Trittschäden und das Roden von Ufervegetation (O'Toole et al., 2009), können als ökosystemare Effekte der Gewässerfreizeit klassifiziert werden, weil sie nicht direkt Organismen betreffen, sondern deren Lebensräume. Veränderungen auf der Habitat- und Ökosystemebene können wiederum die Reaktionen von Individuen auf einen Reiz durch Freizeitnutzende verändern, z. B. weil hohe, dichte und strukturreiche Vegetation vielen Tieren Deckung bietet, um sich zu verstecken und diese Deckung durch Auslichtung im Folge der Gewässernutzung reduziert werden kann. Weniger Deckung kann z. B. das tatsächliche und wahrgenommene Räuberrisiko

für ein einzelnes Tier als Folge von Präsenz von Menschen oder Menschen mit Hunden erhöhen und zu mehr Wachsamkeit und Fluchtreaktionen führen (Tablado & Jenni, 2017), was energetisch die Kosten für die Tiere führt. Ob diese Effekte so stark sind, dass sie z. B. für bedrohte Arten an einem Gewässer problematisch sind, lässt sich nur in Einzelfallbewertungen einschätzen und schwer pauschalisieren. Leider findet sich in der behördlichen Praxis oder in die Praxis leitenden Standardplanungswerken aber genau diese Art von pauschal unterstellter Störwirkung der Gewässerfreizeit (DVWK 1992, DWA 2014).

Ein Wort zum in der Praxis sowie in dieser Schrift häufig verwendeten Begriff „Störung“. Stock et al. (1994) beschreiben richtigerweise, dass ein erhöhter Herzschlag bei Vögeln sowohl durch menschliche Anwesenheit als auch durch das Eintreffen eines Paarungspartners verursacht werden kann. Daher mahnt er, den Begriff 'Störung' im wissenschaftlichen Kontext vorsichtig zu verwenden, da er bereits eine negative normative Bewertung eines Effekts impliziert. Im wissenschaftlichen Kontext sollte daher zunächst von ‚Effekt‘ oder ‚Auswirkung‘ die Rede sein, während die Bewertung dieser Effekte erst in einem normativen Rahmen erfolgen sollte, um zu bestimmen, ob diese beobachteten Effekte naturschutzfachlich erheblich oder vernachlässigbar sind (Abbildung 1). Relevante negative Effekte, die erheblich sind und z. B. Schutzzwecken entgegen stehen (wie z. B. Schutz einer bedrohten Art), können dann im Ergebnis einer Bewertung als Störung bezeichnet werden. Erst dann sollten Schutzmaßnahmen etabliert werden, um die störenden menschlichen Einflüsse zu mildern. Stark diskussionswürdig ist, ob ein von der Freizeit ausgelöster Einfluss auf ein individuelles Tier als erheblich einzuschätzen ist oder ob die Erheblichkeitsschwelle Einflüsse auf Populationen, die Präsenz einer Art an einem Gewässer als Ganzes oder Lebensgemeinschaften voraussetzt.

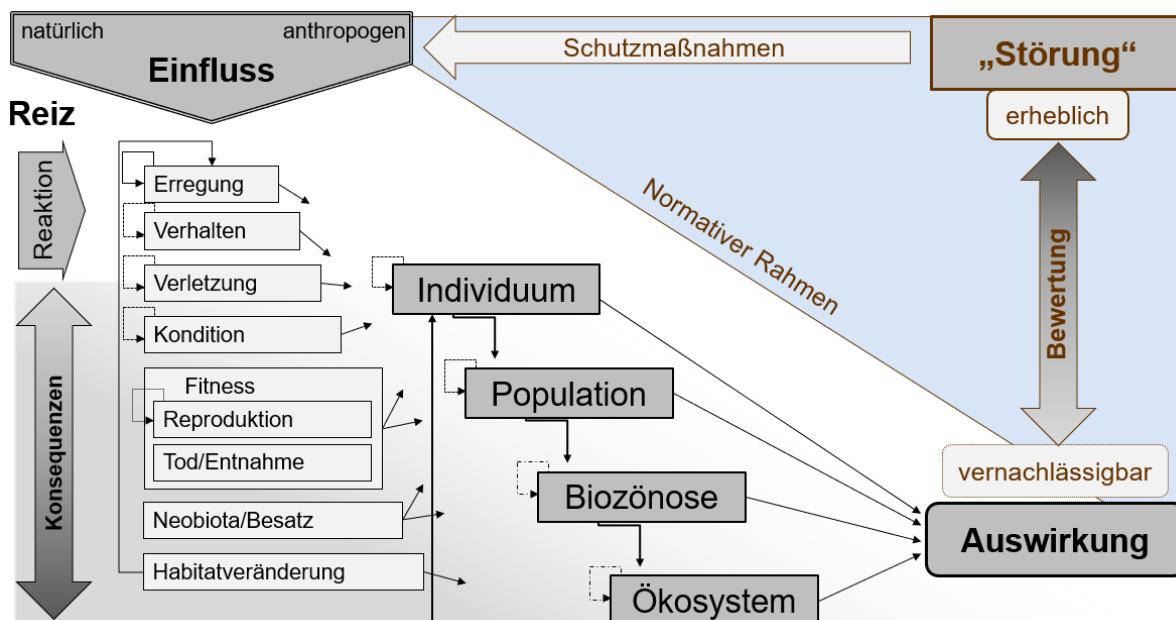


Abbildung 1: Natürliche und anthropogene Einflüsse an Gewässern können Reaktionen von Individuen und anschließend Konsequenzen auf verschiedenen weiteren Ebenen biologischer Organisation verursachen. Jeder Effekt kann entweder kompensiert werden oder andere Ebenen biologischer Organisation beeinflussen, von individuellen über populations- und gemeinschafts- bis hin zu ökosystemischen Effekten. Die Bewertung der beobachteten Effekte sollte Teil eines normativen Bewertungsrahmens sein, um festzustellen, ob die ökologischen Effekte vernachlässigbar oder naturschutzfachlich relevant sind. Schutzmaßnahmen sollten erst dann implementiert werden, wenn durch die Freizeit erhebliche negative ökologische Effekte verursacht werden, die Schutzzwecken entgegenstehen (verändert nach Stock et al., 1994).

Freizeitnutzer von Gewässern oder entlang des Ufers können bereits dann ökologische Auswirkungen auf Süßwasserökosysteme oder die daran gebundene biologische Vielfalt haben, indem sie sich Zugang zum Gewässer verschaffen und am Gewässer präsent sind (Abbildung 2). Der Zugang zu einem Gewässer beinhaltet in der Regel die physische Beschädigung der Vegetation durch Zertreten (Andrés-Abellán et al., 2005; O'Toole et al., 2009; Spernbauer et al., 2023). Oft wird der Zugang für Erholungssuchende sogar durch das Roden von Vegetation, Mähen und den Bau von Infrastruktureinrichtungen wie Bootsrampen, Anlegestellen, Anglerstege, Wasserski-Anlagen oder Strände erleichtert (Furgała-Selezniew et al., 2022; Kalybekov et al., 2019; Neely et al., 2022; Oliver, 1985; Radomski et al., 2010; Smith et al., 2019). Veränderungen in der Habitatstruktur können viele Tierarten verschiedener Taxa beeinflussen, beispielsweise Libellenarten, die emerse aquatische Vegetation für die Eiablage und das Schlüpfen der Larven benötigen (Müller et al., 2003). Sobald ein Erholungsnutzer Zugang zum Gewässer hat, kann die menschliche Präsenz von der Tierwelt als Risiko ähnlich zur Präsenz eines Raubtieres wahrgenommen werden und Vermeidungsreaktionen auslösen, die oft als Störungseffekte bezeichnet werden (Stock et al., 1994). Besondere Form der Freizeitaktivitäten umfassen Jagd und das Angeln, weil diese Aktivitäten die Entnahme von Organismen und nicht nur (meist unbeabsichtigt) die Störung von Habitaten oder Wildtieren beinhalten. Die Auswirkungen auf den Zielorganismus können als ökologische Auswirkungen definiert werden, die wiederum kaskadenhaft weitere Konsequenzen für andere Organismen und ihren Lebensraum bewirken können.

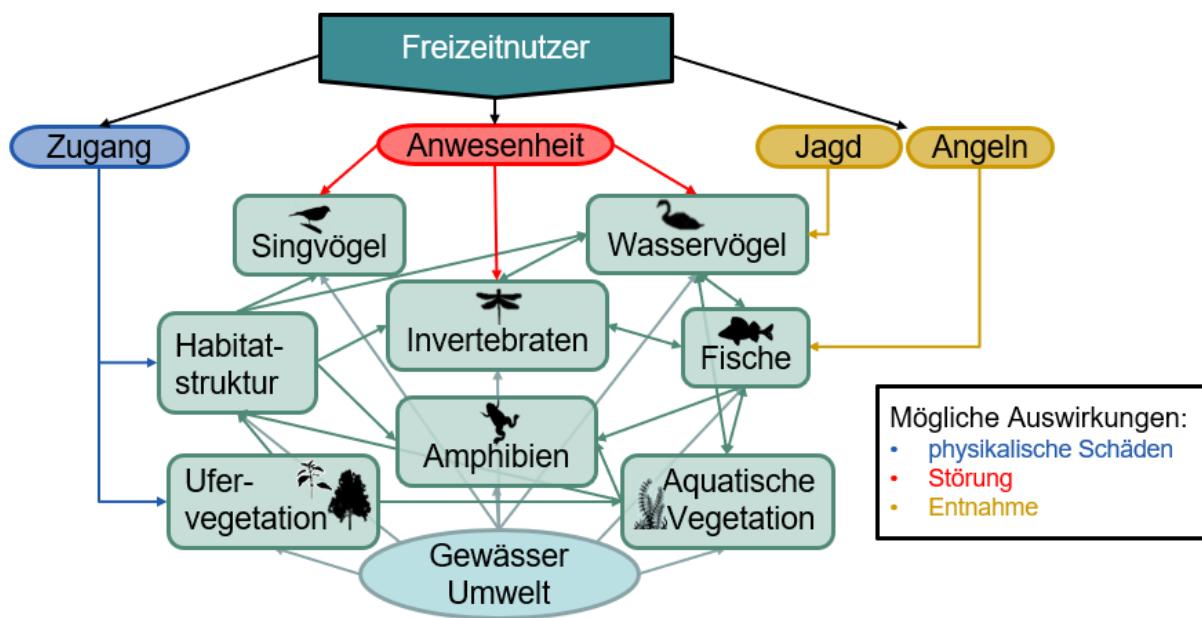


Abbildung 2: Erholungsnutzer können die Tier- und Pflanzenwelt durch mehrere Wege beeinflussen: 1. Physische Schäden an Ufervegetation und Veränderungen der Habitatstruktur durch Zugang zum Gewässer (blau), 2. Störung der Tierwelt aufgrund der (menschlichen) Präsenz und 3. Entnahme als direkte Auswirkungen von Jagd- und Angelaktivitäten, die indirekte Effekte auf Nicht-Ziel-Organismen oder die Gewässerumwelt haben können.

Der Fokus der Literatur über potenzielle ökologische Auswirkungen des Angelns liegt in der Regel auf den direkten Auswirkungen auf die Zielorganismen „Fische und Krebse“ über Befischung und Bewirtschaftung (Abbildung 3). Fische sind in der Regel Hauptzielorganismen des Angelns, und es gibt eine reichhaltige Literatur über die Auswirkungen des Angelns auf Fische und Gewässer (z. B. Arlinghaus et al., 2007; Buoro et al., 2016; Lewin et al., 2006). Der

Fang und die anschließende Entnahme von Fischen haben Auswirkungen auf die genutzte Fischpopulation, wie veränderte Alters- und Größenstruktur, reduzierte Biomasse oder vom Angeln ausgelöste Hakmeidung, wie von Lewin et al. (2006, **2010**) sowie Arlinghaus et al. (2017) im Detail zusammengefasst. Obwohl in den meisten Fällen die persönliche Absicht, die mit dem Angeln verbunden ist, die Entnahme von Fischen ist, kommt es vor, dass der gefangene Fisch nicht aus dem Ökosystem entfernt wird, sondern stattdessen zurück ins Wasser gesetzt wird (Arlinghaus et al., 2007). Dies ist besonders der Fall, wenn der Fisch so klein ist, dass er noch nicht reproduzieren konnte und über ein Mindestmaß geschont ist. Weitere Gründe für das freiwillige Zurücksetzen von Fischen umfassen den Fang unerwünschter Beifänge oder von sehr großen Laichfischen, da diese als erfahrene Laicher wichtig für den Nachwuchs der Fischpopulation sind (Arlinghaus et al., 2007; Gwinn et al., 2015). An dieser Stelle soll nicht die moralische Diskussion über das freiwillige Zurücksetzen entnahmefähiger Fische (sogenanntes „Catch-and-Release“) geführt werden, es reicht zu konstatieren, dass beim Angeln auch Schädigungen an Fischen vorkommen können, die nicht tödlich sind.

Zurückgesetzte Fische haben mit Konsequenzen des Hakens und der Handhabung außerhalb des Wassers umzugehen, wie von Arlinghaus et al. (2007) beschrieben. Die Folgen nach dem Zurücksetzen können entweder tödlich oder subletal sein. Tödliche Folgen des Zurücksetzens, z. B. wenn Zander (*Sander lucioperca*) aus großer Tiefe gefangen und zurückgesetzt werden, können wiederum direkt die Fischpopulation beeinflussen. Auch subletale Folgen des Fangen- und -Freilassens können die Population beeinflussen, wenn die Fitness (z. B. Zuwachs, Reproduktion) der Fische beeinträchtigt ist, während subletale Folgen, die nur vorübergehend Stress verursachen und anschließend kompensiert werden, in der Regel die Fischpopulation oder einzelne Fische wenig beeinträchtigen.

Die Fischpopulation kann auch dadurch beeinflusst werden, dass Angler über Angelvereine und -verbände die Gewässer bewirtschaften, um einen nachhaltigen Fischbestand aufrechtzuerhalten. Besatzmaßnahmen sind in diesem Zusammenhang eine gängige Praxis des Bestandsmanagements, die Auswirkungen auf die Fischpopulation und die Artenzusammensetzung von Gewässern haben kann (z. B. Matern et al., 2019, 2022; Zhao et al., 2016). Über Habitat verbessernde Maßnahmen kann die anglerische Hege sowohl die Fischbestände als auch Habitatstrukturen und die gewässerbundenen Organismen entscheidend verbessern (Nikolaus et al., 2022; Radinger et al., 2023).

Das Angeln kann auch Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen haben. Angelplätze entlang des Ufers sind in der Regel durch Trittschäden am Boden und Veränderung der Vegetation an Land und im Wasser gekennzeichnet (O'Toole et al., 2009; Radomski et al., 2010). Die Anwesenheit von Anglern kann überdies Störungseffekte auf die Tierwelt am Gewässer haben, diskutiert werden regelmäßig negative Wirkungen auf Wasservögel (Knight et al., 1991; Reichholf, 1988). Die veränderten Fischpopulationen und Artenzusammensetzungen, die durch Angler verursacht werden, können auch andere Tiere durch veränderten Raubdruck (z.B. Hecnar & M'Closkey, 1997) oder als Beute für fischfressende Tiere (Found et al., 2008) beeinflussen. Veränderte Fischgemeinschaften können auch Wasserpflanzen beeinflussen, z. B. durch das Einbringen von benthivoren Fischen in hohen Dichten, die Wasserpflanzen entwurzeln und Gewässer eintrüben können (Bajer et al., 2016). Keines dieser Effekte gilt grundsätzlich und pauschal, sondern hängt zentral von der lokalen Praxis und dem lokalen Gewässerkontext (z. B. Anglerdichte, Gewässertyp und -struktur) ab. Beispielsweise konnten Arlinghaus et al.

(2017) bei praxisüblichen Karpfenbesatzmaßnahmen in niedersächsischen Baggerseen keine gewässerökologischen Konsequenzen nachweisen.

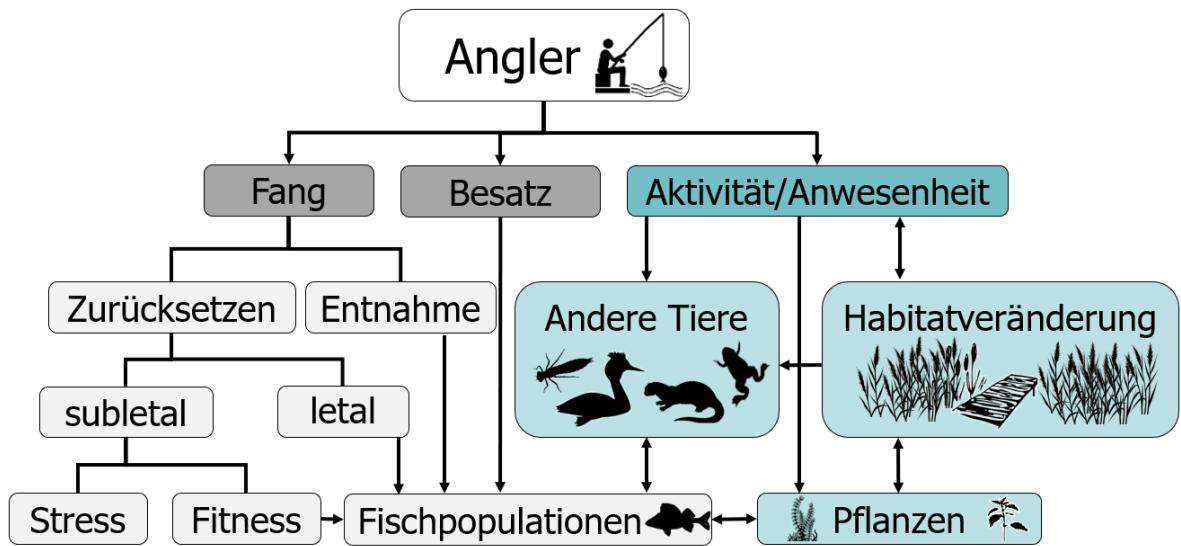


Abbildung 3: Mögliche Auswirkungen des Angelns: Der Fang und die Besatzmaßnahmen von Fischen als Zielorganismen sind die Hauptauswirkungen des Angelns. Die Aktivität und die Anwesenheit von Anglern können auch Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen haben. Darüber hinaus kann das Angeln indirekte Auswirkungen durch Veränderungen in den Fischpopulationen oder den Lebensräumen haben, die wiederum Auswirkungen auf Tiere und Pflanzen haben.

Um mögliche ökologische Auswirkungen durch Freizeitnutzung von Süßwasserökosystemen abzumildern, können Freizeitaktivitäten, wie auch das Angeln und die fischereiliche Hege unter bestimmten Bedingungen, z. B. wenn Schutzzwecke in Naturschutzgebieten betroffen sind, eingeschränkt werden (siehe Kapitel „Rechtlicher Rahmen“). Aufgrund von widersprüchlichen wissenschaftlichen Erkenntnissen ist jedoch oft nicht klar, welche ökologischen Auswirkungen tatsächlichen vorliegen. Während es viele Studien gibt, die Effekte der Gewässerfreizeit und des Angelns auf individueller Tierebene berichten, z. B. Verhaltensänderungen einzelner Vögel, gibt es erhebliche Wissenslücken hinsichtlich der gewässerfreizeitverursachten Auswirkungen auf höhere Ebenen der biologischen Organisation, insbesondere auf Artgemeinschaftsebene (siehe Metaanalyse). Daher ist es nicht sicher, ob Gewässerfreizeiteinflüsse zwangsläufig auf höhere Ebenen der biologischen Organisation nachweisbar sind. Darüber hinaus hat sich die wissenschaftliche „Störungsliteratur“ an Gewässern bisher auf Vögel konzentriert, während es nur wenige Studien für andere taxonomische Gruppen gibt (siehe Metaanalyse). Obwohl bereits die theoretische Möglichkeit schädlicher Auswirkungen auf besonders bedrohte Arten naturschutzfachliche Einschränkungen der Angelnutzung rechtfertigen kann, gemäß dem Vorsorgeprinzip (siehe Kapitel Rechtlicher Rahmen), sind in der Praxis gründliche, einzelfallsbezogene Belege nötig, um die besten Lösungen zu finden, die dem Naturschutz effektiv zugutekommen, bei möglichst geringen Kosten für das Wohlergehen von Erholungssuchenden und die Ausübung des Fischereirechts. Hier helfen pauschale Unterstellungen zur Störwirkung nicht weiter und sind im schlimmsten Falle kontraproduktiv, da es zu komplexen behördlichen Vorgehen sowie zu teils erheblichen Irritationen zwischen den beteiligten Interessensgruppen (z. B. Naturschutz vs. Fischerei) kommt, die den Kooperationswillen der beteiligten Akteure im Sinne des Gewässerschutzes nachhaltig schädigen sowie die Ausübung des Privatrechts „Fischereirecht“ beeinflussen können.

Rechtlicher Rahmen

Die Notwendigkeit, menschliche Einflüsse auf die Biodiversität abzumildern, wird bereits in dem internationalen Abkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD) der Vereinten Nationen von 1992 in Rio de Janeiro festgestellt. Die CBD erkennt die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf den Verlust der biologischen Vielfalt an, auch wenn es lokal an vollständiger wissenschaftlicher Gewissheit über konkrete Auswirkungen mangelt kann:

“Reaffirming also that States are responsible for conserving their biological diversity and for using their biological resources in a sustainable manner,

Concerned that biological diversity is being significantly reduced by certain human activities. Aware of the general lack of information and knowledge regarding biological diversity and of the urgent need to develop scientific, technical and institutional capacities to provide the basic understanding upon which to plan and implement appropriate measures,

Noting that it is vital to anticipate, prevent and attack the causes of significant reduction or loss of biological diversity at source,

Noting also that where there is a threat of significant reduction or loss of biological diversity, lack of full scientific certainty should not be used as a reason for postponing measures to avoid or minimize such a threat.”

Deutsche Übersetzung (BMU, 1992):

“[...] in Bestätigung dessen, dass die Erhaltung der biologischen Vielfalt ein gemeinsames Anliegen der Menschheit ist,

in Bekräftigung dessen, dass die Staaten souveräne Rechte über ihre eigenen biologischen Ressourcen haben,

sowie in Bekräftigung dessen, dass die Staaten für die Erhaltung ihrer biologischen Vielfalt sowie für die nachhaltige Nutzung ihrer biologischen Ressourcen verantwortlich sind, besorgt darüber, dass die biologische Vielfalt durch bestimmte menschliche Tätigkeiten erheblich verringert wird,

eingedenk des allgemeinen Mangels an Informationen und Kenntnissen über die biologische Vielfalt sowie der dringenden Notwendigkeit, wissenschaftliche, technische und institutionelle Voraussetzungen für die Bereitstellung des Grundwissens zu schaffen, das für die Planung und Durchführung geeigneter Maßnahmen erforderlich ist,

in Anbetracht dessen, dass es von lebenswichtiger Bedeutung ist, die Ursachen der erheblichen Verringerung der biologischen Vielfalt oder des erheblichen Verlusts an biologischer Vielfalt an ihrem Ursprung vorherzusehen, zu verhüten und zu bekämpfen,

sowie in Anbetracht dessen, dass in den Fällen, in denen eine erhebliche Verringerung der biologischen Vielfalt oder ein erheblicher Verlust an biologischer Vielfalt droht, das Fehlen einer völligen wissenschaftlichen Gewissheit nicht als Grund für das Aufschieben von

Maßnahmen zur Vermeidung oder weitestgehenden Verringerung einer solchen Bedrohung dienen sollte"

Die CBD ist als internationales Abkommen für alle unterzeichnenden Staaten leitend und begründete die anschließende Implementierung oder Novellierung existierender Gesetze zum Schutz der Biodiversität. Auf europäischer Ebene ist vor allem die Flora-Fauna-Habitat Richtlinie 92/43/EWG des Europäischen Rates über die Erhaltung natürlicher Lebensräume sowie wild lebender Tiere und Pflanzen durch die Europäische Union (EU) und national das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) erwähnenswert. Beide Regelwerke, die eng miteinander verwoben sind (EU Richtlinien müssen in nationales Recht umgesetzt werden), haben zum Ziel, Maßnahmen zum Schutz der Natur und Flora und Fauna umzusetzen. Weitere Begründungen für den Naturschutz an Gewässer leiten sich direkt aus den Landesfischereigesetzen und der dort formulierten Hegepflicht ab (Arlinghaus et al., 2017). Im Rahmen dieses Abschlussberichts werden wir uns nachfolgend auf deutsches und zum Teil auf niedersächsisches Landesrecht konzentrieren, da die empirischen Studien an Baggerseen in Niedersachsen, Deutschland, stattgefunden haben.

Grundsätzlich ist es Jedermann erlaubt, Gewässer und die Landschaft im Rahmen des Gemeingebräuchs für die Freizeit und Erholung zu nutzen. Nach §25 Bundeswasserhaushaltsgesetz (WHG) § 25 darf „jede Person ... oberirdische Gewässer in einer Weise und in einem Umfang benutzen, wie dies nach Landesrecht als Gemeingebräuch zulässig ist, soweit nicht Rechte anderer dem entgegenstehen und soweit Befugnisse oder der Eigentümer- oder Anliegergebrauch anderer nicht beeinträchtigt werden. Der Gemeingebräuch umfasst nicht das Einbringen und Einleiten von Stoffen in oberirdische Gewässer.“ Unter den Gemeingebräuch fallen z. B. Aktivitäten wie Spaziergehen oder Schwimmen. Zusätzlich liegt nach den Landesfischereigesetzen auf den meisten natürlichen oder künstlich geschaffenen Wasserkörpern in Deutschland ein Fischereirecht, das dem Gewässereigentümer gehört und häufig an Fischereivereine verpachtet wird, sofern sie nicht selbst Gewässereigentümer sind. Im Rahmen dieses Rechts dürfen sodann Personen mit Fischereischein (in der Regel gekoppelt an das Bestehen einer gesetzlichen Anglerprüfung), die auf dieser Grundlage vom Fischereirechtsinhaber (in der Regel Angelvereine und -verbände) per Angelkarte oder Mitgliedschaft legitimiert werden, mit der Handangel juristisch zunächst herrenlose Fische zu fangen und im Rahmen der gesetzlichen und lokalen fischereilichen Regelungen zu entnehmen. Das Fischereirecht beinhaltet auch die Hegepflicht, die bestimmt, dass im Rahmen der Nutzung der Fischereirechtsinhaber dafür Sorge zu tragen hat, dass ein naturnaher Fischbestand erhalten und gefördert wird (Arlinghaus et al., 2017). Damit haben wir in der Angelfischerei die Sondersituation, dass das Nutzungsrecht an ein Schutz- und Förderungsziel gekoppelt ist. Während der einzelne Angler ähnlich eines Schwimmers zunächst Naturnutzer ist, ist die Gemeinschaft aller Angler, die in einem Angelverein oder -verband organisiert sind, auch fischereiliche Bewirtschafter. Letzteres wird in der Regel über eigens bestellte Gewässerwarte in den Angelvereinen umgesetzt. Die Hegepflicht gilt aber juristisch nur für den Fischereirechtsinhaber und ist nicht Sache und Befugnis des einzelnen Anglers mit Angelkarte.

Um die Erholung am Gewässer auszuüben, ist es zentral, dass der Gewässerzugang gewährleistet ist. Der öffentliche Zugang zur freien Landschaft für Erholungszwecke über Wege, Straßen und unbewohnte Gebiete ist durch §59 BNatSchG garantiert, sofern nicht Beschränkungen über Privatbesitz entgegenstehen. Der Zugang zu Wäldern wird in den Gesetzen der Bundesländer Deutschlands geklärt, und in Niedersachsen erlaubt §23 NWaldLG

den Zugang zur Erholung in allen unbewohnten Landschaften, einschließlich Wäldern. Darüber hinaus ist der Gemeingebrachsabsatz §25 WHG konkrete für die Gewässernutzung zentral. Er erlaubt die grundsätzliche Nutzbarkeit von Gewässern durch die Öffentlichkeit zu Erholungszwecken. Trotz dieser Liberalität, gibt es mannigfaltige Einschränkungen des öffentlichen Zugangs und der Freizeitnutzung von Seen, z. B. um schädliche Auswirkungen auf die Natur und bedrohte Arten zu mildern. Beispielsweise formuliert §59 BNatSchG, dass der öffentliche Zugang aus triftigen Gründen eingeschränkt werden kann, vor allem aus Gründen des Naturschutzes in Naturschutzgebieten. Auch lokale Angelvereine und Privatbesitzer von Seen führen regelmäßig Beschränkungen des Zugangs von Seen ein, nicht zuletzt, um Nutzungskonflikten vorzubeugen. Diese eingeschränkte Nutzbarkeit wird manchmal indirekt vollzogen, indem die Zuwegung erschwert oder spezielle Badestrände unterhalten werden. Neben den sozialen Aspekten, sind hierzulande Einschränkungen der Freizeit vor allem dann relevant, wenn Schutzziele im Naturschutz berührt werden.

Das deutsche Naturschutzrecht enthält allgemeine Beschränkungen der Freizeitnutzung, wie beispielsweise das Verbot, wildlebende Tiere zu schädigen, zu stören oder zu fangen, sowie wildlebende Pflanzen ohne triftigen Grund zu entnehmen oder zu beschädigen (§39, Abs. 1 BNatSchG, Deutschland). Anwendbar sind diese Einschränkungen in Naturschutzgebieten aller Kategorien nach deutschem Naturschutzrecht (z. B. Nationalparks, Biosphärenreservate, sonstige Naturschutzgebiete), da hier spezielle Naturschutzverordnungen erlassen werden. Aus diesem Grunde hat der Naturschutz ein Interesse, möglichst viele Gebiete als Naturschutzgebiete auszuweisen oder auch FFH Gebiete in nationale Naturschutzgebiete umzuwandeln, weil dann das Ordnungsrecht greift. Während in FFH Gebieten lediglich die Norm des Erhalts des aktuellen Zustands gilt, können in Naturschutzgebiete weitere Schutzziele geltend gemacht werden, z. B. der besondere Artenschutz von in Deutschland geschützten Arten, die nicht in den Anhängen der FFH Richtlinie stehen. Obwohl aus dem Naturschutzrecht allgemeine Nutzungs- oder Begehungsverbote für die Freizeit abgeleitet werden können, existieren in der Praxis in den meisten Naturschutzgebietsverordnungen Ausnahmen, beispielsweise für Jagd und Fischerei, da die Ausübung des Privatrechts Jagd (Bundesjagdgesetzt, BJagd) und Fischerei (z. B. §57 Nds FischG, Niedersachsen) nicht ohne Weiteres und nur mit sehr guter naturschutzfachlicher Begründung eingeschränkt werden darf (Müller 2012).

Während alle wildlebende Tiere nach Bürgerlichen Gesetzbuch zunächst herrenlos sind (§960 BGB), sind die Fischereirechte in den Bundesländern an den Besitz eines Gewässers gebunden (§1, Abs. 2 Nds FischG). Die Fischereirechte sind wie erwähnt mit der Verpflichtung zur Pflege und Hege des Gewässers verbunden (sogenannte Hegepflicht), um einen nachhaltigen Fischbestand in naturnaher Artenvielfalt zu erhalten und zu fördern (z. B. §1, §40 Nds FischG). Erfolgt die fischereiliche Nutzung nach den Regeln guten fachlichen Praxis (Lewin et al., 2010), was typischerweise dann der Fall ist, wenn die landesfischereirechtlichen Bedingungen eingehalten werden (Arlinghaus et al., 2017), ist die Fischerei nach Bundesnaturschutzgesetz kein Eingriff in die Natur und daher grundsätzlich erlaubt. In den Landesfischereigesetzen und zusätzlich in lokalen Gewässerordnungen, die sich die Fischereiechtsinhaber (z. B. Angelvereine) zusätzlich auferlegen, gibt es ein grosses Set an allgemeinen und lokalen Beschränkungen für das Angeln und die Entnahme von Fischen, z. B. Mindestmaße, Schonzeiten, tägliche Entnahmeliimits oder Ruhe- und Laichschutzgebiete. In allen industrialisierten Ländern, so auch in Deutschland, wird die Fischerei in Binnengewässern überwiegend anglerisch gestaltet, während die kommerzielle Fischerei von geringerer Bedeutung ist (Arlinghaus et al., 2002; Cooke et al., 2015). Fischereirechte werden von

Kommunen, Privatpersonen und anderen üblicherweise an Angelvereine und -verbände verpachtet (Arlinghaus et al., 2002; Daedlow et al., 2011) oder Angelverein kaufen Gewässer und werden so zu Fischereirechtsinhabern. Privatpersonen, die angeln wollen, benötigen eine öffentliche Angellegimitation von den staatlichen Fischereibehörden, die einer Prüfung unterliegt (sogenannter Fischereischein), sowie eine private Angelerlaubnis ausgestellt vom Inhaber der Fischereirechte (z. B. Angelverein, Daedlow et al., 2011). Viele Angelverbände sind staatlich anerkannte Naturschutzverbände. Die einzelnen Angler und die Anglerschaft als Ganzes zeigt überdies hohes selbstmotiviertes Interesse am Gewässer- und Biodiversitätsschutz und engagiert sich in vielfältiger Weise im Gewässerschutz (Shephard et al., 2023). Räumliche Beschränkungen in Bezug auf die Fischerei sind nach § 43 und §53 Nds. FischG aus fischereilicher Sicht möglich, wonach die Fischereibehörden geschützte Gebiete in Laichgründen oder Überwinterungsgebieten festlegen können. In vielen Fällen richten Angelvereine aber selbstmotiviert geschützte (Laich-)Gebiete in ihren Gewässern ein (Nikolaus et al., 2022).

Beschränkungen der Freizeitnutzung in Naturschutzgebieten sind in Deutschland weit verbreitet, weil in der Freizeit eine Einflussnahme entweder auf geschützte Habitate oder auf geschützte Arten oder Artengruppen vermutet wird. Maßnahmen zur Minderung anthropogener Auswirkungen über die Freizeit können räumliche und/oder zeitliche Beschränkungen umfassen. Räumliche Beschränkungen können dann wirksam sein, wenn besonders sensible Gebiete geschützt werden sollen, d. h. Gebiete, die gefährdete Arten oder Hotspots der Biodiversität beherbergen. Weitere Schutzzwecke umfassen im Naturschutzrecht bestimmte Habitate und Biotope. Biotopflächen, die nach deutschem Recht geschützt sind, sind zum Beispiel natürliche oder naturnahe Flächen stehender und fließender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer. Hier sind alle Handlungen, die diese Biotope erheblich beeinträchtigen könnten, verboten (§30 Abs. 2 BNatSchG). Auch die Ausweisung von Naturschutzgebieten ist als Maßnahme mit räumlichen Beschränkungsabsicht zu verstehen (§23 BNatSchG). Alle Handlungen, die zu Schäden, Veränderungen und schweren Störungen des Naturschutzgebietes und seinen Schutzz Zielen führen, sind dann verboten (§23 Abs. 2 BNatSchG). Mögliche Einflüsse durch Freizeit auf Schutzzwecke werden einzelfallbezogen in Abhängigkeit von der naturschutzfachlichen Wertigkeit des jeweiligen Gebiets, d. h. den dort vorkommenden Arten und Biotopen sowie der Natürlichkeit des Gebiets, und in Abhängigkeit des lokalen Nutzungsinteresse durch die Naturschutzbehörden bewertet. Daher finden sich für jedem Einzelfall deutschlandweit unterschiedliche Grade der Beschränkungen der Freizeit, die in Naturschutzverordnungen formuliert werden. Mit Ausnahme von Naturschutzgebieten mit hohem Schutzstatus (wie Kernzonen von Nationalparken) soll die Öffentlichkeit weiter Zugang zu Erholung in Naturschutzgebieten haben, sofern dies nicht im Widerspruch zu den Naturschutzzwecken des jeweiligen Naturschutzgebiets steht (§23 Abs. 2 BNatSchG). Indirekte Eingriff in den Nutzungsdruck erfolgt regelmäßig über die Bewirtschaftung des Wegenetzes (§ 16 Abs. 2 NNatSchG). Bestimmte Freizeitaktivitäten wie Zelten und das Entfachen von Lagerfeuern sind regelmäßig vollständig verboten (z. B. §4, VO NSG Elligastwiesen). In der Regel werden Ausnahmen von allen oder bestimmten Verboten für Fischerei und Jagd zusammen mit Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Pflegearbeiten gemacht (z. B. §4, VO NSG Domäne Stolzenau/Leese und §4, VO NSG Untere Allerniederung im Landkreis Verden). Innerhalb des Naturschutzgebiets werden aber dennoch regelmäßig räumliche und/oder zeitliche Beschränkungen für das Angeln verordnet, beispielsweise für das Angeln und Jagen im Überschwemmungsgebiet des Flusses Aller vom 1. November bis 31. März (§4 VO NSG Untere Allerniederung im Landkreis Verden, Deutschland).

Es gibt diverse Arten von Schutzgebieten im deutschen Recht (§20 - §30 BNatSchG), die unterschiedliche Schutzzwecke und Entwicklungsziele haben. Die Kategorie mit dem höchsten Schutzstatus sind Nationalparks. Nationalparke schützen in der Regel ein großes Gebiet mit unterschiedlichen Schutzstatus (Von Ruschkowski & Mayer, 2011). Die Kernzone ist normalerweise der Bereich mit dem höchsten Schutzstatus und dem Ziel des Prozessschutzes. Nationalpark sollten in der Regel auf mehr als 50 % der Fläche die Naturnutzung vollständig ausnehmen. Daher ist der öffentliche Zugang zu Nationalparken in der Regel stark begrenzt, und der Fokus liegt auf „sanften“ Tourismus über nicht störende Aktivitäten (Chen et al., 2024; Stoll-Kleemann, 2001; Von Ruschkowski & Mayer, 2011). So ist z. B. im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft der Zugang für Angler zu den Kernzonen 1 vollständig verboten, während es Ausnahmen für die Zugänglichkeit für Berufsfischerei mit traditionellen Fangplätzen gibt.

Zeitliche Beschränkungen sind eine Maßnahme zur Minderung von Auswirkungen während sensibler Jahreszeiten. In der Regel gelten die Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Überwinterungs-, Mauser- und Zugzeiten von Tieren als solche sensiblen Phasen. Es ist im Allgemeinen nach Naturschutzrecht nicht erlaubt, geschützte Arten und Vogelarten während dieser sensiblen Phasen zu stören (§44 (1) Nr.2 BNatSchG). Auch die Jagd ist während der Brutzeit von Wildtieren gemäß §22 (4) BJagdG verboten, und es gibt auch Schonzeiten für die Fischerei für viele Fischarten (§53 (1) Nr.1, Nds. FischG). Es ist zudem nicht erlaubt, Schilf vom 1. März bis 30. September zu schneiden (§39 (5), Nr.3 BNatSchG). Die Verpflichtung, Hunde während der Brutzeit vom 1. April bis 15. Juli (§33 (1) NWaldLG) in Niedersachsen (und in einigen anderen deutschen Bundesländern) anzuleinen, ist ein weiteres Beispiel für zeitliche Beschränkungen der Freizeitnutzung an Gewässern.

Gemäß deutschem Naturschutzrecht (BNatSchG §23 (2)) genügt bereits die (theoretische) Möglichkeit der Zerstörung, Beschädigung, Veränderung des Naturschutzgebiets oder seiner Elemente oder das Potential einer anhaltenden Störung, die durch eine Aktivität verursacht werden könnte, um die entsprechenden menschlichen Aktivitäten zu unterbinden. Dies steht argumentativ im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip im Umweltrecht (z. B. CBD 1992). Allerdings lässt sich mit Rückgriff auf das Vorsorgeprinzip im Grunde alles unterbinden, was plausibel den Schutzzweck zuwiderlaufen könnte, selbst wenn es keine belastbaren Belege gibt. Daher sind in der Praxis wissenschaftliche Belege für die Störwirkung einer Aktivität notwendig, um vollständige Verbote zu begründen. In diesem Zusammenhang ist die „Erheblichkeit“ von Störungseffekten (Stock et al., 1994) sehr relevant, was sich im §44 (1) BNatSchG zeigt, wonach besonders geschützte Arten nicht 'erheblich' gestört werden dürfen. Im nächsten Satz erklärt der §44, dass eine erhebliche Störung vorliegt, wenn der Erhaltungszustand der lokalen Population einer besonders geschützten Art beeinträchtigt ist. Dies bedeutet, dass der Fokus hinsichtlich der Erheblichkeit einer Störung auf der Populationsebene und nicht etwas auf der Ebene eines einzelnen Tieres einer Population liegt. Laut einem gerichtlichen Urteil ist der Erhaltungszustand der lokalen Population nicht beeinträchtigt, wenn vertriebene Individuen, z. B. Wasservögel, alternative Lebensräume finden können und mögliche Brutausfälle durch erhöhten Bruterfolg in den folgenden Brutzeiten kompensiert werden können (OVG Lüneburg, 2016). Auswirkungen der Freizeit auf der individuellen Ebene eines Tieres oder einer Pflanze sollten daher naturschutzfachlich vernachlässigbar sein und die Erheblichkeitsschwelle nicht übertreffen, solange Auswirkungen auf die individuelle Fitness (Reproduktion und Mortalität) nicht zu signifikanten und langanhaltenden Auswirkungen auf die gesamte Population führen (LANA, 2010). Störungen oder gar der Tod einzelner Individuen, verursacht zum Beispiel durch liegengebliebene

Angelschnüre, in denen sich ein Vogel einer besonders geschützten Art verfangen kann, dürften daher grundsätzlich als nicht naturschutzfachlich erheblich betrachtet werden. Dies gilt insbesondere für häufige und weit verbreitete Arten (LANA, 2010). Allerdings wertet LANA (2010) weiter, dass bei allgemein sehr seltenen Arten mit geringen Populationsgrößen bereits eine erhebliche nachteilige Wirkung auftreten kann, wenn die Fruchtbarkeit, der Bruterfolg oder die Überlebenswahrscheinlichkeit einzelner Individuen beeinträchtigt oder gefährdet ist. Es ist abzuleiten, dass mit dieser Perspektive Auswirkungen auf die individuelle Fitness eines einzelnen Tieres gemeint sind, die Auswirkungen auf reine Wachsamkeits- und Fluchtreaktionen übersteigen. Ein Aufschrecken eines einzelnen bedrohten Vogels wäre nach dieser Perspektive unerheblich, ein Tod in einer liegengelassenen Angelschnur hingegen schon.

Allerdings ist fraglich, ob dieser von LANA (2010) vorgeschlagene Ansatz praktikabel und angemessen ist, um drakonische Einschränkungen z. B. des Angelns zu rechtfertigen. Wenn wir erneut das oben genannte Beispiel betrachten, besteht immer die Möglichkeit, dass Angelschnur, die sich in der Vegetation verfängt, die Umwelt verschmutzt und das Risiko birgt, dass eine besonders geschützte Art sich darin verfängt und stirbt. Pühringer (2011) fand z. B. einen toten Uhu (*Bubo bubo*), der in Angelschnur verwickelt war, und eine Rohrdommel (*Botauris stellaris*) mit einem Angelköder und Haken im Schnabel. Die Rohrdommel starb, nachdem versucht wurde, den Haken durch eine Operation zu entfernen. Dies sind tragische Beispiele dafür, wie (Angel-)Müll den Tod seltener und geschützter Arten unbeabsichtigt verursachen kann. Denn insbesondere die Rohrdommel ist eine sehr seltene Art mit einer geringen Population in Deutschland (950-1100 Individuen im Zeitraum 2005-2009) und einem abnehmenden Bestandstrend (Rote Liste - Grüneberg et al., 2015). Die logische Konsequenz dieses eines Totdesfalls einer Rohrdommel und der Überschreibung der auf ein einzelnes Tier ausgerichteten „Erheblichkeitsschwelle“ wäre, das Angeln insgesamt zu verbieten, um die Todeswahrscheinlichkeit in Angelmüll auf nahe Null zu senken, denn die Rohrdommel ist eine Zugvogelart, was bedeutet, dass der Todesfall in der Angelschnur überall entlang ihrer Zugroute an vielen Gewässern in Deutschland geschehen könnte. In der Praxis wäre ein komplettes Angelverbot aber ganz sicher unangemessen, denn die Verwicklung von Wildtieren in Angelschnüre dürfte im Allgemeinen und besonders von hochgradig gefährdeten und seltenen Arten sehr selten auftreten (Ryan, 2018), während die sozialen Konsequenzen sowie der Eingriff in das Fischereirecht enorm wären bei einem vernachlässigbaren Nutzen für den Artenschutz. Eine Rohrdommel könnte auch bei einem Autounfall verletzt und getötet werden. Ist für den Rohdommelschutz dann ein Fahrverbot in ganz Deutschland angemessen? Das Angeln ist überdies mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit keine der Hauptbedrohungen für die Rohrdommel. Es ist sogar möglich, dass die Rohrdommel wie andere fischfressende Vögel von anglerischer Bewirtschaftung profitiert (Found et al., 2008). Aus diesen Gründen wird eingeschätzt, dass die Erheblichkeitsschwelle zur Einschätzung, ab wann Gewässerfreizeit naturschutzfachlich problematisch ist, nicht auf der individuellen Tierebene, sondern auf der lokalen Populationsebene fokussieren sollte. Erst wenn die lokale Population oder die Art als Ganzes signifikant aufgrund der Freizeit beeinträchtigt ist, dürfte von einer erheblichen Störung gesprochen werden. Die reine Präsenz einer bedrohten Art und die theoretische Möglichkeit des Tods oder der Reproduktionsbeeinflussung eines einzelnen Tieres dürften hier nicht ausreichen, um die Erheblichkeitsschwelle zu überschreiten.

Ohne Zweifel gilt: Habitatverlust und -homogenisierung, Verschmutzung, invasive Arten und Klimawandel sind die vier Hauptbedrohungen für die aquatische Biodiversität, nicht die Gewässerfreizeit (Reid et al., 2019). Da der Habitatverlust in nahezu allen Gebieten global die

Hauptbedrohung für die lokale und regionale Biodiversität ist (Caro et al., 2022), fokussiert der Naturschutz immer weniger auf dem Schutz einzelner Arten, sondern betont den Prozessschutz. So umfasst die europäische Flora-Fauna-Habitat Richtlinie 92/43/EWG, auch als "FFH-Richtlinie" bekannt, nicht nur Artenlisten, sondern auch eine Liste der zu schützenden Lebensräume in den wesentlichen Anhängen: Anhang I umfasst natürliche Lebensraumtypen, deren Erhaltung die Ausweisung von Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung erfordert, Anhang II umfasst Arten, deren Erhaltung die Ausweisung von Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung erfordert, Anhang III umfasst streng zu schützende Arten, Anhang IV umfasst Arten, deren Entnahme in freier Wildbahn und Nutzung spezifischen Bestimmungen unterliegen. Diese Liste der Anhänge zeigt, dass der Fokus des Naturschutzes auf dem Schutz von Lebensräumen liegt, indem z. B. Schutzgebiete für bestimmte Lebensraumtypen und Arten eingerichtet werden, wobei die Arten in diesem Regelwerk eher als Indikatoren für bestimmte Habitat gelten. Die FFH-Richtlinie präzisiert, dass alle Arten und Lebensräume dieser genannten Anhänge einen günstigen Erhaltungszustand haben sollten, der in Artikel 1 für Lebensräume definiert ist als:

„Erhaltungszustand eines natürlichen Lebensraums: die Gesamtheit der Einwirkungen, die den betreffenden Lebensraum und die darin vorkommenden charakteristischen Arten beeinflussen und die sich langfristig auf seine natürliche Verbreitung, seine Struktur und seine Funktionen sowie das Überleben seiner charakteristischen Arten in dem in Artikel 2 genannten Gebiet auswirken können.“

Der "Erhaltungszustand" eines natürlichen Lebensraums wird als "günstig" erachtet, wenn

- *sein natürliches Verbreitungsgebiet sowie die Flächen, die er in diesem Gebiet einnimmt, beständig sind oder sich ausdehnen und*
- *die für seinen langfristigen Fortbestand notwendige Struktur und spezifischen Funktionen bestehen und in absehbarer Zukunft wahrscheinlich weiterbestehen werden und*
- *der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten im Sinne des Buchstabens i) günstig ist.“*
-

und für Arten als:

„Erhaltungszustand einer Art“: die Gesamtheit der Einflüsse, die sich langfristig auf die Verbreitung und die Größe der Populationen der betreffenden Arten in dem in Artikel 2 bezeichneten Gebiet auswirken können.“

Der Erhaltungszustand wird als "günstig" betrachtet, wenn

- *aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, daß diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird, und*
- *das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und*
- *ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern.“.*

Diese Definitionen zeigen, dass auf europäischer Ebene zwar der Artenschutz nach wie vor wichtig ist, aber dass der Fokus auf dem Schutz und der Bereitstellung geeigneter Lebensräume für diese Arten liegt. Die Definition klärt auch, dass im Rahmen der FFH-Richtlinie der Populationsschutz im Hinblick auf die Arten von Bedeutung ist, während

Auswirkungen auf individueller Ebene in der Definition des Erhaltungszustands ignoriert werden. Im Unterschied dazu findet sich im deutschen Naturschutzrecht nach wie vor ein starker Fokus auf dem „besonderen Artenschutz“, d. h. auf der Schutzbedürftigkeit einzelner Arten. Ein artzentrierter Naturschutz hat immer das Potenzial von unbeabsichtigten Folgen für nicht geschützte Arten. Wenn z. B. die lokale Population fischfressender Kormorane isoliert gefördert wird, geht das zu Lasten von prädationssensitiven Fischen wie Äschen. Aus diesem Grunde ist der Prozessschutz, der auf den Schutz natürlicher ökologischer Abläufe ausgerichtet, naturschutzfachlich sinnvoller als der besondere Artenschutz einzelner Arten.

Letztendlich wird es naturschutzfachlich immer eine Einzelfallentscheidung bleiben, ob eine Auswirkung durch den erholungssuchenden Menschen als erheblich betrachtet wird oder nicht (Thyssen, 2010) und ob über angemessenen Maßnahmen versucht werden soll, den Störeffekt zu mildern. Die Einschätzung hängt davon ab, welche Art und welcher Schutzzwecke betroffen ist (§44 (1) BNatSchG) sowie vom Schutzstatus. Ein Schutzstatus einer bedrohten Art kann aber nur lokal eingeschätzt werden, da sich die Gewässerbedingungen zu stark von Region zu Region unterscheiden. Bei der Einschätzung ist auch von Bedeutung, ob ein Naturschutzgebiet betroffen ist und um welche Art von Schutzgebiet es sich handelt, denn gemäß §23 BNatSchG können Naturschutzgebiete für die Öffentlichkeit zugänglich sein und bleiben, wenn es der Schutzzweck des jeweiligen Naturschutzgebietes zulässt, und Handlungen, die langfristige Störungen verursachen, unterbleiben. Während klare Definitionen der Schutzziele für die FFH-Richtlinie existieren, gibt es keine klaren Definitionen zu Zielen, die allgemeingültig für jedes Naturschutzgebiet gelten und die bestimmen, welche potenziellen Störungen als erheblich betrachtet werden. Daher müssen Einzelfallentscheidungen von den Naturschutzbehörden getroffen werden, idealerweise auf der Grundlage guter lokaler Studien und Datenlagen, d. h. evidenzbasiert. Hier finden wir in der behördlichen Praxis aber erhebliche Unterschiede im Umgang mit gleichen Schutzzwecken. In einigen Fällen werden Störungen durch die Freizeit nur dann als relevant definiert, wenn die Populationsebene betroffen ist (z.B. BVerwG 9 A 14.07, Urteil vom 09.07.2008; OVG Lüneburg 4 LC 156/14, Urteil vom 1.12.2015), in anderen Fällen wird bereits die theoretische Möglichkeit von Störungen als erheblich angesehen, mit Verweis auf das bereits angesprochene Vorsorgeprinzips (z.B. VGH Kassel 4 C 328/16.N, Urteil vom 09.03.2017; OVG Niedersachsen 4 KN 343/15, Urteil vom 19.04.2018). Für die Freizeitnutzenden haben die Entscheidungen häufig fast schon mutwilligen Charakter und sind nicht immer nachvollziehbar, bei zum Teil dramatischen Konsequenzen für die Freizeitqualität und die Zugänglichkeit.

Wir haben folgenden Standpunkt: Jede Form von Einschränkung des Angelns mit Verweis auf das naturschutzfachliche Störopotenzial sollte evidenzbasiert auf der Grundlage belastbarer wissenschaftlicher Erkenntnisse und im Einzelfall erfolgen, es sei denn, es gibt wissenschaftliche Evidenz für pauschale Störwirkungen. Die Erheblichkeitsschwelle sollte auf der Ebene der Population, Art oder Gemeinschaft ansetzen und kann erhebliche Beeinträchtigungen von Schlüsselhabitaten als Grundlage funktionierender Ökosysteme umfassen. Erst nach Vorliegen entsprechender Evidenz sollten geeignete Maßnahmen identifiziert und umgesetzt werden, um die Artenvielfalt oder die Ökosysteme zu schützen und gleichzeitig potenziell hohe Kosten für das menschliche Wohlergehen zu vermeiden. Isolierte Beschränkungen einzelner Freizeitaktivitäten, wie das Angeln, bedürfen überdies einer belastbaren Evidenzgrundlage, dass diese Freizeitform überproportional schädigenden Effekt hat. Vorliegende Studie liefert Antworten auf diese zentralen Fragen.

1. Synthese zu den ökologischen Auswirkungen verschiedener Freizeitaktivitäten auf Süßwasserökosysteme (Meta-Analyse)

1.1. Einleitung

Aus naturschutzfachlicher Sicht wird gerne eingewendet, dass von der Gewässernutzung von Gewässern, speziell auch von der Angelnutzung und -bewirtschaftung über Aktivitäten wie Zugangsschaffung zu Ufern, Freihalten von Wanderwegen, Fischbesatz, Uferpflege sowie mit der Präsenz am Wasser einhergehende Störung von Uferlebensräumen und Brutplätzen negative Effekte auf die gewässergebundene Biodiversität ausgehen (Venohr et al., 2018). Die meisten Gewässer in Deutschland werden durch Anglervereine bewirtschaftet, so dass Gewässerbewirtschafter wie Angelvereine über die negativen Effekte hinaus auch positiv auf die Biodiversität einwirken können, z. B. durch die Ansiedelung bedrohter Arten oder über die Schaffung von Schutz- und Ruhezonen an Seen (Matern et al., 2019; Nikolaus et al., 2022). Ökologische Wirkungen der anglerischen Befischung und Hege haben vorwiegend Einflüsse auf die Biomasse, Größe, Altersstruktur und teilweise auch die Artenzusammensetzung von Fischen. Diese können Folgeeffekte auf andere Taxa haben, zum Beispiel auf Wasserpflanzen (Bajer et al., 2016), Amphibien (Hecnar & M'Closkey, 1996; Miró et al., 2018) und Invertebraten (Knorp & Dorn, 2016). Außerdem können Gewässernutzende wie Angler, Spaziergänger oder Bootsfahrer Uferhabitante z. B. durch das Anlegen von Angelstellen beeinträchtigen (O'Toole et al., 2009) und so Litoralpflanzen (O'Toole et al., 2009) oder Libellen beeinflussen (Meyer et al., 2021; Wolter & Arlinghaus, 2003). Die Anlockung von Fischen durch Futtermittel durch Angler (Niesar et al., 2004) oder aber Nährstoffgaben über die Haut oder Exkreme durch Badende oder Ufernutzer können unter bestimmten Bedingungen auch zur Eutrophierung der Gewässer beitragen und so Wasserpflanzen und das Auftreten von Algenblüten beeinflussen (Venohr et al., 2018). Die Präsenz von Anglern und anderen Freizeitnutzenden an Ufern und auch das Bootsangeln auf dem Gewässer kann schließlich zur Störung von Vögeln und anderen Wildtieren führen (Bezzel & Reichholf, 1974; Gutzwiller, 1995; Lozano & Malo, 2013). Verlorene und zurückgelassene Angelgeräte können in diesem Zusammenhang verletzende oder sogar letale Auswirkungen auf Wildtiere haben (Franson et al., 2003; Heath et al., 2017), wie beispielsweise nach dem Verschlucken von Bleischroten (Franson et al., 2003; Scheuhammer & Norris, 1996). Je nach Perspektive können Gewässernutzer allgemein und Angler im speziellen in der Summe sowohl als wesentliche, essentielle Hüter und Pfleger der Gewässer und der darin beheimaten Arten angesehen werden, oder aber als potentielle Gefahrenquelle für aquatische Organismen und die aquatische Artenvielfalt. Dementsprechend sind naturschutzfachliche Konflikte zur Gewässerfreizeit an der Tagesordnung, die über ein gut begründetes Managementkonzept auf der Grundlage belastbarer Evidenz zu regeln sind.

Auch andere Freizeitaktivitäten als das Angeln am Ufer können sich z. B. über Trittschäden auf Pflanzendeckung, -höhe, -artzusammensetzung und –diversität auswirken (Bonanno, Leopold, & St Hilaire, 1998; Manning, 1979; Seer, Irmler, & Schrautzer, 2015). Uferpflege- und -entwicklungsmaßnahmen, z. B. das Anlegen von Stränden sowie Wasserzugänge können die Habitatvielfalt und -qualität mindern und so die Abundanz und Vielfalt an Makroinvertebraten einschränken (Brauns, Xavier-François Garcia, et al., 2007; Spyra & Strzelec, 2019). Wasserbasierte Freizeitaktivitäten haben unter bestimmten Bedingungen auch negative Effekte auf Wasservögel und andere Wildtiere, die durch Flucht- und Vermeidungsverhalten

auf die Anwesenheit von Menschen reagieren (Dear et al., 2015). Ähnliche Effekte sind in Reaktion auf Spaziergänger mit Hunden (Lee et al., 2017; Randler, 2006) oder Bootsfahrer (McFadden et al., 2017) beschrieben. Nicht zuletzt können Freizeitaktivitäten zur Verbreitung und Verschleppung von invasiven Arten oder Parasiten/Krankheiten durch Boote (Ros et al., 2013), Freizeitausrüstungen (Bacela-Spychalska et al., 2013) oder legale und illegale Freisetzungen und Besatzmaßnahmen beitragen (Zhao et al., 2016). Ob und inwieweit sich das in der Regel passiv am Ufer ausgeübte Angeln isoliert von anderen Freizeitnutzungsformen auf die Biodiversität von Baggerseen auswirkt, ist nur in Ansätzen verstanden. Ziel dieser Studie war es, den Stand des Wissens zu den ökologischen Einflüssen des Angelns und anderer wasserbasierte Freizeitaktivitäten zusammenzufassen und vergleichend darzustellen. Zum Einsatz kam die Methode der Meta-Analyse. Die wesentlichen Ergebnisse sind in Schafft et al. (2021) publiziert und wurden bereits in Arlinghaus et al. (2023) und Schafft et al. (2024) auf Deutsch zusammengefasst.

1.2. Methoden

Bei der Meta-Analyse handelt es sich um ein strukturiertes, standardisiertes Verfahren der Literaturzusammenstellung mit Blick auf den Untersuchungsgegenstand. Im Gegensatz zum narrativen Literaturüberblick wird in der Meta-Analyse jede Publikation zum Untersuchungsgegenstand „Störungsökologie durch Gewässerfreizeit“ zum eigenen Datensatz und man versucht, die Effektstärken – das sind statistische Maßzahlen, wie stark sich die Gewässerfreizeit inklusive Angeln auf die Biodiversität und die Ökosysteme im Vergleich zu nichtbeeinflussten Kontrollgewässer oder -strecken auswirken – über alle publizierten Studien zusammenfassen. Durch das Vorgehen wird geprüft, ob im Durchschnitt über die publizierte Literatur ein Beleg für eine Störwirkung des Angelns (bzw. anderer Gewässerfreizeitaktivitäten) auf individuelle Organismen, Populationen, Gemeinschaften oder Ökosystemen/Habitate (im Folgenden als Ebenen der biologischen Organisation bezeichnet) nachweisbar ist. Meta-Analysen sind der „Goldstandard“, wenn es darum geht, den Stand der Wissenschaft zu einem Themengebiet über die gesamte Literatur abzubilden. Die wissenschaftlichen Ansprüche an eine Meta-Analyse sind daher besonders hoch, dafür verspricht das Ergebnis auch eine besonders belastbare Aussage darüber, wie die relative Störwirkung des Angelns gegenüber anderen Freizeitaktivitäten auf die Biodiversität an und in Gewässern ist. Die Details der hier zum Einsatz gekommenen Verfahren sind in Schafft et al. (2021) zusammengefasst und sollen hier nur noch kurz zusammengefasst werden.

Insgesamt wurde aus dem Fundus der 13.000 mit standardisierten Suchtermini gefundenen und anschließend gesichteten Artikel nach einem umfangreichen, arbeitsreichen Selektionsprozess 236 Studien identifiziert, die den Suchkriterien entsprachen. Aufgrund von fehlenden Daten und unvollständiger Berichterstattung statistischer Werte (wie bspw. Mittelwerte, Stichprobengröße, Standardabweichung/Standardfehler) konnte nicht für jede dieser Studien Effektstärken für Mittelwertvergleiche (z.B. Biodiversität in Gewässern/Gewässerabschnitten mit Freizeitnutzung im Vergleich zu Kontrollgewässern/Kontrollstrecken ohne diese Nutzung) berechnet werden. Teilweise konnte mittels Ausweichen auf andere Effektstärken (z.B. Berechnung von Effektstärken aus Korrelationen zwischen Nutzungsdichte und Biodiversitätseffekten statt Mittelwertvergleichen) und unter Nutzung weiterer Studiendesigns (Vergleiche zwischen geringer und hoher Intensität einer Freizeitaktivität, statt lediglich Vergleich der Gewässernutzung mit Nullnutzungskontrollgewässern/-strecken) die Zahl an Studien mit

Effektstärken erhöht werden. Insgesamt konnten für 95 Studien Effektstärken berechnet werden. Diese Zahl an Studien mit Effektstärken ist vergleichbar mit anderen ökologischen Meta-Analysen und kann als ausreichend für eine valide Aussage eingeschätzt werden (z. B. Eyck *et al.* (2019) mit 111 Studien (Pool unbekannt), Catalán *et al.* (2019) mit 89 Studien aus einem Pool von 21.714 Artikeln, Algera *et al.* (2020) mit 87 Studien aus einem Pool von 3.121 Artikeln, De Beenhouwer *et al.* (2013) mit 74 Studien (Pool unbekannt), Sagerman *et al.* (2020) mit 25 Studien aus einem Pool von 2.499 Studien und Stewart *et al.* (2007) mit 15 Studien aus einem Pool von 2.845 Artikeln). Insgesamt umfasste der Datensatz schlussendlich 701 Effektstärken, was als sehr hoch einzuschätzen ist und belastbare Analysen zulässt. 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/anderweitigen Störvariablen. Studien ohne ausgewiesene Kontrollen (Gewässer/strecken ohne Gewässernutzung) und Studien, die Effekte innerhalb eines Gewässers (Vergleich von Gewässerteilbereichen, statt Vergleich ganzer Gewässer) untersuchen, wurden als von geringer Qualität bewertet und entsprechend gewichtet, aber nicht komplett ausgeschlossen, da auch solche Studien zu einem Gesamtbild beitragen können. Zu bevorzugen sind Studien von hoher Studiengüte (z. B. Experimente mit replizierten, randomisierten Gewässern mit und ohne Freizeitnutzung im zeitlichen Verlauf und im Abgleich zu Kontrollgewässern ohne Freizeit), aber es zeigte sich, dass in keinem Fall ein sehr hohes Gütemaß erreicht wurde, da es kaum experimentelle Störversuche an Gewässern gibt. Die von uns analysierten Studien waren stattdessen ganz überwiegend von geringer oder mittlerer Studiengüte und umfassten observationale Daten. Solche Studiendesign vergleichen Gewässerstrecken mit und ohne Freizeitnutzung, ohne aber die Freizeitnutzung experimentell zu variieren, d. h. man bedient sich natürlichen Gradienten an Freizeitnutzung.

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

- Ufnutzung ohne Angeln: kaum direkte Interaktion mit dem pelagischen Gewässerteil (Spazieren (mit und ohne Hund), Fahrradfahren, Reiten, Picknicken, Camping, Jagen, Tierbeobachtung),
- Uferangeln: direkte Interaktion mit dem Gewässer, Aktivität selbst findet jedoch am Ufer statt und hat geringe Ausstrahlung aufs Pelagial,
- Schwimmen: direkte Interaktion mit Gewässer, meist in Ufernähe, aber auch mit Ausflügen ins Pelagial, Ufnutzung oft mit inbegriffen (schwimmen, schnorcheln, tauchen),
- Bootfahren: direkte und meist ausschließliche Interaktion mit pelagischen Gewässerteil und regelmäßiger Störung auch des Litorals (Motorbootfahren, Bootsangeln, Yachten, Jet Ski, Wasserski/Wake Board, Segeln, Rudern, Paddeln/Kanufahren, Kitesurfen, Windsurfen, Stand Up Paddling, Modelbootfahren).

Es wurde davon ausgegangen, dass Aktivitäten mit ansteigendem Gewässerinteraktionsgrad (von Ufnutzung 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 (Vögel, Amphibien usw.) unterschieden:

1. Individuelle Ebene: Wirkungen auf Physiologie oder Verhalten von einzelnen Organismen/Tieren, wie bspw. Beunruhigung von einzelnen Vögeln durch Kanu fahren und

- Uferspazieren (Fernández-Juricic et al., 2007) bis zu Fluchtverhalten durch Bootfahren (Knight & Knight, 1984), Vergiftungen durch Blei mit erhöhten Bleikonzentrationen im Blut von Schwänen an beangelten Baggerseen (Sears, 1988) oder UV-Schutzcremes mit erhöhter Mortalität und Gewichtsveränderungen von Weichtieren (Schmitt et al., 2008), Verletzungen von Schildkröten durch Boote (Bulte et al., 2010) oder Angelhaken (Nemoz et al., 2004) auch Verletzungen von individuellen Pflanzen durch Bootsmotoren (Asplund et al., 1997).
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 (Völkl, 2010) oder Anzahl von Nestern nach Erlass eines Angelverbots (Erlinger, 1981).
 3. Biozönose/Artgemeinschaftsebene: Wirkungen auf Artgemeinschaften, wie bspw. verringerte Artenvielfalt (Reichholf, 1988) bzw. andere Biodiversitätsmaße oder Veränderung von Artgemeinschaften durch Fehlen oder Hinzukommen von Arten von Makroinvertebraten in anglerisch bewirtschafteten Teichen (Wood et al., 2001) - auch invasive Arten, z.B. Verbreitung von Zooplankton durch Angelausrüstung (Jacobs & MacIsaac, 2007).
 4. Ökosystemebene: Auswirkungen auf Ökosystemkompartimente und Habitatveränderungen, bspw. Veränderungen der Wasserchemie/-qualität (King & Mace, 1974; Poiger et al., 2004), Wassertrübungen (Ailstock et al., 2002), Verunreinigung von Sedimenten (Ostendorp et al., 2009), Vermüllung im Wasser und an Ufern (Forbes, 1986; O'Toole et al., 2009), Bodenverdichtungen durch Tritteffekte (Andrés-Abellán et al., 2005; O'Toole et al., 2009), Verminderung der Vegetationshöhe/-Biomasse oder Deckungsgrad der Vegetation am Ufer (O'Toole et al. 2009) und unter Wasser (Asplund et al., 1997).

Die verschiedenen Ebenen der biologischen Organisation entsprechen einem ansteigenden Grad der ökologischen Wirkungsebene, von der Störung einzelner Tiere bis hin zu ökosystemaren Wirkungen. Es wird davon ausgegangen, dass insbesondere die populations- bis zu ökosystemaren Wirkungen naturschutzfachlich relevant sind, allerdings gilt für stark bedrohte Tiere auch, dass die Fitness einzelner Tiere durch Angeln bzw. Freizeit nicht beeinträchtigt werden sollten (§44, Abs. 1, Satz 2, BNagSchG, LANA, 2010). Es wurde die Hypothesen geprüft, dass das Angeln vor allem auf die unteren ökologischen Ebenen (einzelner Tiere) wirkt (H1), dass sich die Effekte auf höheren Ebenen abschwächen (H2) und dass die ökologischen Einflüsse mit dem Grad der Gewässerinteraktion von der Ufernutzung bis zur Bootsnutzung ansteigen (H3).

1.3. Ergebnisse

Von den 95 in die Meta-Analyse einfließenden Studien untersuchten 31 (33 %) die Auswirkungen von Ufernutzungen, 23 (24 %) die des Uferangelns, 8 (8 %) die Auswirkungen des Schwimmens und 36 Studien (38 %) die Auswirkungen von Bootsnutzungen (hier wurde nicht zwischen angelnd oder nichtangelnd unterschieden). In Abbildung 4(A) ist zu sehen, dass sich zwischen 1981 und 1990 überproportional viele Studien mit den Auswirkungen des Angelns befasst haben. Hingegen standen von 1991 bis 2000 nichtangelnde Ufernutzungen im Fokus. Bootsnutzungen wurden in fast jedem der durch die Meta-Analyse erfasste Jahrzehnte am häufigsten untersucht. Auswirkungen des Schwimmens wurden hingegen kaum isoliert untersucht. Die Anzahl der Studien, die sich mit den ökologischen Auswirkungen des Schwimmens befassen, nahmen in unserer Metaanalyse in den letzten Jahrzehnten zu.

Die Literatur hat sich bisher hauptsächlich mit den Effekten der Gewässerfreizeit auf die Individuenebene (z.B. Störeffekt auf einzelne Brutvögel) beschäftigt (Abbildung 4(B)). Untersuchungen zu den Effekten der Gewässerfreizeit auf Populationsebene (z.B. Abundanz

einzelner Arten) wurden vorwiegend zwischen 1981-90 und 2001-10 durchgeführt. Seit 1991 nehmen auch Studien zu Effekten auf Biozönosen/Artgemeinschaften und Ökosysteme zu.

Der Fokus der Studien der Meta-Analyse lag vorwiegend auf Auswirkungen auf Vögel (Abbildung 4 (C)). Auswirkungen auf andere Taxa oder Umweltkompartimente (bspw. Böden und Sedimente (zusammengefasst unter Sonstiges)) nehmen in den letzten Jahrzehnten zu. Dementsprechend werden Auswirkungen auf Vögel in den Studien seit 2011 nicht mehr überproportional häufig thematisiert.

Es überwiegen Studien mit geringer Studienvalidität (Abbildung 4 (D)). Es konnte keine einzige Studie mit hoher Validität identifiziert werden. Ab 1981 tauchen Studien mit mittlerer Validität auf, deren Anzahl mit der Zeit zunimmt. Insgesamt finden sich aber kaum sehr gute, belastbare und replizierte Studien mit Randomisierung und unbeeinflussten Kontrollen im Wissensbestand. Ganz überwiegend haben wir es mit beobachtenden (observationalen) Studien zu tun, die an einem Gewässerabschnitt Gebiete mit und ohne Freizeitnutzung verglichen, ohne die Freizeitnutzung experimentell bestimmten Abschnitten zuzuordnen. Ein Grund für das Fehlen von besonders belastbaren experimentellen Feldstudien ist die praktische Umsetzbarkeit, da es äußerst schwer ist, mit Menschengruppen Experimente an Gewässern zu durchzuführen. Insofern müssen wir bei der Bewertung der Gewässereffekte auch Studien von geringer Methodengüte einfließen lassen, gewichten diese Studien jedoch geringer.

Das vorherrschende Studiendesign bei den analysierten 95 Studien sind Control-Impact-Studien (Studien, in denen Kontrolle und Einfluss räumlich entlang des Gewässers getrennt sind) gefolgt von Before-After-Studien (Vorher-Nachher-Studien). Gradienten-Studien (Korrelationsstudien) und BACI-Studien (Before-After-Control-Impact = Studien mit sowohl räumlicher als auch zeitlicher Kontrolle) kommen hingegen kaum vor (Abbildung 4 (E)).

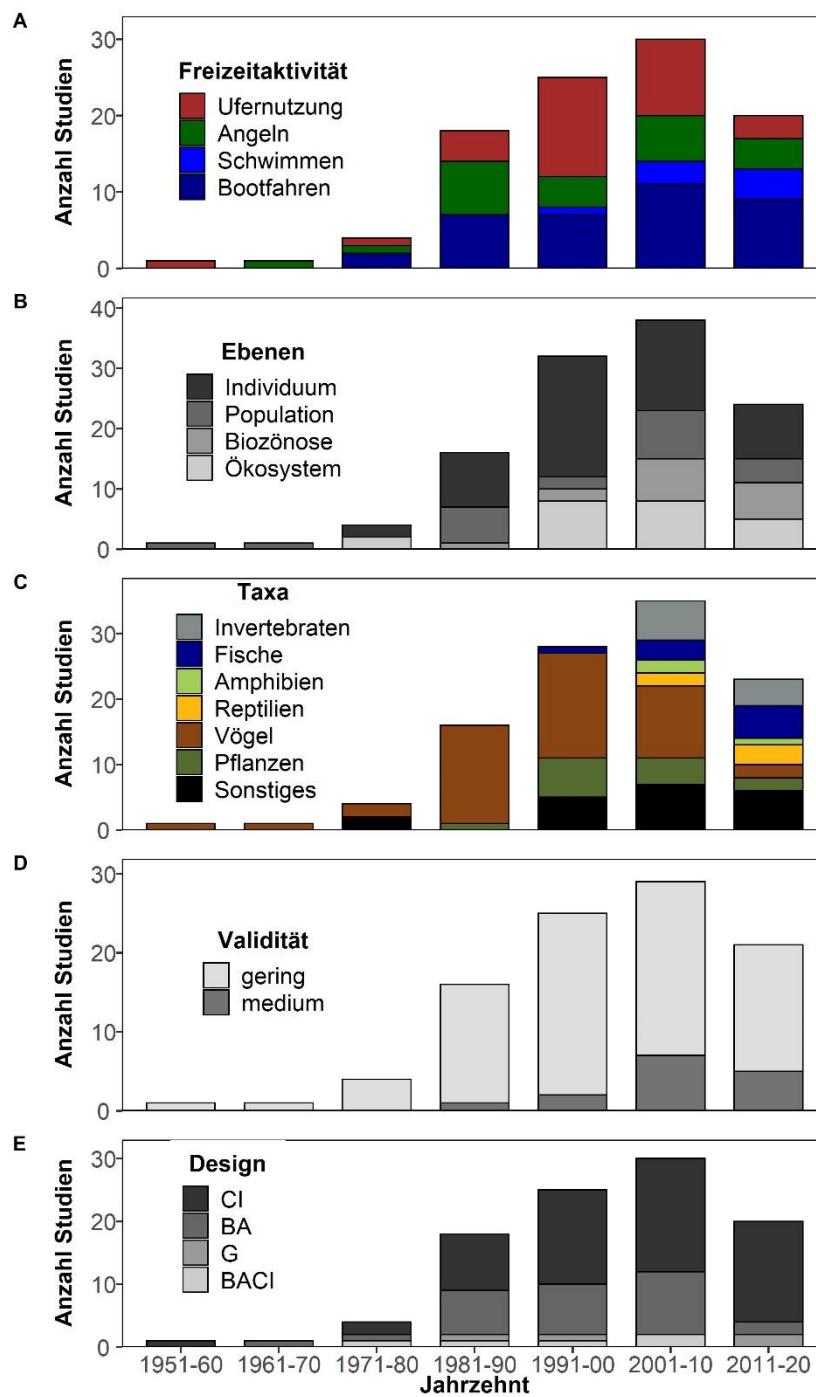


Abbildung 4: Anzahl an Studien der Metaanalyse pro Jahrzehnt und Freizeitaktivität (A), Ebenen biologischer Organisation (B), Taxa (C), Validität der Studie (D) und Studiendesign (E mit CI = Control-Impact (Kontrolle-Einfluss), BA = Before-After (Vorher-Nachher), G = Gradienten, BACI = Before-After-Control-Impact (Vorher-Nachher-Kontrolle-Einfluss). Berücksichtigt sind hier nur Studien, die eine Berechnung von Effektstärken zulassen (N = 95 Studien).

1.3.1. Effektstärken der ökologischen Einflüsse von Gewässerfreizeit

Die Gesamteffektstärke für die Auswirkungen von Gewässerfreizeit auf die ökologischen Systeme (unabhängig von der biologischen Organisationsebene) über alle 95 Studien und mehr als 700 Effektgrößen betrug -0.62 bei einem Konfidenzintervall von [-0.83;-0.41] (angegeben sind Mittelwert und 95%-Konfidenzintervall). Es gibt demnach über die gesamte publizierte Literatur berechnet einen signifikanten negativen Effekt der Gewässerfreizeit auf die ökologischen Systeme in und an den Gewässern. Aufgeteilt nach Freizeitaktivitäten zeigte sich, dass die Effekte von Bootsnutzungen mit -0.80 [-1; -0.59] am stärksten negativ ausfallen (Abbildung 5). Darauf folgen Ufernutzungen mit -0.66 [-1.26; 0.07] und das Angeln mit einer mittleren Effektgröße von -0.59 [-1.08; -0.10]. Die negative Effektstärke für die Auswirkungen des Schwimmens ist am wenigsten stark und auch nicht signifikant. Die Effektstärken der verschiedenen Freizeitaktivitäten unterscheiden sich nur im Trend, aber nicht statistisch, wie an den überlappenden Konfidenzintervallen von oben nach unten in Abbildung 5 sichtbar wird.

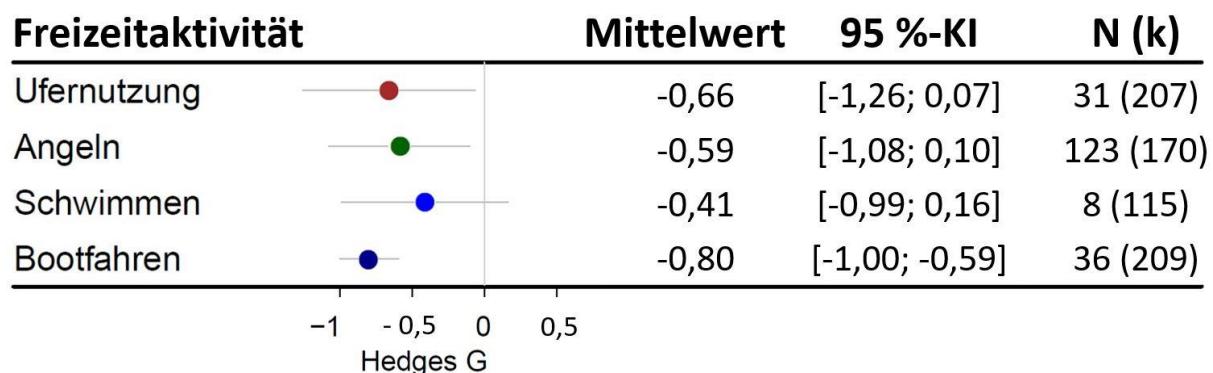


Abbildung 5: Mittlere Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

1.3.2. Gewichtung ökologischer Effekte der Freizeit nach Studiengüte

In Abbildung 5 wurden die Effektstärken wie vorab in der Methodik erklärt nach Studiengüte gewichtet. In Meta-Analysen wird neben der Studiengüte üblicherweise die umgekehrte Varianz der Stichproben in den Studien zur Gewichtung von Effektstärken verwendet. In Abbildung 6 ist der Vergleich der Gewichtung nach umgekehrter Varianz und nach Studiengüte dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass durch die Gewichtung nach Studiengüte die mittleren Gesamteffektstärken der Freizeitaktivitäten tendenziell geringer ausfallen mit Ausnahme des Bootfahrens. Daraus lässt sich erschließen, dass Studien mit geringer Güte tendenziell negativere ökologische Effektstärken aufweisen: Schlechte Studien bewerten die ökologischen Wirkungen der Gewässerfreizeit also negativer. Hier haben wir es entweder mit Publikationsverzerrung (s. unten) oder schlicht mit Zufallseffekten zu tun. Gute Studien sind daher unbedingt höher zu wichten. In den folgenden Analysen wird daher die Gewichtung nach Studienqualität beibehalten.

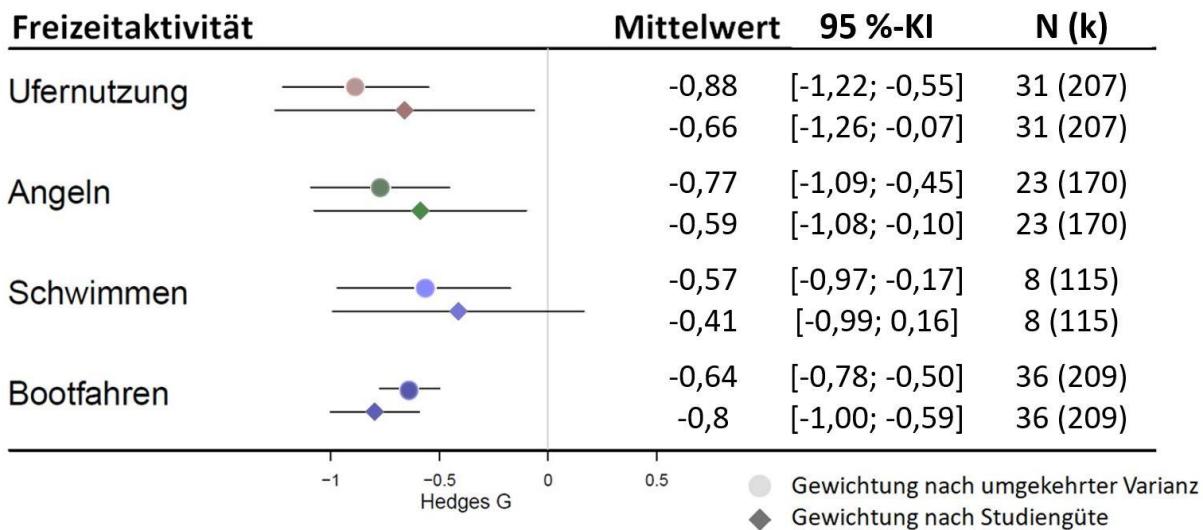


Abbildung 6: Vergleich mittlerer Effektstärken ökologischer Auswirkungen von Ufernutzung, Angeln, Schwimmen und Bootfahren mit Gewichtung nach umgekehrter Varianz und Gewichtung nach Studiengüte mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der zugrundeliegenden Effektstärken (k). Effekte gelten als signifikant, wenn das Konfidenzintervall (horizontale Linie) die Nulllinie (vertikale Linie) nicht schneidet.

1.3.3. Ökologische Einflüsse nach Intensität der Freizeitaktivitäten

In Abbildung 5 und Abbildung 6 wurden alle Studien unabhängig von der Art der Kontrolle für die Wirkung der Gewässerfreizeitform berücksichtigt. Um die Effekte der Präsenz im Vergleich zum Fehlen einer Freizeitaktivität untersuchen zu können, dürfen nur Studien mit „echten“ Kontrollen, d. h. Nullnutzungen berücksichtigt werden. Studien, in denen lediglich geringe Freizeitnutzungsintensitäten im Vergleich zu höheren Intensitäten verglichen wurden, können nur Auskunft darüber geben, ob die Intensität einer Freizeitnutzung (z.B. gering im Vergleich zu hoch) ökologische Auswirkungen hat. In Abbildung 7 werden daher Gesamteffektstärken der vier Freizeitkategorien von Studien mit Mittelwertvergleichen mit echten Kontrollen (Nullnutzung) verglichen mit Gesamteffekten von Studien, in denen die „Kontrolle“ lediglich eine geringere Intensität der Freizeitaktivität darstellt. Wenn nur Studien mit Mittelwertvergleichen mit echter Kontrolle berücksichtigt werden, bleiben lediglich die Effekte des Bootfahrens signifikant (Abbildung 7). Gesamteffektstärken aus Studien mit Mittelwertvergleichen von Gewässern/Abschnitten mit lediglich geringer Nutzungsintensität gegenüber Abschnitten mit einer hohen Intensität der Freizeitaktivität sind im Vergleich zu Studien mit echter Kontrolle bei Ufernutzung, Angeln und Bootfahren etwas stärker und sind zudem durchgängig signifikant. Oder anders ausgedrückt am Beispiel des Angelns: Negative ökologische Wirkungen des Angelns findet man im Durchschnitt nicht, wenn man Studien mit echten Kontrollen (Nullnutzung) benutzt. Man findet signifikant negative Wirkungen aber im Durchschnitt, wenn man als Grundlage nur Studien heranzieht, die eine geringe Nutzungsintensität als Vergleichskategorie zur Bewertung der Freizeiteffekte aufweisen. Das bedeutet: Während die Effekte der Präsenz oder des Fehlens von Ufernutzung und Angeln auf die Ökologie über alle Studien sehr variabel ausfallen (und dann die mittlere Effektgröße nicht signifikant wird), hat die Intensität der Freizeitaktivitäten systematisch negative Wirkungen auf die Biodiversität. Bootfahren hingegen ruft unabhängig von der Intensität der freizeitlichen Nutzung im Mittel negative ökologische Effekte hervor. In den folgenden

Analysen werden zur Erhöhung der Stichprobengrößen alle 95 Studien unabhängig vom Vergleichsgegenstand und Studiendesign berücksichtigt.

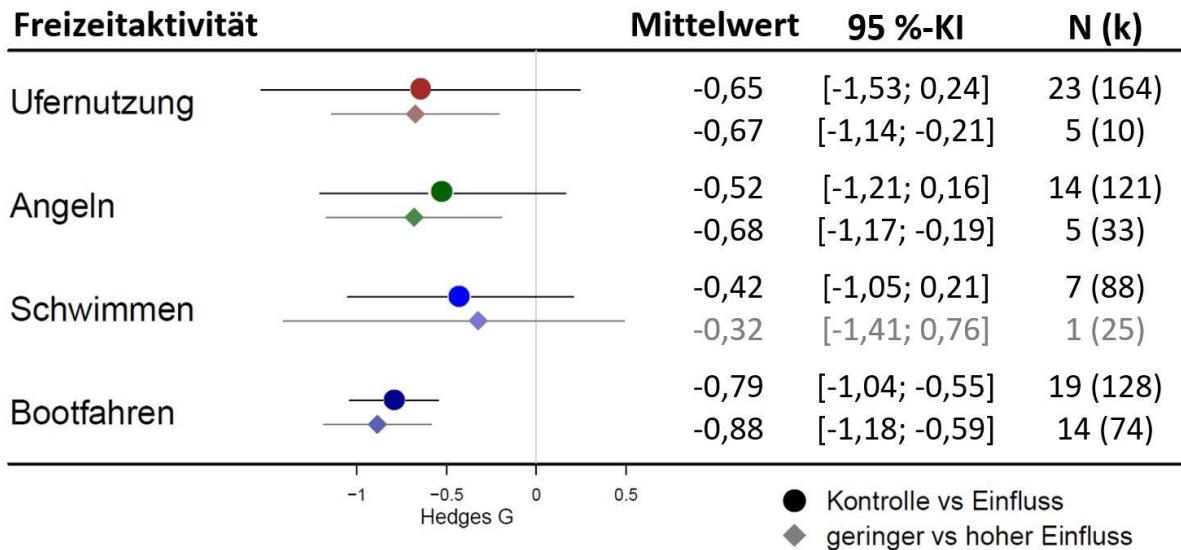


Abbildung 7: Vergleich der mittleren Effektstärken zwischen Studien mit echter Kontrolle (Nullnutzung vs. Freizeitaktivität) und Studien mit unterschiedlichen Nutzungsintensitäten (geringer vs. höhere Intensität der Freizeitnutzung, ohne Nullnutzung als Kontrolle) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Freizeitaktivität (Ufernutzung, Angeln, Schwimmen, Bootfahren). 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

1.3.4. Einfluss der Gewässerfreizeit 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, nehmen die mittleren Effektstärken der ökologischen Auswirkungen des Bootfahrens von der Ebene des Individuums bis zum Ökosystem nichtsignifikant zu und sind isoliert auf Ebene des Ökosystems nicht signifikant (Abbildung 8). Bei den nichtangelnden Ufernutzungen fallen die stärksten negativen Effekte auf höheren Ebenen der biologischen Organisation - Population, Biozönose und Ökosystem - auf (Abbildung 8). Die Effekte von Ufernutzungen auf die Ebene des Individuums sind hingegen nicht signifikant. Die ökologischen Auswirkungen des Angelns sind nur auf Ebene der Population signifikant und auf den Ebenen Individuum, Biozönose und Ökosystem zwar im Mittel negativ, aber nicht signifikant. Besonders unwahrscheinlich sind ökosystemare Wirkungen des Angelns, wohingegen negative Effekte des Angelns auf individuelle Tiere plausibel sind, auch wenn die Statistik knapp nichtsignifikant ist. Ökologische Auswirkungen des Schwimmens sind auf Ebene der Population und auf Ebene der Biozönose signifikant. Letzteres basiert jedoch auf Berechnungen aus nur einer Studie und ist damit nicht genügend durch Daten gestützt. Für alle vier Freizeitaktivitäten gilt, dass die Anzahl an Studien mit Effektstärken auf höheren Ebenen der biologischen Organisation abnimmt. Wir stellen fest, dass wir mehrere Forschungshypothesen ablehnen, erstens die, die besagt, dass ökologisch Wirkungen mit der Interaktionsstärke der Freizeit mit dem Wasser zunehmen (nicht der Fall) und zweitens die, die besagt, dass die ökologischen Wirkungen vom Individuum zum Ökosystem systematisch abgemildert sind (nicht der Fall). Es kommt also

stark auf den Kontext und das Detail der Freizeitnutzung, des Gewässers und der Betrachtungsebene an.

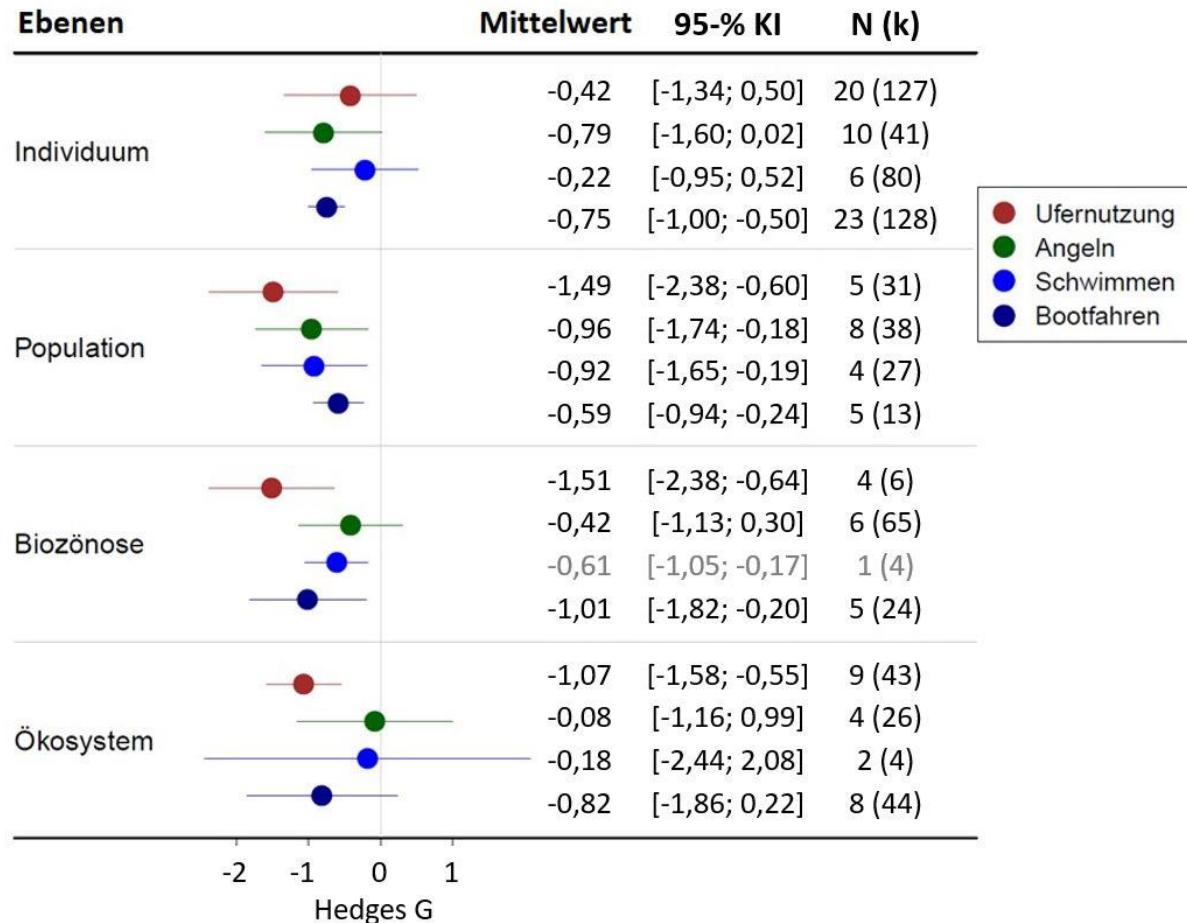


Abbildung 8: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, 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.

1.3.5. Einfluss der Gewässerfreizeit auf unterschiedliche Organismengruppen

Schaut man sich die unterschiedlichen Organismengruppen an, die in der Literatur thematisiert wurden, zeigt sich, dass die Bootseffekte an unterschiedlichsten Organismen studiert worden sind: Invertebraten, Fische, Reptilien, Vögel und Pflanzen. Die ökologischen Wirkungen des Bootfahrens sind bei Invertebraten und Pflanzen besonders stark negativ, bei Letzteren jedoch nicht signifikant. Für alle anderen Organismengruppen sind die Effekte des Bootfahrens signifikant negativ (Abbildung 9).

Die Effekte von nichtangelnden Ufernutzungen wurden an Invertebraten, Amphibien, Reptilien, Vögeln und Pflanzen untersucht. Die Anzahl an Studien über Ufernutzungen und deren Effektstärken war bei Amphibien und Reptilien zu gering, um mittlere Effektstärken berechnen zu können. Die mittleren Effektstärken der nichtangelnden Ufernutzungen waren für Invertebraten, Vögel und Pflanzen signifikant negativ und für Pflanzen am stärksten ausgeprägt (Abbildung 9).

Die Effekte des Uferangelns wurden für jede der genannten Organismengruppe untersucht. Die Effekte auf Fische wurden jedoch in der Meta-Analyse nicht berücksichtigt, weil wir es hier mit einer direkten Einflussnahme zu tun haben, die in vergleichbarer Form bei den zu vergleichenden Freizeitaktivitäten nicht vorkommen kann und es daher zu verzerrten Aussagen gekommen wäre. Die mittleren ökologischen Auswirkungen des Angelns auf Amphibien, Reptilien und Vögel über alle Ebenen der biologischen Organisation 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 (Abbildung 9).

Die Effekte der Auswirkungen des Schwimmens wurden an Invertebraten und Fischen untersucht und waren in beiden Fällen nicht signifikant. Die Datengrundlage ist aber zu gering, um abgesicherte Aussagen zu fällen.

Die Datengrundlage für ökologische Wirkungen auf Amphibien und Reptilien ist bei allen vier Freizeitaktivitäten sehr gering und der Wissenstand daher unsicher.

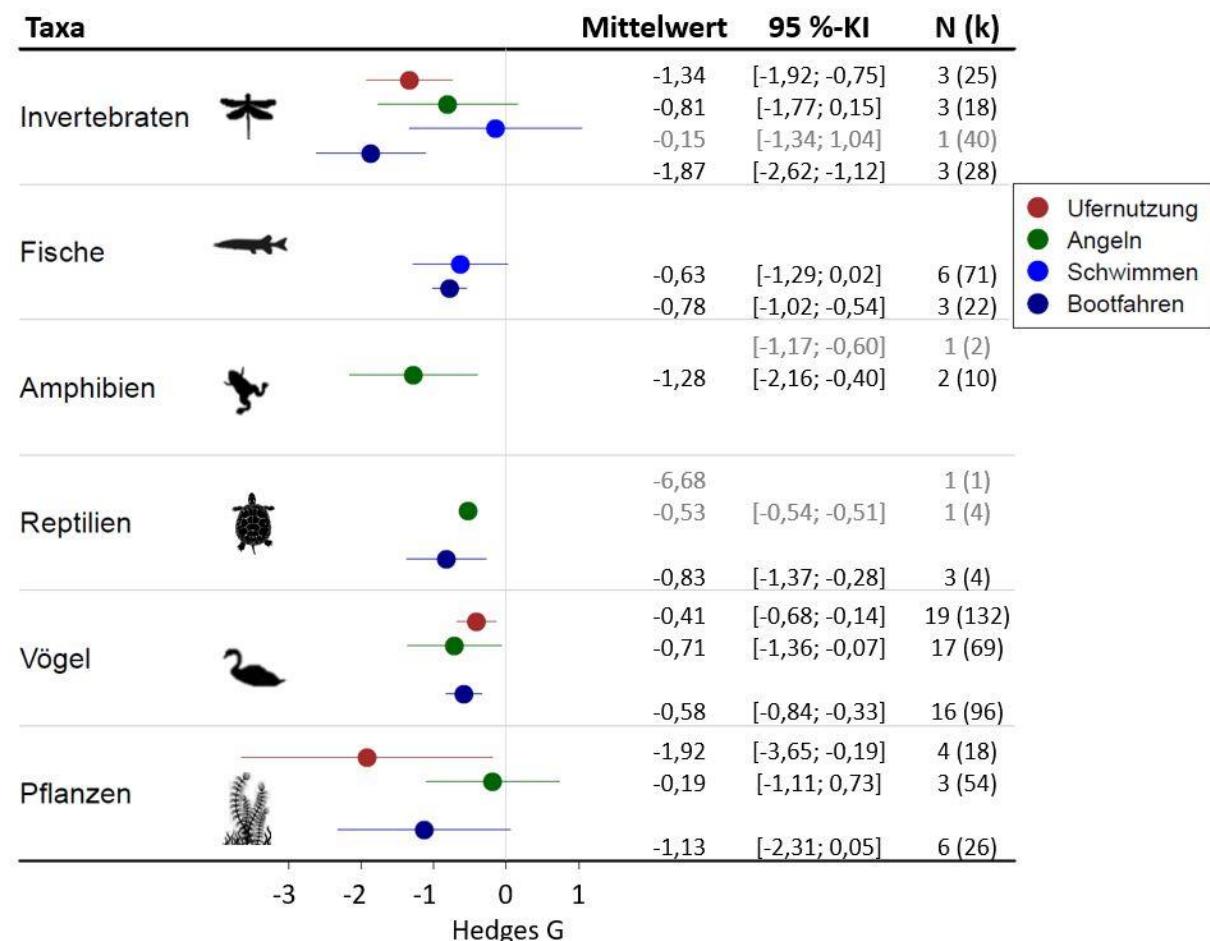


Abbildung 9: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen (95% KI), Anzahl an Studien (N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Organismengruppe (Taxa). Werte, die auf geringer Stichprobengröße ($N < 2$ 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.

1.3.6. Einfluss der Gewässerfreizeit auf Vögel vom Individuum zur Gemeinschaft

Da die Datengrundlage für die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Vögel vergleichsweise hoch war und diese Organismengruppe naturschutzfachlich sehr relevant ist, wird abschließend auf Effekte auf unterschiedliche Ebenen der biologischen Organisation bei Vögeln eingegangen. Es kann hier nicht auf Effekte des Schwimmens eingegangen werden, da keine Studie zu den Auswirkungen des Schwimmens auf Vögel identifiziert werden konnte.

Die Effekte des Bootfahrens waren auf Ebene von Vogelindividuen signifikant negativ (Abbildung 10). Auf Populationsebene reichte die Anzahl an Effektstärken nicht für eine abgesicherte Berechnung aus. Auf der Ebene von Vogelzönosen waren die Effekte des Bootfahrens nicht signifikant.

Für Ufernutzungen sehen wir signifikant negative Effekte auf Vogelindividuen und Populationen (Abbildung 10). Jedoch nimmt die Anzahl an Studien auf höheren Ebenen so stark ab, dass die Berechnung auf Populationsebene bereits auf nur einer Studie fußte. Für Vogelzönosen konnte nur eine Effektstärke extrahiert werden.

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. Auf Ebene von Vogelzönosen liegen beim Angeln die geringsten Effekte vor, die entsprechend nichtsignifikant waren. Wir schlussfolgern, dass das Angeln nicht pauschal negative Wirkungen auf Vögel hat.

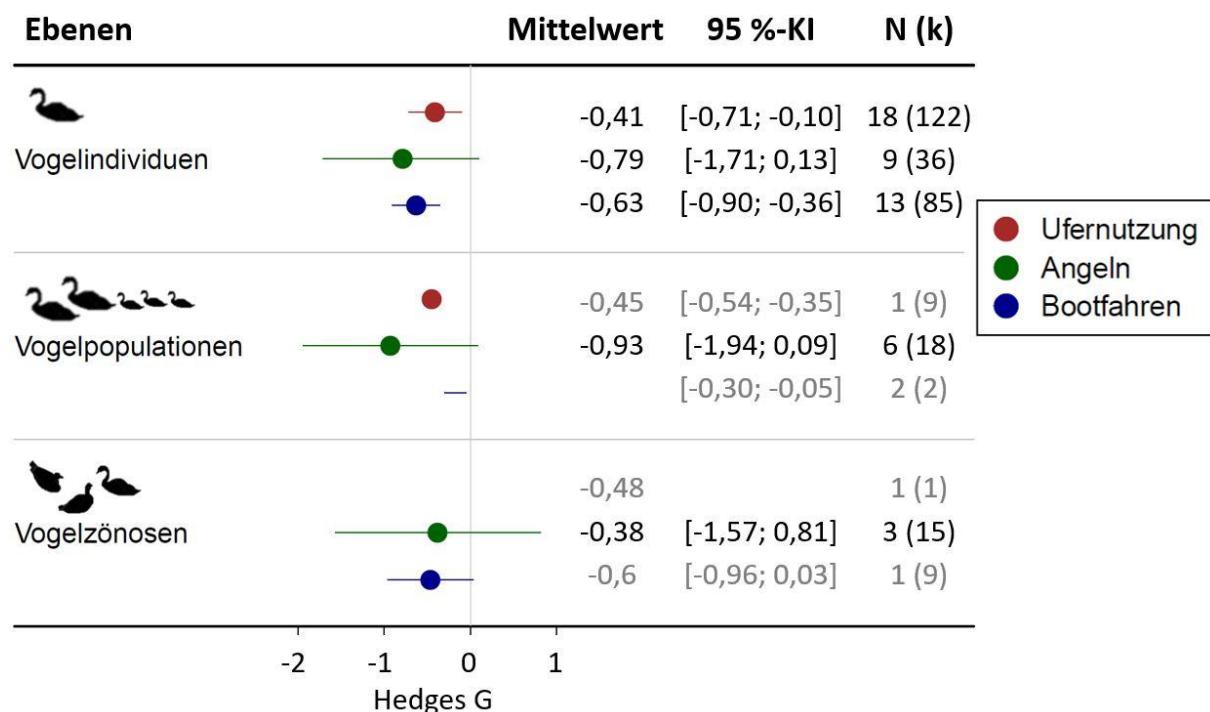


Abbildung 10: Mittlere Effektstärken von vier Freizeitaktivitäten (rot: Ufernutzung, grün: Angeln, blau: Schwimmen, dunkelblau: Bootfahren) mit 95%-Konfidenzintervallen(95% KI), Anzahl an Studien(N) und Anzahl der Effektstärken (k) pro Ebene der biologischen Organisation (Individuum, Population, Biozönose, 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.

1.3.7. Publikationsverzerrung – sind dramatischere Studien überrepräsentiert?

Für alle vier Freizeitaktivitäten wurde untersucht, ob eine Verzerrung der Ergebnisse aufgrund des sogenannten Publikation-Bias vorliegt. Signifikante Ergebnisse könnten leichter publiziert werden oder Forschende haben höhere Anreize, signifikante Studien zu veröffentlichen und nichtsignifikante nicht weiterzuverfolgen. Es besteht daher die Möglichkeit, dass Effekte in einer Meta-Analyse höher ausfallen, als sie tatsächlich sind, da Studien mit geringen oder keinen Effekten eventuell nicht publiziert wurden. Der Egger's Regressionstest testet, ob die Varianz in Bezug zu Stärke des Effekts steht. Dieser Test war für alle vier Freizeitaktivitäten signifikant (Ufernutzung: $QM = 17.11, p < 0.01$; Angeln: $QM = 6.52, p = 0.01$; Schwimmen: $QM = 19.30, p < 0.1$; Bootfahren: $QM = 7.79, p = 0.01$). Es ist also davon auszugehen, dass eine Publikations-Verzerrung vorliegt und dass tendenziell Studien mit stärkeren und stärker negativen Effekten bevorzugt publiziert werden.

Eine andere Möglichkeit zur Detektion von Publikations-Bias ist die Fail-safe-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 metanalytische Ergebnis. Sofern $FSN > 5 k + 10$ mit k als Anzahl der Effektstärken, gilt das Ergebnis als robust. Die FSN ist bei Ufernutzung, Angeln und Bootfahren $> 5 k + 10$ und somit robust. Das bedeutet in der Gesamtschau, dass die Daten für die Metaanalyse mit großer Wahrscheinlichkeit einer Verzerrung durch Publikationsbias unterliegen. Die wahren Effekte für die Freizeitaktivitäten könnten demnach im Mittel niedriger ausfallen als die mittleren Effektstärken der Studie andeuten. Für Ufernutzungen, Angeln und Bootfahren sind Effekte jedoch wahrscheinlich trotzdem signifikant.

1.4. Diskussion

Vorliegende Analyse zeigt, dass vom Angeln wie von anderen Freizeitaktivitäten auch durchaus eine Störung von Lebensräumen und Wildtieren über die Fische hinaus erwachsen kann. Allerdings sind die ökologischen Einflüsse des Angelns und von Anglern nicht stärker als die, die von anderen Freizeitnutzungen hervorgerufen werden. Außerdem kann die anglerische Wirkungen nur schwer bzw. gar nicht pauschalisiert werden, wie die sehr variablen Studienergebnisse zu den Vogeleffekten zeigen. Je nach persönlichen Wertvorstellungen und Perspektiven, wird aus naturschutzfachlicher Sicht entweder eine vermehrte Einbindung von Anglern als Pfleger und Bewirtschafter von aquatischen Ökosystemen bei der Planung von Naturschutzaktivitäten empfohlen (Fujitani et al., 2017) oder es wird geraten, das Angeln in Naturschutzgebieten einzuschränken oder zu verbieten, weil es die Gewässer und die Wildtiere (zu stark) stört (LBV, 2017; Reichholz, 1970, 1988). Im Zuge von Planfeststellungsverfahren von Bodenabbauvorhaben kommt es in jüngster Zeit auch vor, dass das Angeln als Folgenutzung des zukünftigen Gewässers aus naturschutzfachlichen Gründen ausgeschlossen wird, obwohl dies dem Fischereirecht, das der Eigentümer eines Gewässers automatisch laut der Gesetzesgrundlage innehat, widerspricht (Art 3, Satz 1 BayFiG, Müller, 2012). Auch bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten werden regelmäßig lokal zeitlich und räumlich explizite Einschränkungen oder Verbote selektiv des Angelns ausgesprochen, ohne dass andere Freizeitnutzungen wie das Spazierengehen beschränkt werden. 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. Entsprechende Argumente findet man an verschiedensten Stellen in der naturschutzfachlichen Literatur sowie in gutachterlichen Stellungnahmen zum Konfliktfeld Angeln und Arten- und vor allem Vogelschutz an Gewässern (u.a. LVB 2017). Diese Verbotsvorbehalte ergeben sich inhaltslogisch aus verschiedenen Normen des Bundesnaturschutzgesetzes, beispielsweise wenn es um gesetzlich geschützte Biotope (§ 30 BNatSchG), Natura 2000-Gebiete und EU-Vogelschutzgebiete (§31ff. BNatSchG) oder den besonderen Artenschutz bedrohter Arten nach der Bundesartenschutzverordnung (§§37 ff., §44 BNatSchG) geht (Müller, 2012). Da Einschränkungen der Angelfischerei gesellschaftliche Kosten haben, indem die Erholungsleistung von Gewässern eingeschränkt wird, ist es wichtig, eventuelle Einschränkungen der Angelfischerei auf der Grundlage solider wissenschaftliche Fakten unter Abwägung der naturschutzfachlichen Sinnhaftigkeit zu begründen. 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 des Angelns zu tätigen. Vorliegende Studie zeigt, dass vom Angeln nicht pauschal negative Biodiversitätseffekte ausgehen und dass die Störeffekte vom Angeln nicht unterschiedlich sind zu den Störeffekten anderer Freizeitnutzungen. Daher kann geschlussfolgert werden, dass die naturschutzfachlichen Effekte einer isolierten Einschränkung des Angelns sehr gering sein dürfen, wenn weiterhin andere Freizeitnutzungen ermöglicht bleiben. Von solchen Maßnahmen kann daher gewarnt werden. Sie haben hohe soziale Kosten und wohl kaum naturschutzfachliche Effekte.

Der Begriff „Störung“ ist normativ geprägt und verlangt eine subjektive Bewertung der Störungswirkung (Stock et al., 1994). 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). Was unter einer erheblichen Beeinträchtigung zu verstehen ist, wird in §33 nicht ausgeführt, es handelt sich also um einen unbestimmten Rechtsbegriff. In Bezug auf den Schutz besonders geschützter Tier- und Pflanzenarten wird im Bundesnaturschutz ferner 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, BNagSchG). Eine *erhebliche Störung* liegt immer vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer streng geschätzten Art verschlechtert (§44, Abs. 1, Satz 2, BNagSchG).

Im Bundesnaturschutzgesetz finden sich also eine Reihe unbestimmter Rechtsbegriffe, die in ihrer Interpretation vor ihrer Anwendung in der Naturschutzpraxis zu klären sind. Insbesondere gilt es zu klären, was unter einer „erheblichen Beeinträchtigung“ als Folge der Störung einer bedrohten Art durch den Menschen zu verstehen ist. LANA (2010) macht dazu relevante Ausführungen. 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 (LANA, 2010); Störungen oder sogar der Tod einzelner Individuen, z. B. durch eine liegengelassene Angelschnur, in der sich ein geschützter Vogel verfängt, einer Art reichen für diese Charakterisierung in der Regel nicht aus. Das gilt insbesondere dann, wenn es sich um häufige oder weit verbreitete Arten handelt (LANA, 2010). LANA (2010) vertritt aber auch 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.

Die letztgenannte Perspektive ist diskussionswürdig, da die Konsequenzen für die Einschätzung der Störwirkungen des Angelns, die sich aus der Fitnessreduktion eines einzelnen Tieres einer bedrohten Art ergeben, unverhältnismäßig sein können. Insbesondere ist aus unserer Analyse abzuleiten, dass eine pauschale Unterstellung, dass vom Angeln eine Störwirkung vorliegen muss, hochproblematisch ist. Außerdem ist es unwahrscheinlich, dass der Tod einzelner Tiere die Populationsdynamik substantiell beeinträchtigt, es sei denn, wir haben es mit extrem kleinen Populationen zu tun. Ein extremes Beispiel möge an dieser Stelle angebracht werden. Man stelle sich vor, dass sich ein einzelnes Individuum einer streng geschützten Art (z. B. Eisvogel) in einer liegengelassenen Angelschnur verfängt und an dieser Verletzung eingeht. Obwohl kaum ein Angler so einen Fall gutheißen würde, ist das Szenario realistisch denkbar an allen Gewässern, in denen mindestens ein Angler angelt. Der Tod des einzelnen Eisvogels ist ohne Zweifel ein Fitnesseffekt für dieses Tier. Nach der Argumentation von LANA (2010) wäre damit bei einer streng geschützten Art jegliche Form des Angelns an einem Gewässer eine Gefährdung, die zu einer signifikanten Verschlechterung des Erhaltungszustands der bedrohten Art beitragen kann. Folglich wäre eine Einschränkung des Angelns an allen Gewässern begründbar, an denen die entsprechende stark gefährdete Art vorkommt, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass es zu einem „Unfall“ mit einer liegengelassenen Angelschnur kommt. Aus populationsbiologischer Sicht ist es aber unwahrscheinlich, dass einzelne Todesfälle gefährdende Wirkungen für den Populationserhalt haben. Man kann überdies bezweifeln, ob ein streng auf einzelne Arten abzielender Naturschutz zielführend ist und nicht stattdessen eine Fokussierung auf den Schutz von Lebensräumen und Prozessen, die zum Erhalt und zur Förderung einer dem Gewässer entsprechenden, artenreichen heimischen Fauna beitragen, naturschutzfachlich Erfolg versprechender ist. Vorliegende Studie legt nahe, dass die Gesamtheit der Freizeitaktivitäten bei einem auf den Prozessschutz ausgerichteten Naturschutzpolitik in den Fokus genommen werden muss, nicht isoliert das Angeln.

In Bezug auf das Biotopverbundnetz Natura 2000 steht in der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH): „*Die Mitgliedstaaten treffen die geeigneten Maßnahmen, um in den besonderen Schutzgebieten die Verschlechterung der natürlichen Lebensräume und der Habitate der Arten sowie Störungen von Arten, für die die Gebiete ausgewiesen worden sind, zu vermeiden, sofern solche Störungen sich im Hinblick auf die Ziele dieser Richtlinie erheblich auswirken könnten*“ (§6, Absatz 2, Habitat-Richtlinie 92/43/EWG). Im Sinne der naturschutzfachlichen Regelung der Angelfischerei kommt es auch hier auf die *Erheblichkeit* von angelbezogenen Störungen in Bezug auf die Schutzziele an. Ob eine Störung erheblich ist, wird nach den Schutzzieilen des jeweiligen Schutzgebietes idealerweise auf Grundlage wissenschaftlicher Evidenz eingeschätzt (Europäische-Gemeinschaften 2000). Da die Erheblichkeit immer im Einzelfall und in Bezug auf die jeweiligen Schutzziele bewertet werden muss (WD 7 - 3000 - 100/18 der

Wissenschaftlichen Dienste des Deutschen Bundestages), können allgemeine Erkenntnisse zur Störungswirkung des Angeln aus der wissenschaftlichen Literatur nicht auf jeden Fall von Schutzgebietsausweisungen übertragen werden. Da jede Region eigene Gewässercharakteristiken bietet, die 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 einzuschätzen, ob eine Aktivität wie das Angeln mit den SchutzzieLEN, die ganz konkret vor Ort gelten, im Konflikt steht. Hier besteht erneut die wissenschaftliche Schwierigkeit der genauen Bestimmung der Bewertungsmaßstäbe und -kriterien. Wie genau soll der *erhebliche* Biodiversitätseffekt, der durch das Angeln (oder andere menschliche Aktivitäten) ausgelöst werden kann, abgeschätzt werden? Geht es um die Präsenz/Absenz bestimmter naturschutzfachlich relevanter Arten? Sollen Abundanzen einzelner Arten oder Artengruppen als Artgemeinschaft bewertet werden? Geht es um einzelne Arten oder um verschiedene Taxa gleichermaßen? Sollen gar Biozönosen bewertet werden? In der naturschutzfachlichen Realität findet sich häufig ein Fokus auf einzelne naturschutzfachlich relevante Arten. Beispiele umfassen der besondere Artenschutz gemäß Bundesnaturschutzgesetz oder die Anhangsarten der FFH-Richtlinie. Eine Bewertung der anglerischen Einflüsse auf die Präsenz/Absenz besonders bedrohter Arten und die Artenvielfalt als Ganzes scheint daher geeignet zu sein, um den Diskurs zur naturschutzrelevanten Wirkung der anglerischen Gewässernutzung zu informieren. Vorliegende Studie schließt aus, dass das Angeln pauschal als Störung gilt, völlig unabhängig von der Taxagruppe und der Ebene der biologischen Organisation. Es gilt daher, sich mit den Details, dem Schutzzweck und lokalen Gewässer- und Angelbedingungen auseinanderzusetzen, wenn Einschränkungen begründet werden sollen.

Viele Studien, die sich den Biodiversitätseinflüssen des Angelns oder anderer Störungen durch den Menschen widmen, sind nicht auf die Analyse der Präsenz oder Absenz von bedrohten Arten ausgelegt. Ein gutes Beispiel sind Vogelstudien. Besonders verbreitet sind Studien, die sich mit den Verhaltensreaktionen von Vögeln auf die Präsenz des Menschen befassen (z.B. Bötsch et al., 2017, 2018). 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 (2017) in einer aktuellen Überblicksstudie (Meta-Analyse) den Einfluss der terrestrischen Freizeitaktivitäten auf Vögel untersucht. Sie zeigen, dass die Einwirkungen der Freizeitnutzung von Ökosystemen auf Wildtiere häufig auf die individuelle Reaktionsebene einzelner Tiere innerhalb einer Art gerichtet sind, ohne die Populations- oder Artbene in den Blick zu nehmen. Entsprechend seien die Biodiversitätswirkungen der Freizeit „überschätzt“ (Bateman & Fleming, 2017). Weitere Kritikpunkte an vielen der existierenden Studien umfassen das Fehlen von zeitlichen Kontrollen (s.u.) 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. Im vorliegenden Beispiel zeigt sich, dass die Wirkungen des Angelns auf Vogelpopulationen nur auf dem Individualniveau über alle publizierten Studien hinweg signifikant sind, wohingegen es keine signifikanten Wirkungen auf Populations- und Artgemeinschaftsebene gibt.

Ein gutes Beispiel für die unserer Sicht ungenügende und unkritische Würdigung publizierter Daten zu den Biodiversitätseffekten der Angelfischerei ist die Stellungnahme des Landesbunds für Vogelschutz Bayern (LBV, 2017). In ihren Forderungen an das Fischereimanagement in Bayern führen die Verfasser des Positionspapiers aus: „*Angeln in Schutzgebieten (NSG, geschützter Landschaftsbestandteil, FFH- und Vogelschutzgebiet) kann zu bestimmten Zeiten*

in bestimmten Gebieten einen relativ hohen Störfaktor für am Gewässer brütende Vögel und weitere mit Gewässern assoziierte Arten darstellen (Reichholz, 2001). Daher muss die angelfischereiliche Nutzung in Natura 2000- und Naturschutzgebieten den jeweiligen Schutzzieilen des Gebietes untergeordnet sein. In Schutzgebieten müssen sensible Bereiche, insbesondere Hochstauden- und Röhrichtsäume, Schilfbestände und Ufergebüsche, während der Brutzeiten gemieden werden. Zur Identifizierung der expliziten Brutzeiten und sensiblen Bereiche, sollten die zuständigen Naturschutzbehörden eingebunden werden. Kernzonen von Großschutzgebieten (Nationalpark, Biosphärenreservat) unterliegen einer störungs- und eingriffsfreien Entwicklung und sind von einer fischereilichen Nutzung generell auszuschließen, um eine Entwicklung von möglichst natürlichen Lebensgemeinschaften zu gewährleisten.“ Als Beleg für die hohe Störwirkung des Angelns vor allem auf am Wasser brütende Vögel wird Reichholz (2001) herangezogen.

Ein Blick in die zitierte Quelle zeigt, dass in der besagten Studie keine Primärdaten zur Störwirkung von Anglern auf Vogelbestände präsentiert werden. Allerdings führt Reichholz (2001) die interessante Hypothese ein, dass eine hohe Störwirkung durch Angler (und andere Erholungssuchende an Gewässern) bei Vögeln ursächlich mit einer erhöhten Fluchtdistanz von störungsempfindlichen Arten zusammenhängt, die ihrerseits aber ursächlich in der historischen Bejagung zu suchen ist, die Vögel überhaupt erst störungsempfindlich gemacht hat. Als Belege für die Störwirkung von Anglern auf Brutvögel zitiert Reichholz (2001) u.a. seine eigenen Studien, z. B. Reichholz (1970, 1988) – Arbeiten, die gerade im deutschsprachigen Raum von Ornithologen und Störungskontrolleuren vielfach zitiert und in Naturschutzkreisen regelmäßig als Beleg für die Störwirkung des Angelns auf Vögel verwendet werden. In der Studie von Reichholz (1970) wird die zeitliche Entwicklung des Entenvogelbestands an zwei Altwässern des Unterlen Inns in Bayern studiert und korrelativ mit der zunehmenden Präsenz von Anglern in Bezug gesetzt. Es wird berichtet, dass mit einer Zunahme der Angler an den Ufern während der Brutzeit die Brutvogeldichte signifikant abnahm. Allerdings werden keine Kontrollgewässer, die im gleichen Zeitraum keiner anglerischen Nutzung unterworfen waren, in die Untersuchung einbezogen. Alternative Umweltänderungen mit der Zeit, die den Rückgang der Brutvogeldichte ebenfalls erklären könnten, werden zwar narrativ erwähnt, aber mit keinen Daten untermauert. Folglich bleibt die Studie von Reichholz (1970) in Bezug auf die spezifische Anglerwirkung nebulös, da entgegen der Interpretation in der besagten Studie die Ursache-Wirkungs-Beziehung keinesfalls eindeutig auf einen Anglereffekt zurückzuführen ist. Belastbare Studien zu den Wirkungen der Angler müssen unbedingt Kontrollgewässer ohne anglerische Nutzung im zeitlichen Verlauf einschließen. Genau diese Art von Studiendesign wurde in der Bewirtschaftungsstudie (Nikolaus et al., 2022, Kapitel 2) vorgelegt, mit dem Ergebnis, dass sich die Vogeldiversität von anglerisch genutzten Gewässern nicht von denen anglerisch ungenutzter Gewässer unterschied. Es ist trotzdem denkbar und auch wahrscheinlich, dass einzelne Vögel von anwesenden Anglern und anderen Naturnutzern gestört wurden, was sich aber offensichtlich nicht in reduzierten Artenzahlen manifestierte. Um eine Einzelfallprüfung kommt man bei der Einschätzung der Störeffekte des Angelns auf Vögel nicht umhin. Zu klären ist auch, welche Biodiversitätsmaße man sich anschaut, wie z. B. Diversitätsmaße oder Populationsabundanzmaße. Für die Biodiversitätsmaße (z. B. Artenvielfalt) können bei den Vögeln aus dem Literaturstand keine pauschal negativen Wirkungen abgeleitet werden. Das schließt nicht aus, dass in stark genutzten Gewässern besonders störungssensitive Arten beeinträchtigt werden oder gar verschwinden. Zu klären ist dann aber, ob es sich um eine spezifische Reaktion auf Angler handelt oder diese Effekte nicht auch von anderen Freizeitsuchenden oder der Hintergrundkulisse in Kulturlandschaften

resultieren. Zu diesen Aspekten werden in den folgenden Kapiteln relevante Daten präsentiert.

1.4.1. Fazit

Die Ergebnisse der Metaanalysen zeigen im Mittel negative Wirkungen des Angelns auf bestimmte Ebenen der biologischen Organisation, insbesondere auf Abundanz (Populationsebene) und Biodiversität (Biozönose-Ebene) ausgewählter Taxa, während es kaum Wirkungen auf Invertebraten oder Pflanzen gibt. Die Ergebnisse fallen negativer aus, wenn die Studiengüte nicht berücksichtigt wird. Obwohl mit großer Wahrscheinlichkeit negative Effektstudien in der Literatur überwiegen, ist davon auszugehen, dass die berechneten im Mittel negativen ökologischen Wirkungen des Angelns auf bestimmte Taxagruppen Bestand haben. Allerdings zeigten sich die vielzitierten negativen Wirkungen des Angelns auf Vögel statistisch gesehen nicht vom Zufall unterscheidbar, sobald die Effekte disaggriert nach biologischer Betrachtungsebene dargestellt wurden. Offenbar sind die Effekte des Angelns auf die Vogelfauna stark kontextabhängig, d. h. von Situation zu Situation verschieden und verlangen daher gewässerspezifische Bewertungen. Auch zeigt das Angeln – unabhängig von der ökologischen Zielgröße – keine signifikanten Effekte, wenn die Angeleffekte im Vergleich zu Nullnutzungen dargestellt werden. Im Vergleich mit anderen Freizeitaktivitäten geht vom Angeln keine spezifische Störwirkung aus. Eine anglerselektive Einschränkung des Gewässerzugangs, wenn gleichzeitig andere Freizeitnutzungen weiter bestehen bleiben, dürfte daher auf Basis vorliegender Meta-Studie ohne naturschutzfachliche Wirksamkeit sein. Allerdings sind die Nutzungsintensitäten zu berücksichtigen, die in vielen Studien nicht sauber ausgewiesen worden sind und daher nicht im Vergleich auswertbar waren.

2. Einfluss der anglerischen Bewirtschaftung auf die Biodiversität an Baggerseen (Bewirtschaftungsstudie)

2.1. Einleitung

Verschiedene Studien zeigen, dass die fischereiliche Bewirtschaftung eines Gewässers einen Einfluss auf die Biodiversität haben kann (Lemmens et al., 2013, 2015; Matern et al., 2019). Der potenzielle Einfluss von Fischbesatz auf die lokalen Fischartengemeinschaften ist derart offensichtlich, dass die deutschsprachige naturschutzfachliche Literatur eine sehr kritische Haltung zur fischereilichen Hege, insbesondere zum Besatz, eingenommen hat (Waterstraat, 2002; Weibel & Wolf, 2002). Nach Weibel & Wolf (2002) sind „Besatzmaßnahmen [...] als Eingriff in Natur und Landschaft entsprechend der Naturschutzgesetzgebung der Länder zu werten“. Ein unterstellter Grund ist, dass durch die Fischerei „seit Jahrzehnten allochthone, gebietsfremde und auch heimische Arten in die natürlichen Gewässer mit oft unkalkulierbaren ökologischen Folgen ausgebracht“ werden (Waterstraat, 2002). Was nach Waterstraat (2002) für natürliche Gewässer gilt, muss dementsprechend auch für Baggerseen gelten, für die mit Ausnahme Schleswig-Holsteins ebenfalls eine Hegepflicht und damit verbunden der gesetzliche Hegeauftrag zur Entwicklung einer gewässertypischen Fischartengemeinschaft besteht (Arlinghaus, 2015; Arlinghaus et al., 2017). Bewirtschaftete und unbewirtschaftete Baggerseen weisen Unterschiede in ihren Fischgemeinschaften und dem Artenreichtum auf (Matern et al., 2019, 2022), wobei bewirtschaftete Baggerseen mehr Arten beherbergen. Dies sowie der Aufenthalt durch Anglerinnen und Angler in der Natur können Folgeeffekte auf andere Taxa haben, zum Beispiel auf submerse (d. h. untergetaucht lebende) Wasserpflanzen (Bajer et al. 2016), Amphibien (Hecnar & M'Closkey, 1997) und Wirbellose (Knorp & Dorn, 2016). Wenn Anglerinnen und Angler beispielsweise Angelstellen anlegen, kann dies Auswirkungen auf Uferhabitare, Litoralpflanzen (O'Toole et al., 2009) sowie Libellen (Remsberg & Turner, 2009) haben. Auch können Anglerinnen und Angler als Störfaktoren auf uferbrütende Vögel wirken (Reichholf, 1970). Deshalb werden sie je nach Perspektive als wesentliche Bewirtschafter und Schützer der Gewässer und der darin beheimateten Arten angesehen (Arlinghaus, 2015; Arlinghaus et al., 2017) oder aber als potenzielle Gefahrenquelle für die Artenvielfalt, die es zu regulieren gilt (Reichholf, 1970; Waterstraat, 2002; Weibel & Wolf, 2002). Wir haben untersucht, ob die angelfischereiliche Bewirtschaftung als Ganzes von Baggerseen Auswirkungen auf andere naturschutzfachlich relevante Organismengruppen wie die Ufervegetation, submerse Wasserpflanzen, Groß- und Kleinlibellen, Amphibien oder Sing- und Wasservögel hat. Details dieser Studie finden sich in Nikolaus et al. (2020) und Nikolaus et al. (2022). Die Kernergebnisse werden nachfolgend zusammengefasst.

2.2. Methoden

Wir haben Daten zur Artenvielfalt verschiedener Organismengruppen in 39 Baggerseen in Niedersachsen erhoben. Es wurde die Biodiversität von 26 bewirtschafteten Baggerseen mit der von 13 unbewirtschafteten Gewässern verglichen. Es wurden die Artenvielfalt, der Simpson-Index, und der Naturschutzwert über mehrere Taxa hinweg untersucht, von nicht-mobilien (Pflanzen) über räuberisch sensible (Amphibien und Libellen) bis hin zu beweglichen Taxa (Fische und Vögel). Insbesondere wurden auch Wasservögel und Singvögel einbezogen, da diese Gruppen in Konflikten im Zusammenhang mit Freizeitaktivitäten in der Natur

prominent sind. Fische wurden einbezogen, da das Angeln und damit verbundene Besatzmaßnahmen ihre Artenvielfalt und Dichte direkt und indirekt beeinflussen könnten (Cyrus et al., 2020; Matern et al., 2019). Die Biodiversitätsdaten der Seen wurden in den drei empirischen Studien (Bewirtschaftungsstudie, Gradientenstudie und Schutzzonenstudie, vgl. Kapitel 3 und 4) des STÖRBAGGER Projekt mit denselben Methoden gesammelt und umfassten Vögel (Wasservögel und Singvögel), Libellen (Grosslibellen und Kleinlibellen), Amphibien, Fische, aquatische Wasserpflanzen und Ufervegetation (Kräuter und Bäume). Die Methoden sind im Detail in Nikolaus et al. (2020, 2022) beschrieben. Nur eine Kurzfassung wird hier gegeben: Wasservogelarten wurden identifiziert (Dierschke, 2016; Svensson et al., 2017) und bei jedem Vor-Ort-Begehung (vier bis neun Begehungen pro See) mit Ferngläsern gezählt. Singvogelarten wurden akustisch und visuell einmal im Sommer anhand von zweiminütigen Audioaufnahmen alle 200 m entlang des Ufers am Morgen identifiziert. Libellen wurden entlang des Ufers jeden Mittag visuell identifiziert und bei Bedarf vorübergehend mit einem Schmetterlingsnetz gefangen. Amphibien wurden im Frühling durch visuelle Inspektion vom Boot entlang des gesamten Ufers tagsüber und akustisch während der Nacht erhoben. Zusätzlich wurden über Nacht alle 200 m schwimmende Reusenfallen (47 cm x 23 cm x 23 cm) platziert, und gefangene Amphibien wurden am nächsten Morgen identifiziert und freigelassen. Fische wurden durch litorales Elektrofischen und Multimaschenstellnetzen nach der in Matern et al. (2019) beschriebenen Methode erhoben. Wasserpflanzen wurden durch Schnorcheln entlang von Transekten senkrecht zum Ufer alle 100 m (200 m für einen See größer als 20 ha) untersucht. Die Ufervegetation wurde entlang von vier 100 m langen Transekten parallel zum Ufer erhoben, wobei jeder Transekt fünf gleichmäßig verteilte (20 m Abstand) 1 m²-Plots umfasste. Bäume größer als 2 m wurden entlang dieser Transekte identifiziert und gezählt, und Kräuter wurden innerhalb der 1 m²-Plots bewertet. Die Untersuchungsgewässer umfassten Baggerseen mit einer Fläche unter 25 ha, die ganz überwiegend mesotroph waren (Details in den zitierten Studien).

Die Anwesenheit und Abwesenheit von Arten wurde während jeder Begehung bestimmt, um die Artenvielfalt innerhalb jeder taxonomischen Gruppe zu quantifizieren. Die Häufigkeit jeder Art wurde verwendet, um den Simpson-Index (Pielou, 1969), auch als „Dominanzindex“ bezeichnet, zu berechnen, der die Artenvielfalt und Dominanz zusammenfasst. Der inverse Simpson-Index (D), d.h. der Kehrwert des Simpson-Index, reicht von eins in Seen mit nur einer Art bis unendlich in Seen, in denen alle Individuen verschiedenen Arten angehören. Der Simpson-Index spiegelt wider, inwieweit eine Gemeinschaft von einer einzelnen oder wenigen Arten dominiert wird. Bei Fischen basierte die Berechnung des Simpson-Index auf korrigierten, artenspezifischen Häufigkeiten (Fang pro Aufwand, CPUE, d.h. Anzahl der Individuen pro 50 m) aus den Elektrofischerei-Erhebungen. Zur Schätzung der Artenvielfalt und Anzahl der gefährdeten Arten bei Fischen wurde auch die CPUE von Stellnetzen (als Anzahl der Individuen pro 100 m² Netzfläche) berücksichtigt. Zusätzlich wurde die Fischbiomasse pro See unter Verwendung der Gesamtbiomasse pro Aufwandseinheit (BPUE) von Stellnetzen bestimmt (g pro 100 m²). Obwohl Matern et al. (2019) keine signifikanten Unterschiede in der Fischbiomasse zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen in Niedersachsen feststellten, haben wir die Gesamtbiomasse pro Aufwandseinheit (BPUE) genutzt, um potenzielle durch Fische verursachte Effekte (z. B. Prädation) auf andere taxonomische Gruppen zu kontrollieren (Trovillion et al., 2023). Die submerse Wasserpflanzenbedeckung des Sees wurde durch Extrapolation der transektbasierten Probenahme von Wasserpflanzen basierend auf einzelnen Tiefenschichten berechnet. Der Anteil des Uferbereichs, der mit Schilf bedeckt war (aufgetauchte Wasserpflanzen, z. B.

Phragmites sp., *Thypha* sp. und *Schoenoplectus lacustris*), wurde ebenfalls ermittelt. Beide Maßzahlen wurden auch als Prädiktorvariablen verwendet, um die Biodiversität anderer taxonomischer Gruppen zu erklären.

Es wurden zudem weitere Umweltvariablen erhoben, um mögliche umweltgetriebene, von der Freizeit unabhängige Einflussfaktoren wie Seemorphologie, Wasserqualität und Landnutzung in den Analysen der Biodiversitätsdaten zu berücksichtigen. Die Methoden der Datenerhebung werden im Detail in Nikolaus et al. (2020, 2022) beschrieben. Das Seealter zum Zeitpunkt der Probenahme wurde durch Befragung der Grundstückseigentümer über die jüngste Baggeraktivität ermittelt. Die Seemorphologie wurde mit einem Echolot kartiert und ermöglichte die Bestimmung der mittleren und maximalen Tiefe. Die Seefläche und die Uferlänge wurden unter Verwendung von QGIS 3.4.1 bestimmt. Anschließend wurden der Uferentwicklungsgrad (SDF, Seekell et al., 2022) und das relative Tiefenverhältnis (RelDepR, Damnjanović et al., 2019) geschätzt. Die Produktivität des Sees wurde durch die Messung von Nährstoffkonzentrationen von epilimnischen Wasserproben während der vollständigen Seezirkulation im Frühjahr bewertet. Insbesondere wurde die Gesamtphosphatkonzentration (TP) mit der ammoniummolybdat-Spektrophotometriemethode und die Gesamtkonzentration organischen Kohlenstoffs (TOC) mit einem nicht-dispersiven Infrarotdetektor (NDIR) nach Verbrennung bestimmt. Ammonium- und Nitratkonzentrationen wurden durch spektrometrische kontinuierliche Flussanalyse gemessen und die Chlorophyll-a-Konzentration als Mittelwert von drei Proben (Frühjahr, Sommer, Herbst) unter Verwendung von Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC, Zwirnmann et al., 1999) quantifiziert. Zusätzlich wurde die Trübung im Frühjahr mit einer Secchi-Scheibe gemessen.

Die Landnutzung in einem 100 m Puffer um die Uferlinien der Seen wurde als prozentuale Abdeckung von sieben ATKIS®-Landnutzungsklassen quantifiziert (© GeoBasis-DE/BKG 2013, AdV – Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland, 2006): landwirtschaftliche Flächen, Wald, städtisch, Bergbau, Feuchtgebiete, Gewässer und andere, in QGIS 3.4.1 mit GRASS 7.4.2 auf einer Rastergröße von 10 × 10 m. Die Entfernungen zum nächsten Gewässer (stehend und fließend), Straße, Siedlung, regionalen Zentrum und zum nächsten Parkplatz wurden in Google Maps (2017) gemessen.

Freizeitnutzungen wurden während der Begehungen vom Forschungsteam gezählt und in Klassen eingeteilt: Angeln, Schwimmen, Hundebenutzung, sonstige Nutzung, Boote und die Gesamtzahl aller Nutzungen. Der Umfang der Zugangspunkte zum Wasser wurde gemessen, und Müll wurden an den Zugangspunkten und an scheinbar ungestörten Referenzpunkten gesammelt. Der gesammelte Müll wurde gezählt, gewogen und in nicht-spezifischen und angelfischspezifischen Müll kategorisiert. Der Umfang der Wege entlang des Ufers wurde mit einem Messrad gemessen, die Anzahl der Parkplätze am Gewässer wurde gezählt.

Aus den 38 Umweltvariablen wurden mithilfe von einzelnen Hauptkomponenten-Analysen (PCA, Mardia et al., 1979) je Parametergruppe (Morphologie, Wasserchemie, Strukturvielfalt, Freizeitnutzung und Landnutzung) insgesamt 14 Hauptkomponenten (PC-Achsen) identifiziert, die in der Analyse als Kontrollvariablen für Umwelteinflüsse dienten:

1) Seealter; 2) Seegröße und 3) Anteil Litoral als Morphologievariable; 4) Trophie 5) pH-Wert 6) Ammonium- und 7) Nitrat-Gehalt als wasserchemische Variablen; 8) Habitatqualität 9) Bäume am Ufer 10) anthropogene Uferveränderungen und 11) Unterwasserstrukturen als Strukturvariablen; 12) anglerische Nutzungsintensität als Freizeitnutzungsvariable; 13) Urbanisationsgrad und 14) Waldanteil als Landnutzungsvariable. In weiteren Analysen wurden

nur signifikant beitragende Komponenten (PC-Achsen bzw. ihre Werte) in den statistischen Modellen genutzt (zu Details, siehe Nikolaus et al. 2022). Nach Oertli et al. (2002) wurde zusätzlich zur Artenzahl ein Naturschutzwertindex für jedes Gewässer pro Artengruppe berechnet. Der logarithmisch nach Schutzstatus gewichtete Naturschutzwert für eine Artengemeinschaft steigt nicht linear mit den Vorkommen seltener und bedrohter Arten an (Tabelle 1). Der Schutzstatus jeder vorkommenden Art wurde anhand der Roten Listen Deutschlands (Grüneberg et al., 2015; Korsch et al., 2013; Kühnel et al., 2009; Ludwig et al., 1996; Ott et al., 2015) bestimmt. Je höher der Schutzstatus, desto stärker wurde das Auftreten einer Art gewichtet (

Tabelle 1).

Tabelle 1: Rangfolge der Rote-Liste-Kategorien zur Berechnung der gewichteten Naturschutzwerte.

Status auf der Roten Liste Deutschlands	Rang	Gewichtung
1 – vom Aussterben bedroht	4	16
2 – stark gefährdet	3	8
R – extrem selten		
3 – gefährdet	2	4
G – Gefährdung unbekannten Ausmaßes		
V – Vorwarnliste	1	2
* – ungefährdet		
-- Daten unzureichend	0	1

Dementsprechend indiziert ein hoher Naturschutzwert, dass die lokale Artengemeinschaft einer Organismengruppe viele national bedrohte Arten umfasst. Zudem wurde der Simpson Index als Diversitätsmaß der Artengemeinschaft berechnet (Pielou, 1969). Er berücksichtigt die relativen Häufigkeiten jeder Art und liefert somit eine zusätzliche Aussage über die Zusammensetzung der Artengemeinschaften.

Um einen Einfluss der Bewirtschaftungsform zu evaluieren, wurden drei verschiedene Analysen durchgeführt:

- 1) Die beiden Gewässertypen (bewirtschaftet bzw. unbewirtschaftet) wurden in Bezug auf Mittelwert- bzw. Medianunterschiede der Umweltvariablen, Artenzahlen, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex mittels t-Test nach Student (wenn Normalerteilung nach Shapiro-Wilk-Test und Varianzhomogenität gegeben war), Welch- F-Tests (Normalverteilung ohne Varianzhomogenität) oder Mann- Whitney-U-Test (weder Normalverteilung noch Varianzhomogenität) getestet.
- 2) Es wurde eine multivariate Analyse des Einflusses der Bewirtschaftungsform auf Artenreichtum über alle Taxa-Gruppen hinweg mittels Redundanzanalyse (RDA) unter Berücksichtigung der Umwelt durchgeführt und Schritt für Schritt nur die signifikant erklärenden Variablen ausgewählt (siehe Nikolaus et al. 2022).
- 3) Eine Analyse der Zusammensetzungen einzelner Artengemeinschaften umfasste zunächst eine Hellinger-Transformation der (relativen) Abundanz-Daten einer jeden Taxa-Gruppe.

Danach wurde wieder mittels Redundanzanalysen (RDAs) die Beziehungen der Taxa-Gruppen zu Gruppen von Umweltparametern untersucht. Hierbei wurde zusätzlich zu den oben genannten Umweltvariablen noch die metabolische Biomasse der Fischgemeinschaften, aufgeteilt nach den Ernährungstypen benthivor, zooplanktivor und piscivor, berücksichtigt. Um den individuellen Einfluss der einzelnen Umweltpараметer zu identifizieren, wurde eine Varianzaufteilungsanalyse (variation partitioning) durchgeführt und Schritt für Schritt nur die signifikant erklärenden Variablen ausgewählt.

2.3. Ergebnisse

Nur bei sehr wenigen Artengruppen fanden sich Mittelwertunterschiede in Artenreichtum, Naturschutzwert oder Simpson-Index zwischen anglerisch bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen. Lediglich bei den Amphibien wiesen unbewirtschaftete Gewässer im Mittel eine höhere Artenzahl, einen höheren Naturschutzwert und einen höheren Simpson Index auf (Abbildung 11), was auf negative Wirkungen der anglerischen Bewirtschaftung, z. B. über geförderte Fischbestände, hinweist. Allerdings waren Amphibien von allen untersuchten Taxa besonders artenarm (nur zwei bis drei Arten pro See). Bei den von Anglern besonders geförderten Fischen erhöhte die anglerische Bewirtschaftung die Artenzahl heimischer Arten und von Raubfischarten, ohne zur Veränderung des Naturschutzwerts oder des Simpson Indexes beizutragen (Abbildung 13). Weiterführende Analysen zeigten, dass sich die Fischgemeinschaften anglerisch genutzter Baggerseen in Niedersachsen nicht signifikant von natürlichen Seen in Brandenburg unterschieden (Matern et al., 2022). Die anglerische Bewirtschaftung funktioniert daher bei den Fischen als Besiedelungsbeschleuniger in neu geschaffenen, zunächst fischfreien Gewässern und führt mit der Zeit zu Fischgemeinschaften, die denen von Naturseen entsprechen. Bemerkenswert ist, dass sich die Fischbiomassen unbewirtschafteter Baggerseen nicht von denen in bewirtschafteten Seen unterschieden, obwohl die unbewirtschafteten Baggerseen artenarm sind (Matern et al., 2019; Arlinghaus et al., 2023). Das bedeutet – die Nährstoffsituation bestimmt maßgeblich, wie viele Fische biomasseseitig in einem Gewässer ernährt werden können.

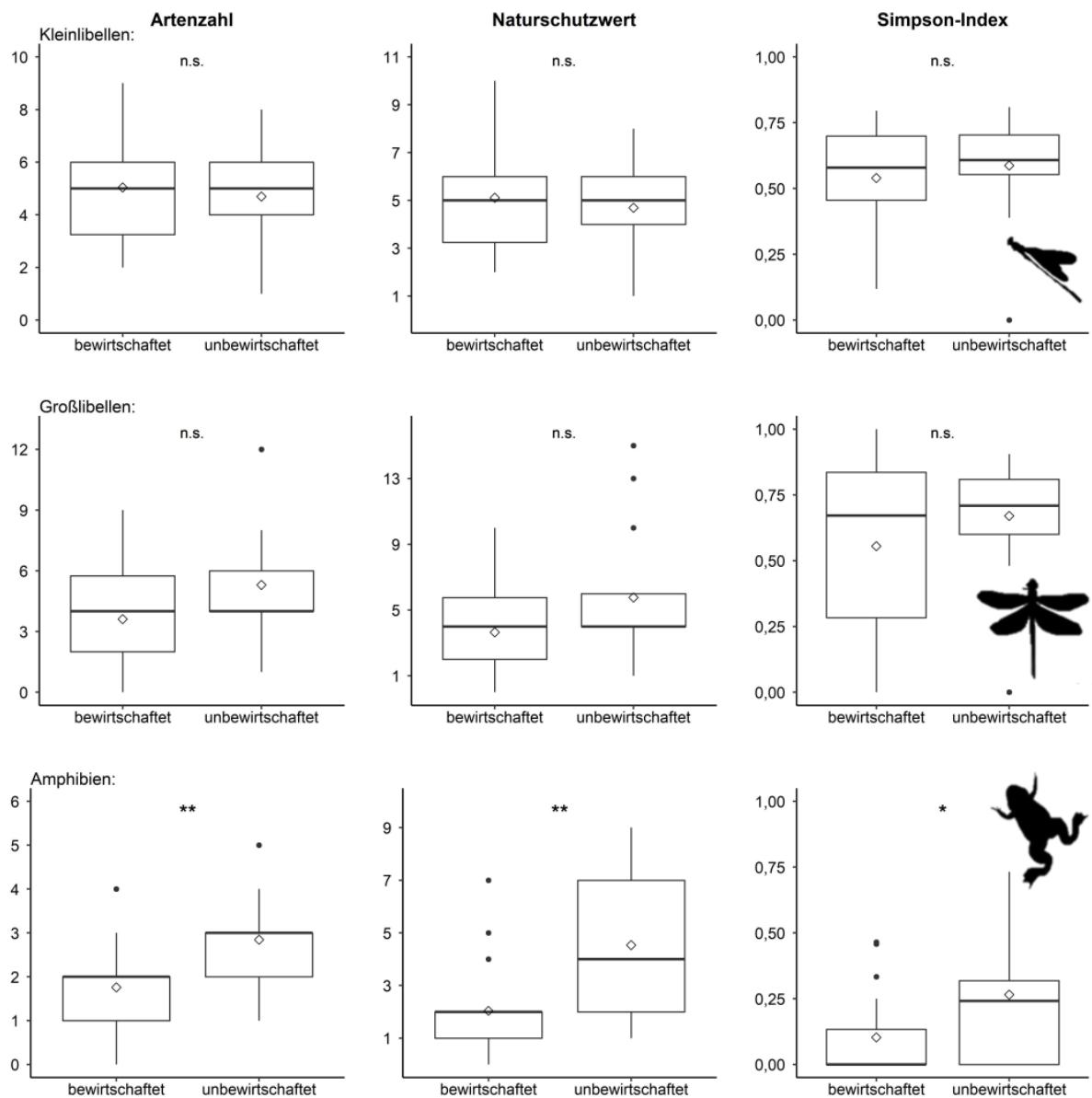


Abbildung 11: Vergleiche von Artenzahl, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex bei Kleinlibellen, Großlibellen und Amphibien bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, ** = hoch signifikanter Unterschied, * = signifikanter Unterschied, n. s. = kein signifikanter Unterschied.

Bei allen anderen Organismengruppen über Amphibien und Fische hinaus (Wasservögel, Singvögel, Libellen, Fischarten, Unterwasserpflanzen, terrestrische Pflanzen) gab es keine statistisch signifikanten Unterschiede in Artenzahl oder Simpson-Index zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Baggerseen. Einzig die krautigen Uferpflanzen wiesen tendenziell mehr Gattungen an bewirtschafteten Baggerseen auf. Ebenso war der Naturschutzwert dort signifikant höher (Abbildung 12). Bewirtschaftete Baggerseen wiesen auch einen tendenziell höheren Simpson-Index für Wasserpflanzen auf (Abbildung 12). Das galt auch für den Naturschutzwert von Singvögeln an bewirtschafteten Baggerseen (Abbildung 13). Das bedeutet, dass bestimmte Taxagruppen im Trend von der Bewirtschaftung sogar profitieren.

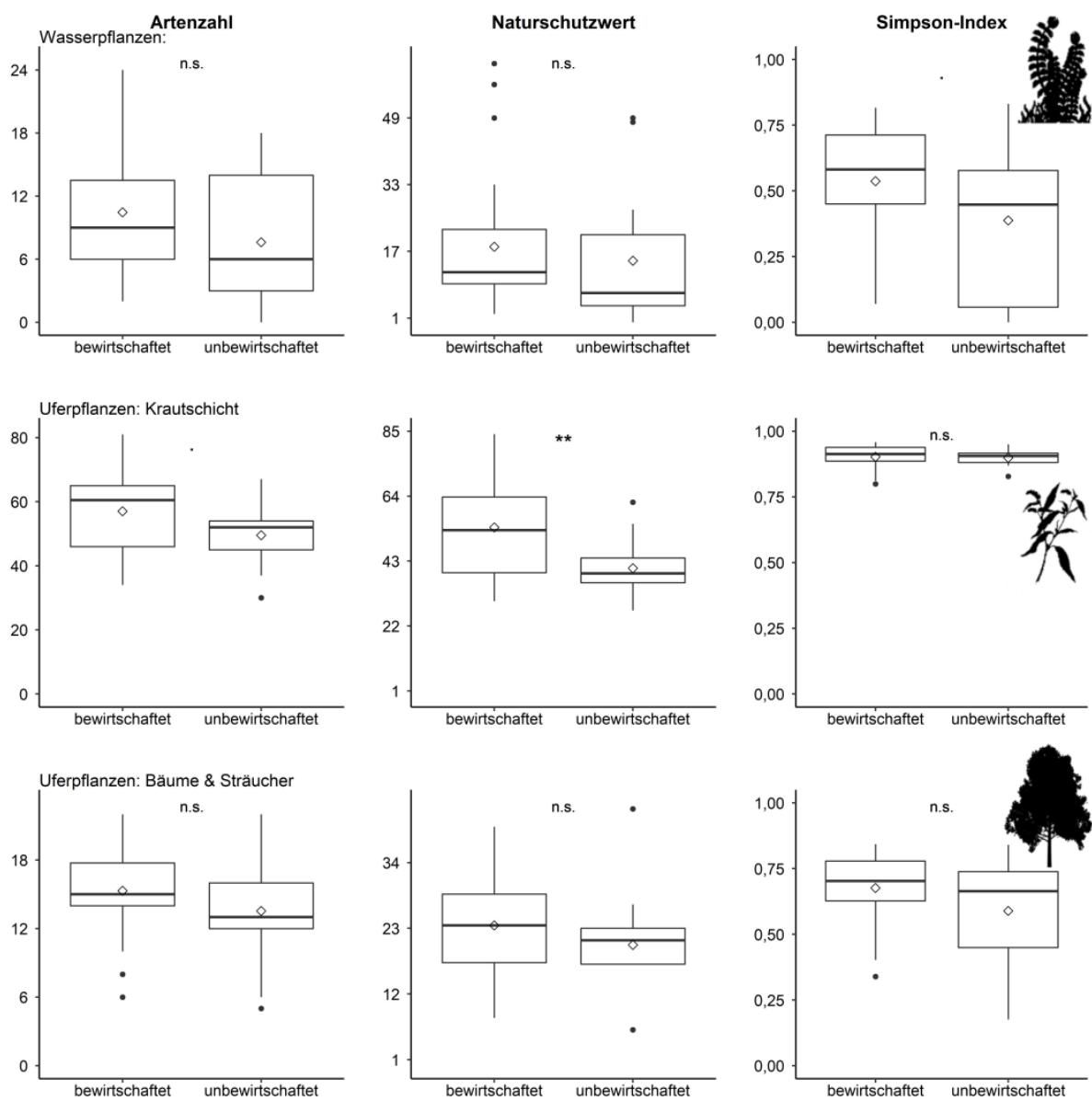


Abbildung 12: Vergleiche von Artenzahl, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex bei Kleinlibellen, Großlibellen und Amphibien bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, ** = hoch signifikanter Unterschied, * = signifikanter Unterschied, n. s. = kein signifikanter Unterschied.

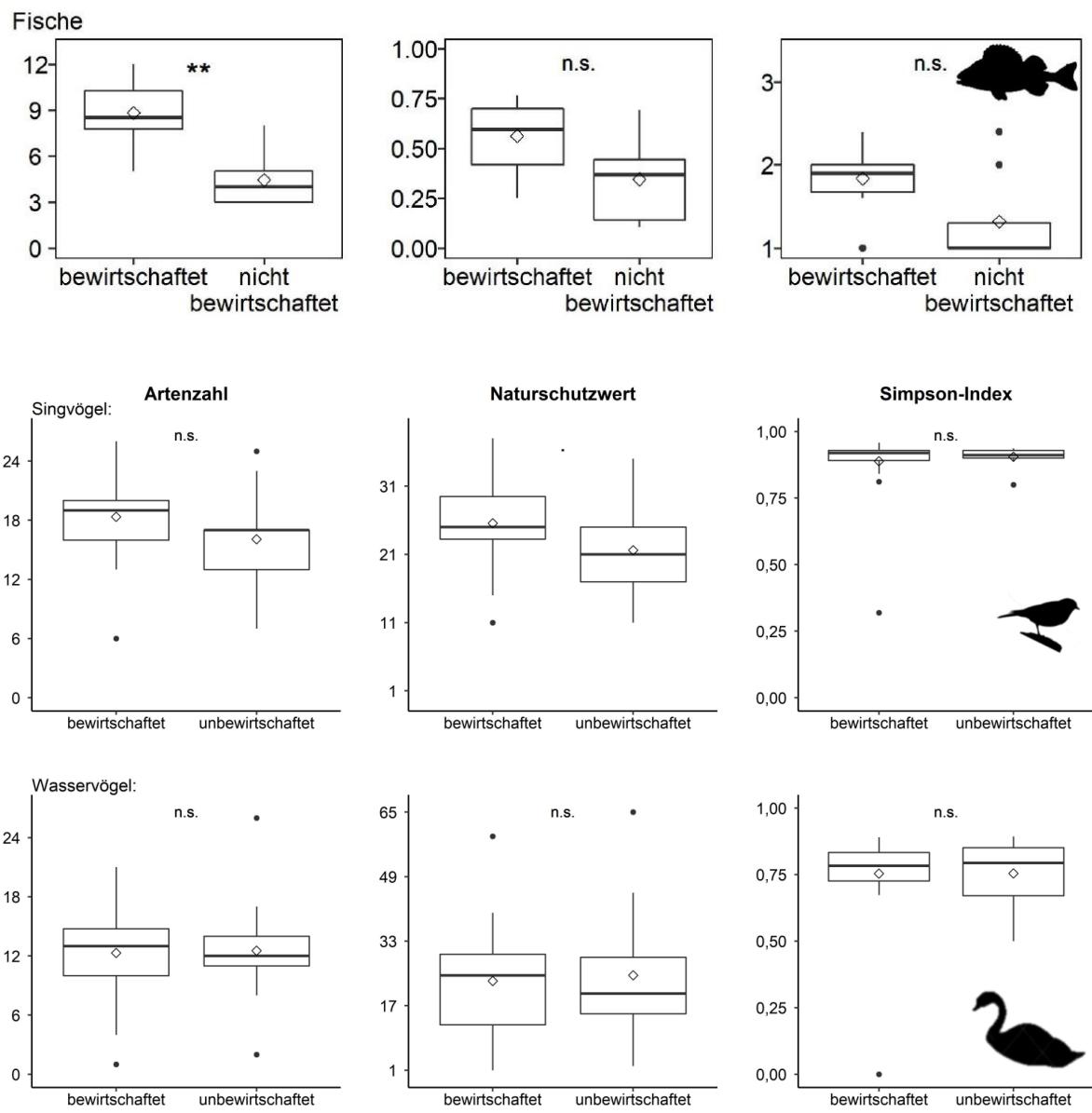


Abbildung 13: Vergleiche von Artenzahl, Naturschutzwert und Simpson-Diversitätsindex bei Fischen sowie Sing- und Wasservögeln bewirtschafteter und unbewirtschafteter Baggerseen.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, ** = hoch signifikanter Unterschied, * = signifikanter Unterschied, n. s. = kein signifikanter Unterschied.

Bei der multivariaten Berücksichtigung aller Taxa-Gruppen zeigte sich ein ähnliches Bild. Der Einfluss der anglerischen Bewirtschaftung verdeutlicht sich hauptsächlich in einer Achse (2. Achse in Abbildung 14), auf der die beiden Bewirtschaftungsformen signifikant voneinander getrennt sind (keine Überlappung der Konfidenzniveaus). Diese Achse war vor allem mit der Artenzahl der Amphibien und der Großlibellen assoziiert. Alle anderen Organismengruppen korrelierten vorrangig mit der 1. Achse (Pflanzen, Kleinlibellen, Singvögel) oder der 3. Achse (Wasservögel). Auf diesen beiden Achsen zeigen sich aber keine Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen und somit kein Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die Artenzahlen (Abbildung 14, vergleichbare Ergebnisse liegen für den Naturschutzwert und den Simpson-Index vor: Nikolaus et al. 2022). Einige

Umweltparameter zeigten signifikante Zusammenhänge mit dem Artenreichtum: Die Trophie (hoher Chlorophyll a-Gehalt, hoher Totalphosphorgehalt und geringe Sichttiefe) und die Angelnutzung (korreliert stark mit allgemeiner Nutzung) zeigten eine negative Korrelation mit Artenzahlen von Amphibien und Großlibellen (2. Achse). Unterwasserstrukturen und Habitatqualität am Ufer zeigten positive Korrelationen mit Artenzahlen von Wasser- und Landpflanzen, Kleinlibellen und Singvögeln (1. Achse). Die Seegröße korrelierte positiv mit der Artenzahl von Wasservögeln (3. Achse). All diese Daten zeigen, dass es vor allem die Umwelt ist, die die Artenzahlen treibt, mit Ausnahme der Amphibien, die nicht geringer ausfällt, wenn Baggerseen bewirtschaftet werden, sondern auch dann geringer ist, wenn die Angerdichte hoch ausfällt.

Abbildung 15 veranschaulicht den Beitrag der verschiedenen Umweltvariablen ur Erklärung des Artenreichtums an Baggerseen. Je größer die Kreise, desto größer der Zusammenhang der Variable mit dem Artenreichtum. Überschneidungen der Kreise zeigen einen gemeinschaftlichen Einfluss. Allerdings ist zu beachten, dass ein Großteil der Varianz im Artenreichtum (72 %) nicht durch die gemessenen Umweltparameter (oder die Bewirtschaftung) erklärt werden konnte. Abbildung 14 zeigt somit, dass die Bewirtschaftung (Fischereimanagement beim Angeln) nur sehr geringe Beiträge zur Varianz des Artenreichtums über multiple Artengruppen hat. Mit anderen Worten: Der Artenreichtum an den Baggerseen wird überwiegend von anderen Faktoren als der angelfischereilichen Gewässernutzung getrieben.

In der Analyse der Artenzusammensetzung zeigten sich bei einigen Organismengruppen (Wasserpflanzen, Großlibellen, Sing- und Wasservögeln) messbare Einflüsse der Habitatstrukturen (Tabelle 2). Zusätzlich war bei Libellen und Wasservögeln die Fischgemeinschaft eine signifikant erklärende Variable. Außerdem zeigten sich erkennbare Einflüsse der Wasserchemie auf die Artenzusammensetzung der Ufervegetation und der Kleinlibellen. Die Bewirtschaftungsform war in keinem der Modelle eine signifikant erklärende Variable der Artengemeinschaft, keine der Umweltvariablen erklärte die Amphibienartenzusammensetzung (Tabelle 2).

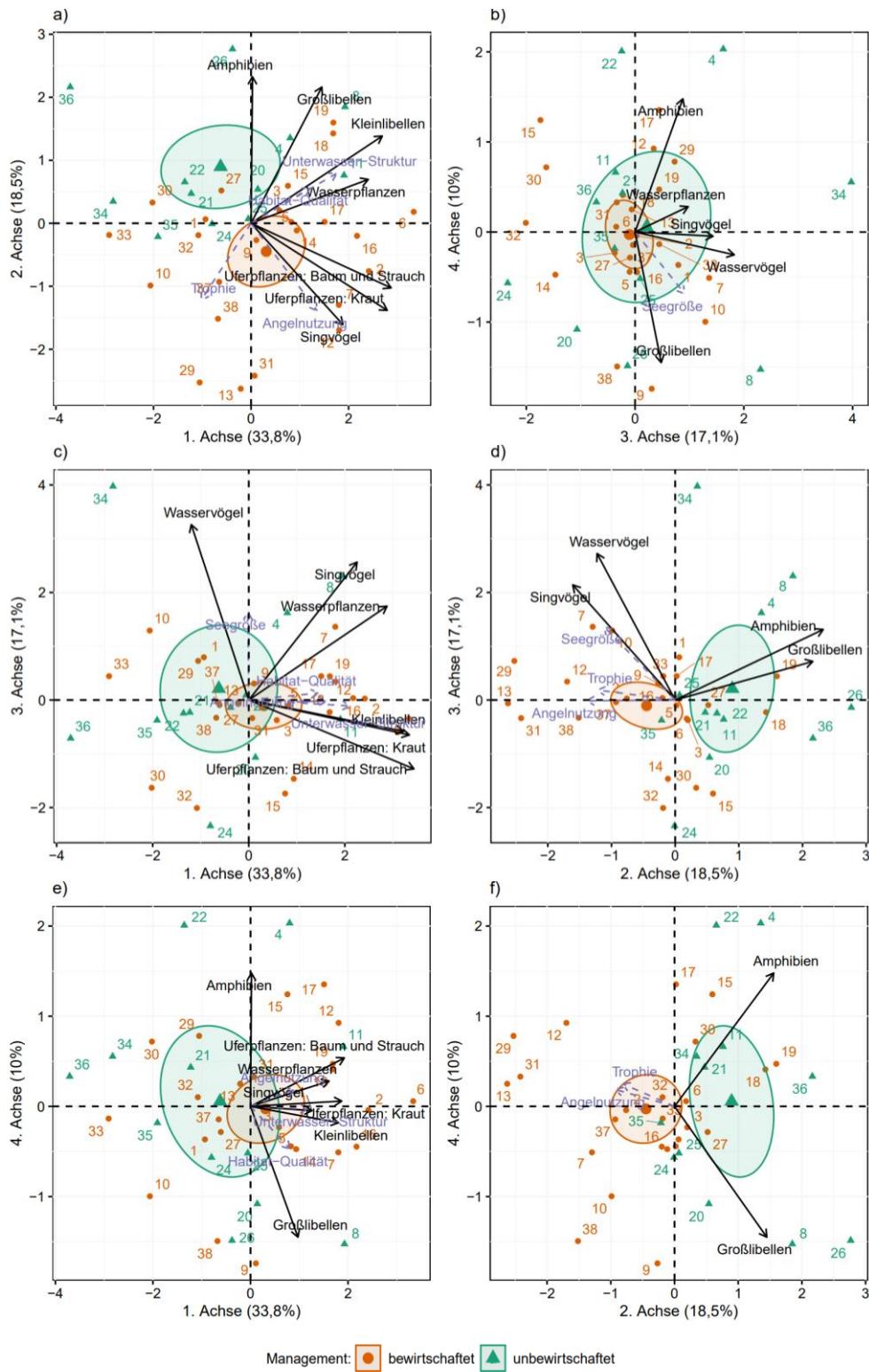


Abbildung 14: Hauptkomponentenanalyse (PCA) des Artenreichtums, dargestellt für die ersten vier Achsen (a: 1. und 2. Achse, b: 3. und 4. Achse, c: 1. und 3. Achse, d: 2. und 3. Achse, e: 1. und 4. Achse, f: 2. und 4. Achse). Die Prozentzahlen in Klammern zeigen den Anteil der Varianz, der durch die jeweilige Achse erklärt wird. Es werden jeweils nur die Variablen gezeigt, die zum entsprechenden Graph beitragen. Die Zahlen geben die verschiedenen Seen an. Die Zentren der Bewirtschaftungsarten und die erklärenden Variablen aus der Redundanzanalyse (RDA, gestrichelte violette Linien) sind als zusätzliche Variablen eingezeichnet, um die Ordination nicht zu beeinflussen. Die 95 %-Konfidenzniveaus um die Zentren sind eingezeichnet, um die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungstypen zu visualisieren.

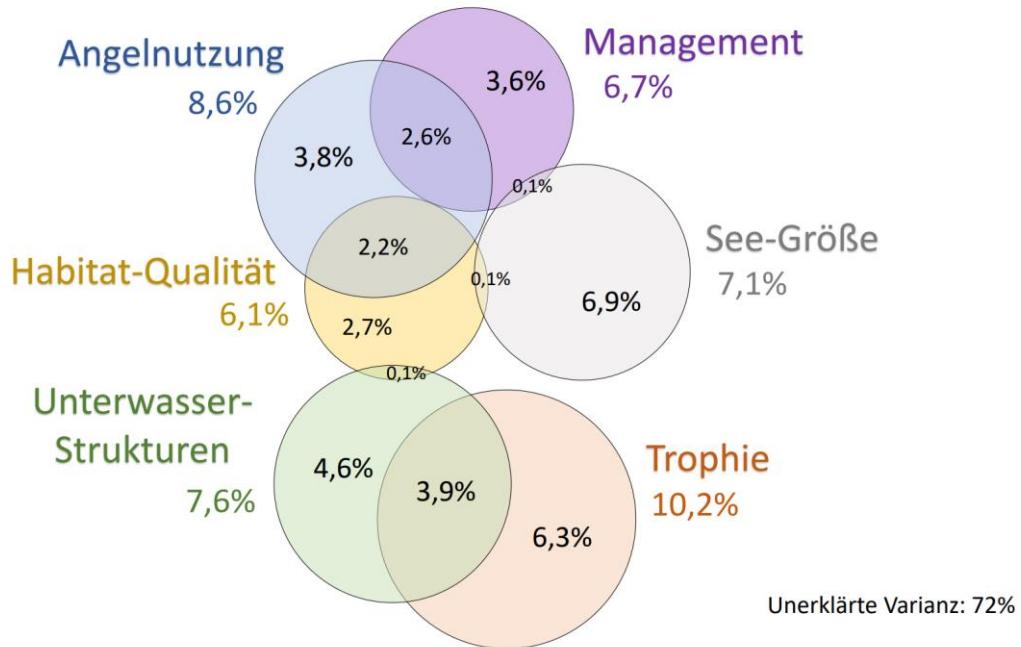


Abbildung 15 Varianzaufteilung für die erklärenden Umweltvariablen der Analyse des Artenreichtums. Insgesamt wurden 28 Prozent der Varianz durch die Umweltparameter erklärt.

Tabelle 2: Übersicht der erklärenden Umweltvariablen für die Artenzusammensetzung verschiedener Taxagruppen. Das Fehlen der Bewirtschaftung als Faktor deutet auf fehlende Wirkungen der angelfischereilichen Bewirtschaftung hin.

Taxagruppe	Umweltvariable	p-Wert	korrigiertes R ²
Wasserpflanzen	Habitatstruktur	0,009	0,070
Ufervegetation	Wasserchemie	0,001	0,046
Kleinlibellen	Wasserchemie	0,018	0,242
	Landnutzung	0,038	0,061
	Fische	0,016	0,095
Großlibellen	Habitatstruktur	0,002	0,015
	Fische	0,007	0,062
Amphibien	keine	–	–
Singvögel	Habitatstruktur	0,031	0,031
Wasservögel	Habitatstruktur	0,024	0,046
	Fische	0,020	0,045

2.4. Schlussfolgerungen

Die angelfischereiliche Hege und Nutzung von Baggerseen hat nur marginale Auswirkungen auf den Artenreichtum und die Artengemeinschaften verschiedener Taxagruppen. Nur bei Amphibien lassen sich negative Wirkungen feststellen. Manche Organismengruppen wie Fische profitieren hingegen maßgeblich von der anglerischen Hege. Angelfischerei und artenreiche Gewässer lassen sich daher trotz Besatz und „Gewässerstörung“ in Einklang bringen.

3. Auswirkungen der Intensität von Gewässerfreizeit und des Angelns auf die Biodiversität an Baggerseen (Gradientenstudie)

3.1. Einleitung

Die in Kapitel 2 gewürdigte, vergleichende Beobachtungsstudie hat die gewässergebundene Biodiversität von Baggerseen mit und ohne anglerische Nutzung verglichen (Nikolaus et al. 2022). Eine Limitation dieser Studie ist, dass neben der anglerischen Nutzung auch andere Freizeitnutzungen gleichzeitig an den Untersuchungsgewässern vorkamen, was es unmöglich macht, den isolierten Effekt des Angelns auf die biologischen Maßzahlen zu quantifizieren. Auch war die Arbeit von Nikolaus et al. (2022) ähnlich wie frühere Vergleichsstudien zum Angeln an Seen (Banks & Rehfisch, 2005; Bell et al., 1997; Spyra & Strzelec, 2019; Völkl, 2010) methodisch in ihrer Quantifizierung der Freizeitnutzungsintensität begrenzt. Zum Beispiel stützte sich Bewirtschaftungsstudie in Kapitel 2 auf nicht nach Zufallsprinzipien erfolgte Besucherzählungen während der Felderhebungen der Artenvielfalt, anstatt eine stratifizierte und zufällige Stichprobenmethode zu verwenden, um den Angel- bzw. Freizeitnutzungsdruck zu erfassen. In Bezug auf ökologische Auswirkungen von Freizeitaktivitäten spielt jedoch die Intensität der Nutzung eine Rolle (Kapitel 1, Bonanno et al., 1998; Bright et al., 2003; Gabel et al., 2012; Murphy & Eaton, 1983; Yalden, 1992), wahrscheinlich in größerem Maße als das Vorhandensein oder Fehlen spezifischer wasserbasierter Freizeitaktivitäten (vgl. Schafft et al., 2021). Dies erfordert eine angemessene Quantifizierung der Freizeitnutzungsintensität von Gewässern mit robusten methodischen Ansätzen aus den Sozialwissenschaften. In einer Gradientenstudie an verschiedenen niedersächsischen Baggerseen mit unterschiedlicher Art der Freizeitnutzung wurde daher ein standardisierten Roving Creel Survey-Ansatz eingesetzt, um die Intensität des Angelns, Schwimmens, Bootfahrens, Hundespaziergangs und der allgemeinen menschlichen Nutzung in und an Seen zu quantifizieren. Diese Daten wurden mit Biodiversitätsdaten über verschiedene Taxagruppen verschnitten, um zu bestimmen, wie verschiedene Freizeitnutzungsformen isoliert oder in Kombination auf die Seebiodiversität wirken. Diese Studie, die in diesem Kapitel zusammengefasst wird, ergänzt die Bewirtschaftungsstudie von Nikolaus et al. (2022) (Kapitel 2), indem sie zum einen die Auswirkungen verschiedener Kombinationen von Freizeitaktivitäten als auch die Auswirkung der Intensität von Freizeitaktivitäten auf Biodiversitätsmetriken an Baggerseen in Niedersachsen untersucht. Die Ergebnisse der Studie wurden in Schafft et al. (2024) veröffentlicht und werden nachfolgend gewürdigt.

3.2. Methoden

Für die Gradientenstudie wurde die Stichprobe von Baggerseen mit und ohne Freizeitfischerei aus der Bewirtschaftungsstudie von Nikolaus et al. (2020, 2022) verwendet und strategisch um Seen mit spezifischen, potenziell herausragenden Freizeitnutzungsarten ergänzt (z. B. Seen nur mit sonstigen Freizeitnutzungen außer Angeln oder sehr intensive Freizeitnutzungsseen). Die finale Auswahl der Seen gewährleistete einen großen Gradienten verschiedener Seetypen und Freizeitnutzungen von praktisch keiner Nutzung über moderate bis hohe Nutzungsintensitäten für verschiedene Freizeitaktivitäten (Spazieren mit und ohne Hunde, Schwimmen, Angeln, Bootfahren, Wasserski usw.). Die Seen wurden in fünf vordefinierte Kategorien des Seennutzungsgrads eingeteilt (Tabelle 3). Um die

Vergleichbarkeit der Seen in Bezug auf Umweltmerkmale zu gewährleisten, wurden zusätzliche Auswahlkriterien wie Seegröße (0,7 - 21,1 ha), fehlende Verbindung zu anderen Gewässern wie Flüssen und ähnliches Baggerseealter, um eine vergleichbare Morphologie und Genese der Seen zu gewährleisten.

Tabelle 3: Übersicht und Beschreibung der Seekategorien mit Stichprobengröße.

Seetypen	Nutzung	N
Kontrolle	Kontrollseen ohne Nutzung	6
O	kein Angeln, aber andere Nutzung	6
A	nur Angeln	6
AO	Angeln und andere Aktivitäten kombiniert (ohne Bootfahren)	16
AOB	Freizeitseen mit hoher Nutzungsdichte, einschließlich Angeln, anderen Aktivitäten sowie Camping, Bootfahren, Wasserski oder Windsurfen	5

Die Biodiversitätsdaten und die Umweltvariablen wurden auf die gleiche Art und Weise erhoben, wie bereits in Kapitel 2.2 (Methoden der Bewirtschaftungsstudie) beschrieben. Als naturschutzbezogenes Biodiversitätsmaß quantifizierten wir statt des Naturschutzwertes aber die Anzahl der gefährdeten Arten innerhalb jeder taxonomischen Gruppe gemäß den Roten Listen Deutschlands (www.rote-liste-zentrum.de und Freyhof, 2009, für Fische). Als Biodiversitätsmetriken dienten am Ende die Artenvielfalt, der Simpson-Index und die Anzahl gefährdeter Arten.

Zusätzlich zur bereits beschriebenen nicht-randomisierten Zählung von Freizeitnutzern während der Feldbegehungen (Kapitel 2.2) führten wir in allen 39 Seen eine standardisierte Besucherzählung mit Bürgerwissenschaftlern. Zum Einsatz kam die sogenannte Roving-Creel-Methode. Diese Methode zur Schätzung des Freizeitaufwands an Gewässern ist im Detail in Malvestuto (1983) und Pollock et al. (1994) beschrieben (Schafft et al. 2024). Die "Creel"-Methode umfasste ein geschichtetes (stratifiziertes) zufälliges Design mit zwölf festen Zähltagen als primäre Stichprobeneinheit, die zufällig und gleichmäßig auf Wochentage und Wochenendtage verteilt waren. Innerhalb dieser Zähltagen wurde zusätzlich als sekundäre Stichprobeneinheit zufällig zwischen zwei Zeitschichten, morgens (10 bis 14 Uhr) und nachmittags (14 bis 18 Uhr) gewählt. Jeder Probentag bestand aus vier Momentzählungen der anwesenden Freizeitnutzenden (Hoenig et al., 1993), wobei jede Zählung um etwa eine Stunde versetzt erfolgte (zum Beispiel um 10 Uhr, 11 Uhr, 12 Uhr und 13 Uhr).

Da einige Bürgerwissenschaftler trotz intensiven Trainings und moderater Vergütung wahrscheinlich aufgrund fehlender Motivation keine zuverlässigen Zählungen lieferten, fehlten für sieben Seen (insbesondere einige Kontrollseen, wo die Zählungen häufig Null und damit für Bürgerwissenschaftler „langweilig“ gewesen wären) standardisierte Besucherzählungen. Um den Datensatz von Seen nicht auszudünnen, haben wir die Nutzungsdichten für die Seen mit nicht-standardisierten Zählungen während unserer Vor-Ort-Begehungen mit Modellen (GLMMs) und entsprechenden Seeprädictoren vorhergesagt und auf die Seen ohne bürgerwissenschaftlichen Nutzerdaten auf der Grundlage der dortigen Seeprädictorenausprägungen extrapoliert. Dieses war sinnvoll, da die standardisierten und nicht-standardisierten Besucherzählungen stark korrelierten (Spearman-Rangkorrelation; Angeln Rho = 0,69, Schwimmen Rho = 0,49, sonstige Nutzung Rho = 0,76, Hund Rho = 0,62, menschliche Nutzung Rho = 0,72). In den Modellen wurden diverse Variablen, die die Nutzungsintensität beeinflussen können (wie bspw. Entfernung zur nächsten Siedlung, Urbanität, Wetterverhältnisse zum Zeitpunkt der Zählung etc.) berücksichtigt. Dadurch

konnten wir die Freizeitintensität auch für die sieben fehlenden Seen ableiten und einen vollständigen Datensatz für 39 Baggerseen zusammenstellen.

In den anschließenden statistischen Analysen wurde der Einfluss von Freizeitaktivitäten und des spezifischen Nutzungsdrucks auf die Biodiversität von Baggerseen in zwei Schritten überprüft: Zuerst wurden univariate Vergleiche der Biodiversitätsmetriken zwischen den Seetypen durchgeführt. Anschließend wurden multivariate Analysen mit Umweltvariablen als Kovariaten durchgeführt. Um eine Kovarianz von Umweltvariablen in den multivariaten Modellen zu adressieren, wurde vor jeder Analyse eine Dimensionsreduktion mit Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt. Für alle Variablen wurden Varianzinflationsfaktoren (VIF, Neter et al., 1996) berechnet und ungeeignete, d. h. stark miteinander korrelierte Umweltfaktoren selektiv ausgeschlossen.

Für die univariaten Vergleiche der Biodiversitätsmetriken über die diskreten Seenkategorien wurden einfaktorielle ANOVA durchgeführt. Die Analysen zielten darauf ab, Unterschiede in Artenvielfalt, dem Simpson-Diversitätsindex und der Anzahl gefährdeter Arten zwischen den fünf Seekategorien (Kontrolle ohne Freizeitnutzung, Gewässer Ohne Angeln O, reine Angelgewässer ohne weitere Freizeitung A, Gewässer mit Angeln und sonstiger Freizeitnutzung AO, sowie hochintensive Freizeitseen mit Bootsverkehr AOB) zu identifizieren. Bei signifikanten ANOVA-Ergebnissen wurde ein TukeyHSD (Tukey's Honestly - Significant Difference) Post-hoc-Test durchgeführt, um spezifische paarweise Unterschiede zwischen den Seekategorien zu identifizieren. Wenn die für ANOVA erforderlichen Annahmen (Normalverteilung der Residuen und Homogenität der Varianz) nicht erfüllt waren, wurden Kruskal-Wallis-Tests und gepaarte Wilcoxon-Tests mit p-Wert-Anpassung (Benjamini & Hochberg, 1995) eingesetzt.

Anschließend wurden multivariate Regressionsanalysen durchgeführt, um Beziehungen zwischen Biodiversitätsmetriken und Freizeitnutzungsintensitäten (ausgedrückt als Nutzungsdichten) unter Kontrolle von Umweltvariablen aufzudecken. In diesen Modellen wurden die Seekategorien nicht berücksichtigt. Statt dessen wurden quantitative Freizeitnutzungsdichten als Prädiktoren verwendet. Alle Prädiktorvariablen wurden vor der Regressionsanalyse z-standardisiert, um standardisierte Beta-Koeffizienten zu erhalten, die äquivalent zu Effektgrößen zu interpretieren sind. Da Artenvielfalt und die Anzahl gefährdeter Arten ganzzahlige Daten waren, wurde generalisierte lineare Modelle (GLM) mit Poisson- oder Binomialverteilungen verwendet. Das Verfahren zur Erstellung von Freizeitnutzungsdichten auf der Grundlage der standardisierten Besucherzählungen sowie die Dimensionsreduktion (die zu drei Nutzungsdichtebeschreibenden Variablen führte) und die Auswahl von Umweltvariablen sind in Schafft et al. (2024) im Detail beschrieben. Mittels Modellausselektion basierend auf dem Akaike-Informationskriterium (AIC) wurden alle relevanten Variablen identifiziert, die die ausgewählten Biodiversitätsmaße innerhalb jeder taxonomischen Gruppe erklären. Die Modellausselektion wurde mit der Funktion stepAIC in R (Venables & Ripley, 2002) unter Verwendung von Vorwärts- und Rückwärtsauswahl durchgeführt. Die die uns besonders interessierenden drei Schlüsselvariablen, die die Freizeitintensität beschreiben (Menschen/km, Angler/km und Hunde/km), wurden aus dem Variablenelektionsverfahren ausgeschlossen und immer in den endgültigen Modellen belassen. Alle statistischen Analysen wurden mit der Software R (R Core Team, 2021) durchgeführt.

3.3. Ergebnisse

Die standardisierten Benutzerzählungen bestätigten die vordefinierten Seenutzungskategorien (Abbildung 16). Die allgemeine menschliche Nutzung, das Angeln, Schwimmen, Spazierengehen mit Hunden und Bootfahren zeigten alle signifikante Unterschiede in den erwarteten Richtungen zwischen den vordefinierten Seennutzungskategorien (alle $p < 0,05$). Zum Beispiel waren die Dichten von Schwimmern und allgemeiner menschlicher Nutzung signifikant größer in Freizeitseen (AOB-Seen) im Vergleich zu allen anderen Seekategorien. Wie erwartet kam das Angeln nicht in Kontrollseen und Seen mit vermuteter nur sonstiger Freizeitnutzung ohne Angeln (O-Seen) vor.

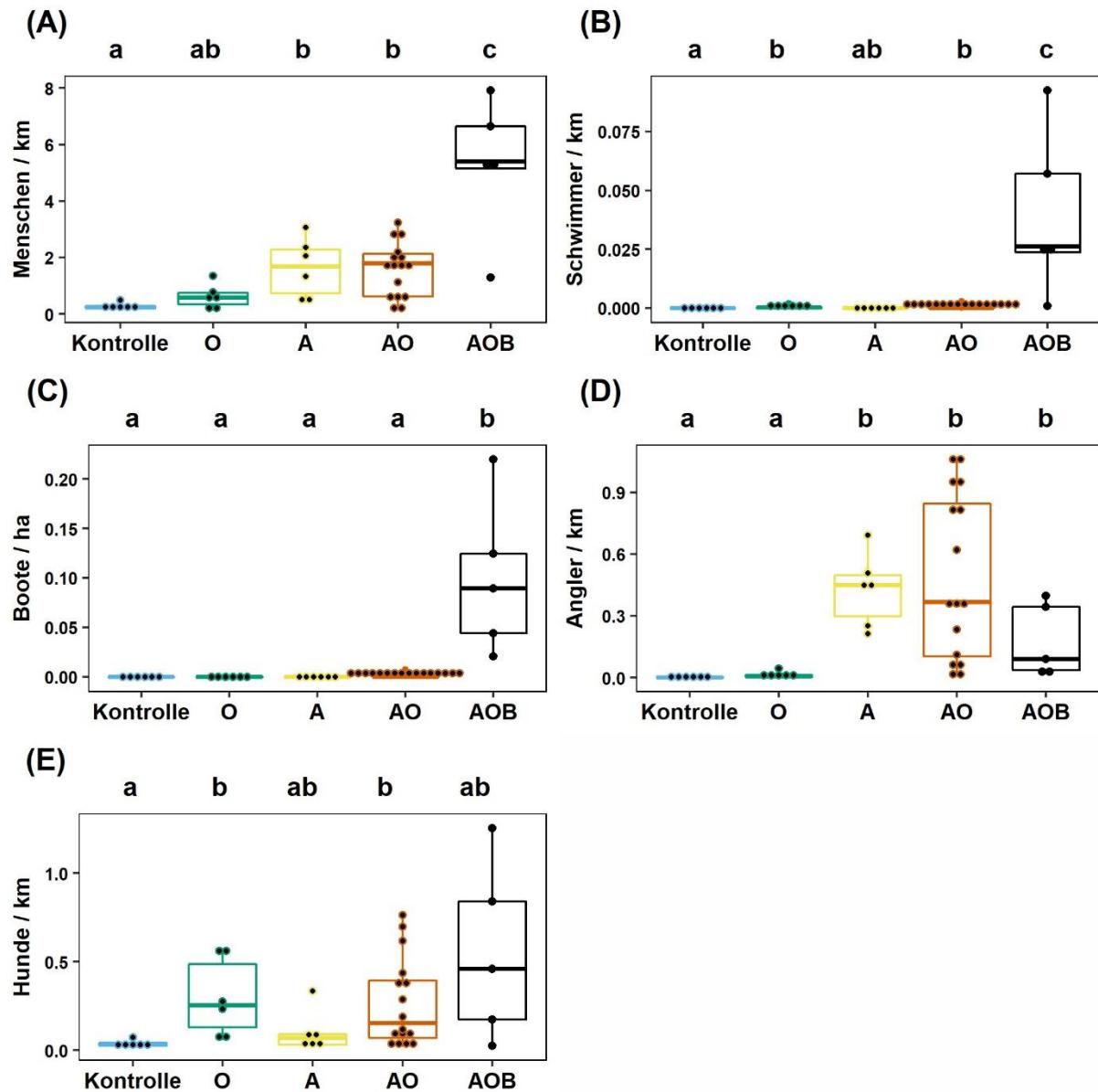


Abbildung 16: Nutzungsdichten von Menschen (A), Schwimmern (B), Booten (C), Anglern (D) und Hunden (E) basierend auf standardisierten Zählungen pro Seenkategorie (Kontrolle, O = andere Nutzungen als Angeln, A = nur Angeln, AO = Angeln und andere Nutzungen, AOB = Angeln, andere Nutzungen und Bootfahren). Die Dichten werden pro Hektar Seefläche für Boote und pro Kilometer Uferlinie für den Rest angezeigt. Unterschiedliche Buchstaben über den Boxplots geben signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Seennutzungskategorien an. Unterschiedliche Maßstäbe der y-Achsen beachten.

Die Bootsnutzung erfolgte fast ausschließlich in AOB-Seen. Die Dichte von Hunden war in Kontrollseen und in fast allen Seen, die ausschließlich von Anglern genutzt wurden (A-Seen), sehr gering, und in anderen drei Seekategorien deutlich höher (Abbildung 16). Die von uns gewählten Seen spannten einen fast schon idealer Gradienten für die Analyse von nutzungsspezifischen Biodiversitätseffekten auf.

Trotz des Ziels vergleichbarer Umweltfaktoren zwischen Seen mit unterschiedlichen Nutzungskategorien, wurden erwartungsgemäß (am Ende ist kein See ein perfektes Replikat eines anderen) signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in der Seemorphologie festgestellt: Kontrollseen waren signifikant kleiner als Seen mit mehreren Nutzungen (O-, AO- und AOB-Seen), während ausschließlich zum Angeln genutzte Seen (A) und Seen mit Angeln in Kombination mit anderen Nutzungen (AO-Seen) ebenfalls signifikant kleiner waren als stark frequentierte Freizeitseen (AOB-Seen). Diese Unterschiede lassen sich einfach mit der Eignung der Seen für die Freizeit erklären. Signifikante Unterschiede wurden auch in der maximalen Tiefe und mittleren Tiefe der Seen festgestellt. Kontrollseen waren signifikant flacher als O- und AOB-Seen, und A- und AO-Seen waren signifikant flacher als AOB-Seen. Die Uferlänge und der Prozentsatz der Urbanisierung in einem 100-Meter-Puffer um den See tendierten dazu, in Kontrollseen im Vergleich zu AOB-Seen kleiner zu sein, und AOB-Seen neigten dazu, einen geringeren Prozentsatz an Wald um die Seen zu haben; diese Unterschiede waren jedoch nach Post-hoc-Tests nicht signifikant.

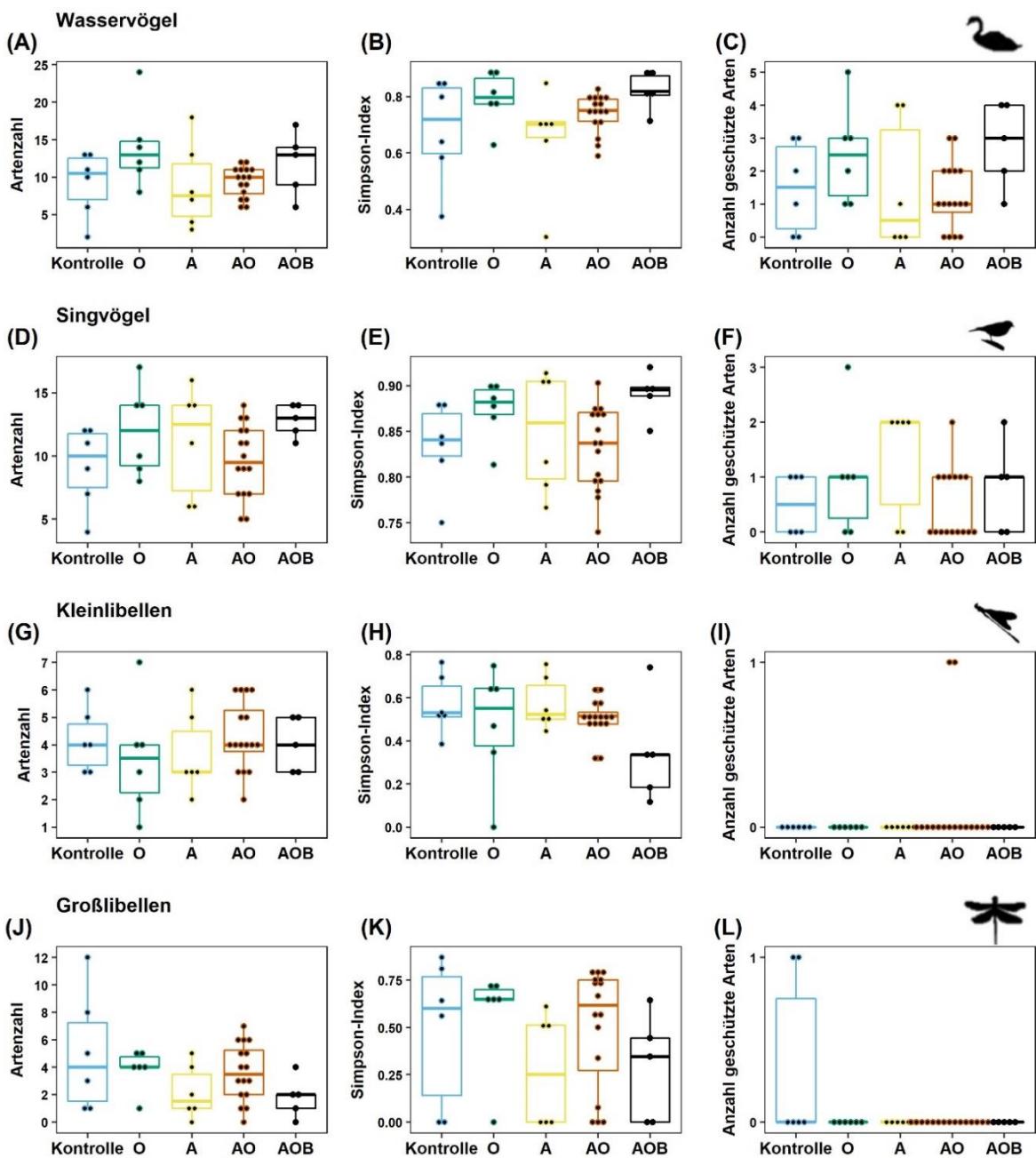


Abbildung 17: Boxplots der Artenvielfalt, des Simpson-Diversitätsindex und der Anzahl gefährdeter Arten pro Seenkategorie (Kontrolle, O = andere Nutzungen als Angeln, A = nur Angeln, AO = Angeln und andere Nutzungen, AOB = Angeln, andere Nutzungen und Bootfahren) für Wasservögel (A, B, C), Singvögel (D, E, F), Kleinlibellen (G, H, I) und Großlibellen (J, K, L). Unterschiede zwischen allen Nutzungskategorien innerhalb aller taxonomischen Gruppen waren nicht signifikant (post-hoc Tukey-Test oder paarweiser Wilcox-Test, $p > 0,05$). Unterschiedliche Maßstäbe der y-Achsen beachten.

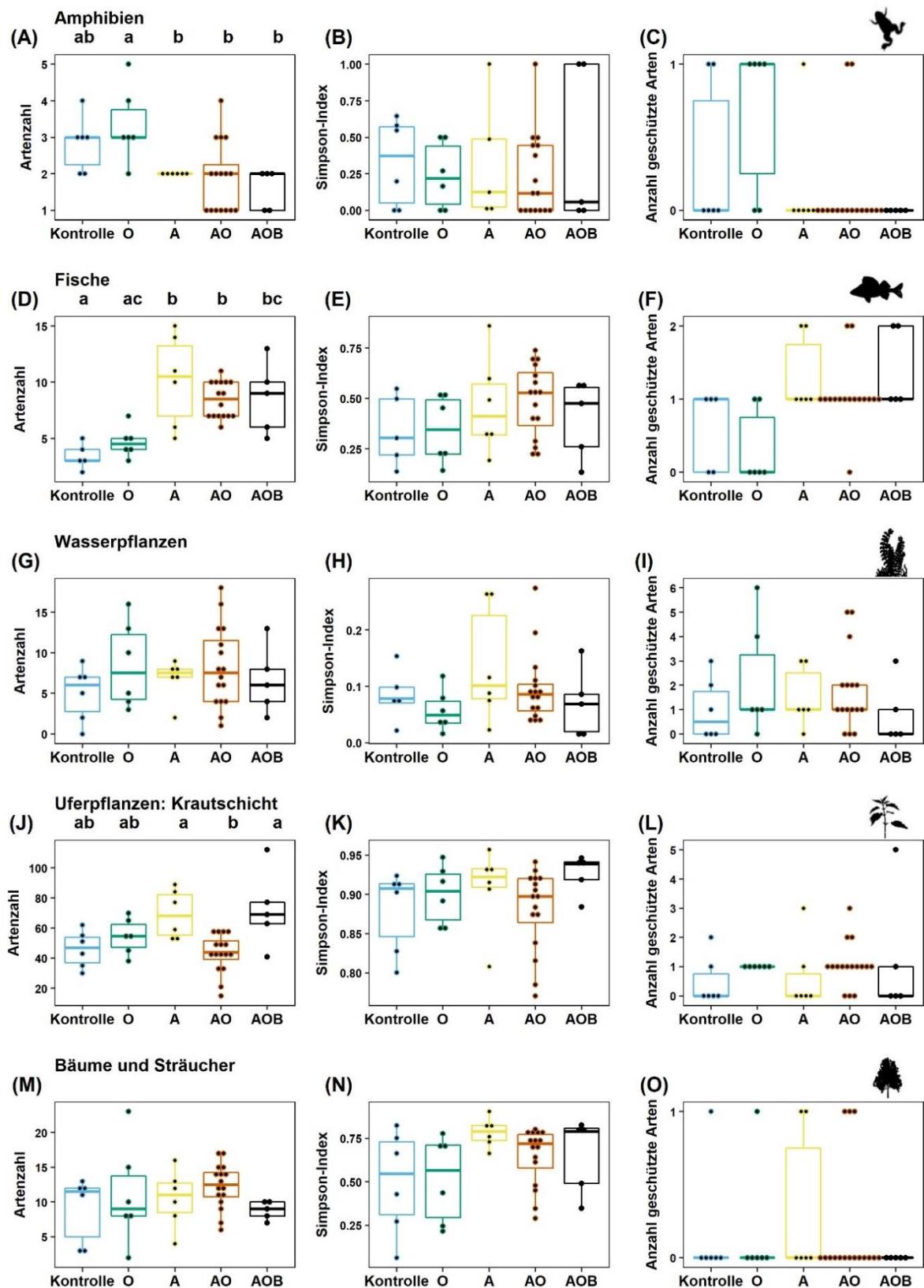


Abbildung 18: Boxplots der Artenvielfalt, des Simpson-Diversitätsindex und der Anzahl gefährdeter Arten pro Nutzungskategorie (Kontrolle, O = andere Nutzungen als Angeln, A = nur Angeln, AO = Angeln und andere Nutzungen, AOB = Angeln, andere Nutzungen und Bootsfahren) für Amphibien (A, B, C), Fische (D, E, F), submerse Wasserpflanzen (G, H, I), Uferkräuter (J, K, L) und Uferbäume (M, N, O). Signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien sind durch verschiedene Kleinbuchstaben über den jeweiligen Boxplots angegeben (post-hoc Tukey-Test oder paarweiser Wilcoxon-Test, $p < 0,05$). Unterschiedlichen Maßstäbe der y-Achsen beachten.

3.3.1. Wasservögel

Artenvielfalt, der Simpson-Diversitätsindex und die Anzahl gefährdeter Wasservogelarten unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Nutzungskategorien der Seen (Abbildung 17). Auch die multivariaten Regressionsmodelle mit ausgewählten Umweltvariablen als kontrollierende Variablen zeigten keine signifikanten Auswirkungen von Freizeitnutzungsintensitäten durch Menschen, Angler oder Hunde auf die Vielfalt der Wasservögel (Tabelle 4, Tabelle 5). Die Artenvielfalt der Wasservögel war signifikant positiv mit der Seefläche und dem Uferentwicklungs faktor (Maß für die Ausgedehntheit der Uferzone) SDF ($p < 0,01$) assoziiert, und der Simpson-Diversitätsindex mit der Seefläche ($p = 0,01$), während alle anderen Umweltprädiktoren weniger wichtig waren oder während des Variablenelektionsprozesses als irrelevant ausgeschlossen wurden. Die Wasser pflanzendeckung war der einzige signifikante Prädiktor für die Anzahl gefährdeter Wasservogelarten, die an einem Baggersee nachweisbar waren ($p = 0,01$).

3.3.2. Singvögel

Univariate Vergleiche zeigten keine signifikanten Unterschiede in den Singvogel-Diversitätsindizes zwischen den fünf Nutzungskategorien der Seen (Abbildung 17). Die multivariate Regressionsanalyse deutete jedoch auf signifikante negative Beziehungen zwischen der Anzahl der Hunde und der Artenvielfalt sowie dem Simpson-Diversitätsindex der Singvögel hin (Tabelle 4, Tabelle 5). Die Anzahl der Hunde war negativ und die SDF positiv mit der Artenvielfalt der Singvögel verbunden ($p = 0,05$). Eine zunehmende Hundedichte war auch negativ mit dem Simpson-Diversitätsindex der Singvögel verbunden ($p = 0,01$). Im Gegensatz dazu neigte die Intensität der menschlichen Nutzung dazu, positiv mit dem Simpson-Diversitätsindex der Singvögel verbunden zu sein, obwohl die Effekte statistisch nicht signifikant waren ($p = 0,08$). Die Uferlänge war eine signifikante und positive Umweltkovariate des Simpson-Diversitätsindex der Singvögel. Das Poisson-GLM zur Vorhersage der Anzahl gefährdeter Singvogelarten war nicht signifikant.

3.3.3. Kleinlibellen

Es gab keine signifikanten Unterschiede zwischen den fünf Nutzungskategorien der Seen im univariaten Vergleich der Kleinlibellenvielfalt (Abbildung 17). Auch die multivariate Analyse wurde die Artenvielfalt der Kleinlibellen nicht signifikant von den Prädiktorvariablen erklärt (Tabelle 4, Tabelle 5). Die Intensität der menschlichen Nutzung war jedoch ein signifikant negativer Prädiktor für den Simpson-Diversitätsindex der Kleinlibellen ($p = 0,01$). Signifikante Umweltparameter umfassten die Abdeckung der Wasser pflanzen als positiver und die Menge an Schilf als negativer Prädiktor der Kleinlibellendiversität (Tabelle 4). Da gefährdete Arten von Kleinlibellen nur in zwei AO-Seen gefunden wurden (jeweils eine gefährdete Art), wurde kein Modell errechnet.

3.3.4. Großlibellen

Die univariate Analyse zeigte keine signifikanten Unterschiede in der Artenvielfalt und im Simpson-Diversitätsindex von Großlibellen. Die Anzahl gefährdeter Arten unterschied sich zwischen den Nutzungskategorien der Seen, wie durch den Kruskal-Wallis-Test angezeigt (Abbildung 17), jedoch zeigte die Wilcoxon-Post-hoc-Analyse keine signifikanten paarweisen Unterschiede zwischen bestimmten Nutzungskategorien. Nur zwei Kontrollseen enthielten jeweils eine gefährdete Art. Freizeitnutzungsintensitäten waren keine signifikanten Prädiktoren für die Artenvielfalt der Großlibellen, während SDF und Anteil des Feuchtgebiets

um den See (im 100-m-Puffer) positive und die Uferlänge, TOC und Fischbiomasse negativ signifikante Prädiktoren waren (Tabelle 4, Tabelle 5). Das Regressionsmodell zur Erklärung des Simpson-Diversitätsindex der Großlibellen war nicht signifikant.

3.3.5. Amphibien

Die Artenvielfalt der Amphibien war eher gering und erreichte maximal fünf Arten pro See. Die univariate Analyse (Kruskal-Wallis-Test) zeigte, dass die Nutzungskategorien A, AO und AOB eine signifikant geringere Artenvielfalt aufwiesen als O-Seen (Abbildung 18). Es gab keine signifikanten Unterschiede im Simpson-Diversitätsindex und in der Anzahl gefährdeter Amphibienarten zwischen den Nutzungskategorien der Seen, und auch die Regressionsmodelle für die Artenvielfalt und den Simpson-Diversitätsindex waren nicht signifikant. Das Vorkommen gefährdeter Arten stand in positivem Zusammenhang mit SDF und der Entfernung zum nächsten Gewässer, während Freizeitintensitäten nicht signifikant mit den Indikatoren für die Amphibienbiodiversität zusammenhingen (Tabelle 4).

3.3.6. Fische

Kontrollseen wiesen eine signifikant geringere Artenvielfalt an Fischen auf als A-, AO- und AOB-Seen, und O-Seen hatten eine signifikant geringere Fischartenvielfalt als A- und AO-Seen (Abbildung 18). Es gab keine signifikanten Unterschiede im Simpson-Diversitätsindex der Fische zwischen den Nutzungskategorien der Seen. Die Anzahl gefährdeter Fischarten war in O-Seen tendenziell geringer als in A-, AO- und AOB-Seen. Die Fischbiomasse unterschied sich nicht signifikant zwischen den Nutzungskategorien der Seen. Die multivariate Regressionsanalyse zeigte, dass die Artenvielfalt der Fische signifikant und positiv mit der Intensität der menschlichen Nutzung ($p = 0,03$) und mit dem Alter des Sees ($p = 0,01$) zusammenhing (Tabelle 4, Tabelle 5). Für den Simpson-Diversitätsindex der Fische waren die Angeldichte ($p = 0,05$) und die Gesamtphosphorkonzentration ($p = 0,05$) signifikante positive Prädiktoren (Tabelle 4). Für gefährdete Arten konvergierte das Modell nicht.

3.3.7. Wasserpflanzen

Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien der Seen und der Wasserpflanzendiversität festgestellt (Abbildung 18). Die Artenvielfalt der Wasserpflanzen wurde positiv durch die Sichttiefe und negativ durch Nitrat (NO_3) erklärt. Darüber hinaus tendierte die Artenvielfalt der Wasserpflanzen dazu, positiv mit der SDF ($p = 0,05$) und dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen um den See (wenn auch nicht signifikant, $p = 0,09$) assoziiert zu sein und negativ mit der Konzentration von löslichem reaktivem Phosphor ($p = 0,05$), stand jedoch nicht im Zusammenhang mit Freizeitnutzungsintensitäten (Tabelle 4, Tabelle 5). Der Simpson-Diversitätsindex wurde weder durch Freizeitnutzungsintensitäten noch durch ausgewählte Umweltvariablen erklärt. Ähnlich wie bei der Artenvielfalt war die Anzahl gefährdeter Wasserpflanzenarten negativ mit Nitrat assoziiert ($p = 0,03$) und tendenziell positiv mit Landwirtschaft ($p = 0,09$), während die Intensität der Freizeitnutzung nicht mit der Anzahl gefährdeter Wasserpflanzenarten zusammenhing (Tabelle 4).

3.3.8. Uferkräuter

AOB- und A-Seen wiesen eine signifikant höhere Artenvielfalt auf als AO-Seen. Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien der Seen für den Simpson-Diversitätsindex und die Anzahl gefährdeter Arten von Uferkräutern beobachtet (Abbildung 18). Die multivariate Analyse deutete darauf hin, dass die Freizeitnutzung die Artenvielfalt der Uferkräuter geprägt haben könnte (Tabelle 4, Tabelle 5). Die Intensität der

menschlichen Nutzung stand signifikant und positiv in Beziehung zur Artenvielfalt ($p < 0,01$), während die Hundedichte negativ mit der Artenvielfalt der Uferkräuter zusammenhing ($p < 0,01$). Signifikante Umweltparameter waren die Entfernung zu Siedlungen, die Offenheit (beide negativ mit der Artenvielfalt verbunden) und Landwirtschaft (positiv). Das Regressionsmodell für den Simpson-Diversitätsindex war nicht signifikant. Bei gefährdeten Arten tendierte die Intensität der Hundenutzung dazu, positiv mit der Anzahl gefährdeter Arten zusammenzuhängen, jedoch war der Effekt nicht signifikant ($p = 0,06$, Tabelle 4).

3.3.9. Bäume und Sträucher

Es gab keine signifikanten Unterschiede in der Vielfalt der Uferbäume zwischen den Nutzungskategorien der Seen (Abbildung 18). Das Poisson-Regressionsmodell für die Artenvielfalt war nicht signifikant. Der Simpson-Diversitätsindex der Uferbäume wurde signifikant positiv durch das Alter des Sees vorhergesagt. Freizeitnutzungsintensitäten standen nicht in signifikantem Zusammenhang mit dem Simpson-Diversitätsindex (Tabelle 4). Für gefährdete Baumarten wurde ein binäres Regressionsmodell verwendet, das nicht signifikant war.

Tabelle 4: Übersicht über die Prädiktorvariablen, die in den vollständigen multiplen linearen Regressionsmodellen zur Erklärung der Artenvielfalt (V), des Simpson-Diversitätsindex (S) und der Anzahl der gefährdeten Arten (G) verwendet wurden, sowie Ergebnisse der endgültigen Modelle nach der Modellauswahl mit Vorwärts- und Rückwärtsauswahl nach AIC. Die Nutzungsdichten (Angeln, Hunde und Menschen/km) wurden immer im finalen Modell behalten (Wenn diese nicht grau sind, konnte kein signifikantes Modell erstellt werden).

	Wasservögel V S G	Singvögel V S G	Kleinlibellen V S G	Großlibellen V S G	Amphibien V S G	Fisch V S G	Wasserpflanzen V S G	Uferpflanzen V S G	Bäume V S G	Erwartete Beziehung zur Biodiversität
Mittlere Tiefe(m)										
Seefläche (ha)	+ + x									+ Fische ¹ ; - Amphibien ²
Uferlänge (m)		+ + x	x x x	- x x						+ ³
Relative Tiefe					x x x		x x x			+ ³
Uferentwicklungs-Faktor	+ x (+)	x x x	x x x	+ x x	x x +	x x x	(+) x x	x x x		+ ⁶
Gesamtphosphor (mg/l)				x x x	x x x	x + x	(-) x x			+ Fische ⁵ ; - alle anderen ^{2,6}
Gesamt org. Kohlenstoff (mg/l)				x x x	- x x					- Libellen ¹⁴
Nitrat (NO ₃ mg/l)							- x -			- ⁶
pH-Wert							x x x			- ⁷
Secchi-Tiefe							+ x x			+ ⁶
Wasserpflanzendeckung (%)	(-) x -	x x x	x + x	x x x	x x x	x x x				+ ^{2,10,13}
Schilf (%)	x x x	x x x	x - x	x x x	x x x	x x x				+ ^{2,10,16}
Alter (Jahre)		x x x					x x x	x x x	x + x	+ ^{5,6,8}
Urbanisierung (%)									x x x	+ ¹²
Landwirtschaft (%)	x x x	x x x	x x x	x x x	x x x		(+) x x	(+) + x x	x x x	+ Vögel; - Libellen,
Wald (%)		x x x				x x (-)			x x x	+ alle ^{2,8}
Feuchtgebiete (%)		x x x		+ x	x x x				x x x	+ ^{2,14}
Distanz stehendes Gewässer (m)	x x x	x x x				x x (+)	x x x	x x x		- ²
Distanz Straße (m)										+ ⁸
Distanz Siedlung(m)								- x x	x x x	- ¹²
Offenes Ufer/m							x x x	- x x	x x x	+ Pflanzen ⁶ ; - Bäume
Weglänge/Uferlänge (m)								x x x	x x x	
Angler /km	x x x	x x x	x x x	x x x	x x x	x x (+) x	x x x	x x x	x x x	+ Fische ⁵ ; alle anderen ^{2,10}
Hunde /km	x x x	(-) - x	x x x	x x x	x x x	(-) x x	(+) x x	- x (+) x	x x x	- ¹¹
Menschen /km	x x x	x (+) x	x x x	x x x	x x x	+ x x	x x x	+ x x	x x x	- alle außer Pflanzen ^{2,9,10}
Fischbiomasse (g /100m ²)	x x x			x x x	- x x	x x x				+ Vögel ¹⁵ ; - alle anderen ^{2,13}
Anzahl Seebegängen	x x x									+

+/- = signifikant, p < 0.05

(+/-) = Trend, p < 0.1

x = im Model, aber p > 0.1

x = nicht im finalen Model, aber Prädiktor in Ausgangsmodell

¹ Brucet et al. (2013); ² Hecnar & M'Closkey (1997); ³ He & Legendre (1996); ⁴ Wetzel (2001); ⁵ Matern et al. (2022); ⁶ Hilt et al. (2022); ⁷ Couturis et al. (2011); ⁸ Vestergaard & Sand-Jensen (2000); ⁹ Rashidi et al. (2019); ¹⁰ Nikolaus et al. (2022); ¹¹ Müller et al. (2003); ¹² Sime (1999); ¹³ Deutschewitz et al. (2003); ¹⁴ Knorp & Dorn (2016); ¹⁵ Holtmann et al. (2018); ¹⁶ Found et al. (2008); ¹⁷ Schindler et al. (2003)

Tabelle 5: Multiple lineare Regressionen zur Vorhersage der Artenvielfalt basierend auf Intensitäten der Freizeitnutzung und ausgewählten Umweltvariablen. Für die Artenvielfalt von Kleinlibellen, Amphibien und Uferbüäumen waren die Modelle insgesamt nicht signifikant. SDF = Uferentwicklungsgrad, TP = Gesamtphosphor, SRP = löslicher reaktiver Phosphor (für die Artenvielfalt der Wasserpflanzen). Die Signifikanz der Variablen ist fett hervorgehoben ($p < 0,05$).

	Wasservögel	Singvögel	Großlibellen	Fische	Wasserpflanzen	Uferkräuter
y-Achsenabschnitt	2.29 (0.05), $p < 0.01$	2.34 (0.05), $p < 0.01$	1.12 (0.10), $p < 0.01$	1.97 (0.06), $p < 0.01$	1.07 (0.31), $p < 0.01$	3.94 (0.02), $p = p < 0.01$
Menschen (per km)	0.01 (0.07), $p = 0.90$	0.09 (0.06), $p = 0.16$	-0.18 (0.17), $p = 0.29$	0.15 (0.07), $p = 0.03$	-0.12 (0.10), $p = 0.21$	0.23 (0.04), $p = \mathbf{p < 0.01}$
Angler /km	-0.07 (0.06), $p = 0.20$	-0.04 (0.05), $p = 0.42$	0.10 (0.10), $p = 0.32$	0.09 (0.06), $p = 0.16$	0.06 (0.08), $p = 0.44$	0.02 (0.03), $p = 0.50$
Hunde /km	0.01 (0.07), $p = 0.92$	-0.13 (0.07), $p = 0.05'$	0.15 (0.15), $p = 0.29$	-0.13 (0.08), $p = 0.09$	0.17 (0.09), $p = 0.05$	-0.15 (0.04), $p = \mathbf{p < 0.01}$
Seefläche (ha)	0.18 (0.07), $p = 0.01$					
SDF	0.14 (0.05), $p = 0.01$		0.35 (0.14), $p = 0.01$		0.12 (0.06), $p = 0.05$	
Uferlänge (m)		0.19 (0.05), $p < 0.01$	-0.29 (0.14), $p = 0.04$			0.04 (0.02), $p = 0.08$
Distanz Siedlung(m)						-0.19 (0.03), $p = \mathbf{p < 0.01}$
Landwirtschaft (%)			-0.15 (0.10), $p = 0.15$		0.12 (0.07), $p = 0.06$	0.12 (0.02), $p = \mathbf{p < 0.01}$
Feuchtgebiete (%)			0.25 (0.10), $p = 0.01$			
TP/SRP (mg/l)					-0.24 (0.12), $p = 0.05$	
NO₃ (mg/l)					-0.17 (0.08), $p = 0.04$	
TOC (mg/l)			-0.38 (0.12), $p < 0.01$			
Alter				0.19 (0.06), $p = 0.01$		
Sichttiefe (m)					0.17 (0.07), $p = 0.01$	
Wasserpflanzendeckung (%)	-0.10 (0.06), $p = 0.09'$					
Fischbiomasse (g /100m²)			-0.33 (0.14), $p = 0.02$			
Offenes Ufer /m						-0.19 (0.04), $p < 0.01$
N	39	39	38	38	39	39
AIC	204.38	197.63	164.89	180.26	218.75	363.26
BIC	216.02	205.94	181.27	188.44	233.72	376.57
Pseudo R²(Cragg - Uhler)	0.60	0.32	0.57	0.47	0.69	0.96

3.4. Diskussion

Wie erwartet, bestimmen hauptsächlich Umweltvariablen ohne Freizeit- oder Angelbezug die Biodiversität gewässergebundener Tiere und Pflanzen von Kiesgrubenseen. Für die meisten Organismengruppen waren insbesondere die Morphologie der Seen und der Trophiezustand, stärkere und konsistenter Prädiktoren für die Biodiversität als die Art und Intensität der Gewässerfreizeit. Freizeitauswirkungen auf die Biodiversität stiegen mit der Intensität der menschlichen Nutzung unabhängig von der Art der Freizeitaktivität. Für die Dichte der Hunde dominierten negative Auswirkungen. Daher lassen unsere Ergebnisse darauf schließen, dass das Spazieren mit Hunden größere Auswirkungen auf die Biodiversität in Seen hat als die Gesamtzahl der menschlichen Nutzungsdichte. In unseren Regressionsmodellen wurde die Hundedichte (ohne Menschen) quantifiziert, während die Gesamtdichte der menschlichen Nutzung kontrolliert wurde, was es ermöglicht, den Einfluss von Hunden von dem Störeinfluss durch Menschen zu isolieren. Einige Freizeitaktivitäten können auch positive Auswirkungen auf Indikatoren für die Biodiversität haben, wie die positiven Auswirkungen des Angelns und der allgemeinen menschlichen Nutzung auf die Vielfalt der Fische zeigen.

3.4.1. Freizeitnutzung versus Umweltfaktoren als Prädiktoren für die Biodiversität von Seen

Die Morphologie des Sees, das Alter des Sees, die Landnutzung und der Trophiezustand waren stärkere Prädiktoren für die Biodiversität von Seen als die Variablen, die die Art und Intensität der Freizeitnutzung quantifizierten. Die plausibelste Erklärung ist, dass Umweltvariablen wichtiger für die Habitatwahl und das Überleben von Arten in einem bestimmten See sind als Freizeitstörungen. Es ist ein häufig berichtetes Ergebnis, dass Umweltbedingungen die Artenzusammensetzung in natürlichen Ökosystemen formen (Birk et al., 2020; Kail et al., 2023; Sun et al., 2022; Timm & Möls, 2012; Xiong et al., 2023). Unsere Studie bestätigt diese Erkenntnis und zeigt überdies, dass übergeordnete Umwelteinflüsse auf die gewässergebundene Biodiversität stärker wirken als die Art und Intensität der Gewässerfreizeit. Frühere Studien zur Freizeitökologie aquatischer Systeme fanden in der Regel nur an einem oder zwei Gewässern statt, hatten niedrige Stichprobengrößen, vermissten Kontrollen und berücksichtigten keine Umweltstörfaktoren (zusammengefasst in Schafft et al., 2021). Diese methodischen Einschränkungen und der weit verbreitete Veröffentlichungs-Bias, der zur Überberichterstattung negativer Befunde führt (Schafft et al., 2021), könnten zu der häufigen Annahme (Reichholf, 1988; Tuite et al., 1983) beigetragen haben, dass Freizeitnutzungen Haupttreiber des Biodiversitätsverlusts in Seen oder Flüssen sind. Durch die Berücksichtigung eines großen Spektrums von Freizeitnutzungsintensitäten, einschließlich Kontrollseen ohne jegliche Freizeitnutzung über 39 Seen, zeigten wir hingegen, dass Einflüsse auf die aquatische und Uferbiodiversität komplexer sind und oft ausschließlich oder hauptsächlich von Umweltfaktoren getrieben werden. Insbesondere größere Seen mit langen Ufern und hoher Uferentwicklung können offensichtlich Störungseinflüsse durch Menschen durch ausreichende Schutzhabitate mildern. Inseln, Ausbuchtungen und Buchten könnten auch als visuelle und akustische Barrieren dienen und die Auswirkungen auf Wasservögel und andere Tierarten reduzieren (Bregnballe & Aaen, 2009; Tablado & Jenni, 2017). Wenn Fluchtreaktionen dennoch auftreten, verteilen sich Vögel nicht unbedingt auf

einen anderen See, sondern innerhalb der Seen (Stalmaster & Kaiser, 1998). Darüber hinaus ist der Einfluss menschlicher Störungen auf die Tierwelt oft nicht linear und hängt auch von den Merkmalen der Arten und dem Kontext ab, in dem die Interaktionen stattfinden, was pauschale Aussagen, insbesondere wenn sie auf Einzelfallstudien basieren, schwierig oder unmöglich macht (Bregnballe & Aaen, 2009; Pirotta et al., 2022; Schafft et al., 2021; Tablado & Jenni, 2017). Freizeitaktivitäten können zwar eine Vielzahl von Taxa negativ beeinflussen, aber abhängig von den Merkmalen des Gewässers können Umweltfaktoren in der Regel als bedeutsamer für die Biodiversität von Seen betrachtet werden.

3.4.2. Die Rolle spezifischer Freizeitaktivitäten für die Biodiversität

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Intensität von Freizeitaktivitäten die Biodiversität an Baggerseen beeinflusst. Ähnlich wie bei Schafft et al. (2021, vgl. Kapitel 1) waren diese Effekte jedoch unabhängig von der Art der Freizeitaktivität. Das Angeln hat also keine spezifisch störendere Wirkung als andere Freizeitaktivitäten. Biologisch gesehen ist es wichtiger, wie viele Menschen insgesamt in ein bestimmtes System beeinflussen, als die spezifische Form der Freizeitaktivität, die stattfindet. Obwohl häufig davon ausgegangen wird, dass hohe Freizeitnutzungsintensitäten während der Vogelbrutzeit stärkere Auswirkungen, insbesondere auf Wasservögel (Lafferty, 2001), zeigen unsere Ergebnisse jedoch keine derartigen saisonalen Auswirkungen. Ein wichtiger Faktor könnte sein, dass mehrere Arten (z.B. Blässhuhn (*Fulica atra*), Teichhuhn (*Gallinula chloropus*) oder Wasserralle (*Rallus aquaticus*)) Mehrfachbrüter mit zusätzlichen Bruten im Sommer sind (Murray, 2000), was es ihnen ermöglicht, mögliche durch Störungen verursachte Fitnessnachteile früh im Jahr auszugleichen. Insbesondere das Angeln erfolgt bereits im zeitigen Frühling, also während der Brutzeit, und wird oft als besonders starke Störung für brütende Wasservögel diskutiert (Cryer et al., 1987; Park et al., 2006; Reichholf, 1988). Insbesondere Reichholf (1988) berichtete, dass bereits zwei Angler pro km Ufer negative Auswirkungen auf die Biodiversität von Wasservögeln in einem bayerischen Fluss haben können. Wir beobachteten bis zu 17 Angler pro See-km während der standardisierten Nutzerzählungen, ohne messbare Auswirkungen auf die Wasservogelvielfalt im See. Seen und Flüsse können unterschiedliche Arten beherbergen, die unterschiedliche Geräusch- und Störungstoleranzen aufweisen (Mayer et al., 2019), was ein Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse sein kann. Ein weiterer methodischer Grund könnte aber auch sein, dass Reichholf (1988) angemessene Kontrollen und Wiederholungen fehlten, was zu Ergebnisverzerrungen führen kann. Darüber hinaus können Seen mit reichlich Fisch, die mit der Anwesenheit von Angelaktivitäten und Fischereimanagement in Verbindung stehen, fischartige Vogelarten anlocken (Found et al., 2008), was den Verlust von empfindlicheren Arten im Sinne der Artenvielfalt ohne Berücksichtigung der Artidentität puffern kann, wenn wie in unserer Studie der Fall integrierte Biodiversitätsmaße untersucht werden. Außerdem richten örtliche Angelvereine regelmäßig geschützte Sperrzonen ein, die verbesserte Lebensraumkomplexität bieten, die sowohl der Vegetation als auch der Tierwelt, einschließlich Vögeln, zugutekommt (Kapitel 4, Nikolaus et al., 2022). Die Anfälligkeit für Störungen variiert mit der Habitatqualität; ein komplexes Habitat bietet mehr Schutz (Tablado & Jenni, 2017), wodurch von Anglern eingerichtete Schutzzonen möglicherweise negative Auswirkungen des Angelns auf die Vielfalt von Wasservögeln und Singvögeln mildern können.

3.4.3. Spazieren mit Hund hat einen stärkeren Einfluss auf die lokale Biodiversität als die reine Nutzungsdichte durch Menschen

Im Gegensatz zu Wasservögeln waren Singvögel stärker von Freizeitstörungen betroffen. Insbesondere das Spazierengehen mit Hunden war negativ mit der Artenvielfalt der Singvögel und ihrem Simpson-Index verbunden. In den Modellen wurde eine unabhängige Wirkung der Hundeabundanz geschätzt, indem die Nutzungsdichte von Menschen separat in denselben Modellen aufgenommen wurde. Obwohl wir statistisch einen isolierten Effekt der Hundeabundanz unabhängig von der menschlichen Abundanz quantifiziert haben, handelte es sich in der Realität in der Studienregion um Haushunde, was bedeutet, dass jeder Hund von einem Menschen begleitet wurde. Da Hunde stark auf ihre Bezugsperson ausgerichtet sind (Topál et al., 2005), ist das Verhalten selbst von freilaufenden Haushunden stark von ihrem begleitenden Menschen abhängig. Der Mensch entscheidet in der Regel, wohin es geht, ob der Hund angeleint ist oder nicht, was der Hund tun darf, und beeinflusst damit stark die Auswirkungen, die ein Haushund auf die Tierwelt haben kann (Miller et al., 2001). Daher können unsere Ergebnisse als ökologische Auswirkungen des Hundespaziergangs interpretiert werden und nicht nur als Auswirkungen von Hunden. Unsere Ergebnisse zeigen, dass Hundespaziergänge größere ökologische Auswirkungen haben als von Menschen ohne Hunde ausgehen (Banks & Bryant, 2007). Wir nehmen an, dass Tiere an Seen mit hoher menschlicher Freizeitnutzung sich an "harmlose" Menschen gewöhnt haben, aber dass die Tierwelt nicht die gleiche Reaktion auf Hunde zeigt (Banks & Bryant, 2007). Im Gegensatz zu Menschen, die oft nicht einmal versteckte Tiere bemerken, erkennen und reagieren Hunde aktiv auf die Tierwelt aufgrund ihrer viel besseren Hörsinnes-, Geruchs- und Sehfähigkeiten (Grimm-Seyfarth et al., 2021; Nussear et al., 2008). Die Gewöhnung an Hunde wird weiterhin behindert, weil die meisten Hunde ihre Jagdinstinkte bewahrt haben, selbst wenn sie nicht besonders darauf trainiert sind, und daher nicht widerstehen können, der Tierwelt nachzujagen (Sime, 1999). Schon der Geruch von Haushunden kann eine Vielzahl von Wildtieren vertreiben (Kats & Dill, 1998). Dies legt nahe, dass Hunde von vielen Tieren stetig als Risiko wahrgenommen werden, was erhöhte Wachsamkeit und Fluchtreaktionen nach sich zieht und so die Biodiversität zumindest von Singvögeln negativ beeinflusst wurde.

Wir konnten keine stärkeren Auswirkungen von Hunden auf Singvögel während der Brutzeit nachweisen, was darauf hindeutet, dass Hundeauswirkungen das ganze Jahr über bedeutsam bleiben. Die gesetzliche Verpflichtung, Hunde während der Brutzeit an die Leine zu legen könnte negativen Auswirkungen möglicherweise mildern, wurde in unseren Untersuchungsseen aber unzureichend eingehalten, da wir keine Unterschiede im Anteil der freilaufenden Hunde zwischen Brutzeit (37,5% aller gezählten Hunde) und Sommer (35,6% aller gezählten Hunde) feststellten. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass empfindliche Singvögel Seen, die von Hundespaziergängern bevorzugt werden, früh im Jahr während der Territorialbildung meiden und die Meidung das ganze Jahr über fortgesetzt wird, wie es für Störungen durch Menschen in terrestrischen Umgebungen bekannt ist (Bötsch et al., 2017). Insgesamt haben wir festgestellt, dass ausgeführte Hunde, ob angeleint oder nicht, einen größeren Einfluss auf die Biodiversität von Seen haben als die bloße Anwesenheit von Menschen, obwohl Hunde und Menschen praktisch in den meisten Situationen gemeinsam auftreten.

3.4.4. Positive Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Indikatoren der Biodiversität

Wie vorhergesagt, war die Intensität der Angelnutzung sowohl ein unabhängiger Prädiktor als auch Teil der allgemeinen menschlichen Nutzungsmetrik signifikant positiv mit der Fischartenvielfalt verbunden, was frühere Ergebnisse (Matern et al., 2019, 2022) aus der Studienregion Niedersachsen bestätigt. Das Besetzen von Fischen ist eine gängige Praxis im Fischereimanagement, die die Fischartenvielfalt in Baggerseen erhöht (Matern et al., 2019, 2022), was für Angler attraktiv ist (Birdsong et al., 2021; Meyerhoff et al., 2022). Im Widerspruch zu den Erwartungen war die Intensität der Angelnutzung und damit verbundene fischereiliche Maßnahmen wie der Besatz von Fischen nicht der Hauptvorhersagefaktor für die Artenvielfalt der Fische. Stattdessen war es die allgemeine menschliche Nutzung (einschließlich Anglern). Wir nehmen an, dass die allgemeine Zugänglichkeit der Seen, die sich in einer stärkeren menschlichen Gesamtnutzung manifestiert, dieses Ergebnis verursacht haben könnte. Frühere Arbeiten haben gezeigt, dass die Urbanisierung die Fischartenvielfalt erhöht und die Süßwasserfischgemeinschaften homogenisiert (Rahel, 2000).

Die positive Beziehung zwischen der menschlichen Nutzung und der Ufervegetation kann durch die Hypothese der mittleren Störungsintensität erklärt werden (Wilson, 1990), wobei mittlere Störungsintensität das Nebeneinander von toleranten und nicht toleranten Arten ermöglichen und die höchste Artenvielfalt fördern. Bei hohen Störungen verschwinden nicht tolerante Arten. Dieses Phänomen wird nicht nur bei natürlichen Störungen wie Waldbränden, sondern auch bei anthropogenen Störungen wie dem Mähen beobachtet (Uchida & Ushimaru, 2014). Wiesen ohne Mähen haben eine geringere Pflanzenartenvielfalt als Wiesen, die einmal oder zweimal im Jahr gemäht werden (Uchida & Ushimaru, 2014). Wenn Wiesen häufiger gemäht werden, ist die Störung zu hoch und die Artenvielfalt der Pflanzen sinkt wieder. An Seen, die von Anglern und anderen Erholungssuchenden genutzt werden, haben wir das Freischneiden des Ufers als gängige Praxis beobachtet (Matern et al., 2023), nicht nur um den Zugang der Angler zu erleichtern, sondern auch um den Zugang zum Wasser für Badende oder Schwimmer und auf Campingplätzen zu ermöglichen. An Freizeitseen ist es auch üblich, künstliche Strände einzurichten, was Sandzusätze (Kalybekov et al., 2019) und Strandpflege zur Instandhaltung und Vermeidung von Abfällen (Uzarski et al., 2009) einschließt. Einerseits reduziert dieses Strandmanagement die Pflanzendecke vollständig (Uzarski et al., 2009), andererseits ermöglicht es das Vorhandensein von auf Sand spezialisierten Arten, die natürlicherweise nicht vorkommen würden, und erhöht so die Artenvielfalt der Pflanzen an Freizeitseen. Die Hypothese der mittleren Störung (Wilson, 1990) kann auch auf Trampelpfadeffekte angewendet werden (Liddle, 1975). Hohe Trittintensitäten zerstören in erster Linie die Vegetation und verdichten den Boden, was zu verminderter Vegetationsbedeckung und Artenvielfalt führt (Ballantyne & Pickering, 2015; O'Toole et al., 2009). Bei niedrigen Intensitäten von Trittbefestigungen, werden trittresistente Pflanzenarten die Artenzusammensetzung bereichern, da sie verdichteten Boden tolerieren oder resistenter gegen physische Schäden sind, während weniger trittresistente Arten trotzdem nebeneinander existieren (Ballantyne & Pickering, 2015; Bonanno et al., 1998). Wir haben nicht direkt stark zertrampelte mit ungestörten Vegetationsflächen verglichen, sondern uns auf ganze Seen konzentriert, die durch mehrere Vegetationsflächen als Probeneinheiten repräsentiert wurden. Dies könnte die positive Wirkung der menschlichen Nutzung auf die Artenvielfalt der Pflanzen erklären, da selbst Seen mit hoher Nutzungsdichte weniger gestörte Uferflächen boten (Bonanno et al., 1998; Liddle & Scorgie, 1980; Meyer et al., 2023). In der Regel treten Trittschäden konzentriert an Wasserzugangspunkten auf (Liddle & Scorgie, 1980; Meyer et al., 2023; O'Toole et al., 2009), was zu Mikrohabitatmosaike führen kann. Darüber

hinaus können Habitatmanagementmaßnahmen Trittschäden mildern, z. B. in von Anglern bewirtschafteten Gewässern mit geschützten Zugangszonen, die natürliche Sukzessionsprozesse fördern, bei denen trittsensible Pflanzen in der Häufigkeit zunehmen (Kapitel 4, Nikolaus et al., 2022). Unterschiedliche Intensitäten von Trittschäden entlang des Ufers können daher dazu führen, dass trittresistente und nicht tolerante Pflanzenarten selbst an Seen mit hoher menschlicher Nutzung nebeneinander existieren (Meyer et al., 2023; Nikolaus et al., 2022), wodurch die Artenvielfalt auf Ebene des Gesamtsees gefördert wird (was die Beobachtungseinheit in vorliegender Studie war).

3.4.5. Einfluss von Freizeitaktivitäten auf einzelne Organismengruppen

Wasservögel: Frühere Studien ergaben, dass Wasservögel sehr empfindlich auf Freizeitaktivitäten reagieren (Bell et al., 1997; Franson et al., 2003; Park et al., 2006; Reichholf, 1988; Yalden, 1992). Vorliegende Studie hingegen hat weder eine Beziehung zwischen Artenvielfalt, dem Simpson-Diversitätsindex noch der Anzahl gefährdeter Wasservogelarten und der Intensität der Freizeitnutzung festgestellt. Kontrollseen beherbergten nicht mehr Wasservogelarten als Freizeitseen mit sehr hoher Nutzungsintensität, was am besten durch Gewöhnungseffekte an Menschen erklärt werden kann, insbesondere an Seen mit hoher Freizeitnutzung (Keller, 1989). Unsere Ergebnisse legen nahe, dass oft beschriebene Verhaltensreaktionen von Wasservögeln auf Störungen, wie Flucht oder erhöhte Wachsamkeit (Frid & Dill, 2002; Stock et al., 1994), nicht unbedingt auf Biodiversitätsmetriken wie die Artenvielfalt auf See-Ebene übertragbar sind (Buckley, 2013; Stock et al., 1994). Allerdings können wir nicht ausschließen, dass bestimmte Arten generell Orte mit Menschen meiden und stattdessen zu nicht beprobten Stellen gewechselt sind und dass bestimmte Arten aus dem Artenpool verloren gegangen sind, da wir uns auf Biodiversitätsmaße konzentriert haben und nicht auf Identität einzelner Arten.

Singvögel: Wie in unserer Studie gezeigt wurde, war der Hauptfaktor für die Vielfalt der Singvögel die Uferlänge, was wiederum im Einklang mit dem Konzept der Artenflächenbeziehung steht (He & Legendre, 1996). Die Beziehung zwischen Freizeitnutzung und Singvogelbiodiversität war von geringer Bedeutung. Mögliche Gründe für unsere Ergebnisse könnten sein, dass Seen mit hoher Freizeitnutzung auch große geschützte Zugangsbereiche hatten und dass Singvögel die Freizeitinfrastruktur ebenfalls nutzten. Hohe menschliche Nutzungsintensität geht oft mit bestimmter Infrastruktur einher, wie Wanderwegen, Wasserskianlagen, schwimmenden Inseln und Stegen, die künstliche Lebensräume und Ressourcen bieten könnten. Zum Beispiel dienen Sträucher entlang von Wegen als geeignete Nahrungs- und Brutplätze für einige Singvögel (Williams et al., 2011), Stege oder schwimmende Inseln als Ruheplätze. In einigen Freizeitseen wurden die installierten Wasserski-Seile als Ruheplätze genutzt, ähnlich wie Stromleitungen. Dies unterstützt die Hypothese, dass Umweltbedingungen und insbesondere die Verfügbarkeit von Lebensräumen die Haupttreiber der Biodiversität sind und dass die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Singvögel an Seen geringer sind als häufig unterstellt.

Libellen: Wir haben eine negative Beziehung zwischen der Intensität der menschlichen Nutzung und dem Simpson-Index der Kleinlibellen festgestellt, was wahrscheinlich mit reduzierten Habitatstrukturen in Verbindung stand, die von Libellen für die Eiablage und das Auftauchen aus dem Wasser während der Metamorphose benötigt werden. Seen mit hoher

menschlicher Nutzungsdichte boten lange Strecken sandiger Strände zur Erholung, die wenig Habitatkomplexität bieten und zu einer geringen Artenvielfalt benthischer Wirbelloser führen (Brauns, Xavier-Francois Garcia, et al., 2007). Unsere Ergebnisse stehen im Einklang mit einem berichteten Rückgang der Biodiversität von Kleinlibellen und Großlibellen mit zunehmendem anthropogenem Druck, insbesondere durch die Fragmentierung der Ufervegetation (Müller et al., 2003). Im Gegensatz zu Müller et al. (2003) fanden wir jedoch keine negativen Auswirkungen des Angelns auf Odonata, und die Intensität des Angelns war nicht negativ mit der Vielfalt von Odonata korreliert. Frühere Studienergebnisse resultierten wahrscheinlich aus Auswirkungen des Angelns auf die Vegetation – ein indirekter Effekt, den wir statistisch kontrolliert haben. Wie erwartet, identifizierten wir jedoch einen negativen Effekt der Fischbiomasse des Sees auf die Artenvielfalt der Libellen, was auf einen oft beschriebenen indirekten Einfluss von Fischprädation hinweist (Knorp & Dorn, 2016).

Amphibien: Die Auswirkungen von Freizeitstörungen auf die Amphibienbiodiversität waren aufgrund ihrer geringen Artenvielfalt mit maximal fünf Arten pro See schwer zu beurteilen. Generell müssen die untersuchten Baggerseen als eher ungeeignete Habitate für Amphibien gelten, da die meisten Arten fischfreie Kleingewässer bevorzugen (Shulse et al., 2010), während alle untersuchten Seen Fische beherbergten (Matern et al., 2019, 2022). Obwohl keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Freizeitnutzung und Amphibienbiodiversität gefunden wurden, wiesen Angelseen eine geringere Artenvielfalt im Vergleich zu Seen ohne Angeln, aber mit anderen Freizeitnutzungen, auf. Wir haben nachgewiesen, dass *Rana sp.* in Seen ohne Angeln sehr häufig vorkam und in fast allen Angelseen fehlte. Trotz vergleichbarer Fischbiomassen beherbergten Angelseen mehr räuberische Fischarten (Matern et al., 2019), und daher könnte der Druck durch Fressfeinde auf Amphibien steigen (Hartel et al., 2007; Sequeiros et al., 2018). Nur die Koexistenz von Erdkröte (*Bufo bufo*) und *Pelophylax sp.* mit räuberischen Fischen ist früheren Studien zufolge sehr häufig (Hartel et al., 2007). Entsprechend war die Erdkröte in allen untersuchten Seen vorhanden.

Fische: Wir haben erwartet, dass die Seemorphologie und insbesondere die Gesamtphosphatkonzentration im Wasser die wichtigsten Prädiktoren für die Fischmenge sein würden (Jeppesen et al., 2000; Matern et al., 2022). Eine hohe Produktivität des Sees mit reichlichem Phytoplankton führt zu einer höheren Tragfähigkeit für Fische (Jeppesen et al., 2000). In unserer Studie war die Fischbiomasse stark mit der Gesamtphosphatkonzentration des Wassers korreliert, und der Simpson-Index wurde ebenfalls hauptsächlich durch die Gesamtphosphatkonzentration vorhergesagt. Die Artenvielfalt der Fische wurde jedoch nur durch das Alter des Sees und die Intensität der menschlichen Nutzung erklärt. Baggerseen als künstliche Gewässer haben oft keine direkte Verbindung zu anderen Gewässern und werden daher langsam auf natürliche Weise von Fischen besiedelt. Die Besiedlung erfolgt hauptsächlich durch gezielte Besatzmaßnahmen oder illegale Freisetzung von Fischen durch Angler oder Nichtangler (Gimenez et al., 2023; Matern et al., 2019) sowie unbeabsichtigte Einbringungen durch Boote (Smith et al., 2020), was die Studienergebnisse erklären dürfte.

Vegetation: Während die Vielfalt der Uferkräuter stärker von Freizeitaktivitäten beeinflusst wurde (z. B. über Trittschäden oder Düngungseffekte), war die Vielfalt der Uferbäume und der aquatischen Wasserpflanzen nicht mit der Intensität der Freizeitnutzung verbunden. Die Annahme, dass das Fällen von Uferbäumen und bereits diskutierte Uferpflegemaßnahmen für

Freizeitzwecke negative Auswirkungen auf die Vielfalt der Uferbäume haben sollten, ist von geringerer Bedeutung als natürliche Sukzessionsprozesse und einfach das Vorhandensein von Wäldern um die Seen herum (Marburg et al., 2006). Obwohl Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf aquatische Wasserpflanzen gezeigt wurden (z.B. Bertrin et al., 2018; Clayton & Tanner, 1988; Sagerman et al., 2020; Wegner et al., 2023), ergaben unsere Ergebnisse keine Beziehung zwischen der Vielfalt der Wasserpflanzen und der Intensität der Freizeitnutzung. Es ließen sich keine Effekte der Angeldichte auf submerse Wasserpflanzen nachweisen, obwohl hohe Dichten benthivorer Fische, insbesondere des Karpfens (*Cyprinus carpio*), den Unterwasserpflanzenbestand beeinflusst (Bajer et al., 2016). Die Dichten benthivorer Fische haben möglicherweise keine kritischen Schwellenwerte überschritten (ca. 100 kg pro ha; Vilizzi et al., 2015). Darüber hinaus werden aquatische Wasserpflanzen von Anglern oft lokal entfernt, um Hakenverwicklungen und Geräteverlust zu vermeiden (Löki et al., 2021; Williams & Moss, 2001), was sich aber nicht auf die Artenvielfalt auswirkte. Überdies können moderate Störungen durch Angler und das Fällen von dominanten Schilfbeständen die Biodiversität der Wasserpflanzen fördern (Goulder, 2001). Nikolaus et al. (2022) fanden eine erhöhte Bedeckung mit Wasserpflanzen in Angelseen und nahmen an, dass das Mosaik offener Uferstellen entlang des Ufers mehr Licht in der litoralen Zone bietet und so das Wachstum der Wasserpflanzen fördert. Wasserpflanzen sind auf Licht für ihr Wachstum angewiesen (Hilt et al., 2022), und viele Erholungssuchende bevorzugen klares Wasser, z. B. zum Schwimmen (Vesterinen et al., 2010). Die meisten Menschen sehen jedoch Wasserpflanzen in Badebereichen ungern, und das Entfernen von Wasserpflanzen ist zur gängigen Praxis geworden, um die Attraktivität von Gewässern für die Freizeit zu erhöhen (Clayton & Tanner, 1988). Dennoch waren nicht die Intensität der Freizeitnutzung, sondern die Nitratkonzentration, die Wassertransparenz (Secchi-Tiefe) und die Strukturvielfalt (SDF) die Hauptprädiktoren für die Vielfalt der Wasserpflanzen in unserer Studie. Diese Erkenntnis ist nicht überraschend, da Licht, Nährstoffverfügbarkeit und Seemorphologie die Hauptbeschränkungen für das Wachstum von Wasserpflanzen sind (Hilt et al., 2022). Wir kommen zu dem Schluss, dass negative Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Wasserpflanzen in stehenden Gewässern möglicherweise weniger häufig sind als oft angenommen.

3.5. Fazit

Unsere Studie unterstützte nicht die häufig geäußerte Annahme, dass Freizeitaktivitäten wie das Angeln eine starke Bedrohung für Wasservögel und andere Taxa an Seen darstellen. Tatsächlich fanden wir eine überwältigende Bedeutung von Umweltfaktoren für die Biodiversität in und an Seen, während Freizeitaktivitäten nur geringe Auswirkungen hatten. Wir haben auch gesehen, dass das Spazierengehen mit Hunden systematisch negativer Auswirkungen hatte als die reine Intensität der menschlichen Nutzung und dass die allgemeine menschliche Nutzungsdichte größere Auswirkungen hatte als einzelne Aktivitäten wie das Angeln. Daher kommen wir, ähnlich wie Schafft et al. (2021), zu dem Schluss, dass der Naturschutz an Seen in erster Linie von der Wiederherstellung geeigneter Umweltbedingungen profitieren wird und dass das selektive Verbieten oder Einschränken einer bestimmten Form von Freizeitaktivität hohe soziale Kosten bei geringen Naturschutzbereichen haben dürfte. Für ausgewählte Taxa, die empfindlich gegenüber Prädation sind (z. B. Amphibien), können jedoch bestimmte Aktivitäten wie das Angeln oder der Fischbesatz in der Tat schädlich sein, indem sie den Fraßdruck durch Förderung der Fischpopulationen erhöhen. Die allgemeine menschliche Nutzung beeinträchtigte Vögel nicht negativ, was gängigen Annahmen widerspricht. Im Gegensatz dazu wurden keine

Gewöhnungseffekte von Singvögeln gegenüber Hunden beobachtet, sodass das Spazieren mit Hunden im Kontext der Biodiversitätsstörung als kritischer betrachtet werden sollte als die reinen Freizeitaktivitäten der Menschen, obwohl in der Realität Hundegebrauch und menschliche Anwesenheit Hand in Hand gehen. In der Studienregion ist es während der Brutzeit bereits gesetzlich vorgeschrieben, Hunde an der Leine zu führen (§ 33 NWaldLG, Niedersächsisches Gesetz über Wald- und Landschaftspflege), aber unsere Daten legen nahe, dass dieses Gesetz weitgehend ignoriert wird, was wahrscheinlich zu verstärkten Störreizen im Zusammenhang mit dem Spazieren mit Hunden führt. Zusammenfassend zeigte unsere Studie, dass für die Biodiversität der meisten Taxa an Baggerseen Umweltvariablen wichtiger sind als Freizeiteinflüsse. Seenmorphologie und für einige Taxa der Trophiegrad und die Landnutzung waren die wichtigsten Treiber der Biodiversität, nicht die Freizeit. Seenmorphologie, insbesondere lange strukturierte Uferlinien, kann besseren Lebensraum bieten und gleichzeitig Störungen an Baggerseen mindern. Daher sollten hohe Uferentwicklungsindizes und Inseln bereits bei der Inbetriebnahme und Ausbaggerung von Kiesgruben geplant werden. Darüber hinaus scheint die Wiederherstellung natürlicher Lebensräume ein geeigneteres Managementinstrument zu sein (Radinger et al., 2023) als die selektive Einschränkung oder Verbannung des Zugangs von Menschen zu Seen. Wir mahnen auf der Grundlage unserer Daten zur Vorsicht gegenüber der selektiven Beschränkung bestimmter Formen von Freizeitaktivitäten (z. B. Angeln), während der Zugang für andere Freizeitaktivitäten (z. B. Spazieren mit Hunden) erhalten bleibt, da solche Effekte unwahrscheinlich sind, dem Naturschutz zugutekommen und gleichzeitig erhebliches Konfliktpotenzial für das Wohlergehen der Menschen bergen.

4. Einfluss von geschützten Uferzonen auf Habitatstruktur und Biodiversität von anglerisch bewirtschafteten Baggerseen (Schutzzonenstudie)

4.1. Einleitung

Angler sind nicht nur Nutzer, sondern auch Bewirtschafter und Gestalter von Seen. Sie können so über das Management der Gewässer und Fische auch positiv auf die Biodiversität einwirken oder Störeffekte durch kompensatorische Maßnahmen abmildern. Eine im Natur- und Artenschutz sowie im Angelfischereimanagement gängige Praxis ist, Schon- und Schutzgebiete an den Ufer von Seen einzurichten. Dort sind beispielsweise das Angeln sowie der Zugang zum Gewässer teil- oder zeitweise sowie sogar ganzjährig eingeschränkt. Angelvereine weisen regelmäßig sogenannte Schutz- oder Ruhezonen an Uferabschnitten von Baggerseen aus. Damit wollen sie verhindern, dass dieser Uferbereich von Menschen genutzt wird und die Fische sich dort zurückziehen können. Solche Ruhebereiche können auch als Schutzzonen mit Zugangsverbot aufgefasst werden, weil sie oft dicht verbuschen und damit für die Gewässerfreizeit unzugänglich werden. Schutzgebiete werden weltweit zunehmend für den Naturschutz genutzt (Alic et al., 2021; Hilborn et al., 2022; Le Saout et al., 2013). Dies kann den Erhalt oder die Förderung bestimmter Populationen, Artengemeinschaften oder sogar ganzer Landschaften umfassen (Butchart et al., 2012; Hilborn et al., 2022). In sogenannten „No-Take-Schutzgebieten“ wird der Fangdruck durch den Menschen auf null gesetzt. Es wird angenommen, dass dies den Fischen zugutekommt und über den Export (Spill-Over) auch ungeschützte Gebiete von der erhöhten Fischabundanz in den Schutzgebieten profitieren. Die Belege für signifikanten Spill-Over sind aber stark kontextabhängig und häufig dürftig (Hilborn et al., 2022). In den meisten Schutzgebieten trägt das Entnahmeverbot lediglich lokal innerhalb der Schutzgebietsgrenzen zum Anstieg der Biomasse und der Abundanz von Fischen bei (Hilborn et al., 2022). Deswegen wird die Wirksamkeit, besonders von Meeresschutzgebieten, aus fischereilicher Sicht weiterhin kontrovers diskutiert (Edgar et al., 2007; Jameson et al., 2002; Sale et al., 2005), weil die Schutzgebiete vielfach lediglich den Fangdruck von den geschützten in die ungeschützten Gebiete verschieben, ohne einen Nettonutzen für die Fischbestände oder die Fischerei in einem Gebiet zu haben (Hilborn et al., 2022).

Studien, ob räumlich begrenzte Ruhezonen an Seeufern fischökologisch wirksam sind, gibt es kaum. Fischereirechtsinhaberinnen und -inhaber weisen aber häufig eigenverantwortlich Schon- oder Schutzgebiete aus (Schutzgebiete sind für den Zugang durch den Menschen gesperrt, während Schongebiete Ausnahmen zulassen. In der Praxis werden die Begriffe uneinheitlich verwendet). In den genannten Gebieten herrscht zumeist Angel- und Betretungsverbot. Fischereiberechtigte bzw. die von ihnen eingesetzten Fischereiaufseherinnen oder -aufseher kontrollieren auch, ob diese Vorschriften eingehalten werden (Koning et al., 2020; Suski & Cooke, 2007; Zolderdo et al., 2019). Das gilt vor allem für kleine Seen und kleinere Angelvereine, die häufig penibel ihre Ruhezonen überwachen und Zu widerhandlungen rasch detektiert und geahndet werden. Diese selbst auferlegten und oft kleinräumigen Schutzgebiete umfassen meist einen Teil des Fischereigebiets an Seen oder sind entlang von Flüssen in einem Netz kleiner Schutzzonen angeordnet (Koning et al., 2020). Anders als in behördlich eingerichteten Schutzgebieten stellt ein Verstoß keine Ordnungswidrigkeit dar (Krönert, 2017). Bei organisierten Anglerinnen und Anglern können

Zuwiderhandlungen jedoch zu Sanktionen bis hin zum Vereinsausschluss führen. Zusätzlich weisen Behörden entlang von Seen Schutzgebiete (z. B. Naturschutzgebiete, FFH-Gebiete) aus, die dem Habitat- und Artenschutz dienen und eine naturnahe Entwicklung aquatisch gebundener Lebensräume und Artenvielfalt ermöglichen sollen. Die dazugehörigen Schutzgebietsverordnungen regeln auch die Freizeitnutzung, zu der auch das Angeln gehört.

In Wissenschaft und Naturschutzpraxis haben die freiwillig eingerichteten Schutzgebiete durch Angelvereine bisher vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit bekommen (Suski & Cooke, 2007). Wie viele es gibt und wie groß die Areale sind, war bisher unbekannt. Angelvereine richten Schutzgebiete ein, um bestimmte Fischereiziele zu erreichen. Indem sie beispielsweise Laichplätze von Fischen schützen, erhoffen sie sich mehr Jungfische im Gewässer (Suski & Cooke, 2007; Zolderdo et al., 2019). Bei richtiger Planung und Ausführung können Schutzgebiete, die entweder jegliche menschliche Nutzung ausschließen oder eine besondere Bewirtschaftung innerhalb eines Teilbereichs ermöglichen (manchmal auch als Teilreservate bezeichnet), sowohl der Fischerei als auch dem Naturschutz allgemein dienen (Smallhorn-West et al., 2022; Suski & Cooke, 2007). Kleinräumige Schutzgebiete, die der Fischerei dienen, können nämlich über den Schutz von Fischen hinaus auch positive Auswirkungen auf andere Organismen haben, die für die Fischerei von geringerem Interesse sind, und damit indirekt vom Naturschutz profitieren (Langlois & Ballantine, 2005). Ein eingeschränkter Zugang zum Ufer sorgt beispielsweise dafür, dass die trittsensitive Vegetation dort erhalten bleibt. Die Metaanalyse von Schafft et al. (2021, Kapitel 1) zeigte eine im Durchschnitt negative Auswirkung der Gewässer-Freizeitnutzung (Angeln und Nichtangeln) auf die Lebensraumstruktur und -qualität am Ufer von Seen und Flüssen. Dies steht mit Trittschäden an der Vegetation und der Verdichtung des Sediments in Verbindung. Darüber hinaus schneiden Angelvereine regelmäßig Angelplätze frei, was ebenfalls die Lebensraumqualität im Litoral von Seen beeinträchtigen kann (Dustin & Vondracek, 2017; O'Toole et al., 2009). Außerdem wurde bereits gezeigt, dass regelmäßig begangene Ufervegetation zunehmend aus widerstandsfähigeren Arten besteht (Andrés-Abellán et al., 2005). Studien über die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Wasserpflanzen in Seen sind selten (Meyer et al., 2021), aber Bootfahren und Waten an bewachsenen Ufern können starke negative Auswirkungen haben (Murphy & Eaton, 1983; Ostendorp et al., 2009; O'Toole et al., 2009; Spyra & Strzelec, 2019). Verschiedene Studien haben auch gezeigt, dass Lärm und menschliche Präsenz an den Ufern sich negativ auf Vögel auswirken können (Fernández & Azkona, 1993; Fernández-Juricic et al., 2007; Flemming et al., 1988; Guillemain et al., 2008; Yalden, 1992)(Flemming et al. 1988, Yalden 1992, Fernández & Azkona 1993, Fernández-Juricic et al. 2007, Guillemain et al. 2007). Diese negativen Auswirkungen gelten insbesondere für störungsempfindliche Taxa mit hohen Fluchtdistanzen (Knight & Knight, 1984; Krüger, 2016; Möller, 2008). Kleinräumige Schutzgebiete, die den Zugang von Erholungssuchenden einschränken, können, weitgehend unbeabsichtigt, naturschutzfachlich positive Einflüsse auf Lebensraumqualität, Vegetationsdichte und Vogelbestand haben.

Ziel der Analyse war es, herauszufinden, welche ökologischen Wirkungen partielle Ruhezone („Schutzgebiete“) auf Natur und Umwelt an Baggerseen in Niedersachsen haben. Details zur Studie finden sich in Nikolaus et al. (2022). Es wurden die Hypothesen geprüft, ob in den räumlich unzugänglichen Schutzgebieten die geringere Nutzung durch Menschen zu (H1) einer höheren Strukturvielfalt und Lebensraumqualität und (H2) einer Anhäufung von Pflanzen mit geringer Trittresistenz führen wird. Bei den Fischen erwartete die Forschungsgruppe eine (H3) erhöhte Häufigkeit in den Schutzgebieten und zwar sowohl bei kleinen als auch bei größeren Fischen. Kleinere Fische sollten von der höheren Strukturvielfalt in den Schutzgebieten oder

von der Zuweisung von Schutzgebieten an bekannten Brutplätzen profitieren, während größere Fische dort Zuflucht vor dem Angeldruck finden könnten. Bei Vögeln wurde angenommen, dass (H4) die durchschnittliche Fluchtdistanz (FID) der Gemeinschaft (Maß für ihre Empfindlichkeit) positiv mit der Größe des Schutzgebiets zusammenhängt.

4.2. Methoden

Für diese Untersuchung wurden Daten von 15 angelfischereilich bewirtschafteten Seen analysiert. Die meisten Gewässer (N = 13) waren reine Angelseen mit geringer sonstiger Freizeitnutzung (Spaziergänger mit und ohne Hund, ein paar Badegäste im Sommer etc.) Zwei Seen wiesen aber einen erhöhten Grad an zusätzlicher Freizeitnutzung auf (Windsurfen, Tauchen, Wasserski-Anlage, Campingplatz, öffentlicher Badebetrieb inkl. Großflächiger Parkmöglichkeiten und touristischer Infrastruktur). Alle Seen besaßen eine Angelverbotszone, mit Schildern (Tabelle 6) die auf das Angel- und (teilweise auch) Betretungsverbot hinwiesen. Diese Schutzgebiete waren über die vereinsinternen Gewässerordnungen festgelegt, nicht zu verwechseln mit behördlich ausgewiesenen Naturschutzgebieten, Landschaftsschutzgebieten oder Biosphärenreservaten. Meist waren die Schutzgebiete kleinräumig: oft weniger als 50 Meter breit und 10 bis 58 Prozent der gesamten Uferlinie einnehmend (im Mittel 28 %). Dies entsprach 180,6 m bis 1341,8 m Uferlänge (im Mittel 455,6 m).

Tabelle 6: Übersicht über die Untersuchungsseen für die Schutzgebiets-Analyse.

Gewässername	Inseln vorhanden [ja/nein]	Jahr des Abbau-Endes [Seealter bei erster Beprobung]	Jahr Angelbeginns	Schutzgebiet eingerichtet [Jahr]	Länge Schutzzone [m]	Anteil Schutzgebiets des am ganzen Ufer
Kiesteich Brelingen	ja	1999 (17)	1997	2007	527	23,2 %
Linner See	nein	2000 (16)	1975	2010	272	9,9 %
Meitzer See	nein	2006 (10)	1982	2012	386	19,0 %
Plockhorst	ja	1998 (18)	1999	(unbekannt)	789	35,2 %
Saalsdorf	nein	1995 (21)	1973	2000	360	25,5 %
Schleptruper See	ja	1965 (51)	1966	1995	197	20,6 %
Stedorfer Baggersee	nein	1983 (33)	1983	1985	181	30,6 %
Wahle	ja	1990 (26)	1991	(unbekannt)	270	18,5 %
Wiesedermeer	ja	1990 (26)	1998	2001	242	22,9 %
Buschmühlenteich*	ja	1978 (41)	1978	1978	551	39,0%
Mergelgrube*	ja	1982 (37)	1982	1982	325	58,2%
Rörsteich*	nein	1969 (50)	1971	2000	631	41,2 %
Stockumer See*	ja	1986 (33)	1999	2010	1342	54,9 %
Tannenhausen*	nein	1978 (41)	1963	1995	419	13,5 %
Spadener See*	nein	1972 (47)	1971	(unbekannt)	344	14,7 %
Mittelwert	–	31 ± 13 Jahrealt	–	–	456 ± 288 m	28,5 ± 14,6 %

* = Baggerseen mit einmaliger Fischbeprobung

Acht der Seen wiesen darüber hinaus Inseln auf, die nicht betreten werden konnten. Um den Effekt der Schutzgebiete auf verschiedene Lebensraumstrukturen und Biodiversitäts-Metriken zu untersuchen, wurden lineare gemischte Modelle (Brooks et al., 2017) unter Berücksichtigung verschiedener Umweltvariablen gerechnet. Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchung findet sich in Nikolaus et al. (2022).

4.3. Ergebnisse

4.3.1. Lebensraumqualität

Es wurden Daten von 201 Probestellen analysiert. Davon befanden sich 55 in Schutzgebieten und 146 in ungeschützten Referenzbereichen. Es wurde festgestellt, dass aufgrund des geringeren menschlichen Einflusses innerhalb der Schutzgebiete deutlich weniger Störung der Uferlebensräume vorlag. Dies zeigte sich in einem signifikant niedrigeren Index für anthropogene (menschengemachte) Veränderungen des Seeufers ($p < 0,001$, Abbildung 19, Tabelle 7). Außerdem war der Index für die Komplexität der Ufer-Vegetationsdecke in Schutzgebieten gegenüber ungeschützten Bereichen signifikant erhöht ($p = 0,021$). Das Zusammenspiel der geringeren Störung und erhöhten Vegetations-Komplexität am Ufer führte in den Schutzgebieten zu einem signifikant höheren Index für die Qualität des Uferlebensraums, verglichen mit Bereichen außerhalb der Schutzgebiete ($p < 0,001$).

Bei den Umweltfaktoren gab es einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Alter der Seen und der Komplexität der Ufer-Vegetationsdecke. Außerdem war die nicht anglerische Freizeitnutzung und das Ausmaß an Gewässerzugängen negativ mit der Lebensraumqualität und Komplexität der Ufervegetation korreliert. Die Nähe zu Straßen und anderen Gewässern korrelierte positiv mit den beiden Indizes (Tabelle 7).

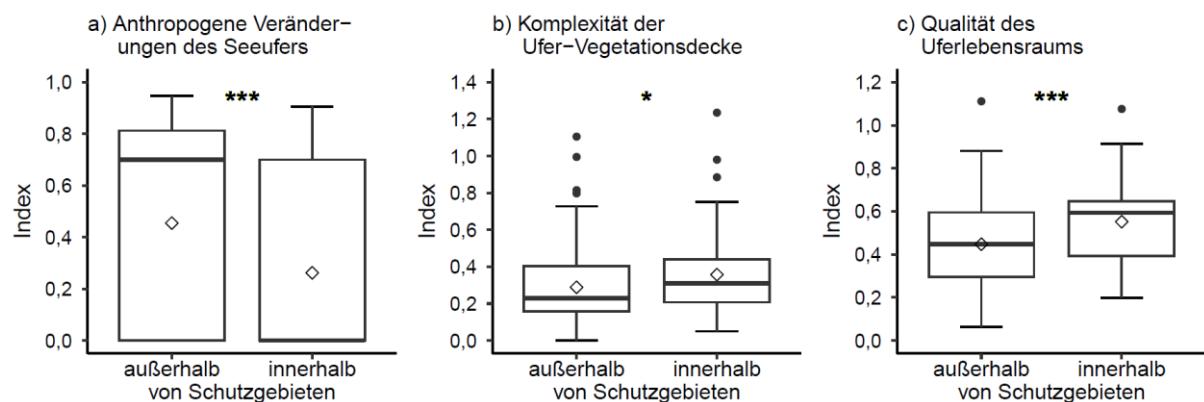


Abbildung 19: Vergleich von Lebensraumqualität-Indizes nach Kaufmann et al. (2014) innerhalb ($N = 55$) und außerhalb ($N = 146$) von Schutzgebieten.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer, * = signifikant ($p < 0,05$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

4.3.2. Ufervegetation

Es wurden Daten von 274 Stellen analysiert. Davon befanden sich 92 innerhalb der Schutzgebiete und 182 in Referenzbereichen. Die terrestrischen Pflanzengemeinschaften innerhalb der Schutzgebiete zeigten eine signifikant geringere Toleranz gegenüber Trittschäden auf als jene Gemeinschaften außerhalb der Schutzgebiete ($p = 0,002$, Abbildung 20, Tabelle 8). Es gab einen positiven Zusammenhang zwischen der See-Tiefe bzw. -Steilheit und der Trittresistenz. Dies lässt vermuten, dass tiefere Seen, die im Sommer eine stabile Schichtung aufweisen und damit auch klarer sind (weniger Nährstoffe im Oberwasser), häufiger von Freizeitnutzern besucht werden. Dadurch könnte man die Dominanz von Pflanzen mit hohen Trittresistenzen an tieferen Gewässern erklären.

Tabelle 7: Modell-Parameter (\pm Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf Lebensraumqualität. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Modell-Variable	Index für anthropogene Veränderungen des Seeufers	Index für Komplexität der Ufer-Vegetationsdecke	Index für Qualität des Uferlebensraums
(Mittelwert)	0,454 ($\pm 0,044$)	0,311 ($\pm 0,017$)	0,462 ($\pm 0,015$)
Schutzgebiet	-0,232 ($\pm 0,054$)	0,071 ($\pm 0,031$)	0,107 ($\pm 0,027$)
Alter der Seen	0,005 ($\pm 0,005$)	0,004 ($\pm 0,002$)	* -0,002 ($\pm 0,001$)
Tiefe und Steilheit der Seen	-0,041 ($\pm 0,043$)	-0,019 ($\pm 0,015$)	-0,011 ($\pm 0,013$)
Größe und Form der Seen	-0,051 ($\pm 0,077$)	0,020 ($\pm 0,027$)	0,001 ($\pm 0,023$)
Intensität der Angelnutzung	-0,044 ($\pm 0,039$)	-0,022 ($\pm 0,013$)	0,003 ($\pm 0,012$)
Intensität anderer Freizeitnutzung	0,105 · ($\pm 0,056$)	-0,061 *** ($\pm 0,018$)	-0,043 ** ($\pm 0,016$)
Anzahl an Angelstellen	-0,026 ($\pm 0,061$)	-0,074 *** ($\pm 0,021$)	-0,040 * ($\pm 0,019$)
ländliche Umgebung	-0,059 ($\pm 0,039$)	0,0003 ($\pm 0,013$)	0,007 ($\pm 0,012$)
Nähe zu Straßen und Gewässern	0,083 ($\pm 0,065$)	0,142 *** ($\pm 0,022$)	0,070 *** ($\pm 0,019$)

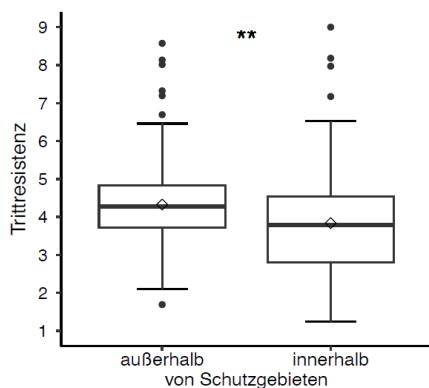


Abbildung 20: Vergleich der Trittresistenz von Pflanzengemeinschaften innerhalb ($N = 92$) und außerhalb ($N = 182$) von Schutzgebieten.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$).

4.3.3. Wasserpflanzen

Es wurden Daten von 236 Transekten ausgewertet. Von diesen lagen 65 Transekten innerhalb und 171 außerhalb von Schutzgebieten. Der Deckungsgrad der untergetauchten (submersen) Wasserpflanzen unterschied sich statistisch nicht zwischen Schutzgebieten und Referenzbereichen ($p = 0,380$, Abbildung 21, Tabelle 8). Auch der Deckungsgrad der Röhrichtzone (z. B. Schilf) war innerhalb und außerhalb der Schutzgebiete statistisch gleich.

Diverse Umweltfaktoren, wie Seealter, Gewässertiefe und -steilheit, Nährstoff- und Stickstoffgehalt sowie anglerische Nutzung hingen negativ mit dem Deckungsgrad von Unterwasserpflanzen zusammen (Tabelle 8). Die Größe und der Grad der Ausbuchtung der Seen, die Menge an Angelstellen und eine Lage in einer eher ländlicheren Umgebung wiesen dagegen einen positiven Zusammenhang mit dem Deckungsgrad der Wasserpflanzen auf. Der Deckungsgrad der Röhrichtzone korrelierte hingegen negativ mit der Größe und Ausbuchtung der Seen sowie der Menge der Angelstellen, aber auch mit dem Nährstoffgehalt. Positive Zusammenhänge mit der Röhrichtausdehnung zeigten sich bei dem Alter der Seen und der Nähe zu Straßen und anderen Gewässern. Sowohl submerse Wasserpflanzen als auch die Röhrichtzone hatten signifikant geringere Deckungsgrade in Transekten mit vollständiger Beschattung, verglichen mit halbschattigen oder vollsonnigen Transekten (Tabelle 8).

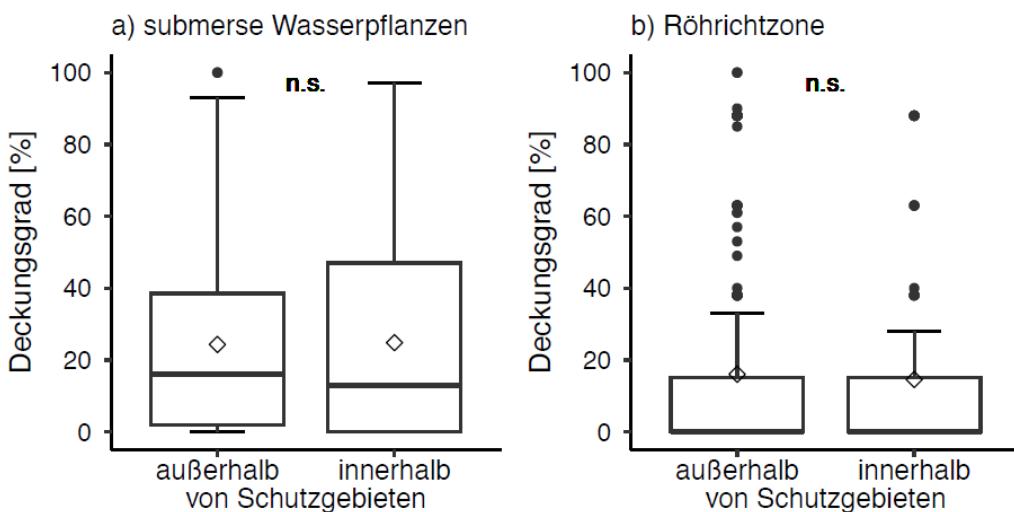


Abbildung 21: Vergleich der Deckungsgrade von Wasser- und Sumpfpflanzen innerhalb ($N = 65$) und außerhalb ($N = 171$) von Schutzgebieten.

◊ = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer. „n. s.“ = nicht signifikant ($p \geq 0,05$).

4.3.4. Fische

Es wurden Elektrobefischungsdaten von insgesamt 934 Transekten aus fünf Beprobungsjahren (2016 bis 2020) ausgewertet, wobei für sechs Seen nur Daten der einmaligen Befischung 2019 zur Verfügung standen (Tabelle 6). Zusätzliche Varianz zwischen den Jahren wurde in den Modellen als zufälliger Effekt (random factor) berücksichtigt. 283 Transekten lagen in Schutzgebieten und 651 außerhalb. Im Durchschnitt war jedes Transekt 100 Meter lang (Schutzgebiete: $96,2 \text{ m} \pm 25,6 \text{ m}$; Referenzbereiche: $107 \text{ m} \pm 36,6 \text{ m}$). Die Individuendichte aller Fische, und insbesondere der kleineren Fische ($< 10 \text{ cm}$), war innerhalb von Schutzgebieten signifikant höher als außerhalb ($p = 0,002$ bzw. $p < 0,001$, Abbildung 22,

Tabelle 9). Auch Nährstoffgehalt und Strukturvielfalt zeigten einen positiven Zusammenhang mit der Fischhäufigkeit (

Tabelle 9). Größere Fische (> 20 cm bzw. Fische, die das Mindestmaß nach der Niedersächsischen Binnenfischereiordnung überschreiten) waren in geschützten und ungeschützten Bereichen gleich häufig ($p = 0,503$, Abbildung 22). Auch hier zeigte sich ein positiver Zusammenhang mit Strukturvielfalt, allerdings waren nicht anglerische Nutzung der Seen und forstwirtschaftliche Landnutzung in der Umgebung negativ mit der Häufigkeit größerer Fische assoziiert (

Tabelle 9).

*Tabelle 8: Modell-Parameter (\pm Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf terrestrische und aquatische Vegetation. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).*

Modell-Variable	Trittresistenz Uferpflanzen	der Deckungsgrad Wasserpflanzen	submerser	Deckungsgrad der Röhrichtzone	der
(Mittelwert)	4,302 ($\pm 0,097$)	*** 0,332 ($\pm 0,036$)		*** 0,233 ($\pm 0,054$)	***
Schutzgebiet	-0,503 ($\pm 0,164$)	** -0,025 ($\pm 0,029$)		0,005 ($\pm 0,038$)	
Mittlere Transekt-Tiefe	-	-0,002 ($\pm 0,014$)		-0,015 ($\pm 0,022$)	
Keine Beschattung	-	-0,020 ($\pm 0,028$)		-0,0003 ($\pm 0,037$)	
Volle Beschattung	-	-0,078 * ($\pm 0,033$)		-0,100 * ($\pm 0,043$)	
Alter der Seen	0,008 ($\pm 0,011$)	-0,011 *** ($\pm 0,002$)		0,006 * ($\pm 0,003$)	
Tiefe und Steilheit der Seen	0,200 * ($\pm 0,086$)	-0,207 *** ($\pm 0,017$)		-0,003 ($\pm 0,025$)	
Größe und Form der Seen	0,100 ($\pm 0,127$)	0,075 *** ($\pm 0,021$)		-0,085 * ($\pm 0,037$)	
Chlorophyll a und Totalphosphor	-	-0,047 *** ($\pm 0,014$)		-0,059 ** ($\pm 0,022$)	
Stickstoffgehalt	-	-0,185 *** ($\pm 0,018$)		-0,019 ($\pm 0,027$)	
Habitat-Komplexität	0,025 ($\pm 0,049$)	-		-	
Habitat-Veränderung	0,094 ($\pm 0,098$)	-		-	
Intensität der Angelnutzung	-0,028 ($\pm 0,067$)	-0,113 *** ($\pm 0,017$)		0,033 ($\pm 0,027$)	
Anzahl an Angelstellen	0,026 ($\pm 0,164$)	0,103 *** ($\pm 0,025$)		-0,117 ** ($\pm 0,038$)	
ländliche Umgebung	0,168 * ($\pm 0,075$)	0,060 *** ($\pm 0,014$)		-0,002 ($\pm 0,024$)	
Forstwirtschaftliche Nutzung	-0,066 ($\pm 0,106$)	-		-	
Nähe zu Straßen und Gewässern	-	0,016 ($\pm 0,021$)		0,110 *** ($\pm 0,032$)	

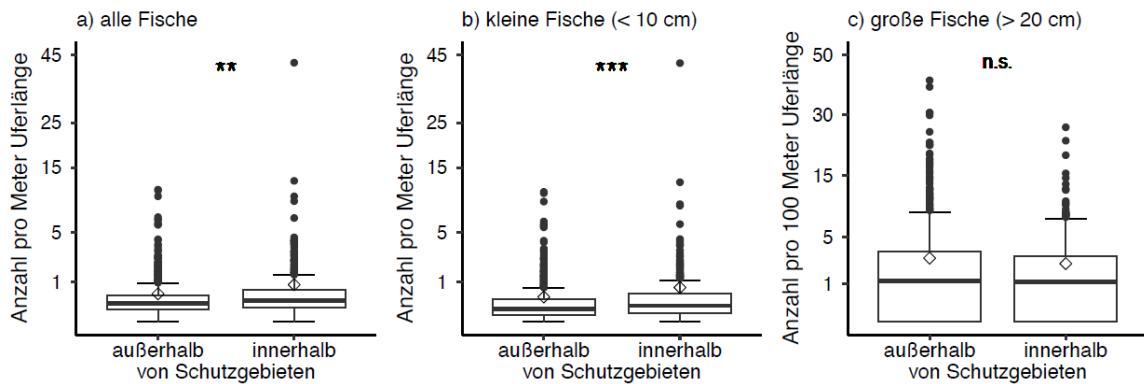


Abbildung 22: Vergleich der relativen Häufigkeit von Fischen innerhalb ($N = 283$) und außerhalb ($N = 651$) von Schutzgebieten. \diamond = Mittelwert, — = Median, das obere und untere Ende der Boxen beschreibt jeweils das obere und untere Quartil, Punkte beschreiben statistische Ausreißer. * = signifikant ($p < 0,05$). ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

4.3.5. Vögel

Zur Analyse der Vogelgemeinschaften wurden abundanzgewichtete Mittelwerte der Fluchtdistanzen der Gesamtvogelgemeinschaft je See und Erhebungszeitpunkt berechnet. Die mittlere Ausdehnung der Schutzgebiete betrug 28,5 Prozent der Seeuferlinie mit einer Standardabweichung von 14,6 Prozent. Der Anteil des Schutzgebiets korrelierte positiv mit der gewichteten Fluchtdistanz der Singvogelgemeinschaft ($p < 0,001$, Abbildung 23, Tabelle 10). Die gewichtete Fluchtdistanz von Wasservögeln zeigte allerdings keinen Zusammenhang mit der Ausdehnung der Schutzgebiete der Baggerseen ($p = 0,179$, Abbildung 23, Tabelle 10). Unter den Umweltvariablen korrelierte die Größe und Unförmigkeit der Seen und die Nähe zu anderen Gewässern bzw. Straßen positiv mit den mittleren Fluchtdistanzen der Singvogelgemeinschaft, die Lebensraum-Komplexität, nicht anglerische Freizeitnutzung und forstwirtschaftliche Landnutzung negativ. Bei den Wasservögeln zeigte nur die Nähe zu anderen Gewässern und Straßen eine positive Korrelation. Das Seealter, die Lebensraum-Komplexität, die nicht anglerische Freizeitnutzung, die Ausdehnung der Angelstellen und die forstwirtschaftliche Landnutzung waren negativ mit den Fluchtdistanzen der Wasservogelgemeinschaften assoziiert (Tabelle 10).

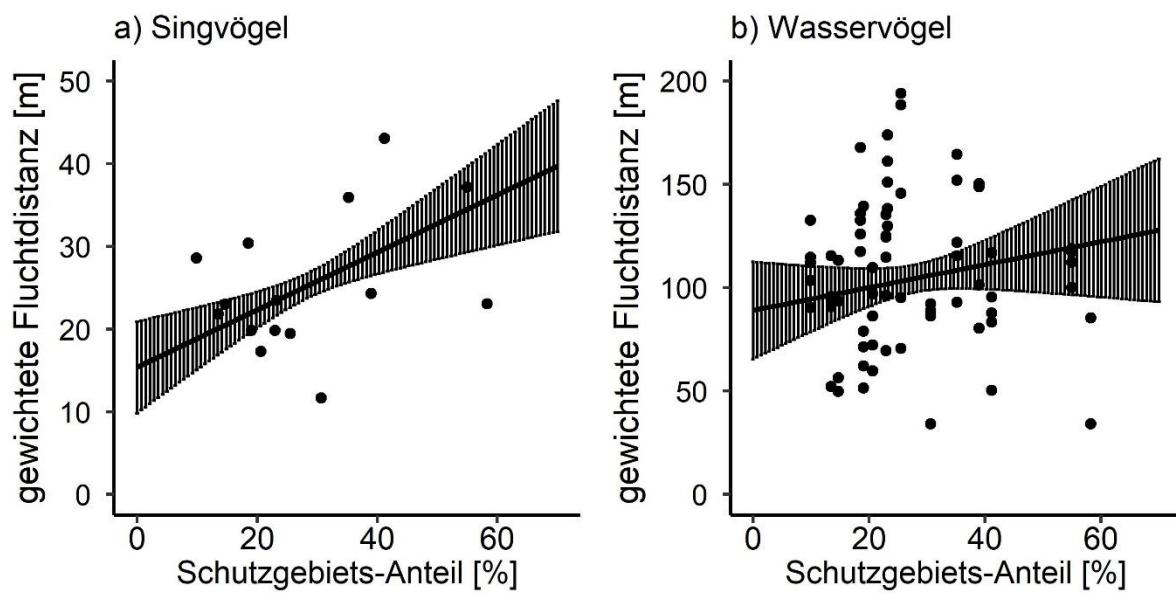


Abbildung 23: Zusammenhang zwischen dem Anteil des Schutzgebietes am Ufer und der gewichteten Fluchtdistanz von Vogelgemeinschaften. Die Punkte sind beobachtete Werte für (a) Singvögel und (b) Wasservögel. Die Linien zeigen die Modellvorhersagen. Die Balken zeigen die 95 %-Konfidenzintervalle an.

Tabelle 9: Modell-Parameter (\pm Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf die Häufigkeit von Fischen. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Modell-Variable	Abundanz aller Fische (pro Meter)	Abundanz kleiner Fische (< 10 cm)	Abundanz großer Fische (> 20 cm)
(Mittelwert)	0,293 ($\pm 0,050$)	*** 0,154 ($\pm 0,040$)	*** 0,017 ($\pm 0,004$)
Schutzgebiet	0,089 ($\pm 0,034$)	** 0,078 ($\pm 0,027$)	*** -0,001 ($\pm 0,002$)
Alter der Seen	-0,003 ($\pm 0,005$)	0,0004 ($\pm 0,004$)	-0,0004 ($\pm 0,0004$)
Chlorophyll a und Totalphosphor	0,095 ($\pm 0,048$)	* 0,085 ($\pm 0,046$)	* 0,003 ($\pm 0,002$)
Stickstoffgehalt	0,011 ($\pm 0,041$)	0,023 ($\pm 0,037$)	-0,001 ($\pm 0,002$)
Vegetationsstrukturen	0,047 ($\pm 0,009$)	*** 0,032 ($\pm 0,006$)	*** 0,002 ($\pm 0,001$)
Keine Habitatstrukturen	-0,048 ($\pm 0,007$)	*** -0,025 ($\pm 0,005$)	*** -0,003 ($\pm 0,0005$)

Strukturheterogenität	0,057 (± 0,010)	***	0,027 (± 0,007)	***	0,003 (± 0,001)	***
Intensität der Angelnutzung	-0,060 (± 0,037)		-0,050 (± 0,027) ·		-0,0004 (± 0,003)	
Intensität anderer Freizeitnutzung	-0,050 (± 0,032)		-0,026 (± 0,027)		-0,004 * (± 0,002)	
Anzahl an Angelstellen	-0,005 (± 0,018)		-0,003 (± 0,013)		-0,001 (± 0,001)	
ländliche Umgebung	0,049 (± 0,031) ·		0,032 (± 0,026)		-0,002 (± 0,002)	
Forstwirtschaftliche Nutzung	0,005 (± 0,036)		0,053 (± 0,038) ·		-0,007 (± 0,002)	**
Nähe zu Straßen und Gewässern	-0,060 (± 0,040)		-0,028 (± 0,035)		-0,002 (± 0,004)	

Tabelle 10: Modell-Parameter (\pm Standardfehler) für Variablen mit Einfluss auf die Sensitivität (Fluchtdistanz) von Vögeln. Signifikante Zusammenhänge ($p < 0,05$) sind fett gedruckt und mit * markiert. ** = hoch signifikant ($p < 0,01$). *** = höchst signifikant ($p < 0,001$).

Modell-Variable	gewichtete Fluchtdistanz der Singvögel	gewichtete Fluchtdistanz der Wasservögel
(Mittelwert)	15,390 (± 2,823)	*** 89,063 (± 11,982)
Schutzgebiets-Anteil	34,757 (± 9,543)	*** 55,416 (± 41,192)
Alter der Seen	0,043 (± 0,102)	-1,567 *** (± 0,442)
Größe und Form der Seen	3,930 ** (± 1,417)	5,148 (± 6,336)
Habitat-Komplexität	-4,499 (± 0,829)	*** -14,649 (± 3,621)
Intensität der Angelnutzung	1,386 (± 0,936)	-5,467 (± 4,043)
Intensität anderer Freizeitnutzung	-3,526 *** (± 1,014)	-14,609 (± 4,541)
Anzahl an Angelstellen	-3,113 (± 1,675)	· -24,731 (± 7,310)
ländliche Umgebung	-0,883 (± 0,852)	-4,467 (± 3,555)
Forstwirtschaftliche Nutzung	-2,537 ** (± 0,941)	-10,597 (± 3,974)

Nähe zu Straßen und Gewässern	6,240 *** (± 1,659)	21,606 ** (± 6,885)
-------------------------------	------------------------	------------------------

4.4. Fazit

- ▶ Fast alle in der Studie untersuchten Metriken für Lebensraumqualität und Biodiversität zeigten einen positiven Zusammenhang mit freiwillig eingerichteten Schutzgebieten an kleinen Baggerseen. Soll die Uferhabitatqualität angehoben werden, bietet es sich an, bestimmte Areale vom Zugang durch den Menschen auszunehmen.
- ▶ Von Angelvereinen freiwillig eingerichtete, räumlich beschränkte Ruhezonen haben hohen naturschutzfachlichen Wert über die Fische hinaus und helfen den Pflanzen sowie den Singvogelpopulationen.
- ▶ Auch die Fischrekrutierung wird durch Ruhezonen unterstützt. Große Fische zogen sich aber laut der Analysen nicht unbedingt in Schutzgebiete zurück. Allerdings sind die Schlussfolgerungen hier durch die Fangmethode und die Unkenntnis der Bewegungsradien der Fische limitiert.
- ▶ Über Schutzgebiete hinaus haben auch weitere Umwelt- und Landschaftsfaktoren große Bedeutung für die Ausprägung von Pflanzen und Tiergemeinschaften, häufig deutlich höhere Bedeutung als das Angeln an sich (Nikolaus et al., 2022). Naturschutz an Baggerseen kann sich daher nicht auf ein Management der Freizeitnutzung beschränken und verlangt eine umfassendere Perspektive mit Blick auf die Landschaft im Umland und die ökologischen Faktoren innerhalb von Seen.

Ganz allgemein zeigt diese Studie, dass die Angelfischerei über die Hegepflicht mit vergleichsweise einfachen Mitteln positiv zur Biotopequalität und zur Biodiversität beiträgt und dass diese Maßnahmen zu einem gewissen Grade die präsenzabhängigen Störeffekte kompensieren. Angeln und Naturschutz ergänzen sich hier synergistisch.

5. Nutzung wissenschaftlicher Evidenz in behördlichen Entscheidungsprozessen zur Regulierung der Angelfischerei und anderer Freizeitaktivitäten in und an Baggerseen (Dokumentenstudie)

5.1. Einleitung

In dem fünften und letzten empirischen Kapitel wird eine Dokumentenanalyse von 50 verwaltungsbehördlich dokumentierten Fällen zu Planfeststellungsverfahren (PFV) zu Folgenutzungen von Nassabgrabungen in Form von Baggerseen sowie Ausweisungen oder Erweiterungen von Naturschutzgebieten, in denen Baggerseen berührt sind, präsentiert. Die Fälle wurden von den verantwortlichen Behörden der Bundesländer Bayern, Sachsen und Niedersachsen nach einem Zufallsprinzip abgefragt und anschließend inhaltsanalytisch ausgewertet. Ziel der Analyse war es, auf der Grundlage von behördlichen Dokumenten zu untersuchen, auf welchen Wissens- und Legitimationsgrundlagen mögliche Einschränkungen der Angelfischerei und anderer Freizeitnutzungen beruhen und ob dabei evidenzbasierte Quellen der Entscheidungsfindung zu Einschränkungen der Gewässernutzung eine Rolle spielen. Außerdem war Gegenstand der Untersuchung deskriptiv zu quantifizieren, in welcher Form und in welchem Umfang Einschränkungen der Freizeit und speziell des Angelns verordnet werden und ob dabei die Angelfischerei gegenüber anderen Freizeitnutzungen unterschiedlich behandelt wird. Es wurde die Hypothesen geprüft, dass Einschränkungen der Angelfischerei eher pauschal auf Grundlage einer unterstellten Störwirkung beruhen, es aber relevante Bearbeiter- und Kontexteffekte zwischen Landkreisen und Bundesländern gibt, da die Evidenzlage zur Störwirkung der Gewässerfreizeit lokal unterschiedlich verfügbar ist und viele Begriffe des Naturschutz-, Wasser- und Fischereirechts unbestimmt und damit relativ frei interpretierbar sind. Außerdem greift jeder Bearbeiter:in bzw. jedes behördliche Sachbearbeitungsteam auf unterschiedliche eigene Kenntnisse und Informationsnetzwerke zurück und es unterscheiden sich unterschiedliche Gebiete/Fälle z. T. stark voneinander (Gewässertyp, lokales Artenvorkommen, lokale Nutzungspräferenzen, Vernetzung und Beteiligung der Interessensgruppen), was zu Varianz im Umgang mit exakt identischen Situationen (z. B. PFV, Ausweisung von Naturschutzgebieten und der Formulierung der entsprechenden Verordnungen) zwischen Behörden führen dürfte. Denn Behörden dürften ihren z. T. erheblichen Interpretations- und Handlungsspielraum bei der Formulierung von Entscheidungen in PFV oder Ausweisungen von NSG nutzen, so dass ähnlich wie bei Freizeitnutzern wie Anglern, die in der Regel heterogen in ihrem Verhalten sind, auch in Behörden Heterogenität im Entscheidungsverhalten und damit unterschiedliche „Entscheidungstypen“ vorfindlich sein dürfte.

Angesichts der Bedeutung der rechtlichen Grundlagen im Zusammenhang mit behördlichen Entscheidungen zur Freizeitnutzung von Baggerseen, soll zunächst noch einmal der rechtliche Rahmen gewürdigt werden. Es gibt fünf typische Fallkonstellationen, in denen die Freizeitnutzung an Seen und speziell die anglerische Praxis eingeschränkt werden kann. Die erste ist im Rahmen von Planfeststellungsverfahren (PFV) bei Nassabgrabungen, in denen die Nachnutzung neu geschaffener Baggerseen geregelt wird. Die zweite ist die mögliche

Einschränkung der Freizeitnutzung in nach deutschem Recht ausgewiesenen Naturschutzgebieten verschiedener Kategorien (Nationalpark, Biosphärenreservat, FFH und andere Naturschutzgebiete), sofern durch die Freizeitaktivität Schutzzwecke und -ziele wie der Arten- oder Habitatschutz berührt werden. Die dritte umfasst Vorgaben in fischereilichen Pachtverträgen durch die Verpächter, wie z. B. Einschränkungen der Fischereierlaubnisscheine oder von Angelzeiten, um Ziele der Wasserrahmenrichtlinie oder ähnliche Ziele zu gewährleisten. Die vierte Möglichkeit umfasst anglerische Vorgaben zur Gewährleistung von fischereigesetzlichen Hegezielen. Eine vierte und letzte Variante ist die Möglichkeit, dass lokale Fischereirechtsinhaber selbstbestimmt Ruhezonen, zeitliche Angelverbote, Fanggerätbeschränkungen o. ä. einrichten, die z. T. (z. B. Ruhezonen) auch für sonstige Freizeitnutzende gelten. Müller (2012) nennt einen weiteren sechsten Fall, in dem die Nachnutzung von neu geschaffenen Gewässern als Folge von Gewinnung von Bodenschätzen bereits in Regionalplänen per Rechtsordnung geregelt wird. Im Detail thematisiert werden sollen in diesem Kapitel die ersten beiden genannten Möglichkeiten.

Den rechtlichen Rahmen für die fischereiliche Nutzung von Baggerseen und anderen Standgewässern bilden zunächst die Landesfischereigesetze für die jeweiligen Bundesländer (SächsFischG, Nds. FischG, BayFiG). Nach dem BayFiG kann die fischereiliche Nutzung eines Gewässers nicht pauschal und unbegründet ausgeschlossen werden (§1 Abs. 4 Satz 2 und 3 BayFiG). Auch eine Beschränkung des Fischereirechts nur auf die Hege ist nicht gestattet (§9 Abs. 1). Fischereiliches Hegeziel in Bayern ist die „Erhaltung und Förderung eines der Größe, Beschaffenheit und Ertragsfähigkeit des Gewässers angepassten artenreichen und gesunden Fischbestands sowie die Pflege und Sicherung standortgerechter Lebensgemeinschaften“ (§1, Satz 2, BayFiG). Damit umfasst das Hegeziel neben den Fischen auch andere Komponenten der Ökosysteme und Lebensgemeinschaften. Einschränkungen der Fischerei können mit Blick auf das fischereiliche Hegeziel behördlicherseits auferlegt werden. Zuständig sind hier die Fischereibehörden.

Das Nds.FischG geht davon aus, dass ein rücksichtvoller Umgang mit den natürlichen Lebensgemeinschaften aus der Hegepflicht hervorgeht (vgl. § 42 Abs. 1). Das Hegeziel ist so formuliert: „Der Fischereiberechtigte ist verpflichtet, einen der Größe und Art des Gewässers entsprechenden Fischbestand zu erhalten und zu hegen“ (§ 40 Nds.FischG). Sollte dieser Zustand durch die Fischerei und Angelfischerei gefährdet sein, können sich daraus Einschränkungen oder Handlungsverbote ergeben, die per Rechtsverordnung geregelt werden.

Im SächFischG wird eine fischereiliche Nutzung grundsätzlich gestattet, solange diese der „guten fachlichen Praxis“ entspricht. Das bedeutet konkret, dass „Gewässer einschließlich ihrer Uferzonen als Lebensstätten und Lebensräume für einheimische Tier- und Pflanzenarten zu erhalten und zu fördern“ (§10 Abs. 2) sind. Hierzu kann zum einen die Fischereibehörde per Rechtsakt Schonbezirke (inkl. Schonzeiten) und andere Schonmaßnahmen festsetzen und zum anderen das Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft Vorgaben zu den Bewirtschaftungszielen (im Sinne einer nachhaltigen Sicherung der Fischerei) verordnen. Dies können Fangverbote, Fanggerätebeschränkungen oder auch Schonzeiten sein.

Die in den Landesfischereigesetzen festgeschriebenen fischereilichen Regelungen werden grundsätzlich als eine Fischerei der „guten, fachlichen Praxis“ entsprechend angesehen (Arlinghaus et al. 2017). Das bedeutet, dass die Fischerei und Angelfischerei grundsätzlich gemäß Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) nicht als Eingriff in die Natur gelten und eine fischereiliche Nutzung, auch eine angelfischereiliche, grundsätzlich erlaubt ist. Zur

Konkretisierung des Begriffs „gute fachliche Praxis“ wurde vom Bundesamt für Naturschutz ein Leitfaden zur guten fachlichen Praxis in der Binnenfischerei herausgegeben (Lewin et al. 2010). Da die Binnenfischerei, auch die Angelfischerei, gemäß Grundgesetz Länderkompetenz ist, hat diese Schrift keinen rechtlich bindenden, sondern lediglich informativen Charakter. Eine fischereiliche Nutzung gemäß guter fachlicher Praxis erhält die natürliche Artenvielfalt, den Fischbestand und die Lebensräume (z. B. des Ufers). Dazu können über die jeweiligen Landesfischereigesetze über Rechtsverordnungen Schonzeiten, Schonmaße sowie Besatz- und Entnahmevergaben festgeschrieben werden (Lewin et al. 2010, S. 15f.), was auch flächendeckend der Fall ist. Zusätzlich finden sich im BNatSchG einige wenige Regularien zur Fischerei, die bundesweit gelten, wie z. B. das Verbot des Aussetzens nicht heimischer Fischarten oder die Auflage, dass das Aussetzen gebietsfremder Fische (definiert als Arten, die seit mehr als 100 Jahren in einem betreffenden Gebiet/Gewässer nicht oder nicht mehr vorkommen), stets einer behördlichen Bewilligung bedarf. Ergänzt werden diese Regeln durch vom Fischereirechtsinhaber (z. B. Angelverein, Berufsfischer) freiwillig festgelegte Verschärfungen, die in lokalen Gewässerordnungen geregelt werden. In diesen finden sich regelmäßig auch über das Fischereigesetz hinausgehende Einschränkungen des Zugangs nach Raum und Zeit, in der Regel begründet mit Beiträgen zu fischereilichen Hegezielen. Bemerkenswert ist, dass Angelvereine als Fischereirechtsinhaber in Gewässern außerhalb von NSG umfangreichere Ruhe- und Schutzzonen festlegen als in Gewässern innerhalb von NSG (Arlinghaus et al. 2023). Das zeigt, dass in vielen Fällen der selbstmotivierte Gebiets- und Habitatschutz durch Angelvereine stärker ausgeprägt ist, als der behördliche, insbesondere, wenn Angelvereine nicht das Gefühl haben, bürokratisch „von oben“ über offizielle Naturschutzgebiete reguliert zu werden.

Übergeordnet gelten neben den Landesfischereigesetzen das BNatschG sowie die Landesnaturschutzgesetze sowie die in nationales Naturschutzrecht überführte Natura 2000 bzw. FFH-Richtlinie der EU, über die neben der fischereilichen Nutzung in bestimmten Fällen auch die Freizeitnutzung reguliert werden kann. In den Natura 2000-Richtlinien werden keine pauschalen Vorgaben für eine fischereiliche Einschränkung oder gar ein Verbot ausgeführt. Es soll vielmehr eine Abwägung zwischen dem Schutzzweck und dem Nutzen der Allgemeinheit im Sinne der Nachhaltigkeit (Abwägung von wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Interessen) stattfinden. Leitend ist das Verschlechterungsverbot nach Ausweisung eines Gebiets als FFH Gebiet. Die FFH Richtlinie orientiert sich vor allem am Schutz lebensraumtypischer Habitate oder definiert in den Anhängen besonders schutzwürdige Arten, die häufig als Schirmarten für funktionierende Lebensräume gelten.

Aus Nutzungssicht problematischer ist es, wenn ein bestimmtes Gebiet zum NSG nach deutschen Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) deklariert wird. Gemäß § 23 Abs. 2 BNatSchG sind dann „alle Handlungen verboten, die zu einer Zerstörung, Beschädigung oder Veränderung des NSG oder seiner Bestandteile oder zu einer nachhaltigen Störung führen können“. Nach § 59 BNatschG gilt grundsätzlich, dass das freie Betreten der Landschaft zu Erholungszwecken in Deutschland möglich ist, es sei denn, die Freizeitnutzung führt zu Konflikten mit Schutzzwecken in Naturschutzgebieten (Nationalparke, Biosphärenreservate, andere Naturschutzgebiete). Eine Erholung in Form eines „natur- und landschaftsverträglich ausgestalteten Natur- und Freizeiterlebens“ (§7 BNatschG) muss in NSG im Rahmen einer Verträglichkeitsprüfung festgestellt und über die Naturschutzgebietsverordnung sichergestellt werden (§34BNatschG). Hier lauern erheblich Interpretationsspielräume durch die handelnden Behörden, die Gegenstand vorliegender Untersuchung sind. Regelmäßig werden in Naturschutzgebietsverordnungen für die Freizeitnutzung Totalverbote in folgender

Form ausgesprochen: Verboten ist „12. Flächen außerhalb von Wegen zu betreten, zu befahren oder außerhalb ausgewiesener Reitwege zu reiten; 13. zu zelten, zu lagern, Wohnwagen, sonstige Fahrzeuge oder Verkaufsstände aufzustellen; 14. Feuerstellen einzurichten, Feuer anzumachen und zu unterhalten; 15. das Klettern an offenen Felsbildungen; 16. Lärm zu verursachen oder Lichtquellen zu betreiben, die geeignet sind, Tiere zu beunruhigen und den Naturgenuss zu beeinträchtigen; 17. Hunde frei laufen zu lassen“ (z. B. Fall 29, NSG-Verordnung, S. 3). Die fischereiliche Nutzung, die im Rahmen des Landesfischereirechts ausgeübt wird und auch in Gewässern in NSG grundsätzlich statthaft ist, wird in den meisten NSG nicht pauschal verboten, weil eine Einschränkung einen Eingriff in das Privatrecht darstellt, das nur gut begründet und in Würdigung der Einflüsse auf den konkreten Schutzzweck des NSG erfolgen kann (Müller, 2012). Regelmäßig finden sich in Naturschutzgebietsverordnungen daher Ausnahmeformulierungen, die die fischereiliche Nutzung unter bestimmten Bedingungen erlauben. Verbreitet ist, dass die Berufsfischerei grundsätzlich erlaubt, die Angelfischerei hingegen verboten oder eingeschränkt wird (Müller, 2012).

Regelmäßig führt zu Debatten, ob eine Beschränkung der Gewässerfreizeit in einem NSG einer nachvollziehbaren, für das betreffende Gebiet geltenden wissenschaftlichen Evidenzlage oder nur einer theoretischen Störwirkungsmöglichkeit der geschützten Güter bedarf. Einzelne Rechturteile lassen auch theoretische Störwirkungen als Begründungen von Nutzungseinschränkungen zu. So können „Handlungen, die zu einer Zerstörung, Beschädigung oder Veränderung des Naturschutzgebiets oder seiner Bestandteile oder zu einer nachhaltigen Störung [führen](...), selbst dann durch eine Naturschutzgebietsverordnung verboten werden, wenn sie in Ausübung einer ordnungsgemäßen Fischerei erfolgen“ (OVG Lüneburg 2019). Auch kann eine Handlung zur Gewässerfreizeit, die per Gemeingebrauch (§25 WHG) prinzipiell der Allgemeinheit erlaubt ist (sofern keine Rechte Dritter entgegenstehen), in NSG beschränkt oder untersagt werden, wenn eine auch nur theoretische Störungsmöglichkeit gegeben ist. „Das Verbot ist vielmehr schon dann gerechtfertigt, wenn die Möglichkeit besteht, dass die Handlungen solche Folgen haben können, diese also nicht gänzlich außerhalb des Möglichen liegen“ (OVG Magdeburg 2023). Bei der so definierten Auslegung des Vorsorgeprinzips hat der Verordnungsgeber sowohl bei der Einschätzung und Beurteilung der Störungswirkung als auch bei der Festsetzung von erforderlichen Einschränkungen bzw. Verboten einen erheblichen Interpretations- und Handlungsspielraum (vgl. OVG Magdeburg 2023). Die gleiche Freizeitaktivität kann durch Bezug auf gutachterliche Stellungnahmen oder publizierte Studie an anderen Orten für ein spezifisches NSG entweder als potenziell störend oder völlig harmlos eingeschätzt werden. Hier spielen der Zugang und die Berücksichtigung wissenschaftlicher Studien durch Bearbeiter in Behörden eine gewichtige Rolle.

Diese Zusammenhänge und Problematiken werden für künstlich geschaffene Baggerseen im Rechtsgutachten zur „Zulässigkeit und Grenzen der Ausgestaltung/Einschränkung von Fischereirechten an Baggerseen“ von Müller (2012) im Detail gewürdigt. In diesem Gutachten wird u. a. auch auf die Rechtfertigungsanforderungen des Verhältnismäßigkeitsprinzips bei Regelfestsetzungen durch Behörden hingewiesen. Müller (2012) meint, dass ein Beurteilungsspielraum für Behörden rechtlich nicht bestehe. So könne die Angelfischerei z. B. nicht auf die Ausübung der Hegepflicht beschränkt werden kann, stets muss auch das Nachstellen und Fangen von Fischen als Nutzungsrecht, also die Angelbarkeit z. B. durch Mitglieder (Fischereierlaubnisinhaber) eines Angelvereines (Fischereirechtsinhaber), gewährleistet bleiben. Das Angeln kann aber durchaus eingeschränkt werden, falls für das

betreffende Gebiet z. B. im Rahmen von Planfeststellungsbescheids nach Abschluss der Nassabgrabung eine natürliche Sukzession als Entwicklungsziel vereinbart wird (vgl. Müller, 2012, S. 8-11).

Die Herstellung eines Bodenabbaugewässers durch Freilegung des Grundwassers bedarf gemäß § 68 Abs. 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31.07.2009, (BGBl Nr. 51 Teil I vom 06.08.2009, zuletzt geändert durch Art. 2 G vom 18.08.2021, BGBl Nr. 59 Teil I 3901) einer Planfeststellung durch die zuständige Wasserbehörde. Alle wesentlichen Belange, die im Rahmen der dauerhaften Herstellung eines oberirdischen Gewässers (Binnengewässers) und der anschließenden Folgenutzung zu beachten sind, werden in einem Planfeststellungsbeschluss geregelt. Hierzu zählen u. a. Größe und Tiefe des herzustellenden Gewässers, die Rekultivierung der gesamten Land- und Wasserfläche nach Ende der Abbautätigkeit und die Nachnutzung des Bodenabbaugewässers und seiner Uferbereiche einschließlich der Bestimmungen zu fischereilichen Zwecken. In den Bundesländern besteht an neu entstandenen Baggerseen ein öffentliches Interesse an der Ausübung einer nachhaltigen Angel- oder Berufsfischerei. Daraus leitet sich der grundsätzliche Anspruch ab, dass die Belange der Angelfischerei bzw. des (neuen) Fischereirechtsinhabers in Planfeststellungen angemessen zu berücksichtigen sind (Müller, 2012). Dies wird auch durch die Landesfischereigesetze bestätigt, indem Bodenabbaugewässer hinsichtlich ihrer fischereilichen Bewirtschaftung in den meisten Fischereigesetzen ausdrücklich Erwähnung finden, d. h. auf diesen neu geschaffenen Gewässern existiert nach Abschluss der Abaggerung ein Fischererecht, das dem Gewässereigentümer zusteht. In Niedersachsen ist gemäß Runderlass aus dem Jahre 2012 in „neu entstehenden Bodenabbaugewässern die Sportfischerei grundsätzlich zulässig“. Und weiter: „Eine Einschränkung der fischereilichen Nutzung im Rahmen von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen ist nur dann möglich, wenn das Ausgleichs- und Ersatzkonzept dies – auch unter Berücksichtigung gewässerökologischer Erkenntnisse – unbedingt erfordert. Die Entscheidung über Kompensationsmaßnahmen ist aus den Beeinträchtigungen der betroffenen Schutzgüter abzuleiten. Ein Einschränkung der fischereilichen Nutzung nur zur Reduzieren der Kompensationsflächenbedarf ist damit nicht zulässig“ (Fischereileine Folgenutzung von Bodenabbaugewässern; 'Anwendung der Nr. 6.10 des Rd.Erl. d. MU vom 3.1.2010 - 54-22442/1/1 - Abbau von Bodenschätzten <file:///C:/Users/arlinghaus/Downloads/lsv 17072012 anhang 2012 03 05 mu nds folge nutzung bodenabbaugewaesser ergaenzung rderlass.pdf>). Das bedeutet: an jedem neu geschaffenen Baggersee existiert grundsätzlich ein Fischereirecht, dessen Einschränkung nur gut begründet im Rahmen behördlicher Verfahren und mit Blick auf Verletzungen naturschutzfachlicher Schutzzwecken möglich ist. Und das wiederum bedeutet, dass jede Einschränkung im Einzelfall auf Grundlage lokaler Daten, Erkenntnisse und Abwägungen, d. h. nur evidenzbasiert, möglich sein sollte.

Müller (2012) bewertete rechtlich die Eingriffsmöglichkeiten durch behördliche Entscheide in die Ausübung des Fischereirechts an neu geschaffenen Abgrabungsgewässern, sogenannten Baggerseen. „In den letzten Jahren sind zunehmend Bemühungen von Verwaltungsbehörden festzustellen, das Entstehen des Fischereirechts auszuschließen oder seine Ausübung zu unterbinden oder einzuschränken“ (Müller, 2012, Kurzfassung, S. 1). Müller (2012) unterschied mehrere Fallkonstellationen. Die weitreichendste sah er in Entscheidungen regionaler Planungsverbände, die sich mit Vorrang- und Vorbehaltsgebieten für die Gewinnung, Sicherung und Erkundung von Bodenschätzungen beschäftigen und Nachnutzungen nach Abgrabungen festlegen. Häufig sei die Nachfolgenutzung „Naturschutz und Landschaftspflege“ (Ökologische Ausgleichsfläche/Biotop) vorgesehen und die

Angelfischerei ausgeschlossen, obwohl das Fischereirecht ausgeübt werden könnte. „Diese in den Regionalplänen enthaltenen Vorgaben werden als Rechtsverordnungen beschlossen und von der höheren Landesplanungsbehörden für verbindlich erklärt“ (Müller, 2012).

Der zweite Fall, den Müller (2012) unterschied, sind die bereits gewürdigten Einschränkungen im Rahmen naturschutzrechtlicher Regelungen und damit verbundener Rechtsverordnungen, z. B. in NSG. Nicht selten bliebe mit Verweis auf die Erreichung der Schutzzwecke die berufliche Nutzung erlaubt, aber die Angelfischerei verboten (Müller, 2012).

Der letzte Fall umfasst Regulierungen zur Ausübung des Fischereirechts als Folge von PFV gemäß Wasserhaushaltsgesetz (WHG) oder von Betriebsplänen nach dem Bundesberggesetz. Regelmäßig finden sich die Konstellation, dass Unternehmer, die den Bodenabbau betreiben, eine Verpflichtungserklärung unterzeichnen, die nach Abschluss der Abgrabung die Ausübung des Fischereirechts als Nachnutzung durch den Gewässereigentümer oder durch Dritte ausschließt. Rechtliche Grundlagen umfassen entweder die bereits angesprochenen Regionalpläne oder aber die Möglichkeit, für unvermeidbare Eingriffe in Natur und Landschaft, die aus der Abgrabung resultieren, Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme festzulegen (Müller, 2012). Da die Fischerei in Baggerseen manchmal und selbst in offiziellen Planungsrichtlinien pauschal als unvereinbar mit den Zielen des Naturschutzes eingeschätzt wird (DVWK, 1992), scheint die pauschale Untersagung der möglichen Folgenutzung Fischerei als eine dem Natur- und Biotopschutz dienende Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahme zur Kompensation des mit der Abaggerung verbundenen Eingriffs in die Natur folgerichtig und logisch zu sein.

Zu allen drei Fällen bringt Müller (2012) überzeugende juristische Argumente, warum die Fischerei nicht pauschal in der Ausübung des Fischereirechts eingeschränkt werden kann bzw. bestimmte Einschränkungen der Ausübung der Angelfischerei nach Raum und Zeit wie z. B. in Naturschutzgebieten mit spezifischen Schutzzwecken einer sehr sorgfältigen Begründung und Güterabwägung von Nutzen für den Naturschutz und Eingriff in das Privatrecht Fischerei verlangen. Das wiederum verlangt belastbare Evidenz zu den naturschutzfachlich als relevant erachteten Störwirkungen des Angelns.

In der behördlichen Praxis zur Regelung der Freizeitnutzung z. B. bei PVF oder Ausweisungen von NSG finden regelmäßig themenspezifische Richtlinien und Handlungsempfehlungen als Planungsgrundlage Anwendung. Aufgrund der Komplexität des Themas, versuchen diese Richtlinien, den Stand der Technik z. B. zum Management der Freizeitnutzung an neu geschaffenen Seen zusammenzufassen. Die Schriften haben empfehlenden und keinen rechtlich-bindenden Charakter, sind aber in der Praxis von hoher strategischer Bedeutung und leitend. Die Texte sind in der Regel von multidisziplinären Arbeitsgruppen mit Vertretern unterschiedlicher Sektoren und Disziplinen (wie Wasserwirtschaft, Naturschutz, Fischerei) erarbeitet worden. Insbesondere die Merkblätter herausgegeben von der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. haben in der behördlichen Praxis hohe Strahlkraft.

In diesen Merkblättern finden sich umfangreiche Aussagen zum Störpotenzial von Gewässerfreizeit und zum Angeln, die die Einschätzung von Behörden in Verfahren wie Planfeststellungsverfahren oder bei Naturschutzgebietsausweisungen erheblich beeinflussen dürften. Das Merkblatt DWA-M 618 (2014) „Erholung und Freizeitnutzung an Seen - Voraussetzungen, Planung, Gestaltung“ zielt darauf ab, die Bedürfnisse der Naherholung des Menschen mit dem Schutz der Natur durch eine möglichst nachhaltige und störungssarme

Freizeitnutzung zu vereinen. In diesem Text werden recht pauschal und ohne umfangreiche Literaturquellverweise mögliche Folgewirkungen der Angelfischerei, wie die Beeinflussung der Wasserqualität und der Ufervegetation, oder eine hohe, selektive Raubfischentnahme und damit eine unerwünschte Störung des Ökosystems, aufgeführt. Als Gegenmaßnahmen werden räumliche Zugangseingrenzungen, Besatzverbote sowie Einschränkungen der Anfütterung empfohlen (DWA 2014, S. 54). Das Anfüttern wird vor allem mit dem Karpfenangeln in Bezug gebracht, wobei übersehen wird, dass das Anfüttern auch bei anderen Friedfischchangelformen verbreitet ist. Pauschal und ohne Literaturbeleg wird konstatiert, dass „bei der Ausübung der Angelfischerei Ruhezonen, Fischschongebiete, Teile der Schwimmblatt- und Röhrichtzone sowie besonders schutzwürdige Uferbereich ausgespart bleiben [müssen]“. Auch die sonstige Freizeitnutzung solle in ihrer Intensität naturverträglich reguliert (z. B. über Wegekonzepte) werden (DWA 2014, S. 23, 34f.). Grundsätzlich sollten die getroffenen Maßnahmen dem Vorsorgeprinzip entsprechen und auf lokaler Ebene an das jeweilige Gebiet angepasst werden (DWA 2014, S. 17-18).

Das Merkblatt ATV-DVWK-M 603 (2001) „Freizeit und Erholung an Fließgewässern“ erfüllt denselben Zweck für die Ausübung von Freizeit an Fließgewässern. Es werden dabei ähnliche Empfehlungen und Folgewirkungen für die Angelfischerei und auch die sonstige Freizeit genannt wie im Merkblatt DWA (2014) für Seen, wobei hier die Störungswirkung der Angelfischerei im Hinblick auf den Bruterfolg von störungsempfindlichen Wasservogelarten explizit hervorgehoben wird, die „hinlänglich bekannt“ seien (vgl. ATV-DVWK 2001, S. 29). Als Beleg werden die bereits kritisch gewürdigten Quellen von Reichholz (1988, 1995) herangezogen, die methodische Schwächen haben und daher eben nicht pauschal auf alle Fließgewässer und Bedingungen übertragbar sind. Bemerkenswert ist die Aussage, dass „eine pauschale Übertragbarkeit genannter Beeinträchtigungen auf jedes Fließgewässer grundsätzlich nicht möglich [ist]. In vielen Fällen werden aufgrund fehlender Schutzwürdigkeiten und Schutzbedürftigkeiten die Beeinträchtigung [durch die Gewässerfreizeit] vernachlässigbar sein. Eine Überprüfung möglicher Beeinträchtigungen sollte daher nur in Fällen erfolgen, in denen eine entsprechende Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit zu vermuten ist“ (ATV-DVWK 2001). Dieser Perspektive ist uneingeschränkt zu folgen.

Das ältere Merkblatt der DVWK (1992) beschäftigt sich mit Gestaltung und Nutzung von Baggerseen im spezifischen. Es werden vor allem planerische Hinweise zur optimalen Gestaltung der Abgrabung für Folgenutzungen, inklusive des Angelns, gegeben. Das Angeln wird als legitime Freizeitfolgenutzung hervorgehoben. Gleichzeitig finden sich ohne wissenschaftliche Belege aber pauschale Ablehnungen der Fischerei in „Naturschutzseen“ sowie Einschränkungen in sogenannten „Erholungsseen“: „Im Naturschutzsee ist Fischerei grundsätzlich unzulässig, eine Regulierung des Fischbestandes kann jedoch als gezielte Pflegemaßnahme angeordnet werden“, und weiter: „Überhaupt schließen sich strikter Naturschutz und andere Nutzungen – von der eingeschränkten stillen Erholung abgesehen – grundsätzlich aus, damit weitgehend ungestörte Refugien erhalten werden“ (DVWK 1992, S. 5). „Im Erholungssee ist Fischerei in begrenztem Maße tragbar“ (DVWK 1992, S. 5). Diese Perspektive widerspricht dem aktuellen Wissenstand (Schafft et al. 2021, Kapitel 1), wonach vom Angeln keine differenzierten Störwirkungen ausgehen, die nicht auch von der „stillen Erholung“ (z. B. Spazierengehen) ausgelöst werden können. Auch werden die Aussagen undifferenziert und ohne kontextuelle Einordnung getroffen, was die Annahme einer pauschale Störwirkung durch das Angeln unterstellt. Dies ist nach vorliegenden Studien, die in Kapitel 1-4 gewürdigt werden, widerlegt.

Diese und vergleichbare Handlungsempfehlungen sind in der behördlichen Praxis von hoher Bedeutung, weil sie helfen, den Sachstand in Bezug auf die Störwirkungen der Freizeitfischerei zusammenzufassen. Merkblattübergreifend finden sich recht pauschale Hinweise meist ohne Quellenbezug, dass das Angeln, aber auch andere Freizeitaktivitäten Störungen der Gewässer und der Wildtiere bewirken können. Es wird aber auch darauf hingewiesen, die tatsächliche Störwirkung im Einzelfall zu bewerten und erst dann in behördliche und andere planerische Entscheidungen einfließen sollte. Damit sind die lokalen wasserwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Behörden in der Pflicht, in ihren Vorgängen mögliche Einschränkungen der Folgenutzungen oder der Nutzung der Gewässer in NSG gut und evidenzbasiert zu begründen und nur auf dieser Grundlage Einschränkungen zu erlassen. Nun wird zu klären sein, ob die Behörden diesen Ansprüchen gerecht werden.

5.2. Methoden

Grundlage für die vorliegende Analyse von behördlichen Vorgängen waren 50 Fälle von Planfeststellungsverfahren (PFV) zu Nassgrabungen (15 Fälle) und Ausweisungen bzw. Erweiterungen von Naturschutzgebieten (35 Fälle). Nach einem Zufallsprinzip wurden zwischen 6 und 10 Landkreise in drei Bundesländern (Bayern N = 9 Landkreise, Niedersachsen N = 10, und Sachsen N = 6) ausgewählt und hier die Naturschutzbehörden sowie die Wasserbehörden kontaktiert und um Bereitstellung von ggf. anonymisierten Beispieldokumenten in textlicher Dokumentform gebeten (Tabelle 11). In der Regel waren Wasserwirtschaftsbehörden (z. B. Amt für Kreisstraßen, Wasserwirtschaft und Deiche) für die PFV-Fälle zuständig und die Naturschutzbehörden für die Fälle mit der Ausweisung von NSG. In Bayern wurden als Landratsämter die oberen Naturschutzbehörden (11 Fälle) und oberen Wasserbehörden (9 Fälle) kontaktiert. In Niedersachsen hingegen wurden die Dokumente von den unteren Naturschutzbehörden (14 Fälle) und unteren Wasserbehörden (5 Fälle), also auf Landkreisebene, zur Verfügung gestellt. Dies galt ebenso für Sachsen, wobei dort für die NSG lediglich die unteren Naturschutzbehörden angefragt wurden. Die Anfrage erfolgte zunächst telefonisch und im Nachgang schriftlich, in der Regel per Email. Abgefragt wurden alle öffentlich einsehbaren Dokumente, wie NSG-Verordnungen (35 Dokumente) oder Stellungnahmen beteiligter Akteure, aber auch umfangreiche behördliche Unterlagen wie Planfeststellungsbescheide (PF-Bescheide), Würdigungen, naturschutzfachliche Synopsen, Fachgutachten (z.B. Artenschutzgutachten), Abwägungsprotokolle, Begründungsprotokolle, Erläuterungsberichte, Vorprüfungen und interne Stellungnahmen verschiedener Akteure sowie Anträge von Interessensgruppen, die im Prozess direkt beteiligt waren. Naturschutzfachliche Synopsen, Vorprüfungen und Fachgutachten lieferten dabei Hintergründe zu den jeweiligen Schutzzwecken/-zielen und der spezifischen Fauna und Flora. Erläuterungsberichte, Abwägungsprotokolle, Begründungsprotokolle und Würdigungen gaben ggf. Aufschluss über eine kritische Auseinandersetzung der getroffenen Regelungen und deren Legitimierungsgrundlage. Stellungnahmen ermöglichen eine Einordnung des Prozesses in Bezug auf die Beteiligung verschiedener Interessensgruppen. Alle benannten Dokumententypen ergänzten die in den Verordnungen und PF-Bescheiden festgesetzten Regelungen. Wurden lediglich Bescheide oder Verordnungen übersendet, wurde bei den Behörden teilweise mehrfach nachgefasst und durch schriftliche Zusicherung einer vertraulichen Behandlung der Daten und einer anonymisierten Auswertung eine Übersendung der weiteren Dokumente ermöglicht. Für die 50 Fälle wurden insgesamt 114 Dokumente gesammelt und ausgewertet, die die Behörden zur Verfügung stellten. Schwerpunkt der

ausgewerteten Dokumente waren neben den PF-Bescheiden und NSG-Verordnungen, die fachlichen Begründungen und Abwägungsprotokolle. In Bayern und Niedersachsen wurden neben NSG auch PFV analysiert, weshalb in diesen Bundesländern die Anzahl an Fällen höher ausfiel (Tabelle 11). In Sachsen wurden ausschließlich NSG untersucht, da Nassabgrabungen mit daraus folgender Entstehung von Baggerseen nicht häufig sind und daher auf eine Auswertung der sehr geringen Stichprobe verzichtet wurde.

Tabelle 11: Aufschlüsselung der untersuchten Fälle nach Vorgangsart (NSG = Naturschutzgebietsausweisung, PFV = Planfeststellung nach Nassausgrabungen) und Bundesland

	Fälle Insgesamt	Davon NSG	Davon PFV
Bayern	20	11	9
Niedersachsen	19	13	6
Sachsen	11	11	0

Alle Dokumente wurden zunächst digitalisiert. Die inhaltliche Aufbereitung der Fälle wurde mithilfe einer Inhaltsanalyse mit dem Programm „MAXQDA“ durchgeführt. Dafür wurde nach Mayring (2022) (Abbildung 24) ein hierarchisches Kodierschema entwickelt und dieses in drei Testdurchläufen schrittweise verfeinert. In den Testdurchläufen wurden von zwei Personen unabhängig voneinander Kodierungen an insgesamt 20 Testdokumenten, aus 9 Fällen im dritten Testdurchlauf (erster Testdurchlauf: 2 Fälle mit 4 Dokumenten, zweiter Testdurchlauf: 5 Fälle mit 12 Dokumenten) durchgeführt und die Übereinstimmung der vergebenen Kodes nach jedem Durchlauf verglichen, um die Aussagekraft und Übertragbarkeit der Kodierung zu verifizieren und einen potentiellen Bearbeitereffekt auszuschließen. Gemessen wurde dieser nach jeder Iteration anhand der Intercoder-Reliabilität, welche nach der ersten Iteration noch zu gering (75%) ausfiel. Es wurden in den meisten Fällen bereits gleiche Passagen und Kategorien kodiert, aber die exakten Längen der kodierten Abschnitte stimmten häufig noch nicht überein oder es wurde nicht gleichmäßig kleinteilig kodiert (z.B. wurde ein Absatz als ein durchgängiger Kode oder jeder Satz als einzelner Code vergeben). Die Interkoderreliabilität (Übereinstimmung der Kodes mehrere Bearbeiter:innen) stieg auf 98 % nach drei Iterationen. Dazu wurde das Kodierschema nach der ersten und zweiten Iteration weiter präzisiert. Nach dem ersten Durchlauf wurden die Kategorien zur Charakterisierung des jeweiligen Falls verfeinert, durch z. B. „Jahr der Erstellung des Dokuments“ oder der „Art des Gewässers“. Nach der zweiten Iteration wurden Sekundärkategorien hinzugefügt (z.B. „Legitimation durch Verweis auf Praxiserfahrung“ und „Vermeidung von Freizeitnutzung oder nicht vorgesehen/relevant“) oder namentlich angepasst („Verfolgtes Schutzziel“ statt „verfolgter Schutzzweck“ bei PFV). Die Primärkategorie „Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen“ mit ihren Sekundärkategorien wurde ergänzt, um abseits von Verweisen zur Legitimierung der Regelungen auch differenzierte sowie pauschale Begründungen kodieren zu können. Die Ergebnisse zeigen ein wiederholbares Vorgehen und ein belastbares Kodierschema, dass unabhängig von Bearbeiter:in ähnliche Ergebnisse generiert.

1: Uneingeschränkte Fischereierlaubnis

→ Definition:

klare Zusprache von fischereirechtlichen Nutzungsrechten,
klare Überzeugung, dass fischereiliche Nutzung den Schutzzielen nicht entgegensteht

→ Ankerbeispiel(e):

„Weiter zulässig sind insbesondere...die der guten fachlichen Praxis entsprechende land- und fischereiwirtschaftliche Nutzung.“
„bestehen gegenüber dem geplanten Vorhaben keine Bedenken.“

→ Kodierregel:

Alle Aspekte deuten auf eine allgemeine Erlaubnis hin

Abbildung 24. Beispiel Kategorienbildung für die Einschränkung der Fischereimöglichkeit an einem Beispielgewässer.

Die vergebenen inhaltlichen Kodes (Tabelle 12) quantifizierten zunächst Hintergrundinformationen zu jedem Fall (z. B. Art des Vorgangs, NSG oder PFV), Gewässertyp, Bundesland sowie eine Reihe von inhaltlichen Kategorien, wie die Art und Weise der Freizeiteinschränkungen (Angeln und Nichtangeln als sonstige Freizeit), die Art und Weise der Begründung von Einschränkungen der Freizeitnutzung, die Art und Qualität der Evidenz/Legitimation, um Beschränkungen zu begründen usw. (Tabelle 12). Zunächst wurden Kategorien vergeben, die den jeweiligen Fall mit seinen Hintergrundmerkmalen näher beschreiben. Dazu zählen die Zugehörigkeit des Bundeslandes, die Art des Gewässers (Stand- oder Fließgewässer), um welchen Vorgangstyp (NSG oder PFV) es sich handelt und welche Schutzziele (z.B. Zielarten, Biotope/Landschaft oder Prozessschutz) verfolgt werden. Dann wurde eine Primärkategorie für die fischereiliche Nutzung und eine weitere Primärkategorie für andere Freizeitaktivitäten angelegt, um diese beiden in ihrer Regelungsdichte (Einschränkungen bzw. uneingeschränkt) innerhalb desselben Falls vergleichen zu können. Diese wurden in jeweils drei bzw. vier Sekundärkategorien gegliedert (uneingeschränkte Nutzung, eingeschränkte Nutzung über Teilverbote oder Untersagung über Vollverbote und Vermeidung der Nutzung), um die festgesetzten Regelungen einzuordnen. Für alle Freizeitnutzungen, und besonders für das Angeln, wurde kodiert, was genau in welcher Form geregelt bzw. eingeschränkt wird (z. B. Anfüttern, bestimmte Angelzeiten oder -gebiete, Besatz). Die bisher genannten Kategorien wurden vor allem in den PF-Bescheiden bzw. den NSG-Verordnungstexten kodiert.

Außerdem wurden drei Primärkategorien eingeführt, die die Hintergründe der Vorschriften und Logiken der Begründung der Regelungen beschreiben. Die erste Primärkategorie („Legitimation der verordneten Regelungen“) zur kritischen Auseinandersetzung (Tabelle 12) bezog sich auf aufgeführte Begründungen im Dokumentmaterial zu einer bestimmten Regelung. Begründungen waren beispielsweise: „Eine fischereiliche Nutzung dieses Gewässers findet nicht statt, da diese Nutzung bereits nach der bisher geltenden NSG Verordnung verboten ist. Die Ausübung der Fischerei wäre daher eine zusätzliche, bisher nicht da gewesene Veränderung des Gebietes, was insbesondere dem Schutzzweck für den Erhalt und die Entwicklung zusammenhängender störungssarmer Bereiche sowohl von Uferlinien und Wasserflächen für einen möglichst störungsfreien Aufenthalt von Tieren entgegenstehen würde. Um eine ungestörte Entwicklung des Gebietes weiterhin zu ermöglichen, soll diese Regelung bestehen bleiben“ (Fall 46, Begründung zur Verordnung, S. 5) oder „die VO sieht eine räumliche und zeitliche (01.08. – 31.12.) Einschränkung der fischereilichen Nutzung der

Gewässer vor. Eine Angelnutzung soll nur entlang der Uferzonen insbesondere zur Ortslage hin zulässig sein. Darüber hinaus sind Besatzmaßnahmen u. ä. verboten. Ziel ist es, einen natürlichen Entwicklungsprozess der Fischfauna insbesondere durch einen Austausch mit (...) [Gewässer X, Anm. anonymisiert] ohne menschliche Beeinflussung zuzulassen und lediglich durch ein Monitoring zu begleiten“ (Fall 47, Verordnung, S. 5). Es wurden in den hier kodierten Passagen geltend gemachte Regelungen abgewogen (was sprach für eine Einschränkung oder Freistellung und was möglicherweise dagegen) und mit Gründen gestützt, jedoch wurde in dieser Primärkategorie noch nicht berücksichtigt, ob die genannten Begründungen durch Quellen, die die Aussagen bestätigen würden, untermauert wurden. Die zweite Primärkategorie „Legitimation der verordneten Regelungen“ quantifizierte daher, ob Verweise, wie Paragraphen in Rechtstexten, wissenschaftliche Quellen, Gutachten, Studien oder andere Belege zu den verordneten Regelungen im Dokumentenmaterial angegeben wurden, die die Begründung für die Einschränkungen, Freistellungen oder Untersagungen lieferten. Zum Beispiel, „Neben der im Rahmen der Fluchtreaktion zurückgelegten Entfernung der geflogenen Strecke wirkt sich auch die Dauer der Flucht auf den Energiehaushalt eines Vogels aus (Quelle: Bull, M. & Rödl, T. (2018): Stand Up-Paddling (SUP): Eine neue Trendsportart als Problem für überwinternde und rastende Wasservögel? Berichte zum Vogelschutz 55: 25 - 52)“ (Fall 40, Erlass zur Verordnung, S. 17) oder „Im Naturschutzgebiet sind nach Art. 7 Abs. 2 BayNatSchG alle Handlungen verboten, die zu einer Zerstörung, Beschädigung oder Veränderung des Naturschutzgebietes oder seiner Bestandteile oder zu einer nachhaltigen Störung führen können. Es ist deshalb vor allem verboten: (...)“ (Fall 10, Verordnung, S. 34).

Beide Primärkategorien („Legitimation der verordneten Regelungen“ und „Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen“) waren sich nicht gegenseitig ausschließend, d. h. sie konnten auch zusammen vergeben werden, wenn z. B. eine Begründung durch einen Quellenbezug legitimiert wurde. Eine Begründung musste jedoch nicht zwingend mit einem oder mehreren Quellenverweisen verknüpft sein. Es kam z. B. vor, dass bei einer Entscheidung auf eine Legitimierungsquelle (z.B. Verweis auf eine Gesetznorm) verwiesen wurde, ohne die anschließende Entscheidung inhaltlich kritisch zu begründen. Als Drittes wurde eine weitere Primärkategorie für mögliche Regelanpassungen eingeführt, um abzubilden, ob neue Erkenntniszuwächse im Prozess der Regelfindung Berücksichtigung fanden und/oder diese künftig auf dieser Grundlage angepasst werden könnten (Tabelle 12). Die drei genannten Primärkategorien wurden teilweise auch (vordergründig bei Gesetzesverweisen) in den NSG-Verordnungen und PF-Bescheiden vergeben, aber umfassend in den ergänzenden Dokumenten (wie Abwägungsprotokolle oder Würdigungen) nachrecherchiert und ggf. aus diesen Dokumenten kodiert.

Tabelle 12: Darstellung des finalen Kodierschemas mit Primär-, Sekundär- und Tertiärkategorien

Hintergrund der Kategorie	Primärkategorie	Sekundärkategorie	Tertiärkategorie
Hintergrund-informationen/ Art des Falls	Jahr der Erstellung des Dokuments		
	Größe des Gewässers	Stillgewässer	
		Fließgewässer	
	Hintergrund bei PFV	Geplantes Schutzziel	Wasserqualität
			Zielarten
			Biotope/Lebensraum
			Prozessschutz
		Neubildung Gewässer	
		Erweiterung Gewässer	
		Folgenutzung	Freizeit
			Naturschutz
			Herstellung Ausgangszustand/ keine Naherholung
			Fischereiliche Nutzung
	Hintergrund NSG	Art des Schutzgebietes	NSG
			Natura 2000
			FFH-Gebiet
			Vogelschutzgebiet
			Wasserschutzgebiet
		Verfolgter Schutzzweck	Wissenschaft/ Dokumentation
			Schönheit Landschaft
			Zielarten
			Biotope/Lebensraum
			Prozessschutz
			Wasserqualität/ Gewässerschutz
		Neubildung NSG	
		Erweiterung NSG	
Hintergründe der Vorschriften	Legitimation der verordneten Regelungen	Verweis auf Praxiserfahrung	
		Verweis auf Gutachten/ Untersuchung/Studie	
		Verweis auf Berichte von Behörden	
		Verweis auf Gesetzestexte	

		Verweis auf wissenschaftliche Quellen	
		Verweis auf Experten	
		Kein Verweis auf Quelle	
	Auseinander- setzung mit den verordneten Regelungen	Kritische Auseinandersetzung	
		Keine kritische Auseinandersetzung	
	Regelanpassungen durch neue Erkenntnisstände	Korrekturen im Prozess der Regelausweisung	
		In Aussichtstellung von Regelanpassungen in der Zukunft	
		Keine Anpassungen vorgenommen oder in Aussicht gestellt	
Regelungen zur fischereilichen Nutzung	Fischereiliche Nutzung	Uneingeschränkte fischereiliche Nutzung	
		Fischereiliche Nutzungsseinschränkung	Personenbezogen Anfüttern Zeitlich Nutzung Fanggeräte Besatz Räumlich
		Fischereiliche Ausübung in Teilen untersagt	
		Keine fischereiliche Nutzung ausgeübt	
Regelungen zur sonstigen freizeitlichen Nutzung	Freizeitliche Nutzung	Uneingeschränkte Freizeitnutzung	
		Eingeschränkte Freizeitnutzung	
		Untersagte Freizeitnutzung	
		Vermeidung von Freizeitnutzung oder nicht vorgesehen/relevant	
Weiteres	Zitierfähige Textstellen		
	Begründungen anderer Akteure (in Stellungnahmen)		

Die Kodes wurden zunächst als zutreffend (=1) oder nicht zutreffend (=0) im Dokumentenmaterial verkodet und anschließend qualitativ beschrieben. Darauf aufbauend wurden, sofern möglich und inhaltlich sinnvoll, bestimmte kategoriale Variablen zu ordinalen

Variablen zusammengefasst (Tabelle 13), z. B. durch Aufsummierung der verschiedenen Eingrenzungen der Angelfischerei zu einem Index des Grads der fischereilichen Regulierung. Dadurch entstanden neue Variablen, die den Grad bzw. die Intensität der Einschränkungen der Angelfischerei (analog auch zu sonstiger Freizeit) oder der sie begründenden Legitimationen quantifizierten. Analog wurde bei den anderen Primärkategorien vorgegangen, sofern das inhaltlich sinnvoll und möglich war (z. B. Legitimation der Freizeitregelungen oder Grad der Auseinandersetzung/Begründung der Regelungen) (Tabelle 13). Wichtig ist hierbei der Hinweis, dass die fischereiliche Nutzung in einigen Fällen zwar auch mit Vollverboten reglementiert wurde, aber innerhalb eines Falls niemals ausschließlich eine Untersagung ausgesprochen wurde, sondern die Verbote immer in Verbindung mit weiteren eingeschränkten oder auch uneingeschränkten Nutzungsregelungen ausgewiesen wurden. Das impliziert, dass in der Darstellung in der ordinalen Skala niemals die Kategorie 5 „Untersagung“ für die fischereiliche Nutzung vergeben wurde, da in keinem der untersuchten Fälle die fischereiliche Ausübung allumfassend verboten wurde und sich die analysierten Fälle in der ordinalen Skala somit in der Kategorie 3 (uneingeschränkt und untersagte Nutzungen) oder Kategorie 4 (eingeschränkte und untersagte Nutzungen) einordnen ließen. Auf der Grundlage der ordinalen Daten wurden quantitative Clusteranalysen durchgeführt, um Proto- bzw. Archetypen von Vorgängen zu identifizieren, die möglich unterschiedlich zueinander waren.

Tabelle 13: Darstellung der ordinal skalierten Schemas

Hintergrund der Kategorie	Primärkategorie	Sekundärkategorie	Beschreibung der Ordinalskala	Ordinaler Code
Art der Ausweisung	PFV			0
	NSG			1
Hintergrundinformationen/ Art des Falls	Größe des Gewässers	Stillgewässer		0
		Fließgewässer		1
		Beides		2
	Hintergrund bei PFV	Geplantes Schutzziel	Keine Angabe	0
			Wasserqualität	1
			Zielarten	2
			Biotope/Lebensraum	3
			Prozessschutz	4
			Zwei Schutzziele	5
			Drei Schutzziele	6
			Vier (alle) Schutzziele	7
		Neubildung Gewässer		1
		Erweiterung Gewässer		0
	Folgenutzung		Keine Angabe	0
			Freizeit	1
			Naturschutz	2
			Herstellung Ausgangszustand/ keine Naherholung	3
			Fischereiliche Nutzung	4
			Zwei Nutzungsziele	5
			Drei Nutzungsziele	6
Hintergrund NSG	Art des Schutzgebietes	NSG		1
		NSG + Eine weitere Art		2
		NSG + Zwei weitere Arten		3
		NSG + Drei weitere Arten		4

			NSG + Vier (Alle) weitere Arten	5
		Verfolgter Schutzzweck	Zwei Schutzzwecke	1
			Drei Schutzzwecke	2
			Vier Schutzzwecke	3
			Fünf Schutzzwecke	4
			Sechs Schutzzwecke	5
			Alle Schutzzwecke	6
		Neubildung NSG		1
		Erweiterung NSG		0
Hintergründe der Vorschriften	Legitimation verordneten Regelungen	Kein Verweis auf Quellen		0
		Teilweise Verweis auf Quellen (Codes gemischt vergeben für mit und ohne Quellenverweise)		1
		Legitimation durch Verweis auf Gesetzestexte		2
		Legitimation durch Verweis auf umfassende Quellen		3
	Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen	Keine kritische Auseinandersetzung		0
		teilweise kritische Auseinandersetzung/ Begründung (Codes gemischt vergeben für kritisch und auch unkritisch)		1
		Kritische Auseinandersetzung/Begründung bei der Ausübungsfrage		2
	Regelanpassungen durch neue Erkenntnisstände	keine Anpassungen vorgenommen oder in Aussicht gestellt		0
		In Aussichtstellung von Regelanpassungen in der Zukunft		1
		Korrektur der Regelungen durch Erkenntnisse/Einwände im Prozess		2
		Beides (In Aussichtstellung zukünftig und Korrekturen im Prozess)		3
Regelungen zur fischereilichen Nutzung	Fischereiliche Nutzung	Keine aktive fischereiliche Nutzung ausgeführt		0
		Uneingeschränkte fischereiliche Nutzung		1
		Leicht eingeschränkte fischereiliche Nutzung (1-2 Beschränkungskategorien)		2
		Moderat eingeschränkte fischereiliche Nutzung (3-4 Beschränkungskategorien)		3

		Stärker eingeschränkte fischereiliche Nutzung (5-6 Beschränkungskategorien)	4
		Untersagte fischereiliche Nutzung – Nutzung in Teilen untersagt (nur Vollverbote ausgesprochen)	5
Regelungen zur sonstigen freizeitlichen Nutzung	Freizeitliche Nutzung	Keine freizeitliche Nutzung als relevant angesehen	0
		Uneingeschränkte Freizeitnutzung (ohne jegliche Teil- und Vollverbote)	1
		Leichter eingeschränkte Freizeitnutzung (mit Teilverboten und teilweise uneingeschränkt)	2
		Stärker eingeschränkte Freizeitnutzung (mit Vollverboten und teilweise uneingeschränkt)	3
		Untersagte Freizeitnutzung (nur durch Vollverbote vollständig untersagt)	4
		Vermeidungsstrategie zur Regelung freizeitlicher Nutzung	0
		Ja	1

Neben deskriptiven und qualitativen Darstellungen von typischen Fallkonstellationen und der Verteilung der Fälle über die Bundesländer und nach Art der Entscheidungskonstellation (NSG oder PFV), erfolgte anschließend eine quantitative Auswertung auf Grundlage der ordinalen Variablen. Die fünfzig ausgewerteten Fälle wurden basierend auf ihren Ähnlichkeiten in den Ausprägungen der sechs ordinal skalierten übergreifenden Variablen („Legitimation der verordneten Regelungen“, „Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen“, „Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen (Anpassungen)“, „Fischereiliche Nutzung“, „Freizeitliche Nutzung“, „Vermeidung von Freizeitaktivitäten“) mittels Clusteranalyse in verschiedene Gruppen (sogenannte Cluster) eingeordnet. Methodisch wurde dazu eine agglomerative hierarchische Clusteranalyse (Complete-linkage) basierend auf dem Gower-Distanzmaß angewendet (Legendre and Legendre, 2012). Die optimale Anzahl von drei Clustern wurde mittels Silhouettenanalyse (Rousseeuw, 1987) identifiziert. Anschließend wurden die Ausprägungen der ordinal skalierten Variablen mittels Kruskal-Wallis-Test inklusive Bonferroni-Korrektur auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den drei Clustern getestet. Zusätzlich wurden die zugrunde liegenden binär kodierten Variablen auf unterschiedliche Verteilungen zwischen den Clustern untersucht (Fisher's Exact Test) und tabellarisch dargestellt. Diese Analysen dienten der anschließenden qualitativen und quantitativen Interpretation einzelner, den Clustern zugeordneter Fallbeispiele. Zu beachten ist, dass die Clusteranalyse prototypische bzw. archetypische (Archetyp ist in den Sozialwissenschaften ein verbreiteter Terminus für Typisierungen) Fälle identifiziert, die in der Realität so nicht unbedingt in jeder Ausprägung vorkommen. D. h. ein konkreter Fall kann einem Cluster zugeordnet werden, ist damit „im Mittel“ anders als Fälle in einem benachbarten Archetyp, können sich aber trotzdem innerhalb eines Clusters in Details voneinander unterscheiden. Die Clusteranalyse diente vor allem der Gruppierung von typischen Fallkonstellationen. Das Verständnis, was konkret in einem Fall vollzogen wurden, verlangt aber zusätzlich eine qualitative, deskriptive Falldarstellung, die ebenfalls exemplarisch erfolgte.

Für die qualitative Analyse wurden je Clusterlösung beispielhaft zwei Fälle nachvollzogen und beschrieben, um die Zusammenhänge zwischen kritischer Auseinandersetzung mit der Freizeit, Legitimation von Einschränkungen und dem Umgang mit der fischereilichen sowie freizeitlichen Nutzung (Einschränkungen, Verboten) darzustellen. Die Wahl der untersuchten Fälle orientierte sich an den drei quantitativ begründbaren Clustern/Archetypen. Pro Cluster wurden zwei Fälle exemplarisch im Ergebnisteil gewürdigt, um typische Situationen zu beschreiben.

5.3. Ergebnisse

5.3.1. Deskriptive Statistik: Überblick über Fallkonstellationen in drei Bundesländern

Obwohl die angelfischereiliche Nutzung bzw. genauer die konkrete Ausübung der Angelfischerei in Bescheiden zu PFV sowie Verordnungen zu NSG in mehr als 60 % der untersuchten 50 Fällen eingeschränkt war, fand sich kein Fall einer kompletten Untersagung der fischereilichen Nutzungsmöglichkeit, d. h. die Ausübung des Fischereirechts wurde niemals vollständig unterbunden (Tabelle 14). Allerdings fanden sich 5 Fälle (10%), in denen

die Ausübung der Angelfischerei („Sportfischerei“), d. h. das eigentliche Angeln über Fischereieraubnisinhaber:innen, in den Bescheiden untersagt wurde, obwohl gleichzeitig die Ausübung des Fischereirechts durch den Fischereirechtsinhaber zur Gewährleistung der Hegepflicht erlaubt blieb. Eine solche Regelung kommt einen Angelverbot durch Privatpersonen gleich, da zwar das Fischereirecht durch den Rechteinhaber (z. B. Angelverein) ausgeübt werden darf (z. B. mit beruflichen Fanggeräten), aber der einzelne Angler z. B. als Mitglied eines Angelvereins und damit als Fischereieraubnisinhaber mit eingeschränkten Nutzungs- und Fangrechten die Angelpraxis nicht ausüben darf.

Während konkrete Angelverbote selten (10 %) waren, fanden sich regelmäßig (> 60 % der Fälle) Einschränkungen der Ausübung der Angelfischerei. Diesbezüglich zeigte die deskriptive Analyse von 50 behördlichen Entscheidungen zu PFV sowie NSG, dass die Belegung der angelfischereilichen Ausübung bzw. Nutzung oder von Teilespekten der anglerischen Nutzung (z. B. Anfüttern) oder von Hegemaßnahmen über Vollverbote (z. B. ein Besatz wird nicht nur auf bestimmte Arten begrenzt und somit eingeschränkt, sondern vollständig untersagt in weniger als 25% der untersuchten Fälle) in Bayern, Niedersachsen und Sachsen vorkam. Dieser besonders stark beschränkende Fall der Angelfischerei oder des Hegerechts ließ sich in dem von uns analysierten Material also nicht sehr häufig nachweisen (Tabelle 14). Anders ausgedrückt existierte eine in NSG und PFV uneingeschränkte Angelfischerei in fast einem Drittel der Fälle (Tabelle 14), allerdings mit deutlichen Unterschieden zwischen den Bundesländern. Die Angelfischerei wurde in 75% der untersuchten Fälle in Sachsen nicht eingeschränkt, während das nur in 50% der Fälle in Bayern und in nur 25% der Fälle in Niedersachsen der Fall war (Abbildung 25). Im Unterschied dazu wurde nur in weniger als 30% der Fälle die sonstige Freizeitnutzung in den Bundesländern uneingeschränkt in NSG oder als Resultat von PFV in Baggerseen ermöglicht, d. h. sonstige Freizeitnutzungen wurden im Trend stärker reguliert und auch umfassender begründet als die Angelfischerei selbst. Allerdings muss einschränkend gesagt werden, dass in unserem Kodiersystem naturschutzfachlich weitverbreitete Regularien der sonstigen Freizeit wie das Verbot des offenen Feuermachens oder des Zeltens als sonstige Freizeit unterbindend kodiert wurden. Dementsprechend fanden sich in über 50% der Fälle über alle Bundesländern Verbote einer oder mehrere sonstiger Freizeitaktivitäten, die in Abbildung 25 nur summarisch und nicht ausdifferenziert nach bestimmten Freizeitaktivitäten (Schwimmen, Zelten, Spazierengehen) ausgewiesen sind. Maßnahmen, die z. B. per schwieriger Zuwegung, darauf angelegt sind, die Freizeitnutzung zu erschweren und so zu vermeiden, waren mit unter 25% der Fälle vergleichsweise selten, ohne Unterschiede zwischen den Bundesländern (Abbildung 25) oder zwischen den Falltypen (NSG oder PFV).

Der Umgang mit der fischereilichen Nutzung und der sonstigen Freizeitnutzung unterschied sich also. Die sonstige Freizeit erfuhr eine deutlich stärkere Einschränkung, in reichlich zwei Dritteln der Fälle (62%) wurden bestimmte Aktivitäten mit Vollverboten bzw. Untersagungen belegt. Das liegt wie bereits erwähnt u. a. an der Art und Weise der summarischen Kategorisierung, da eine Vielzahl von Aktivitäten der Freizeit zusammen unter „sonstige Freizeit“ betrachtet werden, so dass schon ein einziger positiver Fall einer Untersagung (z. B. Zeltverbot) zu einer entsprechenden Einschätzung eines Globalverbots der sonstigen Freizeit führte. Die fischereiliche Nutzung wurde hingegen niemals vollständig untersagt, d. h. es wurden in keinem der Fälle Vollverbote zur kompletten Nutzungsuntersagung der Ausübung des Fischereirechts ausgesprochen (Tabelle 14), allerdings wurden regelmäßig Teilespekte der

angelfischereilichen Nutzung reguliert, wie das Betreten bestimmter Ufer und wie erwähnt in 10 % der Fälle die Ausübung der „Sportfischerei“, also das Angeln durch private Personen komplett untersagt (Tabelle 15). Die Fischereiberechtigten wurden in nur 24% der Fälle in den Erarbeitungsprozess für die festgesetzten Regelungen eingebunden, was an der Existenz von Fischereirechten und der Organisierung der Interessen in Angelvereinen und -verbänden liegen dürfte (was in ähnlicher Form z. B. für Spaziergänger nicht zutrifft). Allgemein wurde mit Fischerei und sonstiger Freizeit sowohl in den Bundesländern als auch zwischen NSG und PFV recht ähnlich umgegangen (Abbildungen 25 und 26), d. h. in der Art und Intensität der Einschränkungen und deren Hintergründe (Begründungen und Legitimierungen) fanden sich keine auffälligen Häufungen, die dafür sprechen, dass bestimmte Fallkonstellationen in bestimmten Bundesländern oder Arten von Entscheidungsprozessen besonders häufig oder selten sind.

Tabelle 14: Häufigkeiten der ordinal skalierten fischereilichen Einschränkungen für alle 50 Fälle

Codes in der ordinalen Skala	Erläuterung der Kategorie	Absolute Häufigkeiten	Relative Häufigkeiten
0	Keine aktive fischereiliche Nutzung des Gewässers	2	4%
1	Uneingeschränkte eingeschränkte fischereiliche Nutzung	15	30%
2	Leicht eingeschränkte fischereiliche Nutzung (1-2 Einschränkungskategorien)	18	36%
3	Moderat eingeschränkte fischereiliche Nutzung (3-4 Einschränkungskategorien)	7	14%
4	Stark eingeschränkte fischereiliche Nutzung (5-6 Einschränkungskategorien)	8	16%
5	Untersagte fischereiliche Nutzung	0	0%

Fanden angelfischereiliche Einschränkungen an Seen oder Fließgewässern statt, wurden diverse Aktivitäten des Angelns im Rahmen der Ausübung der Fischereierlaubnis durch Karteninhaber oder Hegemaßnahmen (vor allem Besatz) reguliert (Tabelle 15). Vor allem räumliche Zugangsverbote oder -einschränkungen oder Beschränkungen beim Besatz und beim Anfüttern waren vergleichsweise häufig und fanden sich jeweils in rund 20% der Fälle mit Fischereibeschränkungen (Tabelle 15). Eine Beispieldiskussion für Einschränkungen zum Besatz ist: „Der Besatz hat mit extensiven Arten wie Schleie, Schlammpfeifzger, Karausche, Rotfeder, Laube, Moderlieschen, Bitterling (nur zusammen mit Teichmuschel), Zander oder Hecht oder ähnlichen extensiven Arten zu erfolgen“ (Fall 1, PF-Bescheid, S. 10). Freigestellt wurden „Fischbesatzmaßnahmen nach den Grundsätzen des Nds. Fischereigesetzes und der Binnenfischereiordnung, jedoch ohne Besatz von Regenbogenforellen, (Fall 36, Verordnung, S. 5). Freigestellt wird „das Angeln vom Boot aus und abseits den in der Schutzgebietskarte M 1 : 2.500 gekennzeichneten angelfreien Bereichen“ (Fall 11, Verordnung, S. 69) oder „Die im

Haupt- oder Nebenerwerb betriebene ordnungsgemäße fischereiliche Nutzung beschränkt sich auf das Gewässer (...)" (Fall 40, Abwägungsprotokoll, S. 91).

Tabelle 15 Verteilung der Häufigkeiten der fischereilichen Einschränkungen und Untersagungen für verschiedene Komponenten der Angelfischerei für alle 50 Fälle.

Kategorien Einschränkungen Fischerei	Absolute Häufigkeiten von Beschränkungen (n=57) über 23 Fälle mit Beschränkungen der Angelfischerei	Relative Häufigkeit (in %) der einzelnen Einschränkungs- kategorie an allen ausgewiesenen Einschränkungs- kategorien	Relative Häufigkeit (in) der einzelnen Einschränkungs- kategorie an allen Fällen (n=50)
Anfüttern	11	19%	8,7%
Zeitlich	6	10,5%	4,8%
Räumlich	13	22,8%	10,5%
Personen	7	12,2%	5,6%
Fanggeräte	8	14,5%	6,7%
Besatz	12	21%	9,6%
Kategorie „Fischereiliche Ausübung in Teilen untersagt“ (Vollverbote ausgesprochen)	Absolute Häufigkeiten der Vollverbote über 12 Fälle	Relative Häufigkeit (in %) der einzelnen Vollverbote an allen ausgewiesenen Vollverboten	Relative Häufigkeit (in) der einzelnen Vollverbote an allen Fällen (n=50)
Angelfischerei („Sportfischerei“)	5	41,5%	10%
Besatz	5	41,5%	10%
Elektrofischerei	2	17%	4%
Kategorie „uneingeschränkte Nutzung“	Absolute Häufigkeit der komplett uneingeschränkten Fälle	-	Relative Häufigkeit (in) der uneingeschränkten Fälle an allen Fällen (n=50)
Freistellung der Fischerei (keine Ausweisung von Beschränkungen oder Vollverbote)	15	-	30%

Insgesamt wurden in 23 Fällen (46% von 50 Fällen) angelfischereiliche Einschränkungen unterschiedlicher Kategorien festgelegt (Tabelle 15). In Summe wurden innerhalb dieser 23 Fälle 57 einzelne fischereiliche Einschränkungen identifiziert, da in vielen Fällen

Beschränkungen gleich in mehreren Beschränkungskategorien vergeben wurden (Tabelle 14). In 15 Fällen (30%) wurde eine uneingeschränkte Nutzung gestattet und in 12 Fällen (24%) wurden auch Vollverbote einzelner anglerischer oder hegerischer Praktiken ausgesprochen, wobei in unserer Analyse in Tabelle 15 jeweils nur ein Verbot pro Fall festgesetzt wurde (Tabelle 15). Zum Beispiel wurde in Fall 38 Fischbesatz vollständig untersagt „Besatzmaßnahmen sind nicht zulässig“ (Fall 38, PF-Bescheid, S. 124) und nicht nur auf bestimmte Arten beschränkt. In einem weiteren Beispiel wurde untersagt „die Sportfischerei in jeder Form auszuüben“ (Fall 10, Begründungen zur Stellungnahme, S. 2). Abgesehen davon war eine (berufs)fischereiliche Nutzung bzw. die Ausübung des Fischereirechts in diesen Fällen jedoch uneingeschränkt möglich, unklar ist, mit welchen Fanggeräten das Fischereirechts ausübar war. Da das Fischereirecht weiter ausgeübt werden durfte, impliziert dieser Fall, dass in der Darstellung fischereilicher Einschränkungen in der ordinalen Skala niemals die Kategorie 5 „Untersagung“ für die fischereiliche Nutzung vergeben wurde (Tabelle 14), da in keinem der untersuchten Fälle die fischereiliche Nutzung bzw. Hege allumfassend verboten wurde und sich die analysierten Fälle in der ordinalen Skala somit in der Kategorie 3 (uneingeschränkt und untersagte Nutzungen) oder Kategorie 4 (eingeschränkte und untersagte Nutzungen) einordnen ließen (Tabelle 14). Trends zwischen den Bundesländern in der Art der Fischereibeschränkungen fanden sich nicht (Abbildung 26).

In allen Bundesländern (Abbildung 25) und auch nach NSG und PFV getrennt betrachtet (Abbildung 26), erfolgte sowohl bei der Begründung einer beschränkten fischereilichen Nutzung als auch zur Beschränkung der sonstigen Freizeit in mehr als der Hälfte der Fälle eine kritische Auseinandersetzung mit den Bestimmungen, wobei diese relativ selten (< 25% der Fälle, manchmal auch deutlich darunter) durch Rückverweis auf wissenschaftliche Quellen oder Studien legitimiert bzw. gestützt wird. Die mit Abstand häufigste Form der Legitimierung von Beschränkungen der Gewässerfreizeit bezog sich rein formal auf geltende Rechtsnormen (z. B. das BNatschG, 76%), was im Umkehrschluss andeutet, dass eine eher pauschale Störwirkung unterstellt wurde, die nicht weiter durch Verweise auf Studien oder wissenschaftliche Gutachten begründet wurde. Auf andere Legitimierungsquellen als das Recht wurde insgesamt in nur einem Drittel (34%) der Fälle Bezug genommen, wissenschaftliche Quellen wurden dabei nur vereinzelt (10%) angeführt. Es ließen sich auch Fälle ausmachen (20%), die zwar in Teilen die Regelungen bzw. Einschränkungen kritisch begründeten, (Kategorie „kritische Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen“), gleichzeitig aber auch innerhalb desselben Falls pauschale, unkritische Aussagen (Kategorie „keine kritische Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen“) getroffen wurden und daher ordinal als Ausprägung „teilweise kritische Auseinandersetzung“ abgebildet wurden.

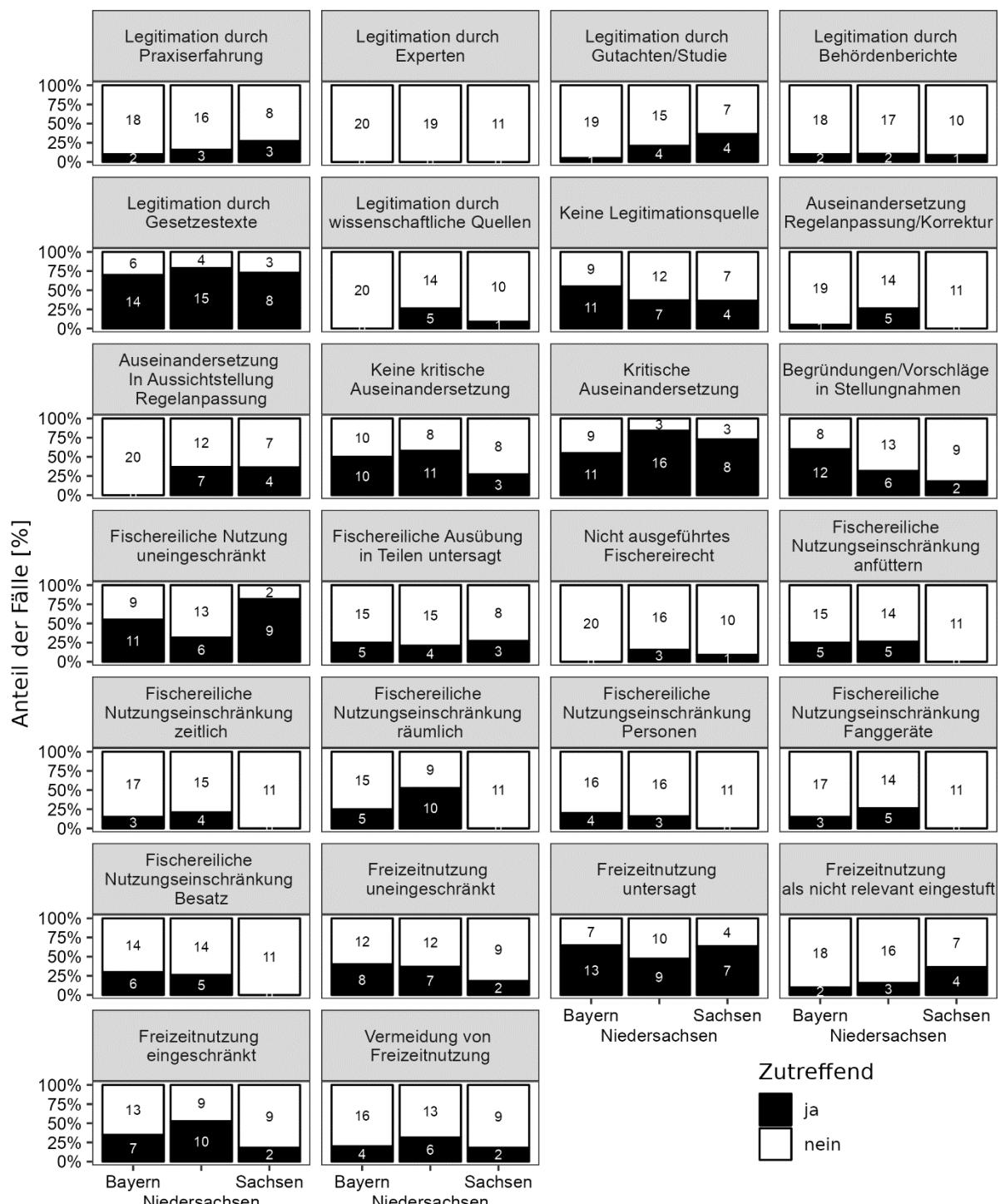


Abbildung 25. Zutreffen vs. Fehlen einer Ausprägung der im Dokumentenmaterial vorfindlichen Kategorien nach Bundesland.

Sowohl in NSG und PFV wurden über 50% der Entscheidungen umfassend begründet (Abbildung 28). In PFV war der Anteil der unbegründeten Entscheidungen etwas höher (33%) als in den Fällen zu den NSG (17%), und es wurden auch im Trend etwas seltener Quellen zur Legitimierung (47% bei PFV, 54% in NSG). In PFV wurde eine uneingeschränkte Freizeitnutzung in 47% der Fälle gestattet, dies galt nur für 3% der NSG.

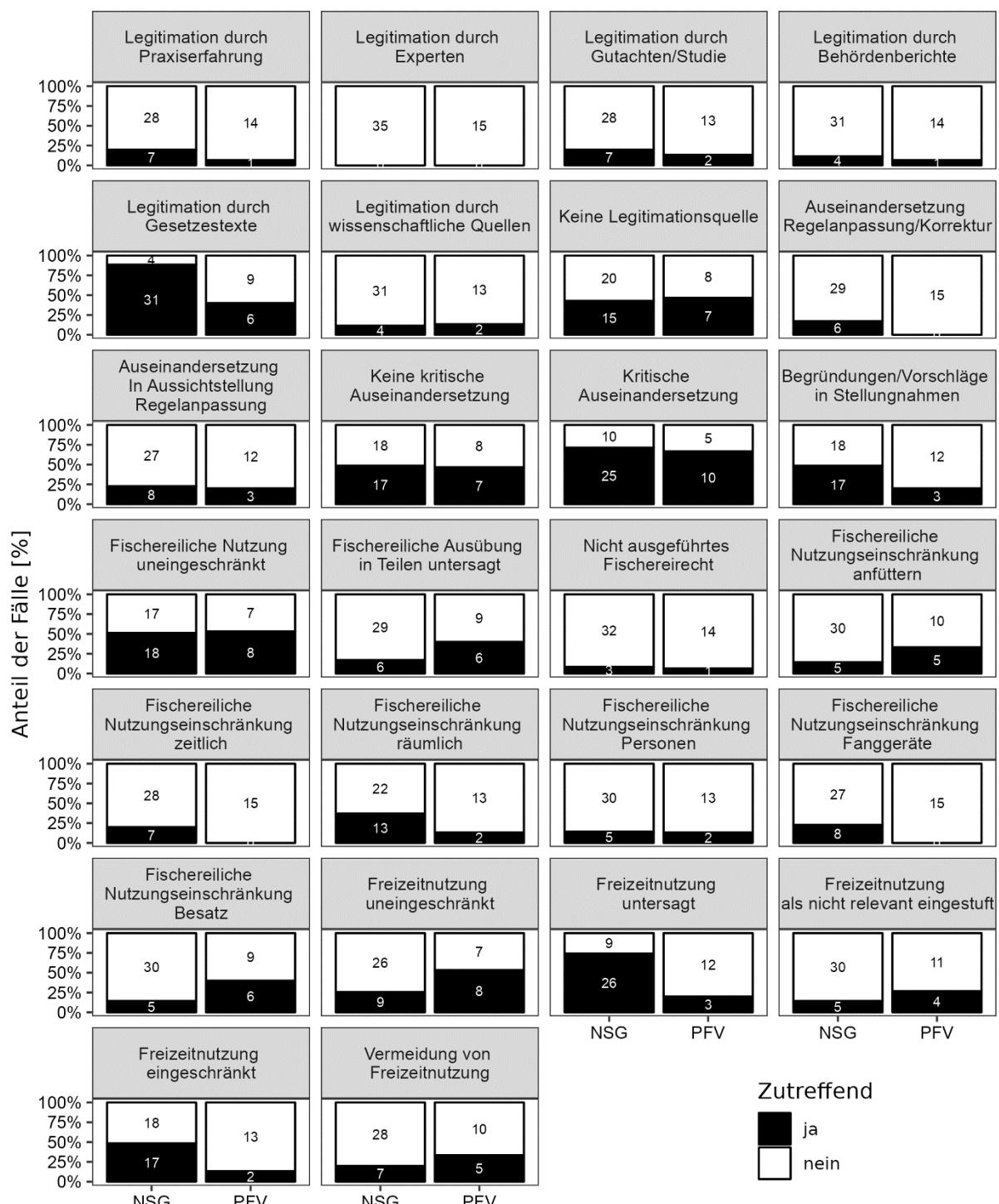


Abbildung 26. Zutreffen vs. Fehlen einer Ausprägung der im Dokumentenmaterial vorfindlichen Kategorien nach Naturschutzgebiet (NSG) und Verfahren der Planfeststellung bei Nassabgrabungen (PFV).

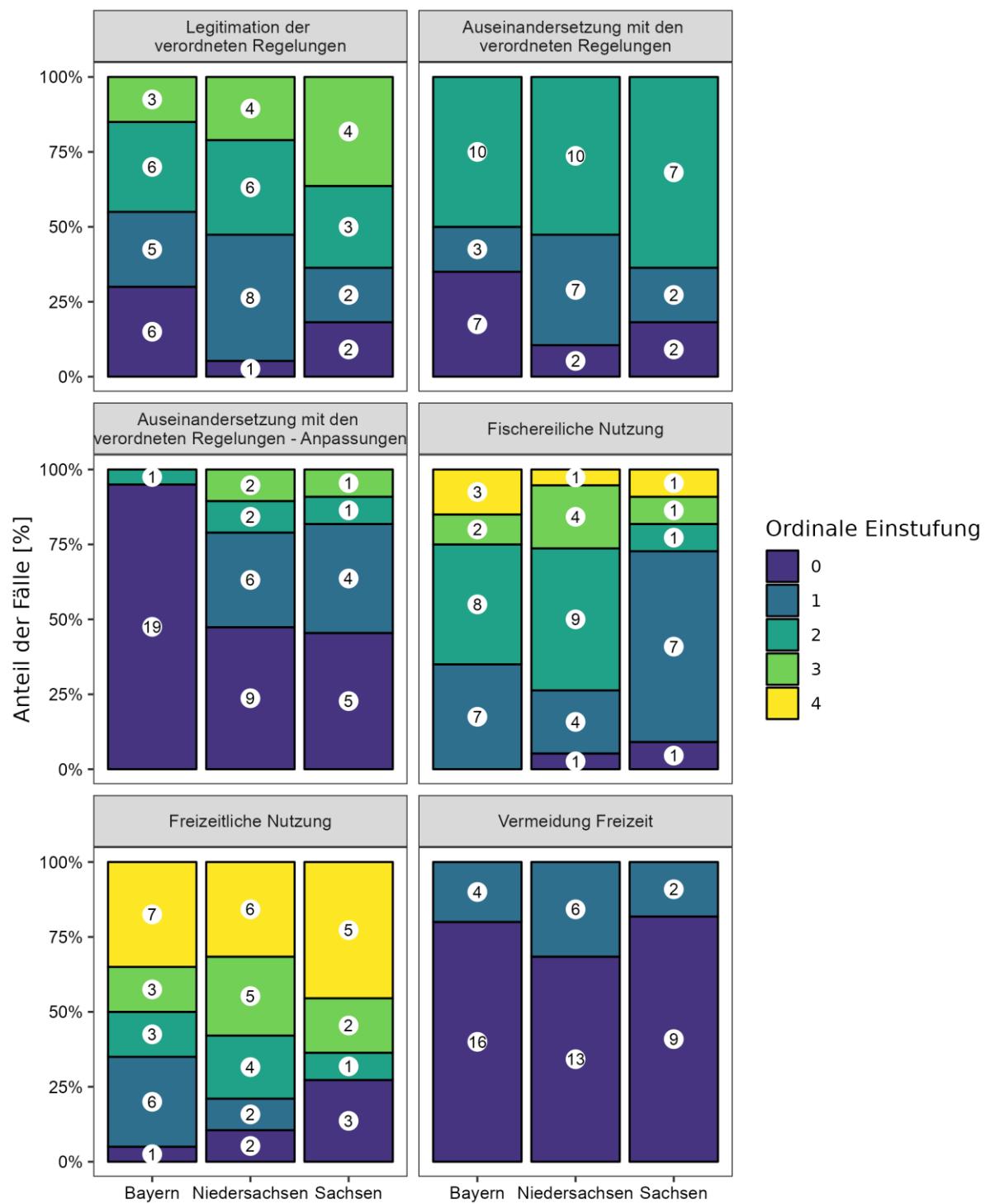
Die fischereiliche Nutzung wurde in PFV kaum oder gar nicht eingeschränkt (40% uneingeschränkt, 47% leicht eingeschränkt= zusammen 87%). In NSG wurde die Fischerei hingegen sehr unterschiedlich behandelt. Dort wurden sowohl keine (34%), leichte

(Einschränkungen in 1-2 Beschränkungskategorien) (31%) und auch stärkere (28%) Einschränkungen (Einschränkungen in 3-6 Beschränkungskategorien) festgeschrieben, wobei die Kategorie leichterer Einschränkungen im Trend überwog, und eine uneingeschränkte fischereiliche Nutzung in NSG im Trend leicht seltener (34%) ausgesprochen wurde als in PFV (40%) (Abbildung 28).

Auf Bundeslandebene ließen sich viele Gemeinsamkeiten, aber auch einige Abgrenzungen feststellen (Abbildungen 25). So fand in allen drei Bundesländern in einzelnen Fällen eine Vermeidungsstrategie zur Freizeit Anwendung, und es ließen sich in allen Bundesländer Fälle mit gut begründeten und legitimierten Regelungen dokumentieren. Die fischereiliche Nutzung wurde in keinem der Fälle vollständig bzw. vollumfänglich untersagt. Es gibt zwar mehrere Fälle, wie oben erwähnt (vgl. Abbildung 26), in denen einzelne fischereibezogene Tätigkeiten oder die „Sportfischerei“, d. h. die Ausübung der Angelfischereierlaubnis, untersagt werden (10%), jedoch bezog sich die Untersagung niemals auf die fischereiliche Nutzung im Rahmen des Fischereirechts (Tabelle 15).

Es ließen sich aber auch bundeslandspezifische Unterschiede finden. Niedersachsen zeigte sich als Bundesland mit dem höchsten Anteil an regulativen, konkreten Einschränkungen in der fischereilichen Nutzung und auch der sonstigen freizeitlichen Nutzung, während in Sachsen seltener mit Verboten gearbeitet wurde. In 55% der Fälle wurde dort eine uneingeschränkte fischereiliche Nutzung festgelegt. Allerdings war in Sachsen der Anteil an Freizeiteinschränkungen mit Untersagungen (Vollverboten) doppelt so hoch wie der Anteil an eingeschränkter Nutzung mit Teilverboten. Freizeit wurde hier auch öfter als eher irrelevant eingestuft. Sachsen zeigte außerdem den höchsten Ausprägungsanteil der Kategorie „kritische Auseinandersetzung mit den Regelungen“. Diese wurden in 72% der Fälle auch durch Quellen legitimiert, wobei in 36% der Fälle Quellen angegeben wurden, die über Gesetzesbezüge hinausgehen. In Bayern hingegen fielen die Legitimierung und Auseinandersetzung mit den Regelungen sehr gemischt aus. Es wurden nicht selten keine Quellen (30%) zur Stützung der Entscheidungen angegeben, oder es wurden nur Gesetzesnormen als Legitimation benannt (30%). In 15% der Fälle wurde umfassender legitimiert, womit der Anteil deutlich geringer ausfiel als in den anderen Bundesländern. Eine Regelanpassung durch neue Erkenntnisse wurde in Bayern in den seltensten Fällen (5%) in Aussicht gestellt. Die Kategorie „kritische Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen“ überwog (50%), aber auch die Kategorie ohne jegliche kritische Auseinandersetzung (35%) war unter den Begründungen häufig. Die Freizeitregulierung wurde oft durch Vollverbote (64%), aber auch häufig mit Teilverboten (30%) recht stark eingeschränkt. In Niedersachsen wurde die Freizeitnutzung ähnlich stark reglementiert oder sogar noch stärker reglementiert als in Bayern, aber hier wurde häufiger (32%) als in Bayern (20%) auch eine Vermeidungsstrategie eingesetzt, um die Freizeitnutzung besonders in NSG gering zu halten. Die fischereiliche Nutzung wurde in keinem der Fälle mit Vollverboten belegt und damit vollumfänglich untersagt; stattdessen wurde in den meisten Fällen (69%) mit ausführlichen Einschränkungen der angelfischereilichen Ausübung operiert, eine uneingeschränkte Fischerei fand in NSG oder als Resultat von PFV seltener (26%) statt. Niedersachsen begründete seine Regelungen (Kategorie: kritische Auseinandersetzung) im Vergleich zu den anderen Bundesländern am stärksten, und es wurden häufiger (32% Niedersachsen) als in anderen Bundesländern (Bayern 0%, Sachsen 27%) Regelanpassungen in Aussicht gestellt, wenn neue Evidenzlagen vorliegen. Auch wurden die Regelungen regelmäßig (21%) durch mehrere Quellenbezüge gut legitimiert, evidenzlos wurde in Niedersachsen so gut wie nichts begründet (6%).

Fasst man die Ergebnisse zur Merkmalsausprägung der verschiedenen inhaltsanalytischen Analysevariablen nicht nur in Zutreffen/Nichtzutreffen Kategorien zusammen, sondern bildet ordinale Variablen, zeigten sich insgesamt nur marginale Unterschiede zwischen den Bundesländern (Abbildung 27) und Entscheidungskontexten (Abbildung 28). Mit anderen Worten – in allen Bundesländern und Kontexten (NSG oder PFV) finden sich unterschiedliche Vorgehensweisen und Begründungszusammenhänge, die aber auf keinen ausgeprägten räumlichen oder kontextbezogenen Trend hinweisen. In Bayern kann liberal oder einschränkend reguliert werden, genauso wie in Sachsen und Niedersachsen. Gleiches gilt für den Entscheidungskontext. Es kommt also auf den konkreten Fall und das Verhalten der entsprechenden zuständigen Behörde vor Ort an.



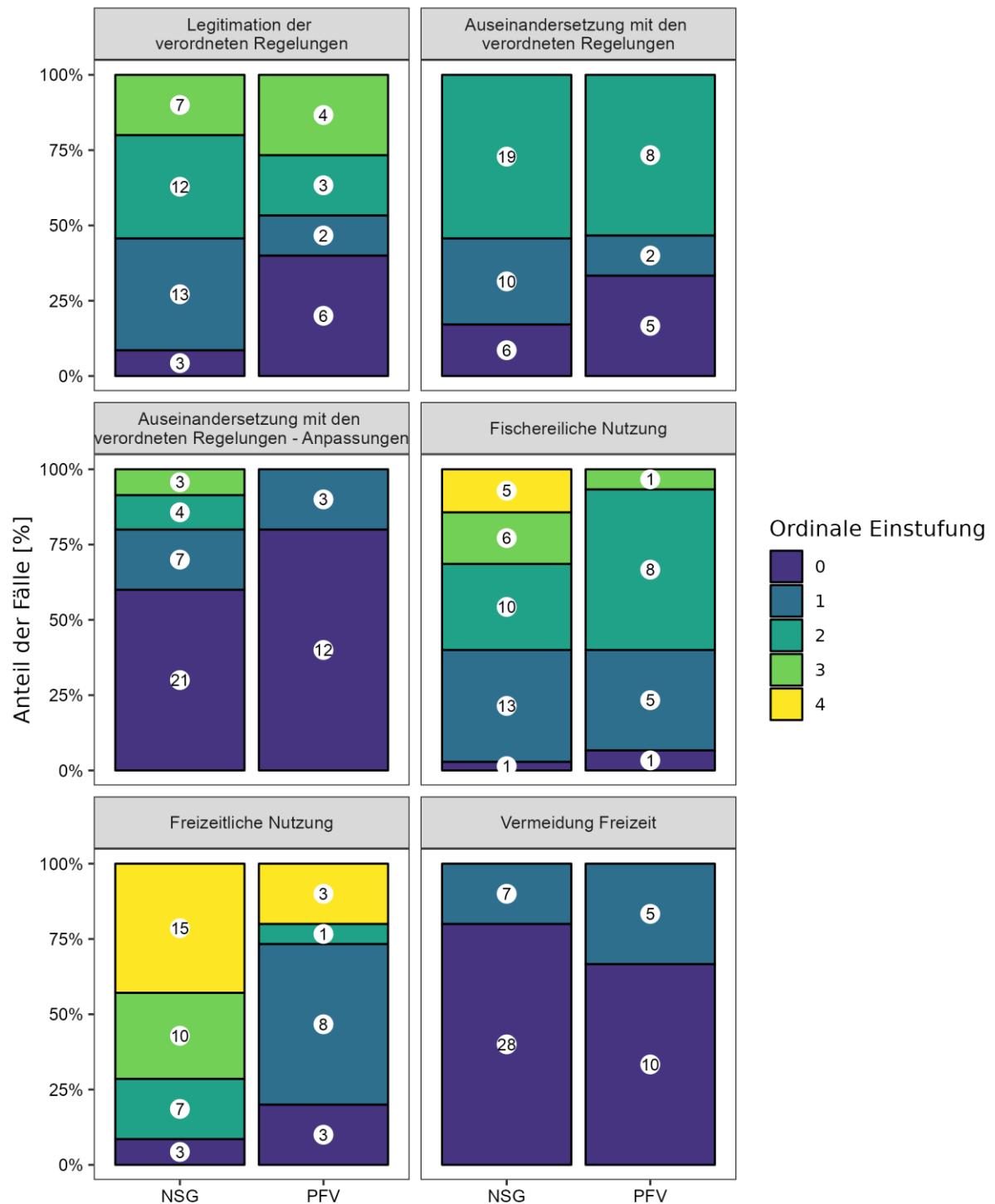


Abbildung 28: Unterschiede im Grad der Freizeitregulation nach Kontext Naturschutzgebietsausweisung (NSG) bzw. Planfeststellungsverfahren bei Nassabgrabungen (PFV) auf ordinaler Skala.

5.3.2. Archetypisierung (Clusterung)

Die 50 betrachteten Fälle ließen sich clusteranalytisch in drei Gruppen von unterschiedlichen Fallkonstellationen gruppieren (Abbildung 30). Diese drei Cluster werden im Folgenden als

Archetypen interpretiert. Die spezifischen Merkmalsunterschiede werden in Abbildung 30 und Tabelle 16 herausgearbeitet.

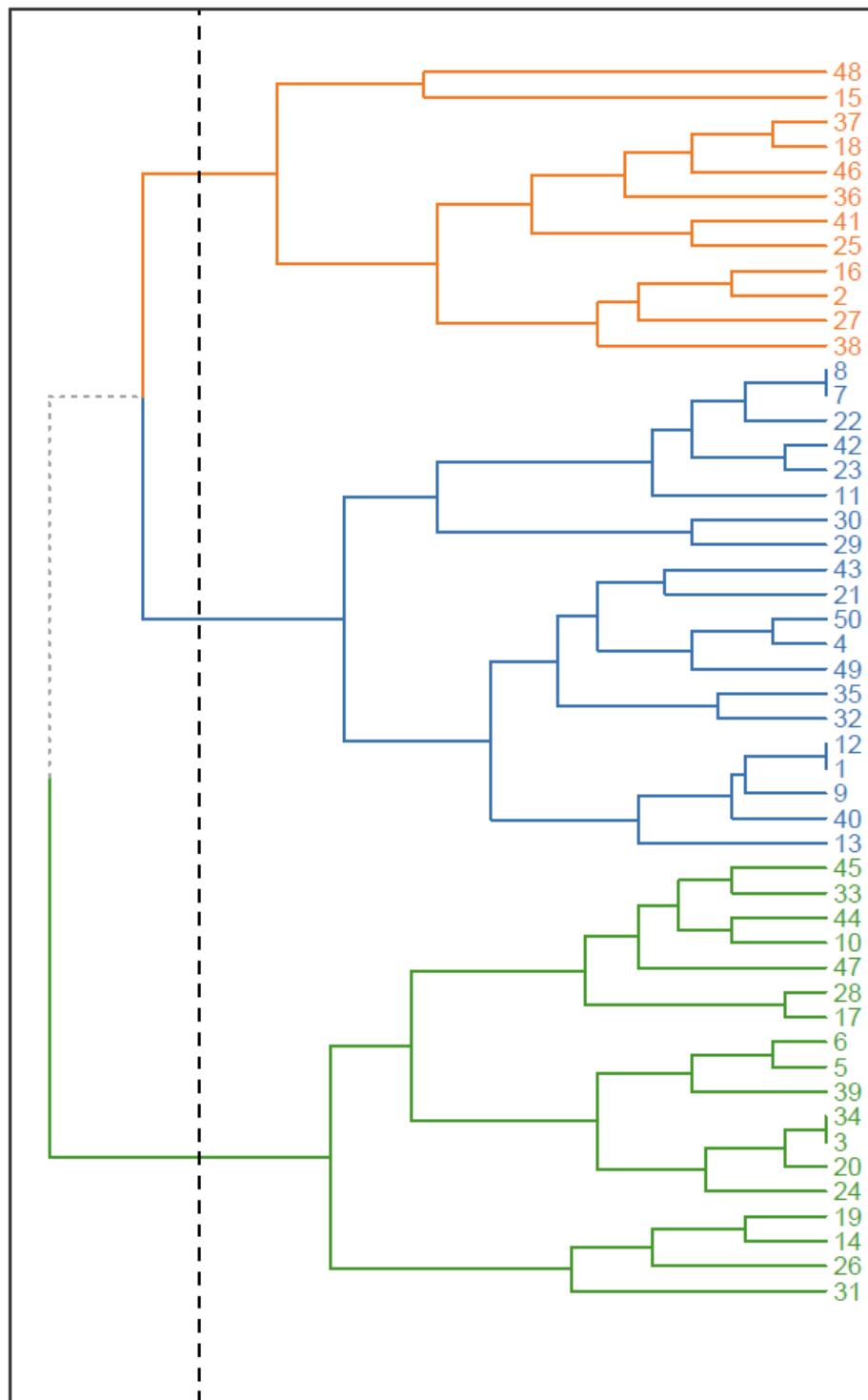


Abbildung 29. Ergebnis der Clusteranalyse nach Gruppen (Clustern) von Entscheidungsfällen zur Gruppierung von Archetypen bei Umgang mit NSG und PFV. Es lassen sich drei Cluster (drei Farben) unterscheiden.

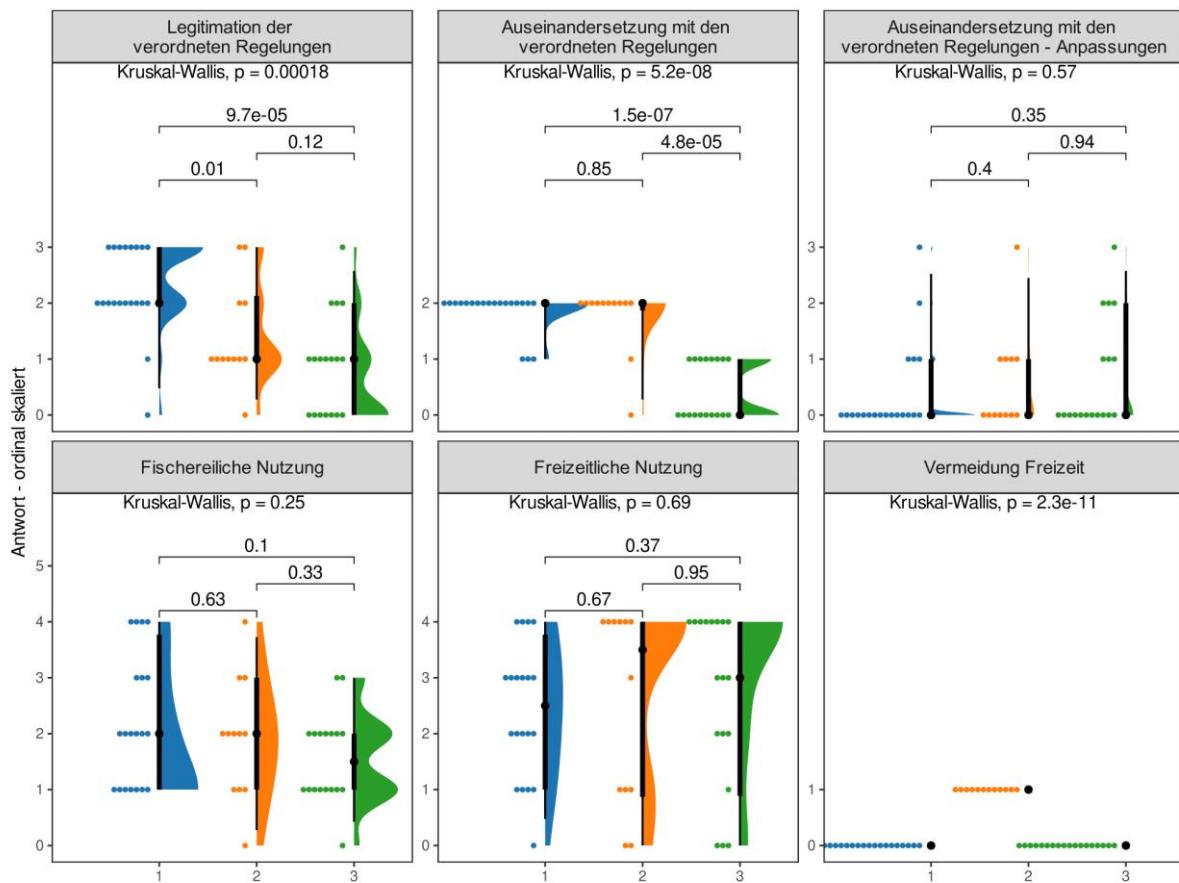


Abbildung 30: Statistischer Vergleich der Merkmale nach den drei Clustern (aus Abbildung 30). Ausgewertet wurde die ordinale Variablenausprägung.

Tabelle 16: Vergleich der Cluster- bzw. Archetypmerkmale zu Fallkonstellationen bei der Ausweisung von NSG und bei PFV zu Nassabgrabungen. In Klammern die Prozentwerte und die Absolutwerte je Cluster. BY = Bayern, NI = Niedersachsen, SN = Sachsen; NSG = Naturschutzgebiet, PFV = Planfeststellungsverfahren; LvR = Legitimation der verordneten Regelungen, AvR = Auseinandersetzung mit den verordneten Regelungen, FiN = Fischereiliche Nutzung, FrN = Freizeitliche Nutzung. Bewertungsvariablen mit signifikanten Unterschieden (Fischer's Exakttest, P-Wert < 0,05) zwischen den drei Clustern sind fett markiert.

Variable	Cluster/Archetyp 1 (Evidenzreich) N = 20 Fälle	Cluster/Archetyp 2 (Evidenzarm) N = 12 Fälle	Cluster/Archetyp 3 (Evidenzlos) N = 18 Fälle	P Wert
Bundesland (BY NI SN)	40% 35% 25% (8 7 5)	33% 50% 17% (4 6 2)	44% 33% 22% (8 6 4)	0,923
Gewässer (SG FG SG+FG)	70% 15% 15% (14 3 3)	75% 8 % 17% (9 1 2)	44% 22% 33% (8 4 6)	0,457
NSG	70,0% (14)	58,3% (7)	77,8% (14)	0,539
PFV	30,0% (6)	41,7% (5)	22,2% (4)	0,539
Erweiterung	35,0% (7)	58,3% (7)	33,3% (6)	0,329
Neubildung	65,0% (13)	41,7% (5)	66,7% (12)	0,329
NSG Wasserschutzgebiet	0,0% (0)	0,0% (0)	5,6% (1)	1,000
NSG Natura 2000	25,0% (5)	25,0% (3)	11,1% (2)	0,344
NSG Vogelschutzgebiet	10,0% (2)	8,3% (1)	27,8% (5)	0,502
NSG FFH Gebiet	30,0% (6)	41,7% (5)	61,1% (11)	0,180
LSG	0,0% (0)	0,0% (0)	5,6% (1)	1,000
NSG Wissenschaft Dokumentation	5,0% (1)	8,3% (1)	11,1% (2)	1,000
NSG Schönheit Landschaft	25,0% (5)	0,0% (0)	33,3% (6)	0,103
NSG Zielarten	60,0% (12)	50,0% (6)	61,1% (11)	1,000
NSG Biotope Lebensraum	65,0% (13)	58,3% (7)	61,1% (11)	0,501
NSG Prozessschutz	45,0% (9)	8,3% (1)	27,8% (5)	0,097
NSG Wasserqualität Gewässerschutz	20,0% (4)	16,7% (2)	22,2% (4)	1,000
PFV Wasserqualität	0,0% (0)	16,67% (2)	0,0% (0)	0,152
PFV Zielarten	5,0% (1)	16,7% (2)	11,1% (2)	0,517
PFV Biotope	10,0% (2)	16,7% (2)	5,6% (1)	1,000
PFV Prozessschutz	0,0% (0)	8,3% (1)	0,0% (0)	0,600
PFV Naturschutz	15,0% (3)	33,3% (4)	5,6% (1)	0,604
PFV Freizeit	10,0% (2)	16,7% (2)	0,0% (0)	0,604
PFV Fischerei	10,0% (2)	8,3% (1)	0,0% (0)	0,743
PFV Kompensation Renaturierung	5,0% (1)	16,7% (2)	0,0% (0)	0,743

LvR Praxiserfahrung	15,0% (3)	8,3% (1)	22,2% (4)	0,706
LvR Experten	0,0% (0)	0,0% (0)	0,0% (0)	NA
LvR Gutachten Untersuchungen Studie	35,0% (7)	0,0% (0)	5,6% (1)	0,013
LvR Berichte von Behörden	5,0% (1)	16,7% (2)	11,1% (2)	0,613
LvR Gesetzestexte	90,0% (18)	75,0% (9)	61,1% (11)	0,128
LvR wissenschaftliche Quellen	25,0% (5)	0,0% (0)	0,0% (0)	0,021
LvR keine Quelle	10,0% (2)	66,7% (8)	72,2% (13)	<0,001
AvR Regelanpassung Korrektur	0,0% (0)	8,3% (1)	22,2% (4)	0,054
AvR In Aussichtstellung Regelanpassung	15,0% (3)	41,7% (5)	22,2% (4)	0,284
AvR keine kritische Auseinandersetzung	15,0% (3)	16,7% (2)	94,4% (17)	<0,001
AvR kritische Auseinandersetzung	90,0% (18)	91,7% (11)	38,9% (7)	<0,001
AvR Begründungen Vorschläge in Stellungnahmen	50,0% (10)	25,0% (3)	44,4% (8)	0,418
FiN uneingeschränkt	55,0% (11)	41,7% (5)	55,6% (10)	0,818
FiN untersagt	25,0% (5)	25,0% (3)	22,2% (4)	1,000
FiN nicht ausgeführtes Fischereirecht	0,0% (0)	16,7% (2)	5,6% (1)	0,172
FiN anfüttern	25,0% (5)	33,3% (4)	11,1% (2)	0,316
FiN zeitlich	15,0% (3)	0,0% (0)	16,7% (3)	0,412
FiN räumlich	30,0% (6)	41,7% (5)	22,2% (4)	0,539
FiN Personen	10,0% (2)	25,0% (3)	11,1% (2)	0,512
FiN Fanggeräte	15,0% (3)	8,3% (1)	22,2% (4)	0,706
FiN Besatz	25,0% (5)	41,7% (5)	11,1% (2)	0,173
FrN uneingeschränkt	35,0% (7)	25,0% (3)	27,8% (5)	0,857
FrN untersagt	55,0% (11)	58,3% (7)	72,2% (13)	0,537
FrN als nicht relevant eingestuft	5,0% (1)	33,3% (4)	16,7% (3)	0,085
FrN eingeschränkt	60,0% (12)	8,3% (1)	33,3% (6)	0,013
FrN Vermeidung	0,0% (0)	100,0% (12)	0,0% (0)	<0,001

Cluster 1 (blau in Abbildungen 29 und 30, N = 20 Fälle (40%)): „Evidenzbasiert fischerei- und freizeiteinschränkend“ (nachfolgend **evidenzreicher Archetyp**)

Das blaue Cluster (Abbildungen 29, 30, Tabelle 16) kennzeichnet eine intensive Legitimation der verordneten Regelungen zur Gewässerfreizeit, mit Verweisen, die über die Gesetzeslage

(Verweis auf Gesetzestexte erfolgte in 90% der Fälle) deutlich hinausgehen (insgesamt 80% und davon 35% in der Kategorie „Gutachten, Untersuchungen, Studie; 25% „wissenschaftliche Quellen“; 15% „Praxiserfahrung“ und 5% „Berichte von Behörden“). Es wird sich also intensiv mit den getroffenen Einschränkungen auseinandersetzt und die im Trend stärker fischereiliche Eingrenzung in allen Beschränkungskategorien gut begründet (90%). Die freizeitliche Nutzung wird nur zu geringen Anteilen als nicht relevant eingestuft (5% der Fälle) und wird sehr gemischt reguliert. Sie wird größtenteils eingeschränkt (60%) und auch stark reglementiert, also mit zumindest für einige Nichtangelaktivitäten mit Vollverboten belegt (55%). In einigen Fällen wird die sonstige Freizeit auch nicht eingeschränkt (35%). Cluster 1 verfolgt keine sanfte Strategie zur Vermeidung von Freizeit. Das Cluster wird vereinfacht als evidenzbasiert fischerei- und freizeiteinschränkend bezeichnet, im Nachfolgenden **evidenzreicher Archetyp**.

Cluster 2 (orange in Abbildungen 29 und 30, N = 12 Fälle (24%)): „Evidenzarm fischereireinschränkend und freizeitvermeidend“ (nachfolgend **evidenzarmer Archetyp**)

Das orange Cluster (Abbildungen 29, 30, Tabelle 16) setzt sich sehr kritisch mit den Regelungen auseinander. Es legitimiert aber Beschränkungen der Freizeit eher selten (8% der Fälle) durch Rückgriff auf Gesetzesverweise (75% der Fälle) und darüberhinausgehend (17% der Fälle in der Kategorie „Berichte von Behörden“ und 8% „Praxiserfahrung“). Wissenschaftliche Quellen, Experten und Gutachten, Untersuchungen oder Studien werden nicht zur Legitimation herangezogen (0% der Fälle). Reguliert wird die Fischerei durch verschiedene Einschränkungen (Kategorien: 33% in der Kategorie „Anfüttern“, 42% „Besatz“, 8% „Fanggeräte“, 25% „Personen“, 41% „Räumlich“ und 0% „Zeitlich“). Die sonstige wird regelmäßig beschränkt und häufig mit Vollverboten stark reguliert (58%). Eine Vermeidungsstrategie von Freizeit ist in diesem Cluster im Unterschied zu den anderen beiden Clustern besonders weit verbreitet (100%). Der Anteil an Gebieten, die als „eher weniger relevant für Freizeitnutzung“ eingestuft wurden, ist im Cluster 2 mit 33% merklich höher als in den anderen Clustern. Das Cluster wird als evidenzarm fischereireinschränkend und freizeitvermeidend bezeichnet, im Nachfolgenden **evidenzarmer Archetyp**.

Cluster 3 (grün in Abbildungen 29 und 30, N = 18 Fälle (36%)): „Evidenzlos fischereiliberaler und freizeituntersagend“ (nachfolgend **evidenzloser Archetyp**)

Innerhalb des grünen Clusters (Abbildungen 29, 30, Tabelle 15) wird kaum bis nie auf wissenschaftliche Quellen (0% der Fälle), Berichte von Behörden (11%), oder Gutachten (6%) als Legitimierungsform Bezug genommen, wenn über die Freizeitgestaltung an (Bagger)seen entschieden wird. Zu einem Großteil wird überhaupt keine Quelle zur Legitimation genutzt (77%). Auch die Verweise auf Gesetzesgrundlagen (61%) sind im Vergleich mit den anderen beiden Clustern geringer und es erfolgt eine überwiegend unkritische Auseinandersetzung mit den Regelungen (94%). Die fischereiliche Nutzung wird aber auch deutlich weniger restriktiv behandelt (56 % „uneingeschränkt“). Die sonstige freizeitliche Nutzung wird hingegen auch im Cluster 3 regelmäßig mit Vollverboten belegt (72%) oder auf anderem Wege eingeschränkt. Das Cluster wird vereinfacht als evidenzlos fischereiliberaler und freizeituntersagend bezeichnet, im Nachfolgenden **evidenzloser Archetyp**.

Es ist zu konstatieren, dass die qualitative Beschreibung der Cluster/Archetypen vor allem die „mittleren“ Trends abbildet, d. h. im Einzelfall wird es in jedem Cluster Konstellationen geben, die vom Trend abweichen. Im Abgleich der Archetypunterschiede fallen folgende Muster (Tabelle 16) auf.

- In allen drei Archetypen erfolgen Begründungen/Legitimierungen von Einschränkungen vor allem durch Bezug auf das Recht; das ist im evidenzreichen Archetyp am ausgeprägtesten (evidenzreicher Archetyp = 90%; evidenzarm = 75%; evidenzlos = 61% der jeweiligen Fälle).
- Wissenschaftliche Quellen werden nur in dem evidenzreichen Archetyp (25%) referenziert und in keinem anderen Archetyp in Begründungen herangezogen.
- Gutachten, Studien oder Untersuchungen werden vor allem im evidenzreichen Archetyp (35%) bei der Legitimation angeführt, nicht jedoch bzw. nur in geringen Anteilen im evidenzarmen (0%) und evidenzlosen Archetyp (6%).
- In allen Archetypen finden sich Fälle, deren Erläuterungen zur Begründung von Freizeitregularien eher pauschal bzw. wenig kritisch sind, diese Anteile sind im evidenzreichen (15%) und evidenzarmen (17%) Archetyp aber gering. Im evidenzlosen Archetyp ist der Anteil der unkritischen Auseinandersetzung dagegen sehr hoch (94%) und hebt sich somit sehr stark ab. Die Kategorie „kein Verweis/Bezugnahme auf Quellen“, ist in diesem evidenzlosen (72%) aber auch im evidenzarmen (67%) Archetyp im Vergleich zum evidenzreichen Archetyp (10%) mit Abstand am stärksten ausgeprägt und verdeutlicht, dass in den beiden erstgenannten Archetypen selten Verweise zur Legitimierung der Regelungen angegeben wurden.
- Die freizeitliche Nutzung wird in dem evidenzreichen Archetyp knapp doppelt so häufig mit Teilverboten und Einschränkungen belegt (60%), wie in dem evidenzlosen Archetyp (33%) und sogar mehr als sechsmal so häufig, wie innerhalb des evidenzarmen Archetyps (8%). Der evidenzreiche Archetyp ist daher besonders freizeiteinschränkend, dies erfolgt aber mit intensiven Legitimationen und Begründungen.
- Die freizeitliche Nutzung über eine softe Vermeidungsstrategie ohne Verbote so gering wie möglich zu halten, wird im evidenzreichen und evidenzlosen Archetyp nicht thematisiert, wird aber in 100% der Fälle des evidenzarmen Archetyps als Strategie eingesetzt.
- Es findet in keinem der Archetyp bzw. keinem der jeweilig zugrundeliegenden Fälle eine vollständige Untersagung der Fischerei statt, wohl aber findet sich in Einzelfällen (10%) die Untersagung der Ausübung der Angelfischerei („Sportfischerei“).
- Eine Inaussichtstellung späterer Anpassungen zu den verordneten Regelungen (durch potenziell neue Erkenntnisstände) werden in allen drei Archetypen nur in einzelnen Fällen thematisiert, wobei dies beim evidenzlosen Archetyp mit 22% am stärksten ausfällt und beim evidenzreichen Archetyp nie berücksichtigt wird.
- In Bezug auf die Häufigkeit der Archetypen lassen sich keine Verteilungsmuster nach Bundesland, Gewässertyp oder Fallgruppe (NSG/PFV) ausmachen.

5.3.3. Qualitative Fallbeschreibung

Abschließend werden die Ergebnisse zur qualitativen Fallauswertung beispielhaft zusammengefasst. Für jeden des zuvor beschriebenen Archetypus werden zwei Fälle exemplarisch dargestellt (Tabellen 17, 18 und 19).

Evidenzreicher Archetyp (Evidenzbasiert fischerei- und freizeiteinschränkend)

Zunächst werden Beispiele aus dem evidenzreichen Archetyp (Cluster 1) vorgestellt.

Tabelle 17: Kurzcharakteristik und qualitative Auswertung des evidenzreichen Archetyps für zwei Fälle

Archetyp evidenzreich		
Kategorien	Fall 29	Fall 42
Art des Falls	NSG Neubildung, Schutzziele in den Kategorien: „Wissenschaft“, „Schönheit Landschaft“, „Zielarten“ - Brutvögel, „Biotop/Lebensraum“, „Prozessschutz“ und „Wasserqualität“, touristisch attraktiv, Fließgewässer	NSG Ausweitung, Vogelschutzgebiet, Schutzziele in den Kategorien: „Zielarten“ und „Biotop/Lebensraum“, Stillgewässer
Einschränkung Fischerei	Uneingeschränkt	Einschränkungen „räumlich“, „personenbezogen“ und „Fanggeräte“
Einschränkung Freizeit	Teilverbote für das Betreten des Gebiets (z. B. Pilze sammeln) und Vollverbote (zelten/lagern, Feuer machen, lärmeln, Hunde frei laufen lassen, Wege verlassen, klettern)	Teilverbote für das Betreten des Gebiets und Vollverbote (zelten/lagern, Feuer machen, lärmeln, Hunde frei laufen lassen, Wege verlassen, klettern)
Vermeidung Freizeit	Nein	Nein
Kritische Auseinandersetzung	Ja, sehr ausführlich im Abwägungsprotokoll zu Freizeit und Fischerei	Ja sehr ausführlich sowohl für Freizeit als auch Fischerei
Legitimation	Gesetzestexte, Praxis und Gutachten für Einschränkungen zur Freizeit	Gesetzestexte, Praxis und Gutachten, Studie für Einschränkungen zur Freizeit und Fischerei
Regelanpassungen	Ja	möglicherweise

Beispiel Fall 29:

In diesem Fall wurde die Neubildung eines Naturschutzgebiets (Teil eines FFH-Gebietes) mit erklärten Schutzz Zielen in den Kategorien: „Wissenschaft“, „Schönheit Landschaft“, „Zielarten“ - Brutvögel, „Biotopt/Lebensraum“, „Prozessschutz“ und „Wasserqualität“ verhandelt und geregelt. Alle getroffenen Regelungen werden durch eine kritische Auseinandersetzung begründet, wobei die fischereiliche Nutzung nicht eingeschränkt wird. Es wird sich ausgiebig mit der Freizeitnutzung befasst, da das Gebiet des NSG als sehr touristisch attraktiv gilt. Die Freizeitnutzung wird mit sehr intensiv begründeten Einschränkungen sowie Teil- und Vollverboten belegt. Es werden die in Tabelle 17 aufgeführten Vollverbote ausgesprochen. So wird das Betreten des NSG außerhalb festgesetzter Wege untersagt, mit Ausnahme der Fischereiberechtigten und zum Zweck des Pilze Sammelns in dem festgesetzten Zeitraum vom 1. August bis 15. Oktober jeden Jahres. Begründet wird die Freistellung damit, dass ein Verbot hier schwer zu kontrollieren sei, es sich dabei um ein Gewohnheitsrecht („Jedermannsrecht“) handelt und eine Gefährdung des Schutzzwecks nicht zu erwarten ist. Als Legitimationsgrundlagen werden neben Verweisen auf Gesetzestexte wie dem BNatschG § 23 Abs. 2, oder der FFH-Richtlinie, nach der das Gebiet eine überregionale Verantwortung für den Schutz des Lebensraumtyps Fließgewässer mit Unterwasservegetation besitzt, auch Berichte von Behörden und externe Gutachten/Untersuchungen/Studien genannt. Diese sind z. B. behördliche Untersuchungen zur Nutzung des Wegenetzes im NSG und Untersuchungen zum Zustand der Wege und der Vegetation (wegen Trittbela stungen) durch mehrere Gutachter:

„In einigen hochwertigen Waldabschnitten (z.B. Fischergässchen und um die Hofewiese) wirkt das Wegenetz jedoch bereits zu dicht nach der Einschätzung des Ingenieurbüros (...)“ (Fall 29, Naturschutzfachliche Würdigung, S. 17).

„Die Pflanzen sind durch die Erholungsnutzung potenziell gefährdet, da sie sehr nahe am Weg stehen. Allerdings scheint der Bestand stabil zu sein, da die Anzahl der Exemplare stetig gestiegen ist“ (Fall 29, Naturschutzfachliche Würdigung, S. 28).

Für die fischereiliche Nutzung wird auf die gute fachliche Praxis verwiesen, um die uneingeschränkte fischereiliche Nutzung zu ermöglichen: „Die ordnungsgemäße Ausübung der nach ihrem Entwurf in § 5 Abs. (5) legitimierten Fischerei nach den Regeln der guten fachlichen Praxis als zulässige Handlung dient letztlich der Erreichung des genannten Gesetzeszweckes (§ 1 Abs. 2 SächsFischG) (vgl. Fall 29, Abwägungsprotokoll, S. 2).

„Der Fischereiausübungsberechtigte ist darüber hinaus zur Hege der Gewässer verpflichtet (§ 12 SächsFischG). Der Fischbestand ist durch diese Gesetzesnorm nachhaltig gesund und zahlenmäßig zu erhalten, dass dieser sich nicht negativ auf das Gewässer auswirkt. Maßnahmen hierzu können neben dem Fischfang auch der Besatz mit Fischen sein.“ (Fall 29, Abwägungsprotokoll, S. 2). In den Begründungen wird die bisher positive Erfahrung in der Praxis vor Ort angeführt und auch die Freistellung für Anglerinnen und Anglern von dem Verbot herausgestellt, dass die Wege nicht verlassen werden dürfen, obwohl dokumentierte Trittschäden im NSG maßgeblich für die Einschränkung der sonstigen Freizeit waren. „Das Betreten des Uferrandes zur Ausübung der fischereilichen Bewirtschaftung einschließlich des Angelns im bisherigen Umfang durch die Fischereiausübungsberechtigten“ (Fall 29, Verordnung, S. 5) wurde freigestellt. „Begründung: Zur Ausübung der fischereilichen Bewirtschaftung einschließlich des Angelns müssen die Wege im NSG entlang [des Gewässers X, anonymisiert] zumindest teilweise verlassen werden, da diese nicht immer am unmittelbaren Uferrand entlang [des Gewässers X, anonymisiert] verlaufen“ (Fall 29,

Naturschutzfachliche Würdigung, S. 87). Letzterer Punkt wurde innerhalb des Austauschprozesses zur Erstellung der Verordnung explizit ergänzt (Regelkorrektur).

Beispiel Fall 42:

In diesem Beispiel wird die Ausweitung eines Naturschutzgebiets (Teil eines „FFH“- und „Natura 2000-Gebietes“), gleichzeitig Vogelschutzgebiet mit erklärten Schutzz Zielen in den Kategorien: „Zielarten“ und „Biotop/Landschaftsraum“ erörtert.

Die fischereiliche Nutzung wird in den Kategorien „Räumlich“, „Personell“ und „Fanggeräte“ eingeschränkt. Räumlich werden Schonbezirke definiert, welche bereits in der vorherigen Verordnung Bestand hatten und es findet eine Fortführung der Bereichstrennung von Freizeitfischerei und Berufsfischerei statt. Es wird jeweils ein Stillgewässer für die fischereiliche Nutzung freigegeben und zwei weitere als Schonbezirke von der Nutzung ausgenommen. Die Bereiche werden aufgrund des Verschlechterungsverbots nach §33 BNatschG nicht ausgeweitet, aber auch nicht weiter beschränkt, da mögliche Störungen durch die Ausübung der Fischerei aufgrund der bisherigen Erfahrung vor Ort als marginal eingestuft werden (vgl. Fall 42, Abwägungsprotokoll, S. 9). „Die Nutzung von Reusen ist nur erlaubt, wenn diese mit Otterschutzgittern (mit Öffnungsweiten bis 8 x 8 cm) ausgestattet sind oder sie dem Fischotter eine naturschutzfachlich anerkannte gute Möglichkeit zur unversehrten Flucht bieten“ (vgl. Fall 42, Verordnung, S.7). Das Vorkommen einer schützenswerten Fischotterpopulation wurde durch eine behördliche Untersuchung nachgewiesen und ist der Grund für die Beschränkung der Fanggeräte sowie der definierten Schonbezirke.

Die sonstige Freizeit wird mit leichten Einschränkungen (Teilverboten) und auch Vollverboten reguliert (Tabelle 17). Dabei werden die standardmäßig aufgeführten Vollverbote (z. B. Verbot des Feuer Machens) benannt. Außerdem darf das NSG, die fischereiliche Nutzung ist davon ausgenommen, nicht außerhalb festgesetzter Wege betreten werden, um die Schutzziele nicht zu gefährden.

Als Legitimationsgrundlagen werden dabei neben Gesetzestexten (Verweis z.B. auf BNatschG - §33 Verschlechterungsverbot für Natura-2000 Gebiete) auch „Gutachten/Untersuchung/Studie“ und „Praxiserfahrungen“ als Verweise eingebunden. Diese beziehen sich z.B. auf den Umgang mit der vor Ort zu schützenden Fischotterpopulation. Hierbei wird auf ein Gerichtsurteil und die praktische Erfahrung in diesem und benachbarten NSG hingewiesen. Die Population wurde in einem externen Gutachten kartiert. Für die Einschränkung des Fanggeräts „Reuse“ wird auf naturschutzfachliche Testungen und den Austausch mit den Fischereiberechtigten verwiesen „verschiedene, getestete naturschutzfachlich anerkannte Ausstiegsmöglichkeiten für den Fischotter wurden auf Druck der Berufsfischer ergänzt. Gespräche wurden mit den direkt betroffenen Stellen und Eigentümern bereits im Vorfeld des Beteiligungsverfahrens durchgeführt“ (Fall 42, Abwägungsprotokoll, S. 22). Die räumlichen und personenbezogenen Einschränkungen werden auch durch bisherige pauschale Praxiserfahrungen legitimiert, die nicht weiter im Detail ausgeschrieben werden und es findet zu allen freizeitlichen Regelungen eine ausführliche und kritische Auseinandersetzung statt, in denen die Belange der Fischereiberechtigten berücksichtigt werden. Dennoch ist der Rückgriff auf wissenschaftliche Quellen auch in diesem Fall als ungenügend anzusehen, dass „Praxiserfahrungen“ eine

unwissenschaftliche, da nicht replizierbare Kategorisierung, darstellt, obgleich der Fall statistisch in das evidenzreiche Cluster 1 gruppiert wurde.

Evidenzarmer Archetyp (Evidenzarm fischereireinschränkend und freizeitvermeidend):

Es folgen zwei Beispiele für den evidenzarmen Archetyp.

Tabelle 18: Kurzcharakteristik und qualitative Auswertung des evidenzarmen Archetyps für zwei Fälle

Archetyp 2 evidenzarm		
Kategorien	Fall 38	Fall 37
Art des Falls	Erweiterung PFV, landschaftlich mittelmäßig relevant, Stillgewässer	Erweiterung NSG, Schutzziele in den Kategorien: „Zielarten“ und „Biotopt/Lebensraum“, Stillgewässer
Einschränkung Fischerei	Keine gewerbliche Nutzung, Anfüttern und Besatzmaßnahmen gestattet	Einschränkungen zum „Besatz“, den „Fanggeräten“ und dem „Anfüttern“ in Absprache mit dem Angelverein
Einschränkung Freizeit	Keine Einschränkung, eher als irrelevant eingestuft	Vollständig untersagt (Betretungsverbot)
Vermeidung Freizeit	keine	keine
Kritische Auseinandersetzung	Teilweise Begründungen zu den fischereilichen Einschränkungen	Teilweise Begründungen zu den fischereilichen Einschränkungen und dem Vollverbot der Freizeitnutzung
Legitimation	Kaum Legitimierung der fischereilichen Einschränkungen (nur Gesetzestexte zur Ausübung des Fischereirechts)	Teilweise Legitimierung durch Gesetzestexte für fischereiliche Einschränkungen und Betretungsverbot Praxisbezug für Einschränkung der Fanggeräte
Regelanpassungen	Keine Anpassung in Aussicht gestellt	Regelanpassung in Absprache mit Angelverein denkbar

Beispiel Fall 38:

Es wird durch ein PFV die Erweiterung und Vertiefung eines künstlichen Gewässers zum Zwecke der Gewinnung von Sand und Kies mit anschließender Teilverfüllung mit der Entstehung eines Stillgewässers geregelt (Tabelle 18). Das Gebiet ist landschaftlich als mittelmäßig relevant einzustufen, da es teilweise landwirtschaftlich intensiv genutzt wird, allerdings ein wertvolles Gebiet für Brut- und Gastvögel darstellt. Freizeit wird somit als eher irrelevant eingestuft, da die Erholungsfunktion durch die intensive Landwirtschaft als beeinträchtigt angesehen wird. Diese Einschätzung wird mit einem durchgeführten Gutachten

begründet. Es werden keine Einschränkungen für die Freizeitnutzung benannt. Die Fischerei wird teilweise eingeschränkt. Besatzmaßnahmen sind nicht zulässig, ebenso wie eine gewerbliche Nutzung im Rahmen der Berufsfischerei und das Anfüttern. Das Zufüttern wird dabei pauschal beurteilt: „Eine Zufütterung hat zu unterbleiben, da sie das Ziel „nährstoffarmes Gewässer“ beeinträchtigen würde (Fall 38, PF-Bescheid, S. 30) und auf die personelle Einschränkung wird nicht weiter eingegangen. Als Legitimierungsgrundlage wird hier kein Verweis abseits der Vorgaben zur Ausgestaltung der Hegepflicht gem. § 40 Nds. FischG für die Einschränkungen angeführt. Es wird außerdem pauschal davon ausgegangen, dass durch die Untersagung eines Besatzes, eine nachteilige Auswirkung auf Fauna und Flora ausgeschlossen werden kann (vgl. Fall 38, PF-Bescheid, S. 124). Außerdem sind durch den Fischereiberechtigten Schonbezirke zu definieren „um die natürliche Ausbreitung von Pflanzen und Tieren so gering wie möglich zu beeinträchtigen, ist der jeweilige Fischereiberechtigte auf Anforderung des LBEG verpflichtet, in Abstimmung mit der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Schonbezirke zu definieren, die auch dem Schutz von Vögeln, Amphibien, Insekten und Pflanzen dienen“ (Fall 38, PF-Bescheid, S. 30). Die räumliche Beschränkung wird damit zwar begründet, aber ebenfalls nicht mit Verweisen untermauert. Generell haben Befischungen zur Bestandsaufnahme des Fischbestandes stattgefunden, werden aber nicht weiter thematisiert. Als Legitimationsquelle dienen ausschließlich Gesetzestexte, die die Ausübung des Fischereirechts betreffen (Fischereirecht und Hegepflicht – Landesfischereigesetz- gem. § 1 Abs. 2 Nds. FischG, § 54 Nds. FischG und §§ 40 und 11 Nds. FischG), aber keinerlei wissenschaftliche Quellen oder Studien.

Beispiel Fall 37:

In diesem Fall handelt es sich um die Erweiterung eines bestehenden Naturschutzgebiets (Teil eines FFH- und Natura-2000-Gebietes) mit erklärten Schutzz Zielen (in den Kategorien: „Zielarten“ und „Biotop/Lebensraum“) und Stillgewässern im Schutzgebiet. Freizeitnutzung wird insgesamt untersagt, mit der pauschalen Begründung, dass diese negativen Beeinträchtigungen innerhalb des Schutzgebietes zur Folge hätte und somit nicht mit dem Schutzzweck vereinbar sind. Legitimiert wird dieses Verbot ausschließlich rechtlich mit dem § 23 (2) BNatSchG. „Gemäß § 23 (2) BNatSchG können Naturschutzgebiete der Allgemeinheit zugänglich gemacht werden, soweit es der Schutzzweck erlaubt. Durch ein Betreten sind negative Beeinträchtigungen des Schutzgebietes zu erwarten, da das NSG Lebensraum für störungs- und trittempfindliche Biotope und Lebensgemeinschaften ist. Zu deren Schutz und Entwicklung sind störungsfreie Bereiche erforderlich, die für die Allgemeinheit gesperrt sind. Das Betreten des NSG ist daher nicht mit dem Schutzzweck vereinbar. Das Gebiet darf zudem nicht auf sonstige Weise aufgesucht werden. Dieses umfasst auch nicht zu Fuß ausgeübte Fortbewegungsarten, wie z. B. Reiten, Radfahren und Schwimmen.“ (Fall 37, Maßnahmenplan, S. 4). Weitere vor allem wissenschaftliche Quellen werden unter den Begründungen nicht benannt. Die Fischerei ist zu Freizeitzwecken mit begründeten Einschränkungen zum „Besatz“, den „Fanggeräten“ und dem „Anfüttern“ gestattet. Die Besatzmaßnahmen beziehen sich dabei auf die Bestimmungen des Nds. FischG, der BiFischO und dem § 5 (6) BNatSchG, nachdem der Besatz mit nichtheimischen Tierarten zu unterlassen ist, zum Fischartenschutz und zum Schutz und zur Pflege des Fischbestandes. „Besatzmaßnahmen sind nur innerhalb eng gesetzter Grenzen zulässig, so soll zukünftig der Besatz mit Arten wie Giebel oder amerikanischer Kamberkrebs verboten werden. Die einzelnen Vorschriften dienen dazu, Schaden von einem Gewässer durch fehlerhafte

Besatzmaßnahmen, z. B. bei Art und Menge abzuwenden, die die Ökosystemeigenschaften der Gewässer (Habitatstrukturen, Nährstoffkreisläufe) verändern. So ist auch der Besatz mit gebietsfremden Arten unzulässig. Insgesamt ist dadurch der Rahmen für das mögliche Einbringen von Fischarten eng gefasst. Der Besatz mit Regenbogenforelle wird darüber hinaus verboten, da diese sich im Gewässer nicht selbst reproduzieren können“ (Fall 37, Begründungen zum Maßnahmenplan, S. 6). Die Einschränkung zum Anfüttern wird damit begründet, dass eine chemische Veränderung der Gewässereigenschaften verhindert werden soll, wodurch schützende Pflanzenarten gefährdet sein könnten, es wird allerdings keine Legitimierungsquelle angegeben. Das Verbot zur Nutzung von anderen Fanggeräten als die Handangel wurde in Absprache mit dem Angelverein ausgesprochen (Praxisbezug dient als Form der Legitimierung) „Der Einsatz von Reusen, Körben und Stellnetzen erfolgt nicht und ist in den stehenden Gewässern nicht vorgesehen“ (Begründungen zum Maßnahmenplan, S. 6). Es wird generell ein Monitoring der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Zusammenarbeit mit dem Angelverein angestrebt, um den Zustand des Gewässers und im Besonderen einer dort stark schützenswerten Vegetation zu beobachten. Generell findet in diesem Fall eine sehr kooperative und effektive Absprache mit dem ansässigen Angelverein statt: Für das Gebiet wird „in Zusammenarbeit mit dem Fischereiverein über Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen sowie ein Monitoring angestrebt, einen Fischbestand entsprechend des Gewässerhabitats zu entwickeln, der sich selbst erhalten kann“ (Fall 37, Begründungen zum Maßnahmenplan, S. 6). Die Verbote und Beschränkungen erfolgen aber pauschal ohne Rückbezug auf wissenschaftliche Quellen. Obgleich der Fall 37 dem Cluster 2 zugeordnet wurde, indem Legitimierungen zwar geringer als im Cluster 1, aber trotzdem ausgeprägt sein sollte, zeigt das Beispiel, dass auch hier recht unkritisch mit Quellen umgegangen und eher pauschal mit Störwirkungen operiert wird.

Evidenzloser Archetyp (Evidenzlos fischereiliberaler und freizeituntersagend):

Abschließend wird das als evidenzlos charakterisierte Archetyp beispielhaft gewürdigt.

Beispiel Fall 33:

Hier wird die Neubildung eines Landschaftsschutzgebiets (LSG) (Teil eines „FFH- Gebietes“) mit den Schutzz Zielen „Zielarten“, „Biotope/Lebensräume“, Schönheit der Landschaft“ (hier auch für Erholungszwecke) behandelt (Tabelle 19). Als Legitimierungsgrundlage wird auf Gesetzestexte verwiesen. Es werden im Allgemeinen und im Besonderen in Bezug auf die Regelung der Freizeitnutzung keine legitimierenden Begründungen oder Verweise angeführt. Die festgesetzten Regelungen werden zum Teil kritisch erörtert, aber es wird auch sehr viel unkritisch und pauschal argumentiert, was in diesem Falle die Fischerei eher begünstigt. Grundsätzlich wird die fischereiliche Nutzung, „unter Berücksichtigung der in § 5 Abs. 4 BNatSchG dargestellten Ziele und u.a. unter größtmöglicher Schonung der natürlichen Lebensgemeinschaften im Gewässer und an dessen Ufern, insbesondere keine Störung von Brut- oder Rastvögeln, freigestellt. Eine darüberhinausgehende Regelung wäre naturschutzfachlich wünschenswert. Diese wird aber als ausreichend angesehen“ (Fall 33, Abwägungsprotokoll, S. 38). Es wird unbelegt (ohne Verweis auf bisherige Praxis oder andere Quellen) davon ausgegangen, dass aufgrund eines konkreten Adressatenkreises eine störungsminimierte und dem Schutzzweck nicht zuwiderlaufende Fischerei ausgeübt wird.

Tabelle 19: Kurzcharakteristik qualitative Auswertung Archetyp 3 evidenzlos für zwei Fälle

Archetyp 3 evidenzlos		
Kategorien	Fall 33	Fall 14
Art des Falls	Neubildung LSG, Schutzziele „Zielarten“, „Biotope/Lebensräume“, Schönheit der Landschaft“ – auch für Erholungszwecke, Stillgewässer	Erweiterung PFV, Folgenutzung sind Biotopentwicklung in Kombination mit extensiver fischereilicher Nutzung, Fließgewässer
Einschränkung Fischerei	Einschränkungen für „Besatz“ und „Fanggeräte“ (erlaubt sind nur Angelruten)	Extensiv und uneingeschränkt
Einschränkung Freizeit	Einschränkung durch Teilverbote (Baden, Bootsfahren – nur Segelboote erlaubt) und Vollverbote (zelten/lagern, Feuer machen, lärmeln, Hunde frei laufen lassen, Wege verlassen, klettern)	Uneingeschränkt, aber als unrelevant eingestuft, keine Infrastruktur zur Erholungsnutzung vorhanden
Vermeidung Freizeit	keine	Keine
Kritische Auseinandersetzung	Kaum, pro fischereilicher Nutzung	Keine umfassenden Begründungen
Legitimation	Keine Verweise für Freizeitnutzung, Verweis auf Gesetzestext zur Ausübung des Fischereirechts	Keine Verweise
Regelanpassungen	keine	keine

„Die Störungsminimierung durch die Fischerei soll mittels einer vertragsnaturschutzrechtlichen Regelung sichergestellt werden. Die Fischerei (...) wird lediglich durch die Fischereiberechtigten betrieben (Pächter des Landes Niedersachsen). Es besteht damit ein eindeutiger Adressatenkreis, mit dem auch eine vertragliche Regelung (als mildestes, dem Schutzzweck angemessenen, Mittel) möglich ist. Es ist nicht zu befürchten, dass Dritte (die nicht vertraglich eingebunden sind) einer dem Schutzzweck zuwiderlaufenden Fischerei nachgehen, da diese keine Fischereirechte besitzen können“ (Fall 33, Abwägungsprotokoll, S. 39). Einschränkungen werden in den Kategorien Besatz und Fanggeräten getroffen. Ein Besatz wird grundsätzlich erlaubt, solange es sich um keine gebietsfremden oder invasiven Arten handelt, wird aber nicht weiter begründet oder durch Verweise, wie Gesetzesbezüge legitimiert. Das Nutzungsverbot von Fanggeräten abseits der Angelrute wurde in Abstimmung mit dem Anglerverband getroffen, aber nicht weiter erläutert. „Die Beschränkung auf Angelruten beruht bereits auf den Ausführungen des Anglerverbands Niedersachsen“ (Fall 33, Abwägungsprotokoll, S. 39). Eine räumliche

Einschränkung, wie Bootsfahren und das Betreten der naturnahen Uferbereiche, wird für die Ausübung der Fischerei freigestellt, obwohl diese Handlungen ansonsten untersagt wird. Dies erfolgt ohne weitere Erläuterungen oder Quellenbezüge. Freizeit wird mit Teilverboten eingeschränkt. Beispielsweise wird das Baden zeitlich (nur von April-Oktober und zu bestimmten Tageszeiten) eingeschränkt, ebenso wie das Befahren mit Booten, wobei dieses sich auf Segelboote beschränkt. Es wird eine Besucherlenkung angestrebt. Es werden außerdem die in NSG typischen Vollverbote (z. B. Zelten, Feuer Machen) (Tabelle 19) ausgesprochen. Die Verbote werden ohne weitere Begründungen und auch ohne Verweise ausgesprochen. Es gelten überdies Verbote, die für die Fischerei freigestellt werden (z. B. das Befahren mit motorisierten Booten und das Betreten der naturnahen Uferbereiche), was ohne weiterführende Begründungen erlassen wird. Es ist daher nicht nachvollziehbar, warum das Freizeitbootfahren verboten, das Bootsfahren zum Freizeitangeln hingegen erlaubt ist. Die Störwirkung dürfte in beiden Fällen vergleichbar sein. Der Nutznießer im vorliegenden Falle ist die Angelfischerei.

Beispiel Fall 14:

Der Fall bezieht sich auf das PFV zur Erweiterung und Vertiefung eines Gewässers zum Zwecke der Gewinnung von Sand und Kies mit anschließender Teilverfüllung mit der Entstehung eines Stillgewässers. Als Folgenutzung wird eine Biotopentwicklung „in Kombination mit extensiver fischereilicher Nutzung“ (vgl. Fall 14, PF-Bescheid, S.5) angestrebt. Die fischereiliche Nutzung wird weder begründet noch durch Verweise legitimiert und kann ohne Einschränkungen ausgeübt werden. Das Gebiet ist „bisher ohne besondere Bedeutung für die Erholungsnutzung“ angesehen worden, da keinerlei Wander- oder Radfahrwege ausgewiesen sind und man geht davon aus, dass diese Einschätzung auch zukünftig gilt. Einer möglichen extensiveren Freizeitnutzung wird weder mit einer direkten Vermeidungsstrategie noch mit Einschränkungen entgegengewirkt.

5.4. Fazit

Die Dokumentenanalyse in 50 Fällen von Ausweisungen oder Novellierungen von NSG und von Planfeststellungsbescheiden zu Nassgrabungen in den untersuchten Bundesländern zeigte eine Vielfalt von behördlichen Vorgängen mit einer großen Anzahl von differenzierten Regelungen der Angelfischerei und der sonstigen Freizeit. Die Fälle ließen sich in drei Archetypen klassifizieren, die sich im Grad der Begründung und Legitimation der Freizeitregularien unterschieden, von evidenz- und begründungsreichen bis pauschal evidenzlosen Regelungen der Gewässerfreizeit. Der Rückbezug auf gesetzliche Grundlagen vor allem mit Bezug auf das Naturschutzrechts des Bundes und der Länder war in den Bescheiden und diesen Bescheiden zugrundeliegenden Stellungnahmen sowie Abwägungsprotokollen erwartbar häufig. Auffällig war jedoch, dass in vielen Bescheiden und diese Bescheide unterstützenden Dokumente keine Bezugnahme auf wissenschaftliche Quellen oder Studien erfolgte. Beim Sammeln der behördlichen Dokumente wurde Wert daraufgelegt, dass die Behörde auch jede Form von artenschutzrechtlichen Gutachten und vergleichbaren eher wissenschaftsbasierten Stellungnahmen von Interessenverbänden oder Gutachterbüros beilegen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass einige Behörden aus Aufwandsgründen vor allem die eher formellen Bescheide und absolut notwendige Dokumentationen mitgesendet haben, die im textlichen Umfang limitiert sind. Daraus folgt eventuell, dass durch

die Art und Weise der Dokumente Rückbezüge auf wissenschaftliche Quellen im Datensatz unterrepräsentiert waren, obwohl sie in den Prozessen vielleicht höhere Bedeutung hatten. Trotz dieser Beschränkung kann konstatiert werden, dass im praktischen behördlichen Vorgehen aktuelle Forschungsergebnisse von untergeordneter Bedeutung bei der Begründung von Beschränkungen des Angelns und der sonstigen Freizeitgestaltung an Baggerseen und vor allem an Gewässern in Naturschutzgebieten sind. Stattdessen wird häufig mit pauschalen Bewertungen, implizit oder explizit, oder mit Bezug auf einzelne, in Naturschutzkreisen sehr präsente Studien (z. B. Reichholf 1988 zu Störwirkungen von Anglern auf Vögel) oder auf gutachterliche Meinungen oder Praxiserfahrungen gearbeitet. Ähnliches trifft auf in der Praxis bedeutungsschwere Merkblätter und Planungsgrundlagen zum Umgang mit Freizeit an Seen und Fließgewässern zu, wo Aussagen zur Störwirkung der Gewässerfreizeit und des Angelns regelmäßig pauschal sind und selten mit wissenschaftlichen Referenzen argumentiert wird. Den Fischereiberechtigten als Fischereirechtsinhaber kann im Resultat unserer Studie empfohlen werden, sich bei vor Ort laufenden Prozessen zur Ausweisung von NSG oder bei Planfeststellungen intensiv zu beteiligen und sehr genau auf die Verfügbarkeit von lokalen Studien und die methodische Güte dieser Studien zu achten, da unsere empirischen Studien gezeigt haben, dass die Störwirkung der Gewässerfreizeit und des Angelns nicht pauschal zutrifft und daher stets einer gut begründeten Einzelfallentscheidung und -bewertung bedarf. Diese wiederum verlangt gute, naturschutzfachlich und -rechtlich nachvollziehbare Evidenzgrundlagen, auch wenn einige Gerichtsurteile sowie Behörden mit Verweis auf das Vorsorgeprinzip und bereits der rein theoretischen Möglichkeit einer Störwirkung naturschutzfachliche Einschränkungen für zulässig erachten. In solchen Fällen wird empfohlen, den Sachstand verwaltungsrechtlich klären zu lassen und grundsätzlich zunächst von einer fehlenden „erheblichen“ Störwirkung auf Schutzgüter und -zwecke durch das Angeln auszugehen. Von dieser Einschätzung sollte erst nach Vorliegen guter lokaler Studien oder von Studien an vergleichbaren sozial-ökologischen Konstellationen in Bezug auf Gewässertyp, Nutzungsart und Nutzerdichte abgerückt werden.

Abschließende Diskussion

Abschließend wird dargelegt, welchen Beitrag die verschiedenen Studien, die im Rahmen des StörBaggerprojektes entstanden sind, zu den bereits bestehenden Erkenntnissen zur Störungsökologie leistet. Zunächst werden die vorhandenen Belege aus der Literatur zum Thema erörtert, bevor die jeweiligen Hauptergebnisse der fünf empirischen Studien präsentiert und diskutiert werden. Abschließend werden Empfehlungen für das Management gezogen.

Auswirkungen von Anwesenheit und Intensität von Freizeitaktivitäten auf Süßwasserökosysteme

Die Anwesenheit von Freizeitaktivitäten in Süßwasserökosystemen kann aufgrund der Schaffung von Zugang zu Ufern und Wegen, der Einführung neuer (ggf. auch invasiver) Arten und der menschlichen Präsenz mit Störungen von Wildtieren und Uferhabitaten negative ökologische Auswirkungen haben (Venohr et al., 2018). Freizeitnutzungen wie Spazierengehen, Angeln und Bootfahren beeinträchtigen Uferhabitaten, z. B. durch die

Einrichtung von Angelplätzen und Stränden zum Schwimmen (Brauns, Xavier-Francois Garcia, et al., 2007; O'Toole et al., 2009) oder den allgemeinen Zugang zum Wasser (Meyer et al., 2023) und beeinflussen dadurch Uferpflanzen (Bonanno et al., 1998; Meyer et al., 2023; O'Toole et al., 2009) oder wirbellose Tiere (Brauns, Xavier-Francois Garcia, et al., 2007; Spyra & Strzelec, 2019; Wolter & Arlinghaus, 2003). Nährstoffeinträge durch das Füttern von Wasservögeln oder Fische, auch um Fische beim Angeln anzulocken, die Ausscheidungen von Badenden oder die Wiederaufwirbelung von Sedimenten durch Bootfahren oder Watsischen können die Eutrophierung von Gewässern beschleunigen und damit Wasserpflanzen und das Auftreten von Algenblüten beeinflussen (Amaral et al., 2013; Hadwen et al., 2005; Venohr et al., 2018; Yousef et al., 1980). Generell kann die Anwesenheit von Menschen Störungen der Tierwelt verursachen, insbesondere von Vögeln (Dear et al., 2015; Fernández-Juricic et al., 2007; Knight & Knight, 1984; Reichholf, 1988; Wichmann, 2010). Aktivitäten, die mit erhöhtem Lärm und/oder Geschwindigkeit verbunden sind, wie Motorbootfahren und Kitesurfen, provozieren intensivere Störungsreaktionen als ruhige und langsame Aktivitäten wie z. B. Spazierengehen (Krüger, 2016). In der Metaanalyse (Kapitel 1) fanden wir auch heraus, dass Bootfahren im Vergleich zu Schwimmen, Uferangeln und anderen Ufernutzungen die im Trend der Effektgrößen stärksten negativen Auswirkungen hatte, obwohl es hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den Freizeitaktivitäten gab und ein besonders negativer Bootseffekt daher nicht pauschalisiert werden kann. Auch das Spazieren mit Hunden, was ebenfalls als eine Form der Freizeitgestaltung angesehen werden kann, die erhöhten Lärm (Bellen) und eine erhöhte „Geschwindigkeit“ der Freizeitnutzung verursachen kann (wenn der Hund nicht angeleint ist und agil ist), hat stärkere Störungseffekte als Menschen ohne Hunde (Banks & Bryant, 2007). Die Gradientenstudie in Kapitel 3 bestätigte, dass Menschen mit Hunden stärkere Auswirkungen auf Biodiversitätsmaße einiger Taxa haben als Menschen allein.

Die Literatur zur Freizeitökologie an Gewässern konzentriert sich manchmal auf das Angeln: Angeln soll älteren Studien zufolge besonders starke Auswirkungen auf die Tierwelt haben, obwohl es normalerweise eine Aktivität ist, die nicht mit erhöhtem Lärm und Geschwindigkeit in Verbindung steht. Langzeit-Aufenthalte von Anglern, manchmal sogar nachts, in sensiblen Lebensräumen sollen aber brütende Vögel und andere Tiere besonders stark stören (Knight et al., 1991; Reichholf, 1988). Verlorene und weggeworfene Angelausrüstung, einschließlich Ködern mit Haken, Bleischrot und Angelschnur, kann auch tödliche Folgen für fischfressende Arten und andere Taxa haben (Franson et al., 2003; Nemoz et al., 2004; Ryan, 2018; Scheuhammer & Norris, 1996; Sears, 1988). Dieser Effekt kann aufgrund der Präsenz von Haken und Schnur stärker ausfallen als bei anderen Formen von Abfällen durch nicht angelnde Freizeitnutzer (Ryan, 2018). In unseren Studien an Baggerseen und in unserer Literatursynthese hatte das Angeln im Vergleich zu anderen Formen der Freizeitgestaltung keine stärkere Auswirkungen als andere Freizeitaktivitäten (Kapitel 1 – 3). Tatsächlich scheinen die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten weniger von der Art der Freizeitgestaltung abzuhängen, sondern von der Anwesenheit von Menschen und der Intensität der menschlichen Nutzung, wie in der Metaanalyse (Kapitel 1) und der Gradientenstudie (Kapitel 3) gezeigt wurde (Abbildung). Auch zeigte sich im Vergleich von Baggerseen mit und ohne anglerische Bewirtschaftung keine Unterschiede in der Artenvielfalt und der Biodiversität über multiple Taxagruppen, mit Ausnahme von Fischen (erhöhte Biodiversität) und Amphibien (reduzierte Biodiversität) (Kapitel 2). Angelfischerei kann daher die Vielfalt vor allem bei den Fischen auch fördern, ohne andere Artengruppen nennenswert negative zu beeinflussen. Es kommt auf den ökologischen Kontext und die Intensität der Nutzung an – was eine Einzelfallentscheidung im Naturschutz verlangt.

In viele der früheren Studien fehlen echte Kontrollen ohne Nutzung und stattdessen werden geringe Intensitäten der Freizeitnutzung mit höheren Intensitäten der Freizeitnutzung verglichen (z.B. Bonanno et al., 1998; Keller, 1989; Knight & Knight, 1984; O'Toole et al., 2009; Smith et al., 2019). Viele frühere Studien sind methodisch schwach und die Ergebnisse daher nicht verallgemeinerbar oder belastbar (Kapitel 1). Die ökologischen Auswirkungen der Freizeitnutzung nehmen im Allgemeinen mit der Nutzungsintensität zu (Monz et al., 2013; Venohr et al., 2018). Zunahmen in Dichte und Häufigkeit von Freizeitnutzungen führen zu höheren ökologischen Auswirkungen, z.B. von Störungen der Tierwelt (Lozano & Malo, 2013) und Trittschäden (Bonanno et al., 1998; O'Toole et al., 2009; Seer et al., 2015). Die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf die Süßwasserqualität sind stärker von der Dichte abhängig als in terrestrischen Umgebungen (Monz et al., 2013). Während unter bestimmten Umständen, abhängig von der Freizeitaktivität, die Anwesenheit der Aktivität wichtiger sein kann als die Intensität, z. B. wie für Auswirkungen von Paddelbooten auf Wasserpflanzen in der Spreewaldregion gefunden (Wegner et al., 2023), hat die Metaanalyse in Kapitel 1 gezeigt, dass die Effekte von Vergleichen mit geringer Intensität gegenüber hoher Intensität stärker waren als die Effekte von Vergleichen mit Kontrollstandorten ohne Nutzung. Wie wir uns vorstellen können, könnte eine Person, die auf Vegetation läuft, einige Verletzungen der Pflanzen verursachen, vielleicht sogar den Tod von einigen Pflanzenindividuen. Wenn diese einzelne Auswirkung immer wieder wiederholt wird, werden nicht nur mehr Pflanzenindividuen durch den Schaden betroffen sein, sondern auch trittresistenter Arten könnten bevorzugt werden. Intensive Trittbelaustung führt zudem zu Bodenverdichtung, was das Wachstum und die Artenzusammensetzung der Vegetation weiter einschränkt oder das vegetative Wachstum an stark zertrampelten Stellen vollständig verhindern kann. Dieses Beispiel zeigt, dass die Intensität der Freizeitnutzung im Allgemeinen möglicherweise relevanter ist als die Anwesenheit bestimmter Aktivitäten oder die Anwesenheit von Menschen überhaupt (Abbildung).

In der empirischen Gradientenstudie nahmen die Auswirkungen auf die Biodiversität mit der Intensität der menschlichen Nutzung und der Dichte von Hunden zu, jedoch nicht mit der Intensität des Angelns. Allerdings kann die angelfischereiliche Bewirtschaftung indirekt auch den Nutzungsdruck durch andere Freizeitnutzungen anheben (Kapitel 3), z. B. aufgrund einer erhöhten Zugänglichkeit der Gewässer. Da es in der Regel eine kombinierte Wirkung mehrerer Stressoren gibt (Pirotta et al., 2022), in diesem Fall von mehreren Freizeitaktivitäten am selben Gewässer, ist es erwartbar und wurde bei Störbagger auch gezeigt, dass Freizeitauswirkungen mit allgemeinen menschlichen Nutzungsdichten zunehmen. Obwohl in der Bewirtschaftungsstudie von Anglern bewirtschaftete Seen höhere Freizeitnutzungsdichten als unbewirtschaftete Seen aufwiesen, gab es keine Unterschiede in den untersuchten Biodiversitätsmetriken. Erhöhter Nutzungsdruck ist also nicht zwangsläufig negativ für die Artenvielfalt an Seen.

Das Angeln als Freizeitgestaltung fördert bei Anglern in der Regel Gefühle der Fürsorge und Verantwortung, da die nachhaltige und verantwortungsbewusste Nutzung von Fischpopulationen entscheidend ist, um das eigene persönliche Wohlbefinden und die Fischbarkeit zu erhalten (Löki et al., 2021; Shephard et al., 2023). Nicht zuletzt geht mit dem Angelrecht beim Fischereiberechtigten auch die Hegepflicht mit einher. Angler fühlen daher enorme Verantwortung für „ihre“ Gewässer. In diesem Zusammenhang ist Fischbesatz eine sehr beliebte und verbreitete Praxis, um dieses Ziel der Aufrechterhaltung eines nachhaltigen Fischbestands zu erreichen (Klefth et al., 2023), und das, obwohl das Einsetzen von Fischen oft nicht fischbestandssteigernd wirksam ist (Buoro et al., 2016; Radinger et al., 2023; Terui et

al., 2023) und über Frassdruck negative Auswirkungen auf andere Organismen haben kann (Bajer et al., 2016; Buoro et al., 2016; Hecnar & M'Closkey, 1997; Vilizzi et al., 2015). Andere von Anglern umgesetzte Managementoptionen zur Aufrechterhaltung eines nachhaltigen Fischbestands sind Größenbeschränkungen, Fangbeschränkungen, Schonzeiten, geschützte Laichgebiete und die Verbesserung von Lebensräumen, und einige dieser Maßnahmen wie die freiwillige Einrichtung von Schutzzonen könnten auch anderen Taxa als den Fischarten zugutekommen (Arlinghaus, 2015; Kapitel 3). Durch Angelvereine freiwillig ausgewiesene, auf einen bestimmten Bereich begrenzte Uferschutzzonen haben in der Tat positive Einflüsse für die Habitatqualität und Biodiversität an Baggerseen, insbesondere durch das Reduzieren von Trittschäden durch Angler und andere Freizeitnutzer (Kapitel 3). Es ist wahrscheinlich, dass das Management der Freizeitfischerei und die Beteiligung von Angelvereinen an Umweltschutz und Umweltbildung negative ökologische Auswirkungen abmildert oder sogar kompensiert.

Viele Beobachtungsstudien versuchen zu untersuchen, welche einzelne Freizeitaktivität oder welcher konkrete Aspekt der Freizeitnutzung ökologische Auswirkungen verursacht. Mit der Forschung im StörBagger-Projekt wurde untersucht, was bereits über die ökologischen Auswirkungen bekannt ist (Übersicht in Tabelle 16), Wissenslücken wurden identifiziert. Mit den empirischen Studien, die in vielen verschiedenen Seen stattfanden, wurde dieses Wissen auf die Bedingungen in Deutschland übertragen, während viele der früheren Studien Standorte innerhalb desselben Gewässers mit anderen innerhalb des gleichen Gewässers verglichen (z.B. Andrés-Abellán et al., 2005; Asplund & Cook, 1997; Bessa et al., 2017; Bonanno et al., 1998; O'Toole et al., 2009; Smith et al., 2019) oder nur sehr wenige Gewässer in die Studie aufnahmen (z.B. Keller, 1989; Knight & Knight, 1984; Poiger et al., 2004; Sears, 1988). Allerdings sind auch die in diesem Abschlussbericht vorgestellten empirischen Studien beobachtungsorientiert und nicht experimentell. Obwohl Umweltfaktoren als Störfaktoren einbezogen wurden und die Intensitäten und Kombinationen verschiedener Freizeitaktivitäten untersucht wurden, ist der einzige Weg, um einen kausalen Nachweis zu untermauern, ein experimentelles Vorher-Nachher-Kontroll-Interventionsvergleich. Dieser experimentelle Ansatz kann für die Zukunft empfohlen werden.

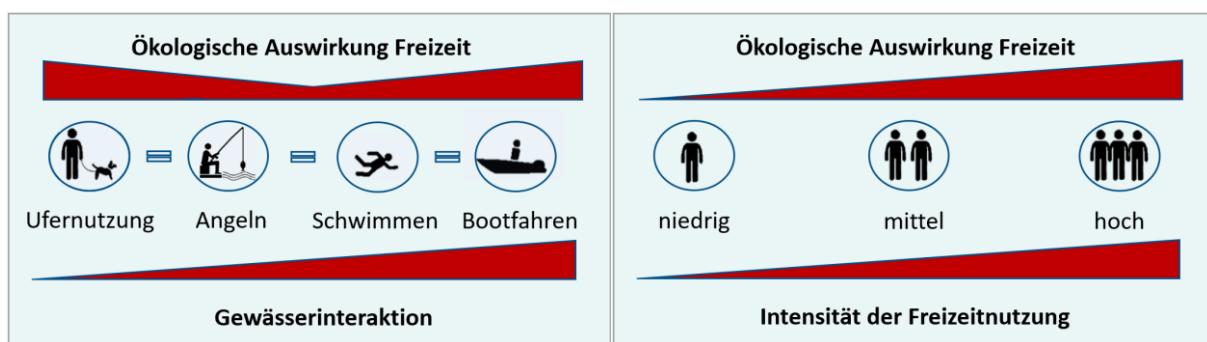


Abbildung 32: Obwohl das Bootfahren die stärksten ökologischen Auswirkungen zeigte, gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Freizeitaktivitäten hinsichtlich der Auswirkungsgröße. Wir haben keine Zunahme der Auswirkungen bei verstärkter Interaktion mit dem Wasser der jeweiligen Aktivität beobachtet. Die menschliche Nutzung im Allgemeinen und die Nutzungsintensität sind die Haupttreiber für Freizeitbeeinträchtigungen, während die spezifische Aktivität selbst in Bezug auf ökologische Auswirkungen von geringerer Bedeutung ist.

Auswirkungen der Freizeitnutzung von Süßwassersystemen auf verschiedene Ebenen biologischer Organisation

Ökologische Auswirkungen betreffen verschiedene Ebenen biologischer Organisation. Freizeitbeeinträchtigungen auf individueller Ebene umfassen z. B. die Störung von einzelnen Vogelorganismen und nachfolgende Verhaltensänderungen aufgrund von Kanufahrten oder Störungen durch das Uferwandern (Fernández-Juricic et al., 2007) sowie Fluchtreaktionen aufgrund von Motorbootslärm (Knight & Knight, 1984), toxische Wirkung durch UV-Schutzmittel, die in Laborschnecken zu erhöhter Sterblichkeit und Gewichtsveränderungen führten (Schmitt et al., 2008), oder durch Blei, das zu erhöhten Bleikonzentrationen im Blut von Höckerschwänen (*Cygnus olor*) an Kiesgrubenseen führte (Sears, 1988), Verletzungen von Schildkröten durch Bootspropeller (Bulte et al., 2010) oder Angelhaken (Nemoz et al., 2004), und Verletzungen einzelner Pflanzen durch Bootspropeller oder Anker (Asplund & Cook, 1997). Wenn die Auswirkungen der Freizeit auf individueller Ebene nicht durch andere Individuen der Population oder zusätzliche Brutern ausgeglichen werden können (Keller, 1989), überschreitet die Störauswirkung die Populationsstufe, was Veränderungen in Häufigkeit und Reproduktionserfolg beinhaltet, z.B. die Anzahl der Brutpaare an Seen mit und ohne Angeln (Völkl, 2010) oder die Zunahme von Vogelnestern nach dem Angelverbot (Erlinger, 1981). Freizeitaktivitäten können auch die Artgemeinschaftsebene beeinflussen, wie z. B. verringerte Artenvielfalt in Anwesenheit von Angeln (Reichholf, 1988) oder bei Pflanzen durch Trittschäden (Bonanno et al., 1998), Veränderungen der Gemeinschaftszusammensetzung in anglerisch bewirtschafteten Teichen (Wood et al., 2001) oder an Stränden (Brauns, Xavier-Francois Garcia, et al., 2007) oder die Einschleppung invasiver Arten mit Booten, Tauchen oder Angelausrüstung (Bacela-Spychalska et al., 2013; Jacobs und MacIsaac, 2007). Auswirkungen der Freizeitnutzung auf Ökosystemebene können Veränderungen von Lebensräumen, Habitatqualität und Umweltkompartimenten verursachen, wie z.B. Veränderungen der Wasserqualität durch Camping (King & Mace, 1974), erhöhte Trübung des Wassers durch Bootsfahrten (Ailstock et al., 2002) und die Kontamination von Seen mit UV-Schutzmitteln durch Schwimmen (Poiger et al., 2004), die Verschmutzung von Sedimenten um Liegeplätze von Booten (Ostendorp et al., 2009), Verschmutzung im Wasser und am Ufer durch Vermüllung (O'Toole et al., 2009) sowie Bodenverdichtung, Abnahme der Vegetationshöhe und Zunahme von kahlen Flächen durch Trittschäden durch Uferangler:innen (Andrés-Abellán et al., 2005; O'Toole et al., 2009).

Während Auswirkungen auf individueller Ebene einzelner Tiere das mechanistische Verständnis der Störung durch Freizeit verbessern, sind Auswirkungen auf höheren Ebenen biologischer Organisation ökologisch und vor allem juristisch („Erheblichkeitsschwelle“ deutlich relevanter (Abbildung 33; Clements, 2000). Obwohl Freizeitbeeinträchtigungen auf Ökosystem-, Gemeinschafts- und Populationsniveau wichtiger sind als Auswirkungen auf individueller Ebene (Buckley, 2013), konzentriert sich die wissenschaftliche Literatur auf die Effekte der Freizeit auf individueller Ebene einzelner Tiere (Baas et al., 2020; Buckley, 2013; Buoro et al., 2016). Eine terrestrische Metaanalyse von Bateman und Fleming (2017) über die ökologischen Auswirkungen des Waldtourismus kommt hier zu dem Schluss, dass die ökologischen Auswirkungen durch die Freizeit überbewertet sind, da hauptsächlich physiologische Reaktionen einzelner Tiere wissenschaftlich untersucht wurden, weniger die Wirkungen auf Populations- oder Gemeinschaftsebene.

Die von uns durchgeführte Metaanalyse (Kapitel 1) zur Gewässerfreizeit zeigte übereinstimmend, dass sich auch die Literatur über ökologische Auswirkungen von

wasserbasierten Freizeitaktivitäten vor allem auf Störeffekte auf individueller Ebene (vor allem bei der Avifauna) konzentriert hat. Es konnte kein allgemeines Muster identifiziert werden, ob die Auswirkungen der Gewässerfreizeit von individueller Ebene zu höheren Ebenen biologischer Organisation zunehmen oder abnehmen. Freizeitbeeinträchtigungen bei Vögeln waren zwar auf individueller Ebene am stärksten ausgeprägt und auf Artgemeinschaftsebene am schwächsten, aber das galt nicht für alle Freizeitformen und war speziell beim Angeln nichtsignifikant. Auch die Gradientenstudie in Kapitel 3 zeigte keine Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf die Vielfalt der Wasservögel, und Kapitel 2 zeigte, dass Angelseen die gleiche Artenvielfalt bei Vögeln bieten wie Seen ohne anglerische Nutzung. Die Bewirtschaftungsstudie in Kapitel 2 identifizierte dementsprechend keinerlei Auswirkungen der Bewirtschaftung durch Angler auf die Biodiversitätsindikatoren mehrerer Organismengruppen. Trittschäden von Freizeitaktivitäten waren jedoch auf Gemeinschafts- und Ökosystemebene sowohl in der Metaanalyse, als auch in der Gradienten- und der Schutzzonenstudie ersichtlich. Jede Form von Freizeitaktivität kann ökologische Auswirkungen auf verschiedenen Ebenen biologischer Organisation haben, wie in der Metaanalyse gezeigt. Die ökologische und vor allem naturschutzfachliche Relevanz der oft berichteten Verhaltensreaktionen von Individuen ist allerdings zu hinterfragen, da in der Regel eine hohe Kompensationsfähigkeit für einzelne Fluchtversuche besteht und nicht zwangsläufig Populationseffekte entstehen. Häufige und vor allem wiederkehrende Störungen können allerdings die Kompensationsmöglichkeiten einer Population übersteigen, z.B. aufgrund von Fitnesskonsequenzen. Auch Kettenreaktionen aufgrund von Veränderungen in Nahrungsgründen sind theoretisch möglich (Frid & Dill, 2002; McDue et al., 2021), aber weitere Studien auf höheren Ebenen biologischer Organisation mit hoher Studiengüte (im Maßstab ganzer Gewässer unter Berücksichtigung von Störfaktoren, vorzugsweise im BACI-Design) sind erforderlich, um diese potenziellen Auswirkungen zu bestätigen (Tabelle).



Abbildung 33: Wasserbasierte Freizeitaktivitäten können auf verschiedenen Ebenen biologischer Organisation Auswirkungen haben. Im Falle von Wasservögeln sind die Auswirkungen auf individueller Ebene am ausgeprägtesten und auf Artgemeinschaftsebene nicht signifikant, während Auswirkungen auf höheren Ebenen (wie Populations- und Artgemeinschaftsebene) ökologisch relevanter sind als Auswirkungen auf individueller Ebene.

Ökologische Auswirkungen der Süßwassererholung auf einzelne taxonomische Gruppen

Allgemein gelten Vögel und Säugetiere als besonders störungsempfindliche Organismengruppen, die sensibel auf Freizeitdruck reagieren (Dertien et al., 2021). Insbesondere Brutvögel und Tiere in der Brutzeit oder anderen sensiblen Phasen (Fortpflanzung, Aufzucht, Überwinterung, Mauser und Zugzeiten) werden durch menschliche Störungen nachweislich beeinflusst (Lafferty, 2001), z. B. weil die Anwesenheit von Menschen

von der Tierwelt als Raubtiergefahr wahrgenommen werden kann (Frid & Dill, 2002). In diesen sensiblen Perioden sind die Tiere vorübergehend weniger mobil, z. B. weil sie das Nest oder ihren Nachwuchs wärmen und schützen müssen; während der Zugzeiten und im Winter haben sie weniger Ressourcen, und Fluchtreaktionen könnten sie zu viel Energie kosten. Vögel während der Mauser können vorübergehend die Fähigkeit zum Fliegen verlieren und sind dann besonders anfällig. Fluchtreaktionen während der Brutzeit können zu geringerem Fortpflanzungserfolg bei Haubentauchern (*Podiceps cristatus*) führen (Keller, 1989). Störungen durch Boote und Fußgänger bei überwinternden Weißkopfseeadlern (*Haliaeetus leucocephalus*) verringerten die Nahrungsaufnahme (Stalmaster & Kaiser, 1998).

Fluchtreaktionen von Tieren aufgrund von Freizeitstörungen wurden für Vögel (z.B. Keller, 1989; Stalmaster & Kaiser, 1998), Säugetiere (Barocas et al., 2022), Reptilien (Moore & Seigel, 2006; Selman et al., 2013), Amphibien (Rodríguez-Prieto & Fernández-Juricic, 2005) und Fische (Jacobsen et al., 2014) untersucht. Diese Verhaltensreaktionen sind jedoch stark kontextabhängig und können aufgrund von Gewöhnungseffekten nur temporär auftreten (Barocas et al., 2022; Bateman & Fleming, 2017; Bessa et al., 2017; Keller, 1989). Individuen innerhalb der selben Art, beispielsweise des Haubentauchers, zeigten z. B. eine größere Fluchtdistanz gegenüber Forschern in einem Boot an einem See ohne üblichen Bootsbetrieb im Vergleich zu Seen mit häufigem Bootsbetrieb (Keller, 1989). Einige Vögel griffen die Forscher sogar an, als sie versuchten, den Vogel aus seinem Nest zu entfernen, um die Eier zu zählen und den Fortpflanzungserfolg zu messen. Anhand von Fluchtdistanzen (FIDs) wird oft versucht, die Störungsempfindlichkeit von Vögeln und anderen Tieren zu bestimmen (Bötsch et al., 2018; Mayer et al., 2019; Tablado & Jenni, 2017), obwohl diese Verhaltensmaße möglicherweise keine Auswirkungen auf höhere Ebenen biologischer Organisation haben (Bateman & Fleming, 2017; Buckley, 2013; Stock et al., 1994). Während Vögel als hochmobile Organismen Fluchtreaktionen zeigen, um schädliche Auswirkungen durch wasserbasierte Erholung zu vermeiden, sind weniger mobile oder sesshafte Organismen nicht in der Lage, den Bereich der Auswirkung zu meiden, und könnten daher stärker unter Freizeitdruck leiden (Abbildung 34; Eckrich & Holmquist, 2000).

In der Meta-Analyse in Kapitel 1 wurden die stärksten negativen Auswirkungen bei Wirbellosen (weniger mobile Taxagruppe) und Pflanzen (sessile Taxagruppe) beobachtet, während die Auswirkungen auf Vögel vergleichsweise gering ausfielen. In den empirischen Studien (Bewirtschaftungs-, Gradienten- und Schutzzonenstudie in Kapitel 2-4) fanden wir keinerlei signifikante Freizeiteffekte auf Wasservögel, jedoch auf Singvögel (in der Gradienten- und der Schutzzonenstudie). In der Gradientenstudie wurde die Vielfalt der Singvögel durch die Dichte von Hunden (in Begleitung von Menschen), aber nicht durch Menschen allein (z. B. Angler ohne Hund) beeinflusst. In der Schutzzonenstudie stieg mit Anstiegen im Umfang der geschützten Uferzonen der Anteil der Vögel an der Singvogelgemeinschaft mit steigenden Fluchtdistanzen. Trotz der potenziell hohen Mobilität von Singvögeln aufgrund ihrer Flugfähigkeit könnte die tatsächliche Mobilität aufgrund hoher Territorialität zur Brutzeit (Searcy & Beecher, 2009) eingeschränkt sein. Diese hohe Territorialität kann dazu führen, dass ein Gebiet schon aufgrund mäßiger Störungen während der Revierbildung im Frühling komplett gemieden wird (Bötsch et al., 2017). Dies kann erklären, warum wir einen positiven Effekt der von Anglern selbstmotiviert eingerichteten Schonzonen auf die Vogelgemeinschaft und die Präsenz störungssensibler Arten nachweisen konnten. Allgemein sind Singvögel aber mobil und entscheiden, Gebiete mit starkem Freizeitaufkommen zu meiden, während weniger mobile oder sogar sesshafte Organismen einen Bereich nicht verlassen können (Eckrich & Holmquist, 2000). Das kann erklären, warum wir in unseren Studien die stärksten negativen

Freizeiteffekte bei Wirbellosen und Pflanzen nachweisen konnten, z. B. aufgrund von Trittschäden und Wellenschlag (Abbildung). Es werden unbedingt mehr Studien zu unterrepräsentierten Artengruppen wie Süßwassersäugetieren, Reptilien und Amphibien benötigt (Tabelle 14).

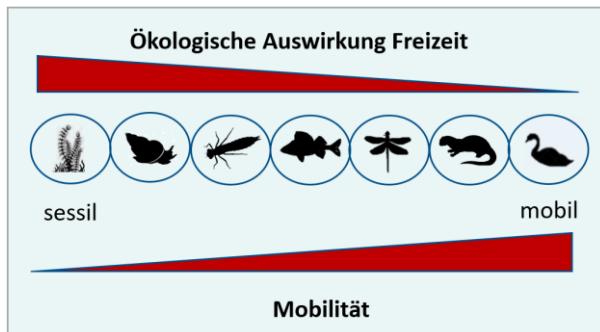


Abbildung 34: Mobile Organismen können den nachteiligen Auswirkungen von Wassererholungsaktivitäten entkommen, indem sie den Bereich meiden. Weniger mobile oder sessile Organismen können sich nicht aus dem betroffenen Bereich entfernen und sind häufig stärkeren Auswirkungen durch die Freizeitnutzung ausgesetzt.

Einfluss von Freizeitnutzung von Gewässern im Vergleich zu Umweltfaktoren

Um die Auswirkungen der Freizeitnutzung von Gewässern auf die Umwelt und die Biodiversität zu untersuchen, müssen etwaige Auswirkungen sonstiger anthropogener Veränderungen kontrolliert werden, die sich ebenfalls auf die Natur und Umwelt auswirken (Norris et al., 2012). Viele ökologische Studien berichteten, dass Landnutzung, Lebensraumqualität oder -verfügbarkeit und andere Umweltbedingungen die Tiergemeinschaften entscheidend formen (Birk et al., 2020; Kail et al., 2023; Sun et al., 2022; Timm & Möls, 2012; Xiong et al., 2023). Auch die oft untersuchten Fluchtreaktionen der Vögelpopulationen hängen von mehreren Umweltfaktoren ab (Mayer et al., 2019; Tablado & Jenni, 2017). Darüber hinaus gibt es in der Regel eine kombinierte Wirkung mehrerer Stressoren auf die Biodiversität und auf Ökosystemfunktionen (Eastwood et al., 2023; Pirotta et al., 2022). Das bedeutet einerseits, dass Freizeiteinflüsse zusätzlich zu anderen bestehenden Belastungen auf die Tier- und Pflanzenwelt wirken. Andererseits kann die durch andere anthropogene Einflüsse als Freizeit verursachte Habitatverschlechterung die Auswirkungen von Freizeitaktivitäten in Wechselwirkung verschärfen. Beispielsweise könnten in Ökosystemen mit hoher Habitatqualität viele Freizeitaktivitäten harmlos sein, aufgrund von ausreichend Schutz und Deckung durch strukturreiche und hohe Vegetation und daher geringer wahrgenommenem Risiko (Frid & Dill, 2002; Mayer et al., 2019; Møller, 2008; Tablado & Jenni, 2017). Das gleiche Freizeitaufkommen in Gewässern mit degradierten und vereinfachten Habitaten könnte hingegen negativ wirken. Aufgrund derartiger Zusammenhänge erzeugen einfache Studiendesigns in der Ökologie ungenaue Schätzungen der Biodiversitätsreaktionen (Christie et al., 2019). Der Fokus auf einem einzigen Aspekt an einer geringen Anzahl von Gewässern ohne Berücksichtigung von Störfaktoren in Beobachtungsstudien (z. B. Erlinger, 1981; Reichholf, 1988) kann also zu falschen oder übertriebenen Ergebnissen und Interpretationen über die ökologischen Auswirkungen der Wasserrekreationsaktivitäten führen.

Vorherige Studien in der Freizeitökologie aquatischer Systeme fanden in der Regel nur an einem oder zwei Gewässern statt, hatten geringe Stichprobengrößen, keine Kontrollen und berücksichtigten Umwelteinflüsse nicht. Daher waren die meisten in die Metaanalyse einbezogenen Studien von geringer Studiengüte, es konnte keine einzige Studie von hoher Studiengüte identifiziert werden (Kapitel 1). Studien mit geringerer Studiengüte neigten auch zu stärkeren negativen Effekten als Studien mittlerer Studiengüte, was auf eine Publikationsverzerrung hinweist, die zur Überberichterstattung von Störwirkungen der Gewässerfreizeit beiträgt (Bateman & Fleming, 2017). Unsere Ergebnisse zeigen eindeutig, dass Umwelteffekte jenseits der Gewässerfreizeit die Biodiversität an Baggerseen stärker beeinflussen als die Freizeitintensität. In der empirischen Gradientenstudie hatten Freizeitnutzungen von Gewässern z. B. tendenziell geringere Auswirkungen auf die Biodiversität im Vergleich zu anderen Umweltfaktoren. Insbesondere die Seemorphologie und der Trophiegrad wurden als stärker mit Veränderungen der Biodiversität von Süßgewässern assoziiert als die Art und die Intensität von Freizeitaktivitäten. Auch in der Bewirtschaftungsstudie hatten nicht mit der Fischerei zusammenhängende Umweltvariablen stärkere Auswirkungen auf das lokale Vorkommen verschiedener Arten als die Bewirtschaftung durch die Angelfischerei oder das Vorhandensein von Angler:innen an den Gewässern. Gewässer, die für Freizeitzwecke bewirtschaftet oder sogar geschaffen wurden, können auch einen geeigneten Lebensraum für die Tierwelt bieten und dadurch die Biodiversität fördern (Chovanec, 2023), wie das beispielsweise bei den Fischen in niedersächsischen Baggerseen nachweisbar war (Matern et al. 2019, 2022). Lebensraumdegradation, Fragmentierung und Zerstörung sind die Hauptbedrohungen der Süßwasserbiodiversität (Dudgeon, 2019; Reid et al., 2019), während menschliche Störungen von im Vergleich geringerer und häufig fehlender Relevanz sind (Caro et al., 2022). Das bedeutet, dass es durch die Reduzierung anderer anthropogener Einflüsse möglicherweise einfacher möglich ist, Süßwasserökosysteme und Ökosystemdienstleistungen, einschließlich der Erholung, gleichzeitig zu fördern (Dudgeon, 2019; Oberdorff, 2022; O'Higgins et al., 2020) als zu versuchen, über Verbote des Gewässerzugangs ähnliche Wirkungen zu entfalten. Von einer auf einzelne Freizeitformen ausgerichtete Gewässerregulierung ist in jedem Falle abzuraten, da die Effekte auf den Naturschutz gering sein dürften.

Die Evidenzbasis zu den ökologischen Auswirkungen der Gewässerfreizeit und deren Auswirkungen auf den Naturschutz muss trotz der nun vorliegenden Ergebnisse durch robuste experimentelle Studiendesigns bestätigt werden. Die beste Methode zur Untersuchung von Auswirkungen auf die Umwelt bleibt das "Vorher-Nachher-Kontroll-Impact" (BACI)-Design mit mehreren Probenahmeeinheiten im Maßstab von ganzen Gewässern, das als Experiment mit zufälliger Zuteilung des Freizeiteinflusses gestaltet ist und bei der Analyse Störfaktoren sowie zeitliche Fluktuationen berücksichtigt (Christie et al., 2019; Norris et al., 2012). Solche Studien existieren bisher in der Freizeitökologie von Süßgewässern nicht (Tabelle 13), wahrscheinlich weil es nicht einfach ist, die Anzahl der Freizeitgruppen experimentell und zufällig einzelnen Gewässern zuzuweisen und alle anderen Freizeitnutzungen auszuschließen, insbesondere im Maßstab ganzer Gewässer. Will man aber im Sinne Ursache-Wirkung verstehen, wie Freizeitnutzung auf Gewässer und Biodiversität wirkt, kommt man um Ganzgewässerexperimente nicht umhin.

Tabelle 14: Sammlung von Studien zu den Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Süßwasserökosysteme mit entweder interessanten Ergebnissen oder Studiendesigns von vielversprechender Studienvalidität (BACI-Design, Ganzsee-Maßstab mit mehreren Seen, experimentelle Ansätze oder Berücksichtigung von Störfaktoren).

Studie	Organismen-gruppe	Freizeit-aktivität	Einfluss	Ebene	Kommentar/Besonderheiten
Found et al. (2008)	Vögel	Angeln	Bewirtschaftung	Artgemeinschaft	fischfressende Vögel bevorzugen Seen mit Anglern
Franson et al. (2003)	Vögel	Angeln	Vergiftung, Verletzung, Bleigewichte, Köder	Individuum	Hohe Stichprobe zeigt Bleivergiftung an 1.2 - 9.1 % der Individuen mit verschluckten Bleigewichten und Angelködern
Sears (1988)	Vögel	Angeln	Vergiftung	Individuum	Mehr Bleivergiftung in beangelten Baggerseen als in unbeangelten
Matern et al. (2019)	Fische	Angeln	Bewirtschaftung	Artgemeinschaft	Höhere Artenvielfalt in anglerisch bewirtschafteten Baggerseen
Wood et al. (2001)	Invertebraten	Angeln	Bewirtschaftung	Artgemeinschaft	Kontrollen höhere Vielfalt von Makroinvertebraten im Vergleich zu bewirtschafteten Teichen, dafür höheres Risiko für Trockenlegung
O'Tool et al. (2009)	Pflanzen und andere	Angeln	Trittschäden, Vermüllung	multiple	Ufer- und Unterwasservegetation negative vom Zugang betroffen
Jacobs und MacIsaac (2007)	Zooplankton	Angeln	Verbreitung	Artgemeinschaft	experimentelles Bewachsen von Angelschnur mit Zooplankton, Verbreitung über Gewässer möglich
Bright et al. (2003)	Vögel	Bootfahren	Anwesenheit	Individuum	Verhalten vor und nach Störung durch Boot in Zone mit hoher und niedriger Bootsnutzung (BACI)
Asplund und Cook (1997)	Pflanzen	Bootfahren	Verletzung, (Motor)	multiple	Erhöhte Pflanzenbiomasse, -deckung, -höhe in experimentellem Bereich ohne Bootfahren
Vermaat und Debruyne (1993)	Pflanzen	Bootfahren	Wellen	Individuum	Wellen beeinflussen Pflanzenwachstum negativ bei in-situ Experiment (BACI)
Ailstock et al. (2002)	Wasser	Bootfahren	Sediment-aufwirbelung	Ökosystem	Flachwasserzonen besonders sensiv
Yousef et al. (1980)	Wasser	Bootfahren	Sediment-aufwirbelung	Ökosystem	experimentelles Aufwirbeln erhöht Phosphorgehalt und Algenkonzentration (BACI)
Stasko et al. (2012)	Zooplankton	Bootfahren	Verbreitung	Artgemeinschaft	Verbreitung von Zooplankton durch Kanus verifiziert; jedoch beeinflussen Umweltvariablen Artzusammensetzung von Seen deutlich stärker
Bacela-Spychalska (2013)	Invertebraten	Bootfahren, tauchen	Verbreitung invasiver Arten	Artgemeinschaft	Transport von invasivem Flohkrebs durch Boote und Tauchausstattung
Jacobsen et al. (2014)	Fische	Bootfahren, Angeln	Anwesenheit, Lärm	Individuum	experimentelle Störung; kein Unterschied zwischen Booten mit und ohne Angeln
Barocas et al. (2022)	Säugetiere	Bootfahren, Fischen, tourism	Anwesenheit	Individuum	Verhalten von Ottern gegenüber Menschen/Booten in multiplen Seen mit und ohne Fischen und Tourismus

Randler (2006)	Vögel	mit Hund spazieren	Individuum	experimentelles Hundebellen via Lautsprecher erhöht Wachsamkeit von Blesshühnern	
Ryan (2018)	Vögel	Fischen und Vermüllung andere	Individuum	Angelschnur eine der häufigsten Ursachen für verhedderte Vögel bezüglich Plastikvermüllung	
Lozano und Malo (2013)	Vögel	Menschendichte, Bootfahren	Fischen, Population, Artgemeinschaft	Störfaktoren berücksichtigt, Menschendichte reduziert Vogelvielfalt und Abundanz einiger Arten	
Keller (1989)	Vögel	multiple	Forschende auf Boot	Individuum, Population	Kompensation durch mehrere Bruten im Jahr
Spyra und Strzelec (2019)	Invertebraten und Pflanzen	multiple	multiple	multiple	Skala ganze Gewässer; Pflanzendeckung und Vorkommen von Invertebraten reduziert in Teichen mit Freizeitnutzung
Wegner et al. (2023)	Pflanzen	Paddelboot fahren	Verletzung, (Paddel)	Individuum, Artgemeinschaft	Kritische Einflüsse bereits bei moderater Kanut Nutzung
Acuña et al. (2023)	Bakterien	schwimmen	Wasserqualität, Sonnencreme	Artgemeinschaft	Veränderung der Artenvielfalt besonders stark von keiner zu wenig Nutzung
Brauns et al. (2007)	Invertebraten	Schwimmen	angelegter Strand	Population, Artgemeinschaft	Veränderte Artzusammensetzung und reduzierte Artenvielfalt, wegen verringriger struktureller Habitatkomplexität
Poiger et al. (2004)	Wasser	Schwimmen	Verschmutzung/ Vergiftung	Ökosystem	Vorkommen von UV-Filterverbindungen in mehreren Seen vor, während und nach der Badesaison (auf Seenebene)
Meyer et al. (2023)	Pflanzen	Schwimmen, Ufernutzung	Trittschäden	Artgemeinschaft	Artzusammensetzung und Vegetationsbedeckung unterschieden sich zwischen Bade- und Kontrollstandorten, korrelierten jedoch nicht mit den Besucherzahlen
Rodríguez-Prieto und Fernández-Juricic (2005)	Amphibien	Spazieren	Anwesenheit	Individuum, Population	verringerte Häufigkeit in Nähe von Erholungsgebieten; experimentelle Störungen verringerten die Nutzung des Uferbereichs.
Guillemain et al. (2008)	Vögel	Spazieren	Anwesenheit	Individuum	Gewässer mit mehr Touristen boten ähnlich viele Vögel; am stärksten gestörtes Gewässer höchste Dichte an Wasservögeln.
Hardiman und Burgin (2011)	Invertebraten	Spazieren	Trittschäden	Artgemeinschaft	experimentelles Canyoning (Waten im Bach) verändert Artenzusammensetzung mit rascher Erholung; Abundanz jedoch reduziert, ohne vollständige Erholung
Bowles und Maun (1982)	Pflanzen	Spazieren	Trittschäden	multiple	experimentelle Trittschäden verursachen langfristige Auswirkungen auf Vegetation (BACI)
Andrés-Abellán et al. (2005)	Pflanzen und Boden	Spazieren	Trittschäden	Artgemeinschaft, Ökosystem	observationale und experimentelle Trittschäden

Fernández-Juricic et al (2007)	Vögel Spazieren und Kanufahren	Anwesenheit Individuum	experimentelle Störungen durch Fußgänger und Kanufahrer während der Brutzeit verursachen Verhaltensänderungen
--------------------------------	-----------------------------------	---------------------------	---

Umgang mit wissenschaftlichem Wissen durch Verwaltungsbehörden

Im Naturschutz- und Fischereimanagement geht es darum, aus einer breiten Palette von Optionen die geeigneten Maßnahmen vor dem Hintergrund operationaler Ziele und nach Abwägungen von Konsequenzen unterschiedlicher Maßnahmen, die häufig miteinander im Zielkonflikt stehen, auszuwählen. Das ist eine hochkomplexe Aufgabe. Damit Naturschutz wirksam ist, müssen die Entscheidungsträger wissen, welche Maßnahmen funktionieren und welche nicht und diese im Sinne einer Güterabwägung zwischen Schutzzweck und negativen Wirkungen auf den Menschen fachlich und sozial abwägen. Die Ansprüche an die Begründung von Naturschutzmaßnahmen, insbesondere Einschränkungen der Gewässerfreizeit und hier vor allem des Angelns, sind besonders hoch, da auf allen Binnengewässern ein Fischereirecht liegt, das nur unter ganz bestimmten Bedingungen eingeschränkt werden kann und weil die Naherholung eine wichtige Ökosystemleistung darstellt, die von vielen Menschen nachgefragt wird. Idealerweise sollten alle Naturschutzentscheidungen im Sinne gewählter Maßnahmen auf ihrer ökologischen Wirksamkeit bei geringen oder fehlenden sozialen Kosten für das Wohlergehen des Menschen beruhen. Solche Maßnahmen sind im Idealfall durch praxisnahe wissenschaftliche Experimente oder aber eine systematische Synthese des Kenntnisstands evidenzbasiert, damit Maßnahmen nicht willkürlich erscheinen.

Pullin et al. (2004) gehört zu einer kleinen Zahl wissenschaftlicher Studien, die systematisch untersucht hat, wie Behördenvertreter mit wissenschaftlichen Kenntnissen im Naturschutz in Großbritannien umgehen. Pullin et al. (2004) deuten darauf hin, dass die meisten Naturschutzmaßnahmen nach wie vor auf Erfahrungswissen beruhen und sich in hohem Maße auf traditionelle Bewirtschaftungspraktiken stützen, da viele Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht wissenschaftlich evaluiert worden sind oder wissenschaftliche Erkenntnisse zwar vorhanden, aber nicht ohne weiteres in geeigneter Form den Verwaltungsabläufen zugänglich sind. Unsere Dokumentenanalyse in Kapitel 5 deutet ebenfalls an, dass viele Entscheidungen bei der Ausweisung von NSG oder zur Nachnutzung in Planfeststellungsverfahren bei Nassgrabungen ohne Rückgriff auf lokale wissenschaftliche Studien oder grosse Literatursynthesen beruhen. Statt dessen werden die meisten Einschränkungen der Angelfischerei und anderer Freizeitnutzungen rein formal über Gesetzesnormenbezüge begründet, ohne Bezug auf wissenschaftliche Quellen oder Studien. Das deutet an, dass die Kenntnislage zu störungsökologischen Wirkung von Gewässerfreizeitaktivitäten entweder nicht vorhanden oder nicht zugänglich ist oder dass man sich bei behördlichen Entscheidungen viel mehr auf pauschale Urteile, Gutachtermeinungen oder öffentlich verfügbare Planungsgrundlagen zum Freizeitmanagement an Gewässern (z.B. DVWK 1992, DWK 2014) verlässt, die ihrerseits relativ sparsam mit wissenschaftlicher Evidenz umgehen oder isolierte Studien, z. B. zur Störwirkung des Angelns, ungerechtfertigterweise pauschalisieren (z. B. ATV-DVWK 2001). Walsh et al. (2019) zeigten die Hindernisse auf, die die Nutzung wissenschaftlicher Erkenntnisse im Naturschutz beschränken. Diese standen im Zusammenhang mit den alltäglichen Entscheidungsprozessen unter Zeitdruck, den jeweiligen behördlichen Strukturen und Ablaufprozessen sowie Ressourcenbeschränkungen von Naturschutzorganisationen. Die wichtigsten Merkmale, die die Nutzung wissenschaftlicher

Erkenntnisse bei Naturschutzenscheidungen erleichterten, standen im Zusammenhang mit der Struktur, den Entscheidungsfindungsprozessen und der Kultur einer Organisation sowie mit den individuellen Einstellungen der Behördenvertreter und den Beziehungen zwischen Wissenschaftlern und den Behörden. Dies zeigt, dass die Nutzung wissenschaftlicher Erkenntnisse in Behördenvorgängen nicht nur von deren Verfügbarkeit abhängt, sondern auch von der Art und Weise, wie Behörden oder verantwortliche Einzelpersonen arbeiten und wie Prozesse strukturiert werden.

Die behördliche Praxis zum Umgang mit Gewässerfreizeit sollte sich internationalen Empfehlungen zufolge auf die in der Medizin übliche evidenzbasierte Entscheidungspraxis umorientieren (Sutherland et al. 2004), die Entscheidungen vor allem dann trifft, wenn überzeugende lokale Evidenz über kontrollierte Studien vorliegt oder aber sehr gute Belege über systematische Literaturzusammenfassungen (Meta-Analysen) verfügbar sind. Solche Studien liegen z. B. über Schafft et al. (2021) nun für die Gewässerfreizeit in Deutschland vor und müssen Behörden zugänglich gemacht werden, da die englische Sprachbarriere dazu führen kann, dass die entsprechenden Studien nicht oder fehlerhaft wahrgenommen werden. Aus diesem Grunde wurde im STÖRBAGGER Projekt auch Sorge dafür getragen, die wesentlichen Erkenntnisse auch auf Deutsch zu veröffentlichen und so der Behördenpraxis zugänglich zu machen (Schafft et al. 2024). Es wird die Hoffnung geäußert, dass die nun vorliegenden Erkenntnisse auch in planerische Grundlagenwerke, wie die Merkblätter des DVWK oder DWK (z. B. DWK 2014) Eingang finden und pauschale Urteile ersetzen. Außerdem wird angeregt, dass die behördliche Verwaltungspraxis sich internationalen Syntheseerkenntnissen öffnet und die Qualität der wissenschaftlichen Evidenz als wesentliche Entscheidungsbegründung verwendet wird. Das verlangt eine kritische Auseinandersetzung mit der Güte verschiedener deutschsprachiger lokaler Studien, die nicht immer den Ansprüchen an Wissenschaftlichkeit genügen. Schließlich verlangt evidenzbasierte Entscheidung auch eine Eingrenzung und klare Bewertung der Erheblichkeitsschwelle, ab der Einflüsse der Freizeit als regulierungsrelevant erachtet werden. Die rein theoretische Möglichkeit einer Störwirkung reicht aus Sicht der Autorinnen hier nicht aus.

Schlussfolgerung für die Bewirtschaftung und das Management

Abschließend werden Managementoptionen zur Minderung der Auswirkungen von wasserbasierten Freizeitbeschäftigungen, vor allem der Angelfischerei, erörtert. Obwohl die oben berichteten Ergebnisse über die ökologischen Auswirkungen von wasserbasierter Freizeitgestaltung zeigen, dass andere anthropogene Einflüsse (z. B. Eutrophierung, Habitatveränderung) häufig relevanter sind als die Störwirkungen durch Gewässerfreizeit, kann die Freizeit als zusätzlicher Einfluss mit Naturschutzz Zielen in Einklang gebracht werden, um potenzielle Auswirkungen durch die Freizeitnutzung weiter zu reduzieren oder zu verhindern. Aus sozialer Sicht sollten Eingriffe in die Freizeitnutzung erst erfolgen, wenn mögliche Störwirkung in einer Einzelfallbetrachtung als „erheblich“ eingeschätzt werden und sich auf geschützte Populationen, Gemeinschaften oder Habitattypen auswirken. Es sollte wenn möglich keine pauschale oder rein theoretische Bewertung erfolgen, da diese Vorgehensweisen unbegründet und damit für die Bevölkerung oder Fischereirechtsinhaber nicht nachvollziehbar sind und zu Konflikten führen. Stattdessen sollten erhebliche störende Einflüsse entweder im Kontext der lokalen Bedingungen nachweisbar sein oder an vergleichbaren Gewässerbedingungen bei vergleichbarer Nutzerzusammensetzung und -dichte messbare Effekte gezeigt haben. Erst dann sollte regulativ eingegriffen werden, da jede

Form der Regulierung des Freizeiterlebens und des Freizeitzugangs z. B. für Angler oder Schwimmer hohe soziale Kosten für den Menschen hat und beim Fischereirecht in ein privates Nutzungsrecht eingreift. Von einer pauschalen Einschätzung ist aufgrund der erheblichen Kontexteffekte (Gewässerbedingungen, Habitatqualität, Verhalten von Freizeitnutzern, lokale Artgemeinschaft) abzuraten. Leider vermag vorliegende Studie keine Schwellenwerte oder Freizeitkapazitäten einer gewässerverträglichen Gewässernutzung nach Freizeitform abzuleiten, weil die Studienlage ungenügend ist und experimentelle Störstudien mit Gradienten der Nutzerdichte fehlen. Außerdem verbieten die bereits angesprochenen starken Kontexteffekte die Ableitung konkreter Schwellenwerte akzeptabler Nutzermengen oder -arten je Gewässerfläche. Diese müssen im Einzelfall fachlich bewertet und eingeschätzt werden.

Sollte eine erhebliche Einflussnahme auf die Biodiversität oder sensible Habitate stattfinden oder drohen, ist über Managementmaßnahmen nachzudenken, die für die Gewässerfreizeit als Ganzes und nicht nur isoliert auf einzelne Freizeitformen abzielen. Eine zentrale Maßnahme für das Biodiversitätsmanagement in Gewässern zur Minderung der Auswirkungen von Freizeitaktivitäten ist die Besucherlenkung (Leung et al., 2018; Manning et al., 2017). Diese kann entweder direkt über Verbote oder indirekt über sanfte Lenkungen (z. B. Zuwegung, Beschilderung) erfolgen, wie in Abbildung dargestellt (Leung et al., 2018; Manning et al., 2017). Direkte Maßnahmen regulieren das Verhalten per Ge- und Verbot, während indirekte Maßnahmen das Verhalten der Besucher sanft beeinflussen oder modifizieren (Manning et al., 2017; Reddy et al., 2017). Indirekte Maßnahmen sind wegen der geringeren sozialen Kosten und der erhöhten Akzeptanz durch Gewässernutzende zu bevorzugen. DWA (2014) kategorisiert Maßnahmen der Besucherlenkung noch differenzierter in landschaftsplanerische Vorleistungen (Gebietsentwicklungskonzeption/Zonierung sowie Infrastrukturausbau), Maßnahmen positiver Lenkung bzw. Appell- und Konventionsstrategien (direkte Lenkungsmaßnahmen, Komfort- und Verhaltensangebote, Kommunikation) sowie Zwangsmaßnahmen bzw. Normenstrategie über Ge- und Verbote und gesetzlich verfügte Beschränkungen. Wann immer möglich und sinnvoll, ist indirekten, sanften Verfahren Vorzug zu geben, da diese Maßnahmen konfliktärmer sind.

Direkte Maßnahmen umfassen Verbote und Beschränkungen der Freizeitnutzung, z. B. über nicht begehbarer Schon- Ruhe-, oder Schutzgebiete oder andere Zugangsbeschränkungen in Raum und Zeit (z. B. Verbot des Angelns während der Brut- und Setzzeit). Der Einhaltung der Regeln muss kontrolliert und überwacht werden, damit es nicht zu systematischen Regelbrüchen kommt. Hier spielen lokale Angelvereine eine entscheidende Rolle, die sich häufig selbstmotiviert um ihre Gewässer kümmern und als Wächter für Regeleinhaltungen z. B. bei Ruhezonen wirken. Die individuelle Entscheidungsfreiheit wird bei Verbote eingeschränkt ist, was bei mangelnder Nachvollziehbarkeit und Transparenz der Entscheidung schnell zu Unzufriedenheit und Widerstand führen kann (Mason, 2005; Stoll-Kleemann, 2001; Von Ruschkowski & Mayer, 2011). Daher sollten direkte Maßnahmen eher von oder gemeinsam mit lokalen Interessengruppen in Beteiligungsverfahren definiert werden (Hoppenreis et al., 2023), anstatt von oben bürokratisch erlassen zu werden, um Widerstand und Konflikte mit Interessengruppen zu reduzieren (Abbildung 34). Dies ist insbesondere dann wichtig, wenn Menschen zur Erholung von lokalen Gewässern abhängig sind, was in gewässerarmen Landschaften schnell der Fall ist (Hoppenreis et al., 2023). Das Einbinden der Interessengruppen in jede Form von Managemententscheidung erhöht entscheidend die Akzeptanz und damit auch die Einhaltung der Vorschriften (Von Ruschkowski & Mayer, 2011) (Von Ruschkowski und Mayer, 2011). Darüber hinaus können Naturschutzmaßnahmen

effektiver sein, wenn das lokale traditionelle Wissen der Interessengruppen bei der Maßnahmenplanung von Anfang an berücksichtigt wird (Hoppenreijis et al., 2023; Löki et al., 2023; Mason, 2005; Shephard et al., 2023). Das gilt im Besonderen auch für Angelvereine mit Fischereirechten und entsprechenden ökologischen Verständnis.

Um Widerstand gegen Maßnahmen des Naturschutzes zu vermeiden, sollten indirekte Maßnahmen gegenüber direkten Maßnahmen priorisiert werden (Mason, 2005). Indirekte Maßnahmen sind beispielsweise die Erhöhung oder Verringerung der Zugänglichkeit und Umweltbildung (Manning et al., 2017) oder das Anstoßen des gewünschten Verhaltens ohne formale Einschränkungen über Anreize („nudging“) (Reddy et al., 2017). Die Aufklärung von Freizeitnutzern von Gewässern über grundlegende Konzepte der (Freizeit-)Ökologie kann dazu führen, dass Gewässerbesucher zugewiesene Wege oder Angelstellen nicht verlassen, Hunde anleinen und allgemein Störungen der Tierwelt vermeiden (Kleiner & Hunziker, 2023; Manning et al., 2017; Mason, 2005). Kampagnen zur Aufklärung von Freizeitbesuchern, insbesondere wenn Ausrüstung gemietet oder gekauft werden muss, um die Aktivität durchzuführen, wie dies beispielsweise beim Stand-Up-Paddeln der Fall ist, können sehr vielversprechend sein, um das Verhalten von Freizeitbesuchern zu ändern und Störungen zu reduzieren, da die Informationen vor Ort und zu Beginn des Freizeiterlebnisses bereitgestellt werden können (Kleiner & Hunziker, 2023). Einige Aktivitäten wie das Angeln beinhalten per Gesetz die Umweltbildung über die Anglerprüfung (Löki et al., 2023), aber auch hier kann sanft über neue Erkenntnisse zu stressenden Wirkungen des Angelns, der Wirkung von abgerissen Angelschnüren etc. aufgeklärt werden, ohne belehrend zu wirken. Die wenigsten Menschen haben ein Interesse daran, die Natur über Maß zu stören und sind daher für konstruktive, nicht belehrende Informationen dankbar, wie sie über eigene Verhaltensänderungen zu einem verbesserten Miteinander von Natur und Mensch beitragen können.

Die Zunahme der Zugänglichkeit durch Straßen, Wege, Parkplätze und die Verfügbarkeit von Infrastruktur für bestimmte Freizeitaktivitäten, wie Wasserskianlagen, Anlegestellen für Bootfahren und Angeln, Verpflegung, Getränke und Toilettenanlagen, kann Besucher anziehen und damit die Freizeitaktivitäten an gewünschten Orten konzentrieren und den Freizeitdruck an anderen Orten in der Landschaft verringern (Holman & Bennett, 1973; Manning et al., 2017). Das gleiche gilt für die Schaffung von Angelstellen, die strategisch in Zonierungskonzepten geplant werden können, oder die Bereitstellung oder Einschränkung bestimmter Angelarten (wie Bootsangeln). Die Zugänglichkeit zu einem Gewässer kann einerseits durch das Nicht-Bereitstellen von Infrastruktur und andererseits durch die Schaffung von Barrieren des Gewässerzugangs, wie dornigen Buschgürtel, Hecken aus Vegetation oder mit Totholz angelegten Barrieren (Benjes-Hecken), Schutzwänden oder anderen Barrieren aus natürlichen oder künstlichen Materialien (Cole, 1993)(Cole, 1993), verringert werden. Barrieren und Zäune aus natürlichen Materialien sollten künstlichen Materialien vorgezogen werden, da sie die Habitatkomplexität zusätzlich erhöhen und Lebensraum bieten können (Bolding et al., 2004; Cole, 1993; Harvey et al., 2005). Angler können auch über Informationen zu Fischbesatzdichten strategisch zur Auswahl bestimmter Gewässer motiviert werden. Das gleiche gilt für das variable Anbieten von Entnahmebestimmungen oder von erlaubten und verbotenen Angelformen. Beispielsweise kann das Verbot des Angelns mit natürlichen Ködern dazu führen, dass nur Kunstköderangler oder Fliegenfischer ein Gewässer aufsuchen und so der Angeldruck indirekt reguliert wird, ohne das Angeln an sich zu verbieten.

Managementmaßnahmen, die für ein Gewässer X geplant werden, sollten idealerweise in ein regionales Konzept eingebettet werden, da Maßnahmen an Gewässer X über regional mobile Gewässernutzer auch Wirkungen auf Gewässer Y haben. Von einer regionalen Perspektive des Managements multipler Gewässer betrachtet, kann es sinnvoll sein, ein Set von Gewässern als Totalreservate ganz ohne menschlichen Zugang vorzusehen und andere variabel für die Naherholung zu entwickeln, so dass sich selbstorganisiert über die freie Gewässerwahl eine bestimmte Nutzergruppenzusammensetzung einstellen (Ensinger et al. 2016, Arlinghaus et al. 2019).

Beide Maßnahmenbündel, direkte und indirekte Besucherlenkungen, können entweder im Landschaftsmaßstab oder im Maßstab von Gewässern gedacht und etabliert werden (Abbildung). Besucher können durch Bereitstellung der bereits erwähnten Infrastruktur und Freizeiteinrichtungen zu stark frequentierten Freizeitseen gelenkt werden, um die Freizeitnutzung dort zu konzentrieren und andere Gewässer zu entlasten (Benkhard et al., 2023; Manning et al., 2017; Spernbauer et al., 2023). Einige Aktivitäten wie das Wasserskifahren könnten nicht nur diejenigen anziehen, die selbst Wasserski fahren möchten, sondern auch viele andere Freizeitbesucher, die Wasserskiläufer beim Ausüben anderer Freizeitaktivitäten wie Schwimmen oder Sonnenbaden beobachten möchten (Jaakson, 1971). Dadurch kann der Freizeitdruck auf umliegende Gewässer verringert werden. Derselbe Ansatz kann im kleineren Maßstab innerhalb von Gewässern etabliert werden, um auch Konflikte zwischen verschiedenen Gruppen von Freizeitbesuchern über Zonierungen nach Raum oder Zeit zu reduzieren. Die Trennung von Freizeitaktivitäten innerhalb von Gewässern über speziell ausgewiesene Strecken (Schwimmer an Badestelle A, Angler an Angelstelle B und C) ist eine geeignete Maßnahme, um mehrere Freizeitnutzungen an einem Gewässer ohne Risiken für Schäden und andere Konflikte zu ermöglichen, wie z. B. das Verheden von Schwimmern in Angelruten oder die Verletzung von Schwimmern durch Wasserskiläufer (Benkhard et al., 2023; Jaakson, 1971). Auch zeitliche Entkopplungen sind denkbar, z. B. nur Schwimmen im Sommer und nur Angeln im Frühjahr, Herbst und Winter.

Im Hinblick auf Umweltauswirkungen der Gewässerfreizeit wird vorgeschlagen, die Nutzung auf Wegen mit Hartbelag und/oder Wegen mit günstiger Wegneigung zu konzentrieren, um Erosion und Nährstoffeintrag aufgrund der Wegenutzung in Ufernähe von Gewässern zu vermeiden (Spernbauer et al., 2023). Geschützte (Ufer-)Zonen können etabliert werden, um den Druck auf empfindliche Lebensräume (Benkhard et al., 2023) zu verringern, wie Laich-, Aufzucht- und Brutgebiete von Wildtieren oder Gebiete mit trittsensibler Vegetation. Geschützte Uferzonen, die freiwillig von Angelvereinen eingerichtet wurden, sind ein gutes Beispiel für eine direkt und indirekt an Interessengruppen orientierte Besucherlenkung. Angelvereine richten oft geschützte Uferbereiche mit eingeschränktem Zugang ein, um Laichgebiete von Fischen zu schützen und das Aufkommen von Fischen zu fördern. Dieses Ziel wird entweder mit Schildern und Zäunen oder mit buschiger und/oder dorniger Vegetation oder beidem erreicht. Diese Zonen fördern einerseits tatsächlich die Fischbestände als Ziel (Kapitel 4) und kommen andererseits auch anderen Arten zugute, z. B. störungsempfindlichen Singvögeln und trittsensibler Vegetation, und erhöhen die Habitatkomplexität (siehe Schutzzonenstudie, Kapitel 4).

Das Angeln konkret kann mit weiteren Maßnahmen des klassischen Fischereimanagement in seinen Einflüssen auf Natur und Umwelt reduziert werden, z. B. Entnahmefenstern statt Mindestmaßen, Regulierungen spezieller Fang- oder Angelmethoden (z. B. Anfütterbeschränkungen pro Tag), zeitlichen und räumlichen Beschränkungen des Zugangs,

maximale tägliche, wöchentliche oder jährliche Entnahmemengen und Veränderungen im Besatz. Arlinghaus et al. (2017) geben im Detail über diese Maßnahmen Auskunft.

Es kann unter bestimmten Voraussetzung sinnvoll sein, Freizeitbesucher an Gewässern in größerem Maßstab zu lenken, da z. B. die Bewegungen der Tiere ebenfalls größere Gebiete umfassen (Gutzwiller et al., 2017). Hier sind große Schutzgebiete, die ganze Gewässer oder Gewässerstrecken einschließen, mit reduziertem oder fehlendem Zugang für Freizeitbesucher geeignet, um großskalige Effekte zu zeigen. Solche Maßnahmen müssen aber wie alle sehr gut begründet werden, da die soziale Kosten hoch sind. Aber auch kleinräumige Schutz- und Ruhezonen können sehr positive Effekte auf Natur und Umwelt haben, wenn das Ziel ist, die durch die Freizeit ausgelösten Effekte zu minimieren (Kapitel 4, Riva & Fahrig, 2022).. Sind jedoch die Beschränkungen der Biodiversität in anderen Faktoren als der Freizeit begründet, sollte tunlichst von Ruhe- und Schutzzonenmanagement Abstand genommen werden, da die eingeschränkte Zugänglichkeit Garant für Misstimmungen in der lokalen Bevölkerung ist.

Neben den oben genannten Beispielen räumlicher Maßnahmen sind auch zeitliche Maßnahmen relevant, um die Freizeitnutzung und potenzielle Auswirkungen auf die Artenvielfalt zu steuern. Während räumliche Maßnahmen darauf abzielen, Auswirkungen auf empfindliche Lebensräume zu verringern, z. B. kein Bootfahren in seichtem Wasser oder in der Nähe von Schilfgürteln, besteht das Ziel zeitlicher oder zeitlich-räumlicher Maßnahmen darin, die Auswirkungen auf sensible Phasen zu mildern, wie Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Überwinterungs-, Mauser- und Zugzeiten von Tieren sowie Keimungs- oder Blühzeiten von Pflanzen. Beispiele für zeitliche Maßnahmen sind die Schonzeiten in Jagd und Fischerei sowie die Verpflichtung, Hunde während der Brutzeit an die Leine zu legen (siehe Kapitel „Rechtlicher Rahmen“). Zeitliche Einschränkungen scheinen für mobile Organismen beliebter zu sein, während räumliche Einschränkungen sowohl für sessile als auch für mobile Organismen gelten. Tatsächlich profitieren sowohl sessile als auch mobile Organismen von sowohl zeitlicher als auch räumlicher Besucherlenkung, da auch sessile Taxa, wie Pflanzen, sensible und weniger sensible Perioden haben, z. B. die Keimung von Keimlingen als sehr trittsensible Periode (Kuss & Graefe, 1985). Oft werden räumliche und zeitliche Maßnahmen als zeitlich-räumliche Maßnahmen kombiniert, z. B. dass das Mähen innerhalb eines Schutzgebiets nur zweimal im Jahr erlaubt ist (§4, (4), 5.a Verordnung des NSG "Großes Meer, Loppersumer Meer") oder dass das Angeln in Teilen eines Naturschutzgebiets nur von Juli bis Oktober erlaubt ist (§5, Verordnung des NSG "Gustavsee", Bayern, Deutschland). Allerdings ist die biologische Wirkung von Schutzgebieten in der Literatur heftig umstritten (Santangeli et al., 2023), und auch andere Maßnahmen der Besucherlenkung sind u. U. nicht wirksam, insbesondere wenn nur bestimmte Aktivitäten isoliert eingeschränkt werden, während andere beibehalten werden (Kapitel 1). Maßnahmen der Besucherlenkung sollten daher eher auf die Gesamtnutzung aller Freizeitaktivitäten ausgerichtet sein als auf einzelne Aktivitäten, es sei denn, diese Maßnahmen dienen dem Management von sozialen Konflikten (z. B. Aversion von Angler gegen Schwimmer oder Bootsfahrer gegen Angler). Bei letztgenannten Situationen hilft nur Aufklärung und raum-zeitliche Segregation.

Freizeitmanagement

Maßnahmen

Direkte Maßnahmen:

- Regulierung von Freizeitaktivitäten
- Regulierung von Ausrüstung/Mitteln, die bei Freizeitaktivitäten verwendet werden
- Lenkung der Ströme von Freizeitbesuchern und Zugangspunkten
- Beschränkung oder Verbot bestimmter oder aller Freizeitaktivitäten

Indirekte Maßnahmen:

- Bereitstellung von Informationen und Aufklärung
- Beeinflussung erwünschter Verhaltensweisen ohne formale Beschränkungen
- Indirekte Lenkung von Besucherströmen durch das Management von Infrastrukturen (Bootseinrichtungen, Zugangspunkten, Wegen)
- Partizipative bottom-up-Entwicklung lokaler Managementpläne

Räumliche und zeitliche Maßnahmen:

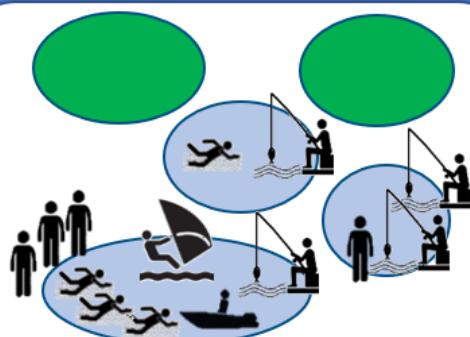
- Räumliche und zeitliche Zonierung
- Räumliche und zeitliche Trennung von Freizeitaktivitäten

Nichts tun (falls keine Auswirkungen und keine Konflikte vorhanden sind)

Prinzipien

- Optimierung des Wohlbefindens und der Qualität der Freizeitgestaltung
- Minimierung von Konflikten zwischen Interessengruppen
- Fokussierung auf prozessorientierten Naturschutz anstelle von artenbasiertem Naturschutz
- Landschaftsperspektive statt nur lokalem Management
- Präferenz für indirekte anstelle direkter Steuerung der Freizeitnutzung
- Entwicklung adaptiver, flexibler, inklusiver und insgesamt vielfältiger Naturschutzsysteme
- Ganzheitliche Perspektive auf Freizeitgestaltung statt Fokussierung auf bestimmte Aktivitäten
- Evidenzbasierte Naturschutzplanung auf Grundlage lokaler Erkenntnisse

Landschaftsperspektive



Locales Management

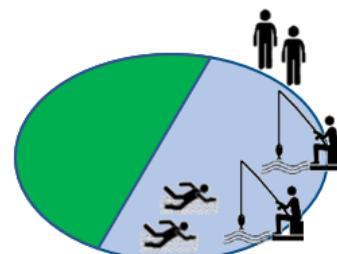


Abbildung 34: Links: Das Freizeitmanagement in Landschaften kann durch direkte oder indirekte raum-zeitliche Maßnahmen erreicht werden. Rechts: Die Maßnahmen sollten den Schlüsselprinzipien des Freizeitmanagements folgen.

Unsere Ergebnisse legen nahe, dass nicht die Anwesenheit oder Intensität des Menschen der Haupttreiber der Artenvielfalt der Gewässer ist, sondern andere Umweltbedingungen, die wenig bis nichts mit Freizeit oder Angeln zu tun haben. Obwohl die Besucherlenkung ein wichtiges Instrument zur Förderung der Artenvielfalt ist, ist die Habitatverbesserung ein weitaus vielversprechenderes Instrument für den Naturschutz und das Fischereimanagement (Abbildung). Das gilt insbesondere in Gewässern mit starker anthropogener Überformung, da die Habitatverschlechterung die wichtigste Hauptbedrohung für die Süßwasserbiodiversität darstellt (Dudgeon, 2019; Geist & Hawkins, 2016; Reid et al., 2019). Im Vergleich dazu sind menschliche Störungen über die Freizeit oder andere Faktoren der Anwesenheit an Gewässern von geringerer Bedeutung (Caro et al., 2022). Da intakte Habitate mit Deckung und Schutz die Auswirkungen menschlicher Störungen mildern oder sogar verhindern (Jimenez et al., 2022; Möller, 2008; Tablado & Jenni, 2017), ist es entscheidend, im Management der Gewässerfreizeit deutlich mehr Gewicht auf die Habitatverbesserung oder -restaurierung als Managementinstrument zu legen (Geist & Hawkins, 2016). Maßnahmen zur Verbesserung oder Wiederherstellung aquatischer Lebensräume sind die Zugabe oder Förderung natürlicher Vegetation, von Totholz oder künstlichen Strukturen als Unterschlupf, Futter- oder Laichplatz (Knaepkens et al., 2004), die Wiederherstellung von longitudinaler und lateraler Konnektivität in Flüssen und das Nährstoffmanagement. Eine Zunahme der Habitatkomplexität kann auch dann effektiv erreicht werden, indem die Begradigung von Fließgewässern von Flüssen und von Ufern von Flüssen und Seen umgekehrt wird (Hering et al., 2015; Ostendorp et al., 2020). Die Entfernung von Barrieren oder die Installation von Fischaufstiegsanlagen in Flüssen ist ebenfalls eine wichtige Maßnahme, um (Fisch-)Migrationen im Fluss zu ermöglichen (Katz et al., 2007). Die Verbesserung der Wasserqualität kann durch Erosionskontrollstrukturen zur Verringerung von Sedimenten oder durch die Kontrolle von Nährstoff- und Schadstoffeinträgen durch Landwirtschaft und andere Quellen erreicht werden (Katz et al., 2007). Die Schaffung von Flachwasserzonen ist in diesem Zusammenhang eine sehr effektive Maßnahme zur Förderung von Fisch- und Wirbellosenpopulationen, insbesondere in steilscharigen Baggerseen, die diese sehr produktiven Uferzonen vermissen (Radinger et al., 2023). Ein solches ökosystembasiertes Management übertrifft artenorientierte Ansätze, z. B. das Einsetzen von Fischen (O'Higgins et al., 2020; Radinger et al., 2023). Im Allgemeinen ist es wichtig, über ein angepasstes Gewässermanagement alle anthropogene Einflüsse über die Freizeitnutzung hinaus zu reduzieren und so zu einem Miteinander von menschlicher Nutzung und dem Schutz und der Wiederherstellung der Funktionalität von Süßwasserökosystemen mitsamt ihrer Tier- und Pflanzenwelt beizutragen (Dudgeon, 2019; Hoppenreijts et al., 2023; Oberdorff, 2022; O'Higgins et al., 2020).

Wie unsere Studie gezeigt hat, schließt sich die anglerische Gewässernutzung und der Gewässer- und Naturschutz nicht aus. Im Gegenteil: Die Ausübung des Fischereirechts kann positive Biodiversitätseffekte haben, z. B. bei Fischen. Die Angelfischerei hat keine spezifischere störende Wirkung als andere Freizeitaktivitäten an Gewässern. Sowohl die Ökosysteme als auch die anglerische Qualität werden überregional negativ von Faktoren wie Habitatverlust, Klimawandel, Eutrophierung und Verschmutzung beeinflusst. Modernes naturschutzfachlich motiviertes Gewässermanagement sollte daher vor allem den Schutz und die Wiederherstellung von natürlichen Prozessen im Einzugsgebiet priorisieren und weniger die Beschränkung einzelner Freizeitnutzungen wie das Angeln in den Blick nehmen. Denn die Freizeitnutzung ist in den seltensten Fällen die primäre Ursache des Biodiversitätsverlusts an Gewässern. Etwaige negative Wirkungen lassen sich durch sinnvolle Managementmaßnahmen, die die Bedürfnisse von Menschen mitdenken, effizient und

konfliktarm adressieren. Das verlangt ein Mit- statt Gegeneinander bei lokalen Naturschutzmanagemententscheidungen.

Danksagung und Hinweise

STÖRBAGGER wurde vom Berliner Leibniz-Institut für Gewässerökologie (IGB) und Binnenfischerei in der Arbeitsgruppe Integratives Angelfischereimanagement von Prof. Dr. Robert Arlinghaus durchgeführt. Projektbearbeiterin war die Doktorandin Malwina Schafft. Das F+E Projekt wurde finanziell gefördert durch den Anglerverband Niedersachsen e.V., Landesverband Sächsischer Angler e.V. und dem Landesfischereiverband Bayern e.V., denen für die Finanzierung und die stete Unterstützung gedankt wird. Gedankt wird dem Projektbeirat der Verbände für die konstruktiven Diskussionen und Hilfestellungen bei der Projektplanung und -umsetzung. Die drei Angelverbände hatten keinerlei Einflüsse auf die Datenerhebung, Studienplanung und Studieninterpretation.

Das STÖRBAGGER Projekt profitierte auch von Datensätzen, die im Rahmen des BMBF geförderten BAGGERSEE Projekts in Niedersachsen gesammelt wurden. Dem Bundesministerium für Bildung und Forschung und dem Praxispartner Anglerverband Niedersachsen e.V. sowie allen Mitgliedern des Verbands wird für die Hilfe gedankt.

Wir danken allen Mitautoren der genannten Studien. Wir danken allen Personen, die an der umfangreichen Durchsicht und Beschaffung der Literatur für die Metaanalyse beteiligt waren, insbesondere Giulia Cosimi, Kim Fromm, Benjamin Wegner, Nora Meyer und Jacob Sölter sowie dem Team der IGB-Bibliothek. Des Weiteren möchten wir allen Personen danken, die an der Datenerhebung im Freiland beteiligt waren: Robert Nikolaus, Sven Matern, Steffen Bader, Chente Ortiz, Nils Sternberg, Giulia Cosimi, Jan Hallermann, Alexander Türck, Andreas Maday, Natalie Arnold, Philipp Czapla, Matthias Emmrich, Michael Grohmann, Simon Hofer, Leander Höhne, Justus Lamprecht, Stefan Mäurer, Tilman Moch, Jasper Munich, Stephané Mutel, Jara Niebuhr, Frieder Pfaff, Baiba Pruse, Charlotte Robinchon, Julian Schmidt, Chris Shaw, Jakob Sölter, Lina Tjards, Kim Fromm und Nicola Wegener. Wir danken außerdem Tobias Goldhammer und dem gesamten CAB-Labor am IGB sowie Barbara Stein für die Analysen der Wasserproben und Asja Vogt für die weiteren Analysen der Chlorophyll-A-Proben. Wir danken Sabine Hilt und Klaus van de Weyer für Schulung und Beratung zur Makrophytenprobennahme. Wir danken Jan Hallermann, Asja Vogt und Alexander Türck für ihre Hilfe bei der Materialbeschaffung und Ausstattung.

Wir danken den Bürgerwissenschaftlern Kerstin Fritsche, Britta Beckmann, Volker Benjes, Holger Maas, Jürgen Hergen, Henning Scherfeld, Günter Indorf, Heinz Nordmeyer, Daniela Rauch, Martin Prochnow, David Riddel, Wolfgang Groteböhmer, Rudolf Sorge, Dirk Wenhake, Thomas Giesecke, Florian Wiegmann, Rene Gast, Uwe Otten, Horst Juilfs, Georg Marken, Hinrich Raveling, Helmut Onnen, Niklas Gribisch, Wolfgang Kracht, Udo Küpker, Holger Schreck, Thomas Kemmnitzer, Stefan Körber, Heiko Masemann und Harm Haders für die Durchführung der standardisierten Besucherzählungen. Weiterhin danken wir dem Angelsportverein Neustadt am Rübenberge e.V., der Niedersächsisch-Westfälischen Angelvereinigung e.V., dem Fischereiverein Peine-Ilsede und Umgebung e.V., dem Sportfischerverein Helmstedt und Umgebung e.V., dem Verein der Sportfischer Verden (Aller) e. V., dem Bezirksfischereiverband Ostfriesland e.V., dem Angelverein Schlüsselburg e.V., dem

Angelsportverein Spaden e.V., dem Angler-Verein Nienburg e.V., dem Fischereiverein Hannover e.V., Ralf Gerken, Heike Vullmer und der Stiftung Naturschutz im Landkreis Rotenburg (Wümme), Henning Scherfeld, dem Verein für Fischerei und Gewässerschutz Schönewörde u. Umgebung e.V., Steffen Göckemeyer, der Xella Kalksandsteinwerke Niedersachsen GmbH & Co. KG, Thomas Reimer, Melanie und Heinz H. Nordmeyer, Achaz von Hardenberg, Johann Augustin, Dieter Klensang, Elke Dammann, Cordula Stein und Holcim Deutschland, dem Angelsportverein Leer u. Umgebung e.V., dem SFV Westoverledingen e.V., dem ASV Heede-Sankt-Hülfe e. V., der Stadt Leer, der Stadt Aurich, North Bound Aurich Beach&Wake, SVF Heede Ems e.V., Blue Bay Heede, Blue Bay Spaden für ihre Teilnahme an den empirischen Studien.

Wir danken Robina Kienitz für die Dokumentenbeschaffung und Analyse der Dokumentenstudie und danken den (Naturschutz-)Behörden für ihre Kooperation und Bereitstellung der Dokumente.

Zitierte Literatur

- Acuña, V., Auró, M., Campillo, V., Petrovic, M., Pueyo, J. & Freixa, A. (2023). Natural swimming holes, at the crossroad between conservation and recreation. *Freshwater Biology*, 69. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/fwb.14196
- Ailstock, M. S., S. G. Horner, Norman, C. M. & Davids, E. M. (2002). Resuspension of sediments by watercraft operated in shallow water habitats of Anne Arundel County, Maryland. In M.J. Kennish (Hrsg.), *Impacts of motorized watercraft on shallow estuarine and coastal marine environments*. (Band 37, S. 18–32). J. Coastal Res. (special issue).
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E. et al. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50 (1), 85–94. doi:10.1007/s13280-020-01318-8
- Algera, D. A., Rytwinski, T., Taylor, J. J., Bennett, J. R., Smokorowski, K. E., Harrison, P. M. et al. (2020). What are the relative risks of mortality and injury for fish during downstream passage at hydroelectric dams in temperate regions? A systematic review. *Environmental Evidence*, 9 (1), 3. doi:10.1186/s13750-020-0184-0
- Alic, E., Trottier, L. L., Twardek, W. M., Bennett, L. L., Chisholm, S., Tremblay, P. et al. (2021). Recreational fisheries activities and management in national parks: A global perspective. *Journal for Nature Conservation*, 59, 125948. doi:10.1016/j.jnc.2020.125948
- Amaral, S. D., Brito, D., Ferreira, M. T., Neves, R. & Franco, A. (2013). Modeling water quality in reservoirs used for angling competition: Can groundbait contribute to eutrophication? *Lake and Reservoir Management*, 29 (4), 257–269. Taylor & Francis. doi:10.1080/10402381.2013.845804
- Andrés-Abellán, M., Álamo, J. B. del, Landete-Castillejos, T., López-Serrano, F. R., García-Morote, F. A. & Cerro-Barja, A. del. (2005). Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area „Nacimiento del Río Mundo“ (Castilla-La Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 101, 55–67.
- Arlinghaus, R. (2015). *Hand in Hand für eine nachhaltige Angelfischerei: Ergebnisse und Empfehlungen aus fünf Jahren praxisorientierter Forschung zu Fischbesatz und seinen*

- Alternativen* (Berichte des IGB). Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Arlinghaus, R., Aas, Ø., Alós, J., Arismendi, I., Bower, S., Carle, S. et al. (2021). Global participation in and public attitudes toward recreational fishing: international perspectives and developments. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 29 (1), 58–95. Taylor & Francis. doi:10.1080/23308249.2020.1782340
- Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C. et al. (2007). Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: An integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15 (1–2), 75–167. Taylor & Francis. doi:10.1080/10641260601149432
- Arlinghaus, R., Abbott, J. K., Fenichel, E. P., Carpenter, S. R., Hunt, L. M., Alós, J., Klefoth, T., Cooke, S. J., Hilborn, R., Jensen, O. P., Wilberg, M. J., Post, J. R., Manfredo, M. J. (2019). Governing the recreational dimension of global fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116, 5209–5213
- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Matern, S., Radinger, J., Nikolaus, N., Meyerhoff, J. et al. (2023). Biodiversität, Angeln und Gesellschaft: Wissensbasierte Empfehlungen für ein nachhaltiges Fischereimanagement an Baggerseen. *Berichte des IGB*, 32, 477. doi:doi:10.4126/FRL01-006452830
- Arlinghaus, R., Mehner, T. & Cowx, I. G. (2002). Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries*, 3 (4), 261–316. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1046/j.1467-2979.2002.00102.x
- Arlinghaus, R., Müller, R., Rapp, T. & Wolter, C. (2017). *Nachhaltiges Management von Angelgewässern: Ein Praxisleitfaden* (Berichte des IGB) (Band 30). Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB).
- Asplund, T. R. & Cook, C. M. (1997). Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management*, 13 (1), 1–12. doi:10.1080/07438149709354290
- Asplund, T. R., Cook, C. M. & Management, R. (1997). Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes, 13 (1), 1–12.
- ATV-DVWK (2001). Freizeit und Erholung an Fließgewässern. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt 603, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- Baas, J., Dupler, K., Smith, A. & Carnes, R. (2020). An assessment of non-consumptive recreation effects on wildlife: current and future research, management implications, and next steps. *California Fish and Wildlife*, (Recreation Special Issue), 62–73.
- Bacela-Spychalska, K., Grabowski, M., Rewicz, T., Konopacka, A. & Wattier, R. (2013). The 'killer shrimp' *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) invading Alpine lakes: overland transport by recreational boats and scuba-diving gear as potential entry vectors? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23 (4), 606–618. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/aqc.2329
- Bajer, P. G., Beck, M. W., Cross, T. K., Koch, J. D., Bartodziej, W. M. & Sorensen, P. W. (2016). Biological invasion by a benthivorous fish reduced the cover and species richness of aquatic plants in most lakes of a large North American ecoregion. *Global Change Biology*, 22 (12), 3937–3947. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/gcb.13377
- Ballantyne, M. & Pickering, C. M. (2015). The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: Current literature and future directions. *Journal of Environmental Management*, 164, 53–64. doi:10.1016/j.jenvman.2015.08.032

- Banks, A. N. & Rehfisch, M. M. (2005). *Overwintering waterbirds and waterskiing at Dosthill Lake*. British Trust for Ornithology.
- Banks, P. B. & Bryant, J. V. (2007). Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters*, 3 (6), 611–613. Royal Society. doi:10.1098/rsbl.2007.0374
- Barocas, A., Farfan, J., Groenendijk, J., Mendoza, J., Silva, J., Mujica, O. et al. (2022). Disturbance-specific behavioral responses of giant otters exposed to ecotourism and extractive activities. *Animal Conservation*, 25 (1), 15–26. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/acv.12713
- Bateman, P. W. & Fleming, P. A. (2017). Are negative effects of tourist activities on wildlife over-reported? A review of assessment methods and empirical results. *Biological Conservation*, 211, 10–19. doi:10.1016/j.biocon.2017.05.003
- Bell, M. C., Delany, S. N., Millett, M. C. & Pollitt, M. S. (1997). Wintering waterfowl community structure and the characteristics of gravel pit lakes. *Wildlife Biology*, 3 (2), 65–78. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.2981/wlb.1997.009
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 57 (1), 289–300. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x
- Benkhard, B., Csorba, P., Mester, T., Balla, D., Kiss, E., Szabó, G. et al. (2023). Effects of mosaic natural conditions on the tourism management of a lowland water reservoir, Lake Tisza, Hungary. *Land*, 12 (12). doi:10.3390/land12122092
- Bertrin, V., Bouthry, S., Alard, D., Haury, J., Jan, G., Moreira, S. et al. (2018). Prediction of macrophyte distribution: The role of natural versus anthropogenic physical disturbances. *Applied Vegetation Science*, 21 (3), 395–410. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/avsc.12378
- Bessa, E., Geffroy, B. & Gonçalves-De-Freitas, E. (2017). Tourism impact on stream fish measured with an ecological and a behavioural indicator. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27 (6), 1281–1289. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/aqc.2804
- Bezzel, E. & Reichholf, J. (1974). Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. *Journal für Ornithologie*, 115 (1), 50–61.
- Birdsong, M., Hunt, L. M. & Arlinghaus, R. (2021). Recreational angler satisfaction: What drives it? *Fish and Fisheries*, 22 (4), 682–706. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/faf.12545
- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B. M., Andersen, H. E., Argillier, C. et al. (2020). Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 4 (8), 1060–1068. doi:10.1038/s41559-020-1216-4
- BMU, B. für U., Naturschutz und Reaktorsicherheit. (1992). Konferenz der Vereinten Nationen fuer Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro: Dokumente; Agenda 21.
- Bolding, B., Bonar, S. & Divens, M. (2004). Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: A literature review. *Reviews in Fisheries Science*, 12 (1), 75–96. Taylor & Francis. doi:10.1080/10641260490273050
- Bonanno, S. E., Leopold, D. J. & St Hilaire, L. R. (1998). Vegetation of a freshwater dune barrier under high and low recreational uses. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 125 (1), 40–50. doi:10.2307/2997230
- Bötsch, Y., Gugelmann, S., Tablado, Z. & Jenni, L. (2018). Effect of human recreation on bird anti-predatory response. *PeerJ*, 6, e5093. doi:10.7717/peerj.5093

- Bötsch, Y., Tablado, Z. & Jenni, L. (2017). Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. *Proc Biol Sci*, 284 (1858), 20170846. doi:10.1098/rspb.2017.0846
- Bowles, J. M. & Maun, M. A. (1982). A study of the effects of trampling on the vegetation of Lake Huron sand dunes at Pinery Provincial Park. *Biological Conservation*, 24 (4), 273–283. doi:10.1016/0006-3207(82)90015-5
- Brauns, M., Garcia, Xavier-François, Walz, N. & Ousch, M. T. (2007). Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44 (6), 1138–1144. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01376.x
- Brauns, M., Garcia, Xavier-François, Walz, N. & Pusch, M. T. (2007). Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44, 1138–1144. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01376.x
- Bregnballe, T. & Aaen, K. (2009). Escape distances from human pedestrians by staging waterbirds in a Danish wetland. *Wildfowl*, 115–130.
- Bright, A., Reynolds, G. R., Innes, J. & Waas, J. R. (2003). Effects of motorised boat passes on the time budgets of New Zealand dabchick, *Poliocephalus rufopectus*. *wildlife Research*, 30, 237–244.
- Britton, J. R., Pinder, A. C., Alós, J., Arlinghaus, R., Danylchuk, A. J., Edwards, W. et al. (2023). Global responses to the COVID-19 pandemic by recreational anglers: considerations for developing more resilient and sustainable fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33 (4), 1095–1111. doi:10.1007/s11160-023-09784-5
- Brooker, R. M., Carnell, P. E., Pocklington, J. B., Antos, M. J. & Weston, M. A. (2023). A review of the potential effects of recreational wind-powered craft on coastal habitats and wildlife. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1–25. Routledge. doi:10.1080/09640568.2023.2228475
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Benthem, K. J. van, Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A. et al. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, 9 (2), 378–400. doi:10.32614/RJ-2017-066
- Brucet, S., Pétron, S., Mehner, T., Lauridsen, T. L., Argillier, C., Winfield, I. J. et al. (2013). Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, 58 (9), 1779–1793. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/fwb.12167
- Buckley, R. (2013). Next steps in recreation ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11 (8), 399–399.
- Bulte, G., Carriere, M. A. & Blouin-Demers, G. (2010). Impact of recreational power boating on two populations of northern map turtles (*Graptemys geographica*). *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 (1), 31–38. doi:10.1002/aqc.1063
- Buoro, M., Olden, J. D. & Cucherousset, J. (2016). Global Salmonidae introductions reveal stronger ecological effects of changing intraspecific compared to interspecific diversity. *Ecology Letters*, 19 (11), 1363–1371. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/ele.12673
- Butchart, S. H. M., Scharlemann, J. P. W., Evans, M. I., Quader, S., Aricò, S., Arinaitwe, J. et al. (2012). Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. *PLOS ONE*, 7 (3), e32529. Public Library of Science. doi:10.1371/journal.pone.0032529

- Caro, T., Rowe, Z., Berger, J., Wholey, P. & Dobson, A. (2022). An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. *Conservation Letters*, 15 (3), e12868. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/conl.12868
- Catalán, I. A., Auch, D., Kamermans, P., Morales-Nin, B., Angelopoulos, N. V., Reglero, P. et al. (2019). Critically examining the knowledge base required to mechanistically project climate impacts: A case study of Europe's fish and shellfish. *Fish and Fisheries*, 20 (3), 501–517. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/faf.12359
- Chen, J., Wang, J., Li, H., Xu, J., Huang, J. & Deng, Y. (2024). Optimizing functional zoning for Dalingshan Forest Park in China through microcosmic human disturbance evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, 31 (1), 1195–1211. doi:10.1007/s11356-023-31204-1
- Chovanec, A. (2023). Ergebnisse einer libellenkundlichen Studie in Pöllau (Oststeiermark) mit Nachweisen zweier FFH-Arten: *Ophiogomphus cecilia* (GEOFFROY in FOURCROY, 1785)(Odonata: Gomphidae) und *Cordulegaster heros* (THEISCHINGER, 1979) (Odonata: Cordulegastridae). *Beiträge zur Entomofaunistik*, 24, 123–145.
- Christie, A. P., Amano, T., Martin, P. A., Shackelford, G. E., Simmons, B. I. & Sutherland, W. J. (2019). Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses, 56 (12), 2742–2754. doi:10.1111/1365-2664.13499
- Clayton, J. S. & Tanner, C. C. (1988). Selective control of submerged aquatic plants to enhance recreational uses of water bodies. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 23 (3), 1518–1521. Taylor & Francis. doi:10.1080/03680770.1987.11898055
- Clements, W. H. (2000). Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7 (2), 113–116. doi:10.1023/A:1009927612391
- Cole, D. N. (1993). Minimizing conflict between recreation and nature conservation. *Ecology of greenways: Design and function of linear conservation areas* (S. 105–122). Minneapolis: Univ. of Minnesota Press.
- Cooke, S. J., Arlinghaus, R., Johnson, B. M. & Cowx, I. G. (2015). Recreational fisheries in inland waters. *Freshwater Fisheries Ecology* (S. 449–465). doi:10.1002/9781118394380.ch36
- Coutris, C., Merlini, G., Silvestre, J., Pinelli, E. & Elger, A. (2011). Can we predict community-wide effects of herbicides from toxicity tests on macrophyte species? *Aquatic Toxicology*, 101 (1), 49–56. doi:10.1016/j.aquatox.2010.08.017
- Cryer, M., Linley, N. W., Ward, R. M., Stratford, J. O. & Randerson, P. F. (1987). Disturbance of overwintering wildfowl by anglers at two reservoir sites in South Wales. *Bird Study*, 34 (3), 191–199. Taylor & Francis. doi:10.1080/00063658709476961
- Cyrus, E., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M. et al. (2020). Baggerseen sind Refugien für die Artenvielfalt. *Wasser und Abfall*, 22 (10), 30–37.
- Daedlow, K., Beard, T. & Arlinghaus, R. (2011). A property rights-based view on management of inland (Band 75, S. 13–38). Gehalten auf der American Fisheries Society Symposium.
- Damnjanović, B., Novković, M., Vesić, A., Živković, M., Radulović, S., Vukov, D. et al. (2019). Biodiversity-friendly designs for gravel pit lakes along the Drina River floodplain (the Middle Danube Basin, Serbia). *Wetlands Ecology and Management*, 27 (1), 1–22. doi:10.1007/s11273-018-9641-8
- De Beenhouwer, M., Aerts, R. & Honnay, O. (2013). A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 175, 1–7. doi:10.1016/j.agee.2013.05.003

- Dear, E. J., Guay, P.-J., Robinson, R. W. & Weston, M. A. (2015). Distance from shore positively influences alert distance in three wetland bird species. *Wetlands Ecology and Management*, 23 (2), 315–318. doi:10.1007/s11273-014-9376-0
- Dertien, J. S., Larson, C. L. & Reed, S. E. (2021). Recreation effects on wildlife: a review of potential quantitative thresholds. *Nature Conservation*, 44, 51–68. Pensoft Publishers. doi:10.3897/natureconservation.44.63270
- Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I. & Klotz, S. (2003). Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography*, 12 (4), 299–311. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x
- Dierschke, V. (2016). *Welcher Vogel ist das? - 170 Vögel einfach bestimmen* (3. Auflage). Stuttgart, Germany: Franckh-Kosmos.
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29 (19), R960–R967. doi:10.1016/j.cub.2019.08.002
- Dustin, D. L. & Vondracek, B. (2017). Nearshore habitat and fish assemblages along a gradient of shoreline development. *North American Journal of Fisheries Management*, 37 (2), 432–444. Taylor & Francis. doi:10.1080/02755947.2017.1280567
- DVWK 1992. Gestaltung und Nutzung von Baggereen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 4. erweiterte Auflage.
- DWA (2014). Erholung und Freizeitnutzung an Seen - Voraussetzungen, Planung, Gestaltung. DWA-Regelwerk Merkblatt M 618, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- Eastwood, N., Zhou, J., Derelle, R., Abdallah, M. A.-E., Stubbings, W. A., Jia, Y. et al. (2023). 100 years of anthropogenic impact causes changes in freshwater functional biodiversity. (D.A. Donoso & D. Weigel, Hrsg.) *eLife*, 12, RP86576. eLife Sciences Publications, Ltd. doi:10.7554/eLife.86576
- Eckrich, C. E. & Holmquist, J. G. (2000). Trampling in a seagrass assemblage: direct effects, response of associated fauna, and the role of substrate characteristics. *Marine Ecology Progress Series*, 201, 199–209.
- Edgar, G. J., Russ, G. R. & Babcock, R. C. (2007). Chapter 19 - Marine protected areas. In S. Connell & B. Gillanders (Hrsg.), *Marine ecology*. Oxford University Press.
- Ensinger, J., Brämick, U., Fladung, E., Dorow, M., Arlinghaus, R. (2016). Charakterisierung und Perspektiven der Angelischerei in Nordostdeutschland Potsdam–Sacrow. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V.* Band 44 (2016). Herausgegeben vom Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam–Sacrow.
- Erlinger, G. (1981). Der Einfluß kurz- bzw. langfristiger Störungen auf Wasservogelbrutbestände. *Öko-L*, 3 (4), 16–19.
- Eyck, H. J. F., Buchanan, K. L., Crino, O. L. & Jessop, T. S. (2019). Effects of developmental stress on animal phenotype and performance: a quantitative review, 94 (3), 1143–1160. doi:10.1111/brv.12496
- Fernández, C. & Azkona, P. (1993). Human disturbance affects parental care of marsh harriers and nutritional status of nestlings. *The Journal of Wildlife Management*, 57 (3), 602–608. [Wiley, Wildlife Society]. doi:10.2307/3809289
- Fernández-Juricic, E., Zollner, P. A., LeBlanc, C. & Westphal, L. M. (2007). Responses of nestling Black-crowned Night Herons (*Nycticorax nycticorax*) to aquatic and terrestrial recreational activities: a manipulative study. *Waterbirds*, 30 (4), 554–565. doi:10.1675/1524-4695(2007)030[0554:RONBNH]2.0.CO;2

- Flemming, S. P., Chiasson, R. D., Smith, P. C., Austin-Smith, P. J. & Bancroft, R. P. (1988). Piping Plover status in Nova Scotia related to its reproductive and behavioral responses to human disturbance. *Journal of Field Ornithology*, 59 (4), 321–330. [Association of Field Ornithologists, Wiley].
- Forbes, I. J. (1986). The quantity of lead shot, nylon fishing line and other litter discarded at a coarse fishing lake. *Biological Conservation*, 38 (1), 21–34. doi:10.1016/0006-3207(86)90017-0
- Found, C., Webb, S. M. & Boyce, M. S. (2008). Selection of lake habitats by waterbirds in the boreal transition zone of northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 86 (4), 277–285. NRC Research Press. doi:10.1139/Z07-137
- Franson, J. C., Scott P. Hansen, Terry E. Creekmore, Christopher J. Brand, David C. Evers, Adam E. Duerr et al. (2003). Lead fishing weights and other fishing tackle in selected waterbirds. *Waterbirds*, 26 (3), 345–352. doi:10.1675/1524-4695(2003)026[0345:LFWAOF]2.0.CO;2
- Freyhof, J. (2009). Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Naturschutz und biologische Vielfalt*, 70 (1), 291–316.
- Frid, A. & Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6 (1). Resilience Alliance Inc.
- Fujitani, M., McFall, A., Randler, C. & Arlinghaus, R. (2017). Participatory adaptive management leads to environmental learning outcomes extending beyond the sphere of science. *Science Advances*, 3 (6), e1602516. American Association for the Advancement of Science. doi:10.1126/sciadv.1602516
- Furgała-Selezniew, G., Jankun-Woźnicka, M., Woźnicki, P., Cai, X., Erdei, T. & Boromisza, Z. (2022). Trends in lakeshore zone development: A comparison of polish and hungarian lakes over 30-year period. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19 (4). doi:10.3390/ijerph19042141
- Gabel, F., Lorenz, S. & Stoll, S. (2012). Effects of ship-induced waves on aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 601–602, 926–939. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.206
- Geist, J. & Hawkins, S. J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26 (5), 942–962. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/aqc.2702
- Gimenez, M., Villéger, S., Grenouillet, G. & Cucherousset, J. (2023). Stocking practices shape the taxonomic and functional diversity of fish communities in gravel pit lakes. *Fisheries Management and Ecology*, n/a (n/a). John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/fme.12621
- Goulder, R. (2001). Angling and species richness of aquatic macrophytes in ponds.
- Grimm-Seyfarth, A., Harms, W. & Berger, A. (2021). Detection dogs in nature conservation: A database on their world-wide deployment with a review on breeds used and their performance compared to other methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 12 (4), 568–579. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/2041-210X.13560
- Grüneberg, C., Bauer, H.-G., Haupt, H., Hüppop, O., Ryslavy, T. & Südbeck, P. (2015). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30 (2015), 19–67.
- Guillemain, M., Blanc, R., Lucas, C. & Lepley, M. (2008). Ecotourism disturbance to wildfowl in protected areas: historical, empirical and experimental approaches in the Camargue, Southern France. In D.L. Hawksworth & A.T. Bull (Hrsg.), *Biodiversity and Conservation in Europe* (S. 391–409). Dordrecht: Springer Netherlands. doi:10.1007/978-1-4020-6865-2_27

- Gutzwiller, K. J. (1995). Recreational disturbance and wildlife communities. In R.L. Knight & K.J. Gutzwiller (Hrsg.), *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research*. (S. 169–181). Washington, DC: Island Press.
- Gutzwiller, K. J., D'Antonio, A. L. & Monz, C. A. (2017). Wildland recreation disturbance: broad-scale spatial analysis and management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15 (9), 517–524. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/fee.1631
- Gwinn, D. C., Allen, M. S., Johnston, F. D., Brown, P., Todd, C. R. & Arlinghaus, R. (2015). Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slots. *Fish and Fisheries*, 16 (2), 259–281. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/faf.12053
- Hadwen, W. L., Bunn, S. E., Arthington, A. H. & Mosisch, T. D. (2005). Within-lake detection of the effects of tourist activities in the littoral zone of oligotrophic dune lakes. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8 (2), 159–173. doi:10.1080/14634980590953211
- Hardiman, N. & Burgin, S. (2011). Effects of trampling on in-stream macroinvertebrate communities from canyoning activity in the Greater Blue Mountains World Heritage Area. *Wetlands Ecology and Management*, 19 (1), 61–71. doi:10.1007/s11273-010-9200-4
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.-I. et al. (2007). The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia*, 583 (1), 173. doi:10.1007/s10750-006-0490-8
- Harvey, C. A., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M. et al. (2005). Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111 (1), 200–230. doi:10.1016/j.agee.2005.06.011
- He, F. & Legendre, P. (1996). On Species-Area Relations. *The American Naturalist*, 148 (4), 719–737. The University of Chicago Press. doi:10.1086/285950
- Heath, S. A., Dahlgren, S., Simon, D. & Brooks, D. M. (2017). Monofilament Fishing Line as a Threat to American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) on the Texas Coast, USA. *Waterbirds*, 40 (sp1), 123–126. doi:10.1675/063.040.sp101
- Hecnar, S. J. & M'Closkey, R. T. (1997). The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation*, 79 (2), 123–131. doi:10.1016/S0006-3207(96)00113-9
- Hering, D., Aroviita, J., Baattrup-Pedersen, A., Brabec, K., Buijse, T., Ecke, F. et al. (2015). Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 52 (6), 1518–1527. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/1365-2664.12531
- Hilborn, R., Agostini, V. N., Chaloupka, M., Garcia, S. M., Gerber, L. R., Gilman, E. et al. (2022). Area-based management of blue water fisheries: Current knowledge and research needs. *Fish and Fisheries*, 23 (2), 492–518. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/faf.12629
- Hilt, S., Vermaat, J. E. & van de Weyer, K. (2022). Macrophytes. In T. Mehner & K. Tockner (Hrsg.), *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)* (S. 14–25). Oxford: Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-819166-8.00043-8
- Holman, M. A. & Bennett, J. T. (1973). Determinants of use of water-based recreational facilities. *Water Resources Research*, 9 (5), 1208–1218. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1029/WR009i005p01208

- Holtmann, L., Juchem, M., Brüggeshemke, J., Möhlmeyer, A. & Fartmann, T. (2018). Stormwater ponds promote dragonfly (Odonata) species richness and density in urban areas. *Ecological Engineering*, 118, 1–11. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.12.028
- Hoppenreijns, J. H. T., Marker, J., Juhász, E., Larsen, A., Löhmus, A., Maliao, R. J. et al. (2023). Three major steps toward the conservation of freshwater and riparian biodiversity. *Conservation Biology*. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/cobi.14226
- Jaakson, R. (1971). Zoning to regulate on-water recreation. *Land Economics*, 47 (4), 382–388. [Board of Regents of the University of Wisconsin System, University of Wisconsin Press]. doi:10.2307/3145075
- Jacobs, M. J. & MacIsaac, H. J. (2007). Fouling of fishing line by the waterflea *Cercopagis pengoi*: a mechanism of human-mediated dispersal of zooplankton? *Hydrobiologia*, 583, 119–126. doi:10.1007/s10750-006-0487-3
- Jacobsen, L., Baktoft, H., Jepsen, N., Aarestrup, K., Berg, S. & Skov, C. (2014). Effect of boat noise and angling on lake fish behaviour. *Journal of Fish Biology*, 84 (6), 1768–1780. doi:10.1111/jfb.12395
- Jameson, S. C., Tupper, M. H. & Ridley, J. M. (2002). The three screen doors: can marine “protected” areas be effective? *Marine Pollution Bulletin*, 44 (11), 1177–1183. doi:10.1016/S0025-326X(02)00258-8
- Jeppesen, E., Peder Jensen, J., SØndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45 (2), 201–218. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x
- Jimenez, M. F., Pejchar, L., Reed, S. E. & McHale, M. R. (2022). The efficacy of urban habitat enhancement programs for conserving native plants and human-sensitive animals. *Landscape and Urban Planning*, 220, 104356. doi:10.1016/j.landurbplan.2022.104356
- Kail, J., Januschke, K. & Hering, D. (2023). Freshwater-related species richness in Natura 2000 sites strongly depends on the surrounding land use besides local habitat conditions. *Journal of Environmental Management*, 340, 118025. doi:10.1016/j.jenvman.2023.118025
- Kalybekov, T., Sandibekov, M., Rysbekov, K. & Zhakypbek, Y. (2019). Substantiation of ways to reclaim the space of the previously mined-out quarries for the recreational purposes. *E3S Web Conf.*, 123. doi:10.1051/e3sconf/201912301004
- Kats, L. B. & Dill, L. M. (1998). The scent of death: Chemosensory assessment of predation risk by prey animals. *Écoscience*, 5 (3), 361–394. Taylor & Francis. doi:10.1080/11956860.1998.11682468
- Katz, S. L., Barnas, K., Hicks, R., Cowen, J. & Jenkinson, R. (2007). Freshwater habitat restoration actions in the Pacific northwest: a decade’s investment in habitat improvement. *Restoration Ecology*, 15 (3), 494–505. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00245.x
- Keller, V. (1989). Variations in the response of great crested grebes *Podiceps cristatus* to human disturbance—A sign of adaptation? *Biological Conservation*, 49 (1), 31–45. doi:10.1016/0006-3207(89)90111-0
- King, J. G. & Mace, A. C. (1974). Effects of recreation on water quality. *Water Pollution Control Federation*, 46 (11), 2453–2459. Water Environment Federation.
- Klefthof, T., Wegener, N., Meyerhoff, J. & Arlinghaus, R. (2023). Do anglers and managers think similarly about stocking, habitat management and harvest regulations? Implications for the management of community-governed recreational fisheries. *Fisheries Research*, 260, 106589. doi:10.1016/j.fishres.2022.106589

- Kleiner, A. & Hunziker, M. (2023). Stand-up paddling: A case study on the effect and impact pathway of information and appeals to reduce ecological conflicts. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 44, 100677. doi:10.1016/j.jort.2023.100677
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Coeck, J. & Eens, M. (2004). Spawning habitat enhancement in the European bullhead (*Cottus gobio*), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers. *Biodiversity & Conservation*, 13 (13), 2443–2452. doi:10.1023/B:BIOC.0000048448.17230.40
- Knight, R. L., Anderson, D. P. & Verne Marr, N. (1991). Responses of an avian scavenging guild to anglers. *Biological Conservation*, 56 (2), 195–205. doi:10.1016/0006-3207(91)90017-4
- Knight, R. L. & Knight, S. K. (1984). Responses of wintering bald eagles to boating activity. *The Journal of Wildlife Management*, 48 (3), 999–1004.
- Knorp, N. E. & Dorn, N. J. (2016). Mosquitofish predation and aquatic vegetation determine emergence patterns of dragonfly assemblages. *Freshwater Science*, 35 (1), 114–125. The University of Chicago Press. doi:10.1086/684678
- Koning, A. A., Perales, K. M., Fluet-Chouinard, E. & McIntyre, P. B. (2020). A network of grassroots reserves protects tropical river fish diversity. *Nature*, 588 (7839), 631–635. doi:10.1038/s41586-020-2944-y
- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U. & van de Weyer, K. (2013). Rote Liste der Armleuchteralgen ('Charophyceae') Deutschlands 3. Fassung, Stand: Dezember 2012. *Hausknechtia*, 17, 1–32.
- Krönert, T. (2017). Erfahrungen aus 18 Jahren ehrenamtlicher NSG-Betreuung. *Naturschutzarbeit in Sachsen*, 59, 4–15.
- Krüger, T. (2016). *Zum Einfluss von Kitesurfen auf Wasser- und Watvögel: eine Übersicht*. Hannover, Germany: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- Kühnel, K., Geiger, A., Laufer, H., Podloucky, R. & Schlüpmann, M. (2009). Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands. *Naturschutz und biologische Vielfalt*, 70 (1), 259–288.
- Kuss, F. R. & Graefe, A. R. (1985). Effects of recreation trampling on natural area vegetation. *Journal of Leisure Research*, 17 (3), 165–183. Routledge. doi:10.1080/00222216.1985.11969628
- Lafferty, K. D. (2001). Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biological Conservation*, 101 (3), 315–325. doi:10.1016/S0006-3207(01)00075-1
- LANA. (2010). (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Oberste Naturschutzbehörde.
- Langlois, T. & Ballantine, W. (2005). Marine ecological research in New Zealand: Developing predictive models through the study of no-take marine reserves. *Conservation Biology*, 19 (6), 1763–1770. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00278.x
- LBV, (Landesbund für Vogelschutz). (2017). Positionspapier Fischerei und Fischartenschutz. Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V.
- Le Saout, S., Hoffmann, M., Shi, Y., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T. M. et al. (2013). Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*, 342 (6160), 803–805. American Association for the Advancement of Science. doi:10.1126/science.1239268
- Legendre P, Legendre L (2012). Numerical ecology. Developments in environmental modelling. Elsevier, Amsterdam, 990 pp.

- Lee, A. T. K., Marsden, S. J., Tatum-hume, E. & Brightsmith, D. J. (2017). The effects of tourist and boat traffic on parrot geophagy in lowland Peru. *Biotropica*, 49 (5), 716–725. doi:10.1111/btp.12426
- Lemmens, P., Mergeay, J., De Bie, T., Van Wichelen, J., De Meester, L. & Declerck, S. A. J. (2013). How to maximally support local and regional biodiversity in applied conservation? Insights from pond management. *PLOS ONE*, 8 (8), e72538. Public Library of Science. doi:10.1371/journal.pone.0072538
- Lemmens, P., Mergeay, J., Van Wichelen, J., De Meester, L. & Declerck, S. A. J. (2015). The impact of conservation management on the community composition of multiple organism groups in eutrophic interconnected man-made ponds. *PLOS ONE*, 10 (9), e0139371. Public Library of Science. doi:10.1371/journal.pone.0139371
- Leung, Y.-F., Spenceley, A., Hvenegaard, G. & Buckley, R. (2018). *Tourism and visitor management in protected areas: Guidelines for sustainability* (Band 27). Gland, Switzerland: The World Conservation Union (IUCN). Verfügbar unter: <https://portals.iucn.org/.../47918>
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R. & Mehner, T. (2006). Documented and potential biological impacts of recreational fishing: Insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14 (4), 305–367. doi:10.1080/10641260600886455
- Lewin, W.-C., Bischoff, A. & Mehner, T. (2010). *Die „Gute fachliche Praxis“ in der Binnenfischerei* (Naturschutz und Biologische Vielfalt - 105). Münster: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Liddle, M. J. (1975). A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Biological Conservation*, 7 (1), 17–36. doi:10.1016/0006-3207(75)90028-2
- Liddle, M. J. & Scorgie, H. R. A. (1980). The effects of recreation on freshwater plants and animals: A review. *Biological Conservation*, 17 (3), 183–206. doi:10.1016/0006-3207(80)90055-5
- Löki, V., Nagy, J., Nagy, A., Babai, D., Molnár, Z. & Lukács, B. A. (2021). Known but not called by name: recreational fishers' ecological knowledge of freshwater plants in Hungary. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 17 (1), 63. doi:10.1186/s13002-021-00489-2
- Löki, V., Nagy, J., Neményi, Z., Hagyó, A., Nagy, A., Vitál, Z. et al. (2023). Exploring ecological knowledge in recreational fishing for conservation purposes: A literature review. *Global Ecology and Conservation*, 48, e02697. doi:10.1016/j.gecco.2023.e02697
- Lorenzen, K. & Enberg, K. (2002). Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269 (1486), 49–54. Royal Society. doi:10.1098/rspb.2001.1853
- Lozano, J. & Malo, A. F. (2013). Relationships between human activity and richness and abundance of some bird species in the Paraguay River (Pantanal, Brazil). *Ardeola*, 60 (1), 99–112. doi:10.13157/arla.60.1.2012.99
- Ludwig, G., Schnittler, M. & Vollmer, I. (1996). *Rote Liste gefährdeter pflanzen Deutschlands*. Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg.
- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Arthington, A. H., Baigun, C., Bossenbroek, L., Dickens, C. et al. (2023). People need freshwater biodiversity. *WIREs Water*, 10 (3), e1633. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/wat2.1633

- Malvestuto, S. P. (1983). Sampling the recreational fishery. In L.A. Nielsen & D.L. Johnson (Hrsg.), *Fisheries techniques* (S. 397–419). Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Manning, R. E., Anderson, L. E. & Pettengill, P. (2017). *Managing outdoor recreation: Case studies in the national parks* (2. Auflage). Cambridge, Massachusetts: CABI. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1079/9781786391025.0000>
- Marburg, A. E., Turner, M. G. & Kratz, T. K. (2006). Natural and Anthropogenic Variation in Coarse Wood among and within Lakes. *Journal of Ecology*, 94 (3), 558–568. [Wiley, British Ecological Society].
- Mardia, K., Kent, J. & Bibby, J. (1979). *Multivariate analysis* (1. Auflage). London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco: Academic Press.
- Mason, P. (2005). Visitor management in protected areas: from 'hard' to 'soft' approaches? *Current Issues in Tourism*, 8 (2–3), 181–194. Routledge. doi:10.1080/13683500508668213
- Matern, S., Emmrich, M., Klefoth, T., Wolter, C., Nikolaus, R., Wegener, N. et al. (2019). Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology*, 94 (6), 865–881. doi:10.1111/jfb.13989
- Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Hussner, A., Simon, J. & Arlinghaus, R. (2022). Fish community composition in small lakes: The impact of lake genesis and fisheries management. *Freshwater Biology*, 67 (12), 2130–2147. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/fwb.14001
- Matern, S., Robichon, C., Nikolaus, R., Monk, C.T., Arlinghaus, R. 2023. Environmental determinants of coarse woody habitat in gravel pit lakes. *Lake and Reservoir Management*, 39, 3, 259–272.
- Mayer, M., Natusch, D. & Frank, S. (2019). Water body type and group size affect the flight initiation distance of European waterbirds. *PLOS ONE*, 14 (7), e0219845. Public Library of Science. doi:10.1371/journal.pone.0219845
- Mayring P. 2022. Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken. 13. Auflage. Beltz.
- McDougall, C. W., Quilliam, R. S., Hanley, N. & Oliver, D. M. (2020). Freshwater blue space and population health: An emerging research agenda. *Science of The Total Environment*, 737, 140196. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140196
- McDuiie, F., Lorenz, A. A., Klinger, R. C., Overton, C. T., Feldheim, C. L., Ackerman, J. T. et al. (2021). Informing wetland management with waterfowl movement and sanctuary use responses to human-induced disturbance. *Journal of Environmental Management*, 297, 113170. doi:10.1016/j.jenvman.2021.113170
- McFadden, T. N., Herrera, A. G. & Navedo, J. G. (2017). Waterbird responses to regular passage of a birdwatching tour boat: Implications for wetland management. *Journal for Nature Conservation*, 40, 42–48. doi:10.1016/J.JNC.2017.09.004
- Meyer, N., Schafft, M., Wegner, B., Wolter, C., Arlinghaus, R., Venohr, M. et al. (2021). A day on the shore: Ecological impacts of non-motorised recreational activities in and around inland water bodies. *Journal for Nature Conservation*, 64, 126073. Urban & Fischer.
- Meyer, N., Swiatloch, A., Dittrich, S. & von Oheimb, G. (2023). Lakeshore vegetation: More resilient towards human recreation than we think? *Ecology and Evolution*, 13 (7), e10268. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/ece3.10268
- Meyerhoff, J., Klefoth, T. & Arlinghaus, R. (2019). The value artificial lake ecosystems provide to recreational anglers: Implications for management of biodiversity and outdoor

- recreation. *Journal of Environmental Management*, 252, 109580. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109580
- Meyerhoff, J., Klefoth, T. & Arlinghaus, R. (2022). Ecosystem service trade-offs at small lakes: Preferences of the public and anglers. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 25 (3), 1–11. doi:10.14321/aehm.025.03.01
- Miller, A., Winter, P. L., Sánchez, J. J., Peterson, D. L. & Smith, J. W. (2022). Climate change and recreation in the Western United States: Effects and opportunities for adaptation. *Journal of Forestry*, 120 (4), 453–472. doi:10.1093/jofore/fvab072
- Miller, S.G., Knight, R. L. & Miller, C. K. (2001). Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 29 (1), 124–132. [Wiley, Wildlife Society].
- Møller, A. P. (2008). Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology*, 19 (6), 1095–1102. doi:10.1093/beheco/arn103
- Monz, C. A., Pickering, C. M. & Hadwen, W. L. (2013). Recent advances in recreation ecology and the implications of different relationships between recreation use and ecological impacts. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11 (8), 441–446. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1890/120358
- Moore, M. J. C. & Seigel, R. A. (2006). No place to nest or bask: Effects of human disturbance on the nesting and basking habits of yellow-blotched map turtles (*Graptemys flavimaculata*). *Biological Conservation*, 130 (3), 386–393. doi:10.1016/j.biocon.2006.01.001
- Müller, H. (2012). *Zulässigkeit und Grenzen der Ausgestaltung/Einschränkung von Fischereirechten an Baggerseen: Rechtsgutachten*. Landesfischereiverband Bayern.
- Müller, Z., Jakab, T., Tóth, A., Dévai, G., Szállassy, N., Kiss, B. et al. (2003). Effect of sports fisherman activities on dragonfly assemblages on a Hungarian river floodplain. *Biodiversity & Conservation*, 12 (1), 167–179. doi:10.1023/A:1021220220039
- Murphy, K. J. & Eaton, J. W. (1983). Effects of Pleasure-Boat Traffic on Macrophyte Growth in Canals. *Journal of Applied Ecology*, 20 (3), 713–729. [British Ecological Society, Wiley]. doi:10.2307/2403122
- Murray, B. G. (2000). Measuring Annual Reproductive Success in Birds. *The Condor*, 102 (2), 470–473. doi:https://doi.org/10.1093/condor/102.2.470
- Neely, B. C., Steffen, S. F. & Koch, J. D. (2022). A meta-analysis of shoreline angling metrics in large impoundment and associated tailwaters in Kansas with implications for angler access. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 125 (3–4), 137–147. doi:10.1660/062.125.0304
- Nemoz, M., Cadi, A. & Thienpont, S. (2004). Effects of recreational fishing on survival in an *Emys orbicularis* population. *Biologia*, 59 (14), 185–189.
- Neter, J., Kutner, M. H., Nachtsheim, C. J. & Wasserman, W. (1996). Applied linear statistical models. Irwin Chicago.
- Niesar, M., Arlinghaus, R., Rennert, B. & Mehner, T. (2004). Coupling insights from a carp, *Cyprinus carpio*, angler survey with feeding experiments to evaluate composition, quality and phosphorus input of groundbait in coarse fishing. *Fisheries Management and Ecology*, 11 (3–4), 225–235. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/j.1365-2400.2004.00400.x
- Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Klefoth, T., Maday, A., Wolter, C. et al. (2020). Einfluss anglerischer Bewirtschaftung auf die Biodiversität von Baggerseen: Eine vergleichende Studie verschiedener gewässergebundener Organismengruppen. *Lauterbornia*, 87, 153–181.

- Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Maday, A., Wolter, C., Klefoth, T. et al. (2022). Influence of protected riparian areas on habitat structure and biodiversity in and at small lakes managed by recreational fisheries. *Fisheries Research*, 256, 106476. Elsevier.
- Nikolaus, R., Schafft, M., Maday, A., Klefoth, T., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2021). Status of aquatic and riparian biodiversity in artificial lake ecosystems with and without management for recreational fisheries: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31 (1), 153–172.
- Norris, R. H., Webb, J. A., Nichols, S. J., Stewardson, M. J. & Harrison, E. T. (2012). Analyzing cause and effect in environmental assessments: using weighted evidence from the literature. *Freshwater Science*, 31 (1), 5–21. doi:10.1899/11-027.1
- Nussear, K. E., Esque, T. C., Heaton, J. S., Cabilk, M. E., Drake, K. K., Valentin, C. et al. (2008). Are wildlife detector dogs or people better at finding Desert Tortoises (*Gopherus agassizii*)? *Herpetological Conservation and Biology*, 3 (1), 103–115.
- Oberdorff, T. (2022). Time for decisive actions to protect freshwater ecosystems from global changes. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 423 (19), 1–11. doi:10.1051/kmae/2022017
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J.-B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104 (1), 59–70. doi:10.1016/S0006-3207(01)00154-9
- O'Higgins, T. G., Lago, M. & DeWitt, T. H. (2020). *Ecosystem-based management, ecosystem services and aquatic biodiversity: Theory, tools and applications*. Springer Nature.
- Oliver, D. M. (1985). Managing inland water for leisure and recreation — an example from Southern England. *Environmentalist*, 5 (3), 171–178. doi:10.1007/BF02237605
- Ostendorp, W., Gretler, T., Mainberger, M., Peintinger, M. & Schmieder, K. (2009). Effects of mooring management on submerged vegetation, sediments and macro-invertebrates in Lake Constance, Germany. *Wetlands Ecology and Management*, 17 (5), 525–541. doi:10.1007/s11273-008-9128-0
- Ostendorp, W., Hofmann, H., Teufel, L. & Miler, O. (2020). Effects of a retaining wall and an artificial embankment on nearshore littoral habitats and biota in a large Alpine lake. *Hydrobiologia*, 847 (2), 365–389. doi:10.1007/s10750-019-04099-8
- O'Toole, A. C., Hanson, K. C. & Cooke, S. J. (2009). The effect of shoreline recreational angling activities on aquatic and riparian habitat within an urban environment: Implications for conservation and management. *Environmental Management*, 44 (2), 324–334. doi:10.1007/s00267-009-9299-3
- Ott, J., Conze, K.-J., Günther, A., Lohr, M., Mauersberger, R., Roland, H.-J. et al. (2015). Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). *Libellula Supplement*, 14, 395–422.
- OVG Lüneburg 2019. Normenkontrollantrag eines Fischereiverbandes gegen Naturschutzgebietsverordnung. *Natur und Recht*. 41(11):773-778. doi:10.1007/s10357-019-3606-4
- OVG Magdeburg 2023. Normenkontrolle der Landesverordnung zur Unterschutzstellung der Natura 2000-Gebiete im Land Sachsen-Anhalt; Verbot der Angelischerei. *Natur und Recht* 45(9):623-635. doi:10.1007/s10357-023-4236-4
- Park, J.-H., Park, H.-W., Sung, H.-C. & Park, S.-R. (2006). Effect of fishing activity on nest selection and density of waterfowls in Namyang Lake. *Journal of Ecology and Environment*, 29 (3), 213–217. The Ecological Society of Korea.
- Pielou, E. C. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. New York, USA, Wiley-Interscience.

- Pirotta, E., Thomas, L., Costa, D. P., Hall, A. J., Harris, C. M., Harwood, J. et al. (2022). Understanding the combined effects of multiple stressors: A new perspective on a longstanding challenge. *Science of The Total Environment*, 821, 153322. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.153322
- Poiger, T., Buser, H. R., Balmer, M. E., Bergqvist, P. A. & Muller, M. D. (2004). Occurrence of UV filter compounds from sunscreens in surface waters: regional mass balance in two Swiss lakes. *Chemosphere*, 55 (7), 951–963. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.01.012
- Pollock, K. H. (1994). Angler survey methods and their applications in fisheries management. *American Fisheries Society Special Publication*, 25.
- Pröbstl-Haider, U., Gugerell, K. & Maruthaveeran, S. (2023). Covid-19 and outdoor recreation – Lessons learned? Introduction to the special issue on “Outdoor recreation and Covid-19: Its effects on people, parks and landscapes”. *Special Issue on Covid-19 and outdoor recreation*, 41, 100583. doi:10.1016/j.jort.2022.100583
- Pullin, A.S., Knight, T.M., Stone, D.A., Charman, K. 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision making? *Biological Conservation* 119, 245–252.
- Pühringer, N. (2011). Relikte der Angelfischerei, eine latente Bedrohung für seltene Vogelarten - zwei Beispiele aus Linz. *ÖKO.L Zeitschrift für Ökologie, Natur- und Umweltschutz*, 31–35.
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R, Wien Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Radinger, J., Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C. T. et al. (2023). Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science*, 379 (6635), 946–951. American Association for the Advancement of Science. doi:10.1126/science.adf0895
- Radomski, P., Bergquist, L. A., Duval, M. & Williquett, A. (2010). Potential impacts of docks on littoral habitats in Minnesota lakes. *Fisheries*, 35 (10), 489–495. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1577/1548-8446-35.10.489
- Rahel, F. J. (2000). Homogenization of Fish Faunas Across the United States. *Science*, 288 (5467), 854–856. American Association for the Advancement of Science. doi:10.1126/science.288.5467.854
- Randler, C. (2006). Disturbances by dog barking increase vigilance in coots *Fulica atra*. *European Journal of Wildlife Research*, 52 (4), 265–270. doi:10.1007/s10344-006-0049-z
- Rashidi, M., Chamani, A. & Moshtaghi, M. (2019). The Influence of Transport Infrastructure Development on Bird Diversity and Abundance. *Ekológia (Bratislava)*, 38 (2), 178–188. doi:doi:10.2478/eko-2019-0014
- Reddy, S. M. W., Montambault, J., Masuda, Y. J., Keenan, E., Butler, W., Fisher, J. R. B. et al. (2017). Advancing conservation by understanding and influencing human behavior. *Conservation Letters*, 10 (2), 248–256. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/conl.12252
- Reichholf, J. H. (1970). Der Einfluß von Störungen durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am unteren Inn. *Aula*.
- Reichholf, J. H. (1988). Auswirkung des Angelns auf die Brutbestände von Wasservögeln im Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung “Unterer Inn”. *Vogelwelt*, 109, 206–221.
- Reihholf, J. (1995). Wann stört der Mensch? In: Strojec, R. (Hrsg.): Fließgewässer und Freizeitsport. Dokumentation der Fachtagung "Ökologische Bewertung von Sport- und Freizeitaktivitäten in Fließgewässern" vom DSG, Hessische Kanuschule und Bildungswerk des Landessportbundes Hessen am 9.11.95 in Neu-Isenburg - DSB.

- Reichholz, J. H. (2001). Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen. Laufener Seminarbeitr. 1/01: 11-16. *Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege. Laufen/Salzach.*
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J. et al. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94 (3), 849–873. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/brv.12480
- Remsburg, A. J. & Turner, M. G. (2009). Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28 (1), 44–56. The University of Chicago Press. doi:10.1899/08-004.1
- Riva, F. & Fahrig, L. (2022). The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. *Conservation Letters*, 15 (3), e12881. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/conl.12881
- Rodríguez-Prieto, I. & Fernández-Juricic, E. (2005). Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog *Rana iberica* at individual and population levels. *Biological Conservation*, 123 (1), 1–9. doi:10.1016/j.biocon.2004.10.003
- Ros, M., Vázquez-Luis, M. & Guerra-García, J. M. (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. *Main results from the XVII Iberian Symposium of Marine Biology Studies*, 83, 94–103. doi:10.1016/j.seares.2013.04.004
- Rousseeuw PJ (1987) Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics* 20: 53–65, doi: 10.1016/0377-0427(87)90125-7
- Ryan, P. G. (2018). Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 159–164. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.06.057
- Sagerman, J., Hansen, J. P. & Wikström, S. A. (2020). Effects of boat traffic and mooring infrastructure on aquatic vegetation: A systematic review and meta-analysis. *Ambio*, 49 (2), 517–530. doi:10.1007/s13280-019-01215-9
- Sale, P. F., Cowen, R. K., Danilowicz, B. S., Jones, G. P., Kritzer, J. P., Lindeman, K. C. et al. (2005). Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 20 (2), 74–80. Elsevier. doi:10.1016/j.tree.2004.11.007
- Santangeli, A., Weigel, B., Antão, L. H., Kaarlejärvi, E., Hälfors, M., Lehikoinen, A. et al. (2023). Mixed effects of a national protected area network on terrestrial and freshwater biodiversity. *Nature Communications*, 14 (1), 5426. doi:10.1038/s41467-023-41073-4
- Schafft, M., Nikolaus, R., Matern, S., Radinger, J., Maday, A., Klefoth, T. et al. (2024). Impact of water-based recreation on aquatic and riparian biodiversity of small lakes. *Journal for Nature Conservation*, 78, 126545. doi:10.1016/j.jnc.2023.126545
- Schafft, M., Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2021). Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: a global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 288 (1959), 20211623. The Royal Society.
- Schafft, M., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2024). Ökologische Auswirkung von Freizeitaktivitäten an Gewässern – eine globale Metaanalyse. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 17. doi:10.3243/kwe2024.04.002
- Scheuhammer, A. M. & Norris, S. L. (1996). The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. *Ecotoxicology*, 5 (5), 279–295. doi:10.1007/BF00119051

- Schindler, M., Fesl, C. & Chovanec, A. (2003). Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 497 (1), 169–180. doi:10.1023/A:1025476220081
- Schmitt, C., Oetken, M., Dittberner, O., Wagner, M. & Oehlmann, J. (2008). Endocrine modulation and toxic effects of two commonly used UV screens on the aquatic invertebrates *Potamopyrgus antipodarum* and *Lumbriculus variegatus*. *environmental pollution*, 152 (2), 322–329. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.031
- Searcy, W. A. & Beecher, M. D. (2009). Song as an aggressive signal in songbirds. *Animal Behaviour*, 78 (6), 1281–1292. doi:10.1016/j.anbehav.2009.08.011
- 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 (2), 115–134. doi:10.1016/0006-3207(88)90095-X
- Seekell, D., Cael, B. B. & Byström, P. (2022). Problems with the Shoreline Development Index—a widely used metric of lake shape. *Geophysical Research Letters*, 49 (10), e2022GL098499. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1029/2022GL098499
- Seer, F. K., Irmler, U. & Schrautzer, J. (2015). Effects of trampling on beach plants at the Baltic Sea. *Folia Geobotanica*, 50 (4), 303–315. doi:10.1007/s12224-015-9230-z
- Selman, W., Qualls, C. & Owen, J. C. (2013). Effects of human disturbance on the behavior and physiology of an imperiled freshwater turtle. *The Journal of Wildlife Management*, 77 (5), 877–885. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/jwmg.538
- Sequeiros, L. C. M., Castán, N. P. & Soler, A. P. (2018). Effect of fish stocking on alpine populations of European common frog (*Rana temporaria*) in the Pyrénées National Park. *Herpetological Journal*, 28 (1), 43–49.
- Sexton, A.N., Beisel, JN., Staentzel, C. et al. 2024 Inland navigation and land use interact to impact European freshwater biodiversity. *Nature Ecology and Evolution*, <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02414-8>
- Shephard, S., List, C. J. & Arlinghaus, R. (2023). Reviving the unique potential of recreational fishers as environmental stewards of aquatic ecosystems. *Fish and Fisheries*, 24 (2), 339–351. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/faf.12723
- Shulse, C. D., Semlitsch, R. D., Trauth, K. M. & Williams, A. D. (2010). Influences of Design and Landscape Placement Parameters on Amphibian Abundance in Constructed Wetlands. *Wetlands*, 30 (5), 915–928. doi:10.1007/s13157-010-0069-z
- Sime, C. A. (1999). Domestic dogs in wildlife habitats (Montana Chapter of the Wildlife Society). *Effects of recreation on Rocky Mountain wildlife: a review for Montana* (S. 307).
- Smallhorn-West, P. F., Cohen, P. J., Morais, R. A., Januchowski-Hartley, F. A., Ceccarelli, D., Malimali, S. et al. (2022). Hidden benefits and risks of partial protection for coral reef fisheries. *Ecology and Society*, 27 (1). The Resilience Alliance. doi:10.5751/ES-13112-270126
- Smith, BJ., Chipps, S. R., Grote, J. D., Mecham, J., Stevens, T. M. & Rapp, T. (2019). Comparison of aquatic invertebrate communities in near-shore areas with high or low boating activity. *Journal of Freshwater Ecology*, 34 (1), 189–198. Taylor & Francis. doi:10.1080/02705060.2018.1556746
- Smith, ERC., Bennion, H., Sayer, C. D., Aldridge, D. C. & Owen, M. (2020). Recreational angling as a pathway for invasive non-native species spread: awareness of biosecurity and the risk of long distance movement into Great Britain. *Biological Invasions*, 22 (3), 1135–1159. doi:10.1007/s10530-019-02169-5

- Spernbauer, B. S., Monz, C., D'Antonio, A. & Smith, J. W. (2023). Factors influencing informal trail conditions: Implications for management and research in Urban-Proximate parks and protected areas. *Landscape and Urban Planning*, 231, 104661. doi:10.1016/j.landurbplan.2022.104661
- 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*, 74, 981–992. doi:10.2478/s11756-019-00221-2
- Stalmaster, M. V. & Kaiser, J. L. (1998). Effects of recreational activity on wintering bald eagles. *Wildlife Monographs*, (137), 3–46. [Wiley, Wildlife Society].
- Stasko, A. D., Patenaude, T., Strecker, A. L. & Arnott, S. E. (2012). Portage connectivity does not predict establishment success of canoe-mediated dispersal for crustacean zooplankton. *Aquatic Ecology*, 46 (1), 9–24. doi:10.1007/s10452-011-9378-4
- Stewart, G. B., Pullin, A. S. & Coles, C. F. (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation*, 34 (1), 1–11. doi:10.1017/S0376892907003554
- Stock, M., Bergmann, H.-H., Helb, H.-W., Keller, V., Schnidrig-Petrig, R. & Zehnter, H.-C. (1994). Der Begriff Störung in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 3 (1994), 49–57.
- Stoll-Kleemann, S. (2001). Opposition to the designation of protected areas in Germany. *Journal of Environmental Planning and Management*, 44 (1), 109–128. Routledge. doi:10.1080/09640560123606
- Sun, J., Doeser, A., Cao, Y., Lv, X., Li, W. & Liu, F. (2022). Regional macrophyte diversity is shaped by accumulative effects across waterbody types in southern China. *Aquatic Botany*, 176, 103468. doi:10.1016/j.aquabot.2021.103468
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S. Dolman, P.M. (2004) The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 305-308.
- Suski, C. D. & Cooke, S. J. (2007). Conservation of aquatic resources through the use of freshwater protected areas: Opportunities and challenges. *Biodiversity and Conservation*, 16 (7), 2015–2029. doi:10.1007/s10531-006-9060-7
- Svensson, L., Mularney, K. & Zetterström, D. (2017). *Der Kosmos Vogelführer: alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens* (Kosmos-Naturführer). Kosmos. Verfügbar unter: <https://books.google.de/books?id=grIEMQAAQAAJ>
- Tablado, Z. & Jenni, L. (2017). Determinants of uncertainty in wildlife responses to human disturbance. *Biol Rev Camb Philos Soc*, 92 (1), 216–233. doi:10.1111/brv.12224
- Terui, A., Urabe, H., Senzaki, M. & Nishizawa, B. (2023). Intentional release of native species undermines ecological stability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120 (7), e2218044120. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi:10.1073/pnas.2218044120
- Thyssen, B. (2010). Wann ist erheblich “erheblich”? *Natur und Recht*, 32 (1), 9–17. doi:10.1007/s10357-009-1790-3
- Timm, H. & Möls, T. (2012). Littoral macroinvertebrates in Estonian lowland lakes: the effects of habitat, season, eutrophication and land use on some metrics of biological quality. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (2), 145–156. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers. doi:10.1127/1863-9135/2012/0203
- Topál, J., Gácsi, M., Miklósi, Á., Virányi, Z., Kubinyi, E. & Csányi, V. (2005). Attachment to humans: a comparative study on hand-reared wolves and differently socialized dog puppies. *Animal Behaviour*, 70 (6), 1367–1375. doi:10.1016/j.anbehav.2005.03.025

- Trovillion, D. C., Sauer, E. L., Shay, G., Crone, E. R. & Preston, D. L. (2023). Habitat complexity, connectivity, and introduced fish drive pond community structure along an urban to rural gradient. *Ecological Applications*, *n/a* (*n/a*), e2828. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/eap.2828
- Tuite, C., Owen, M. & Paynter, D. (1983). Interaction between wildfowl and recreation at Llangorse lake and Talybont Reservoir, South Wales. *Wildfowl*, *34* (34), 48–63.
- Uchida, K. & Ushimaru, A. (2014). Biodiversity has been maintained with intermediate disturbance in traditional agricultural lands. *Bulletin of the Ecological Society of America*, *95* (4), 439–443. JSTOR.
- Uzarski, D. G., Burton, T. M., Kolar, R. E. & Cooper, M. J. (2009). The ecological impacts of fragmentation and vegetation removal in Lake Huron's coastal wetlands. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, *12* (1), 45–62. doi:10.1080/14634980802690881
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern applied statistics with S* (Fourth.). New York: Springer. Verfügbar unter: <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Venohr, M., Langhans, S. D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L. et al. (2018). The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, *26* (2), 199–213. doi:10.1139/er-2017-0024
- Vermaat, J. E. & Debruyne, R. J. (1993). Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland River Vecht (The Netherlands). *Freshwater Biology*, *30* (1), 147–157. doi:10.1111/j.1365-2427.1993.tb00795.x
- Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. (2000). Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *57* (10), 2022–2031. NRC Research Press. doi:10.1139/f00-156
- Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A. & Neuvonen, M. (2010). Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, *91* (4), 984–994. doi:10.1016/j.jenvman.2009.12.005
- Vilizzi, L., Tarkan, A. S. & Copp, G. H. (2015). Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of Common Carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, *23* (3), 253–290. Taylor & Francis. doi:10.1080/23308249.2015.1051214
- 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.
- Von Ruschkowski, E. & Mayer, M. (2011). From conflict to partnership? Interactions between protected areas, local communities and operators of tourism enterprises in two German national park regions. *Journal of Tourism and Leisure Studies*, *17* (2), 147–181.
- Walsh, J.C., Dicks, L.V., Raymond, C.M., Sutherland, W.J. 2019. A typology of barriers and enablers of scientific evidence use in conservation practice. *Journal of Environmental Management* *250*, 109481.
- Waterstraat, A. (2002). Fischbesatz in natürlichen Gewässern Deutschlands. *Natur und Landschaft*, *77*, 446–454.
- Wegner, B., Meyer, N. & Wolter, C. (2023). Paddling impacts on aquatic macrophytes in inland waterways. *Journal for Nature Conservation*, *72*, 126331. doi:10.1016/j.jnc.2023.126331
- Weibel, U. & Wolf, J. (2002). Nachhaltige Fischerei—genetische und andere Auswirkungen von Besatzmaßnahmen. *Natur und Landschaft*, *77* (11), 437–445.

- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems* (3. Auflage). Academic Press.
- Wichmann, G. (2010). Störungseinfluss der Angelfischerei zur Brutzeit auf Wasser-und Schilfvögel in der Unteren Lobau (Nationalpark Donau-Auen). *Egretta*, 51, 108–113.
- Williams, A. E. & Moss, B. (2001). Angling and conservation at Sites of Special Scientific Interest in England: economics, attitudes and impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11 (5), 357–372. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/aqc.466
- Williams, M. I., Paige, G. B., Thurow, T. L., Hild, A. L. & Gerow, K. G. (2011). Songbird Relationships to Shrub-Steppe Ecological Site Characteristics. *Rangeland Ecology & Management*, 64 (2), 109–118. doi:10.2111/REM-D-10-00076.1
- Wilson, J. B. (1990). Mechanisms of species coexistence: twelve explanations for Hutchinson's „paradox of the plankton“: evidence from New Zealand plant communities. *New Zealand Journal of Ecology*, 13 (1), 17–42. New Zealand Ecological Society.
- Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2003). Navigation impacts on freshwater fish assemblages: The ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13 (1), 63–89. doi:10.1023/A:1026350223459
- Wood, P. J., Greenwood, M. T., Barker, S. A. & Gunn, J. (2001). The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biological Conservation*, 102 (1), 17–29. doi:10.1016/S0006-3207(01)00087-8
- Xiong, F., Infante, D. M., Olden, J. D., Gao, W., Wang, L. & Chen, Y. (2023). River–lake connectivity, wetland, and human stress factors shape fish diversity (alpha and beta) patterns in the middle and lower Yangtze River, China. *Landscape Ecology*. doi:10.1007/s10980-023-01616-y
- Yalden, D. W. (1992). The influence of recreational disturbance on common sandpipers *Actitis hypoleucos*, breeding by an upland reservoir, in England. *Biological Conservation*, 61 (1), 41–49. doi:10.1016/0006-3207(92)91206-8
- Yousef, Y. A., McLellan, W. M. & Zebuth, H. H. (1980). Changes in phosphorus concentrations due to mixing by motorboats in shallow lakes. *Water Research*, 14 (7), 841–852. doi:10.1016/0043-1354(80)90265-1
- Zhao, T., Grenouillet, G., Pool, T., Tudesque, L. & Cucherousset, J. (2016). Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 25 (3), 412–421. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/eff.12222
- Zolderdo, A. J., Abrams, A. E. I., Reid, C. H., Suski, C. D., Midwood, J. D. & Cooke, S. J. (2019). Evidence of fish spillover from freshwater protected areas in lakes of eastern Ontario. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29 (7), 1106–1122. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1002/aqc.3155
- Zwirnmann, E., Krüger, A. & Gelbrecht, J. (1999). Analytik im zentralen Chemicelabor des IGB. *Berichte des IGB*, 9, 3–24.