

## **Fachgebiet für spezielle Zoologie**

### Anthropogene Einflüsse auf die Avifauna in Flusslandschaften der Alpen

**Aurelia Munck**

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ. Prof. Dr. H.-R. Fries

Prüfer der Dissertation:

1. Univ. Prof. Dr. H.-J. Leppelsack
2. Univ. Prof. Dr. W. Schröder, i. R.

Die Dissertation wurde am 19.10.2006 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 07.05.2007 angenommen.

Zusammenfassung.....	4
Einleitung .....	8
1.1. Die Avifauna als Instrument im modernen Naturschutz .....	8
1.2. Untersuchungsgebiete: Flusslandschaften .....	14
1.3. Fokus der Studie.....	19
1.3.1. Leitarten und Gewässerparameter .....	19
1.3.2. Avifauna der Flusslandschaft .....	21
Material und Methoden .....	23
2.1. Untersuchungsgebiete.....	23
2.1.1. Landschaftsparameter der einzelnen Gebiete.....	23
2.1.2. Intensität anthropogener Beeinflussung.....	43
2.1.3. Gewässermorphologie.....	43
2.2. Klimadaten .....	53
2.3. Datenaufnahme zur Avifauna .....	54
2.3.1. Reduzierte linienförmige Revierkartierung der Leitarten.....	54
2.3.2. Punkttaxierungen .....	55
2.4. Statistik und Datenanalyse .....	58
2.4.1. Struktur der Datenanalyse .....	58
2.4.2. Art-Art Korrelationen .....	58
2.4.3. Vogeldaten und Habitatparameter .....	59
Ergebnisse.....	63
3.1. Spezialisierte Flussvogelarten und Fliessgewässerparameter.....	63
3.1.1. Punkt Stopp Zählungen der Leitarten alpiner Fliessgewässer .....	63
3.1.2. Vertiefende Studie zu Leitarten und Gewässerqualität.....	69
3.1.3. Resümee zu den spezialisierten Flussvogelarten und dem Gewässerzustand .....	78
3.2. Avifauna der ufernahen alpinen Flusslandschaften.....	79
3.2.1. Artenliste der Punkt Stopp Zählungen .....	79
3.2.2. Akustische und visuelle Registrierung bei der Punkt Stopp Zählung .....	81
3.2.3. Avifauna und Intensität anthropogener Beeinflussung.....	83
3.2.4. Resümee zur Avifauna ufernaher alpiner Flusslandschaften .....	122

Diskussion .....	123
4.1. Evaluierung der für die Vogelbestandsaufnahmen verwendeten Methoden und Einflussgrößen .....	123
4.1.1. Reduzierte linienförmige Revierkartierung.....	123
4.1.2. Punkt-Stopp Zählungen.....	125
4.1.3. Raum und Zeit .....	129
4.1.4. Einfluss der geographischen Lage .....	129
4.2. Spezialisierte Flussvogelarten und Gewässerparameter .....	131
4.2.1. Zonierung des Fliessgewässers.....	131
4.2.3. Zur ökologischen Relevanz von Gewässergüte und Gewässerstruktur .....	135
4.2.4. Gewässerstruktur und Flussvogelarten .....	137
4.3. Avifauna und Landschaftsstruktur .....	139
4.3.1. Einzelne Landschaftselemente und Artenreichtum .....	139
4.3.2. Auswirkungen anthropogener Nutzung .....	142
4.4. Die Avifauna als ein zukunftsweisendes Instrument im angewandten Naturschutz .....	151
4.4.1. Vögel als Indikatoren für den Zustand des Fliessgewässers.....	151
4.4.2. Vögel als Indikatoren für die Strukturdiversität.....	153
Literatur .....	155
Anhang.....	166
Karten und Kartierdetails.....	I - II, XXVII - XXVIII
Artenlisten.....	VII - XXVI
Publikationsliste	
Danksagung	
Curriculum vitae	

## Zusammenfassung

Alpine Flusslandschaften haben einen hohen Naturschutzwert, unterliegen jedoch in Mitteleuropa intensiver anthropogener Nutzung. Fokus der vorliegenden Studie war die Evaluierung anthropogener Beeinflussung hinsichtlich der Vogelgesellschaften. Hierzu wurden insgesamt 30 Untersuchungsgebiete in den bayerischen Alpen ausgewählt, die ein breites Spektrum von naturnah bis stark beeinflusst aufweisen. Mittels reduzierten Revierkartierungen und Punkt Stopp Zählungen wurden die Charaktervogelarten des Lebensraums „Fließgewässer“ sowie die Avifauna im angrenzenden Uferbereich aufgenommen. In die Auswertungen gingen neben der Artendiversität auch die Struktur der Vogelgesellschaften und einzelne ökologische Gruppen mit ein.

Es zeigte sich, dass eine gute Gewässerstruktur signifikant positive Auswirkungen auf das Vorkommen von drei spezialisierten Flussvogelarten hat: Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*), Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Wasseramsel (*Cinclus cinclus*). Wasseramsel und Gänsesäger kommen signifikant häufig in denselben Flussabschnitten vor. Der Grad der Spezialisierung der Flussvogelarten auf naturnahe Gewässerstrukturen ist hoch. Die Abundanz der Flussvogelarten reagiert positiv auf unterschiedliche naturnahe Gewässerstrukturen, wie beispielsweise diverse Uferstruktur und hohe Breitenvarianz.

Den höchsten Grad an Spezialisierung zeigt die Wasseramsel. Ausgeprägtester Generalist ist hier die Gebirgsstelze. Nur die Wasseramsel zeigt eine positive Reaktion auf unbelastete Gewässergüte. Die zentralen Ergebnisse zu den Flussvogelarten und den Fließgewässerparametern sind in Abb. 1 dargestellt.

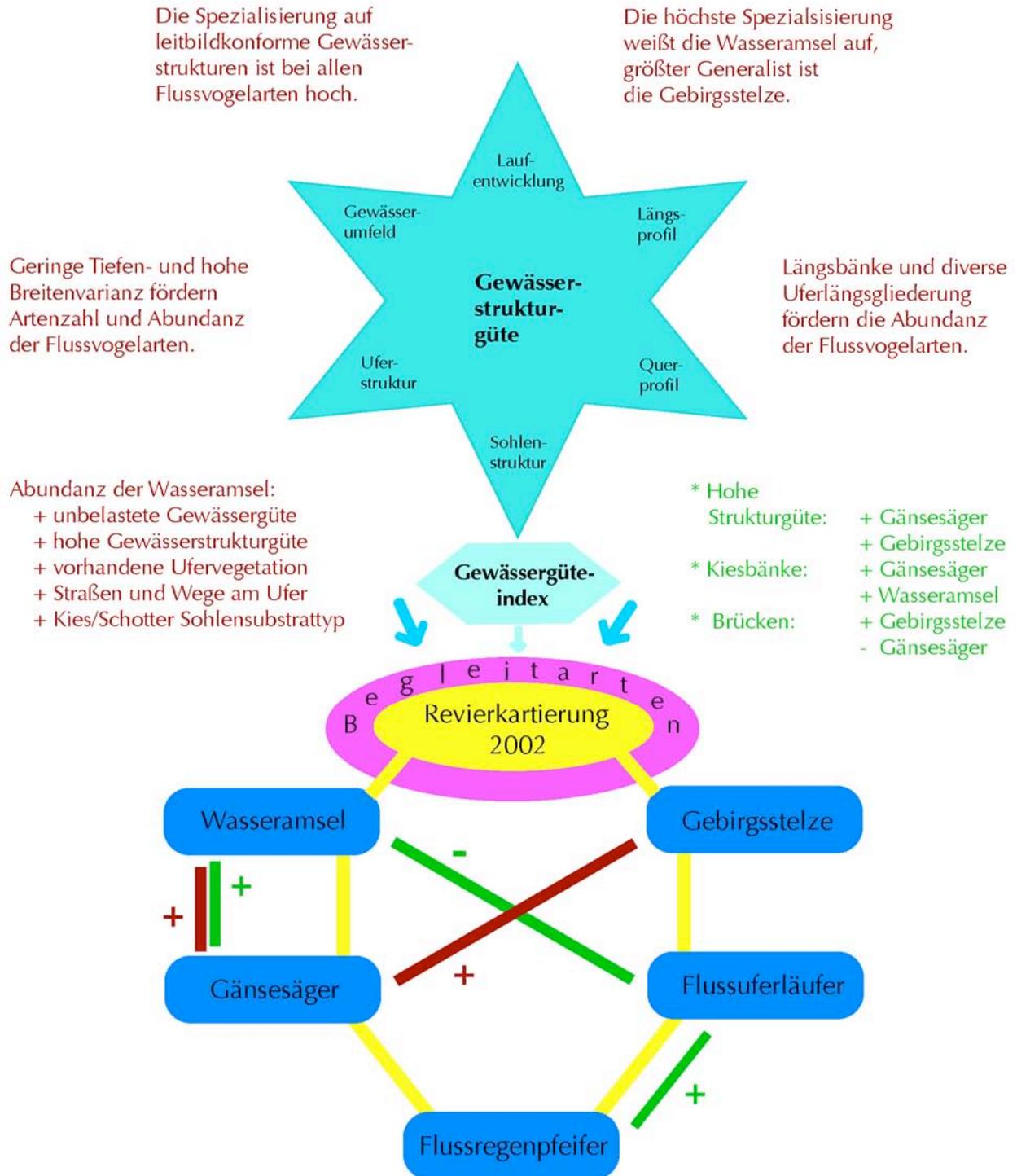


Abb. 1:  
 Übersicht wichtiger Ergebnisse zu den Flussvogelarten und der Gewässerstrukturgüte sowie der Gewässergüte (Saprobie). Rot - Revierkartierungsdaten, Grün - Punkt Stopp Zählenden.

Hinsichtlich der Avifauna im Uferbereich ergab sich, dass naturnahe Untersuchungsgebiete im Vergleich zu mäßig und stark genutzten Gebieten eine geringere Artendiversität aufweisen. Die ökologischen Gruppen reagieren differenziert, aber keine bevorzugt naturnahe Verhältnisse, oder wird beeinträchtigt durch intensive anthropogene Nutzung. Unter den einzelnen Landschaftsparametern ist vor allem der positive Effekt von intensivierter milchwirtschaftlicher Nutzung (Weiden, Mähwiesen) sowie Straßen und Wegen auf die Artendiversität auffällig. Bei detaillierten Auswertungen bezüglich der einzelnen Arten ergab sich allerdings auch, dass durch hohe Nutzungsintensitäten vor allem die Artenzahl häufiger Arten gefördert wird. Seltene und bedrohte Arten werden durch infrastrukturelle Nutzung in den Gebieten deutlich beeinträchtigt. So kommen beispielsweise fünf der kartierten Rote Liste Arten: Braunkehlchen, Graureiher, Grünspecht, Grauspecht und Karmingimpel nie in Gebieten vor mit einem Anteil an Siedlungen, Straßen und Wegen, der über 10 % liegt. Eine Übersicht der wichtigsten Ergebnisse zur Avifauna im Uferbereich ist in Abb. 2 dargestellt.

Die Ergebnisse der Studie unterstreichen den hohen Wert avifaunistischer Analysen für naturschutzfachliche Evaluierungen und heben die Bedeutung einer differenzierten Betrachtung der Reaktion der Artendiversität auf anthropogene Nutzung in alpinen Flusslandschaften hervor.

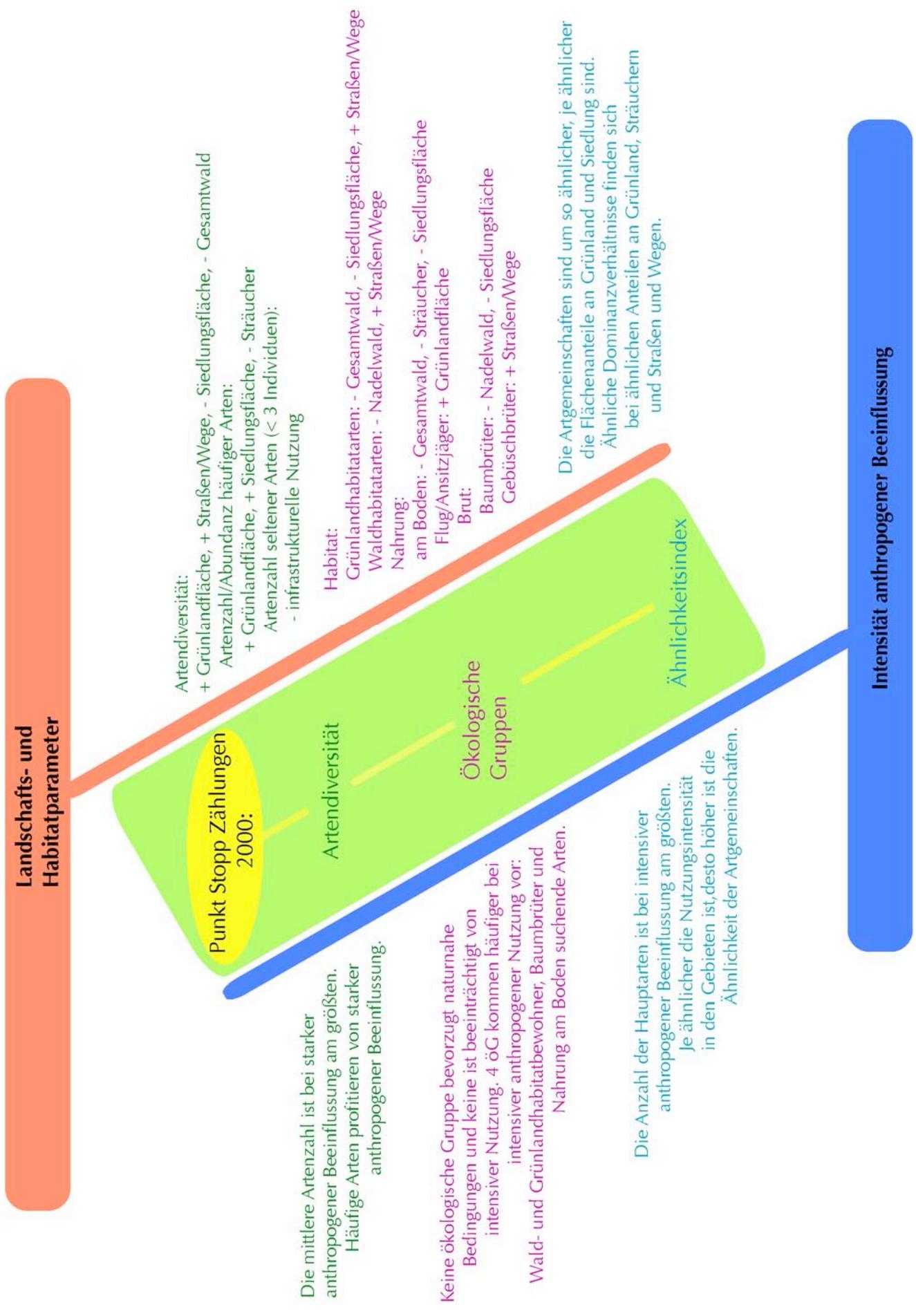


Abb. 2.: Übersicht wichtiger Ergebnisse zur Avifauna im Uferbereich.

## Einleitung

Flusslandschaften gehören zu den ökologisch wertvollsten Landschaftselementen in der europäischen Kulturlandschaft (Ward 1999). In Deutschland leben 135 der schätzungsweise 256 Vogelarten in Flusslandschaften oder direkt am Fließgewässer. 65 dieser Vogelarten sind gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Borchardt 1998). Es besteht ein enger Zusammenhang zwischen Avifauna und Landschaftsstruktur und die Verwendung von Vögeln als Indikatoren für die Biodiversität etabliert sich zunehmend im Rahmen ökologischer Projekte ((Anon 1999; Jansen 2001; Bibby 2002; Underhill 2002; BirdLife 2004; BLfU 2004) und andere).

Moderner Naturschutz ist Teil eines großen, komplexen Planungsprozesses der Landnutzung. Dabei werden Lösungen gesucht für die ständig veränderlichen Bedürfnisse nach Raum und Ressourcen vieler gegenwärtiger Landnutzungsformen (Opdam 2002). Zentrales Anliegen der vorliegenden Studie ist es, Effekte typischer anthropogener Einflüsse auf die Avifauna alpiner Flusslandschaften zu analysieren und durch die Ergebnisse neue Anhaltspunkte für ökologisch sinnvolles Handeln zu geben.

### 1.1. Die Avifauna als Instrument im modernen Naturschutz

Wissenschaftlich fundierte Analysen der Avifauna sind mittlerweile auf internationaler Ebene ein moderner Ansatz für ökologische Studien. Effektiver Naturschutz ist in hohem Maß von politischen Entscheidungen abhängig. Neben einem wachsenden Bewusstsein für die Notwendigkeit ökologischen Handelns, müssen die Ziele politisch attraktiv sein und im Zentrum öffentlichen Interesses stehen. Die Beschaffung der Daten für ökologische Evaluierungen soll schnell und kosteneffizient wissenschaftlich fundierte nachvollziehbare Planungsgrundlagen liefern (Opdam 2002). Vögel können in vielerlei Hinsicht diese Anforderungen erfüllen und eignen sich aus verschiedenen Gründen in besonderer Weise für ökologische Evaluierungen (Flade 1994; Bryce 2002):

## Einleitung

- Vögel bilden die artenreichste Wirbeltierklasse unserer Breiten und sind in allen Ökosystemen vertreten
- Vögel stehen häufig als Endkonsumenten an der Spitze von Nahrungsketten und zeigen Veränderungen in Ökosystemen schnell und deutlich an
- Vögel reagieren empfindlich auf Veränderungen der Umwelt, wobei kurzfristige, größere Bestandsschwankungen, die auf nicht erkennbare äußere Einflüsse zurückzuführen sind (z.B. Insektenpopulationen), kaum vorkommen
- Vögel können geeignete Lebensräume relativ schnell (wieder)besiedeln
- Vögel gehören zu den am besten untersuchten Organismengruppen, mit einem vergleichsweise guten autökologischen und faunistischen Kenntnisstand
- Vögel verhalten sich häufig auffällig (Lautäußerung) und sind leicht identifizierbar, wodurch ihr Bestand gut erfassbar ist
- Vogelarten sind häufig an bestimmte Landschaftstypen- und -strukturen gebunden
- Brutvogelbestände bestimmter Biotoptypen sind in weiten Teilen Mitteleuropas sehr ähnlich und damit gut vergleichbar
- Vögel sind beliebt und öffentlichkeitswirksam. Durch Hobbyornithologen ist ein großer Datenpool verfügbar und Schutzmaßnahmen werden gut akzeptiert

Nicht zuletzt kann die Interpretation von avifaunistischen Daten den ökologisch wie politisch wichtigen Ausdruck „Biodiversität“ greifbar machen. Die „Biodiversität“ hält bei der Evaluierung von Ökosystemen weltweit eine Schlüsselposition. Für ökologisch orientierte Planungsprozesse ist ein fundiertes Wissen über die Biodiversität bestimmter Landschaften von unschätzbarem Wert (Group 2006). Hinter dem Begriff verbirgt sich allerdings eine hohe Komplexität an Zusammenhängen, die vor allem zur politischen Entscheidungsfindung oft Vereinfachungen erzwingt (Underhill 2002). Duelli (2003) postuliert, dass die Biodiversität eines auch noch so kleinen Areals viel zu komplex sei, um umfassend

gemessen und quantifiziert zu werden. Deshalb müssten für ihre Beschreibung geeignete Indikatoren gefunden werden. Auch bezüglich der Zielvorgabe der globalen Einschränkung des Biodiversitätsverlustes bis 2010 wird immer wieder auf die zentrale Rolle geeigneter Indikatoren hingewiesen (Delbaere 2004).

Speziell im Hinblick auf finanzielle und logistische Optimierung, scheint das Indikatorartenkonzept einen praktischen Lösungsansatz zu liefern, bei dem die Bedürfnisse aller Arten in einer Gemeinschaft berücksichtigt werden, ohne jede einzelne Art studieren zu müssen (Bryce 2002; Duelli 2003; Storch 2003).

Vögel werden als effektive Indikatoren für Biodiversitätstrends betrachtet, vor allem auch weil ein großer Datenpool weltweit verfügbar ist (Utschick 1984; Matthäus 1992; Furness 1993; Pain 1997; Jansen 2001; Bibby 2002; Underhill 2002; BirdLife 2004). Viele lokale Naturschutzexekutiven bedienen sich des Indikatorpotentials avifaunistischer Daten für die Biodiversität als Grundlage politischer Entscheidungsfindungen (Anon 1999; BLfU 2004).

In Flussökosystemen wurde, neben dem Messen der chemischen Gewässergüte, bereits mehrfach das Vorkommen von Schlüsselarten zur Indikation des Gewässerzustands ausgewertet. Unter den Flussvogelarten gilt insbesondere die Wasseramsel als gute Indikatorart für die Wasserqualität (Monig 1985; Ormerod 1987; Ormerod 1993; Logie 1995; Sorace 2002). Spezialisierte Flussvogelarten, die in dieser Studie kartiert wurden, sind im Folgenden abgebildet (aus Limbrunner (2001)).

## Einleitung



Abb. 1.1.: Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*)



Abb. 1.2.: Gänsesäger (*Mergus merganser*)



Abb. 1.3.: Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*)



Abb. 1.4.: Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*)



Abb. 1.5.: Wasseramsel (*Cinclus cinclus*)

Für die praktische Anwendung ergibt sich aus wissenschaftlicher Sicht ein immer wiederkehrendes Dilemma der Indikation von Komplexität durch einfache Messungen. An sich erfordert jeder Aspekt der Biodiversität einen eigenen Indikator (Duelli 2003). Vor allem auch die Indikation von Habitatqualität durch einzelne Arten oder Artgruppen bleibt problematisch, da „Qualität“ sehr artspezifisch sein kann. Eingriffe, die die Bedürfnisse einer (Indikator)art betreffen, haben unterschiedliche Effekte auf andere Arten (Storch 2003). Ein Ansatz, der in diversen Veröffentlichungen vorgeschlagen wird, ist das Verwenden von Indikatoren aus verschiedenen Artgruppen (multispecies indicators) auf verschiedenen Maßstabsebenen (multiple spatial scales). Dies gilt auch für das Indikatorpotential von Vögeln für wissenschaftliche Aussagen über den Zustand von Lebensräumen oder die Biodiversität (Landres 1988; Noss 1990; Lawton 1998; van Jaarsveld 1998;

Bibby 1999; Storch 2003). Derartige Studien sind mit erheblichem Aufwand verbunden und im angewandten Naturschutz oft unpraktikabel. Deshalb werden trotz fundierter Kritik von Ökologen, auch Konzepte, die auf einzelnen Indikatorarten basieren, weiter verwendet (Storch 2003).

Es wäre falsch zu behaupten, dass Vögel umfassende oder ideale Indikatoren sind. Sie können aber mehr als anderes dazu beitragen, Fakten über die Biodiversität greifbar und so für politische Diskussionen empfänglich zu machen (Bibby 2002). Wegen der politischen Attraktivität und der unvermeidbaren weiteren Anwendung von Indikatorarten, muss es für Ökologen eine Herausforderung sein, das Konzept trotz seiner Schwächen zu optimieren (Storch 2003). Daher war es auch Anliegen der vorliegenden Studie über eine kosten- und zeiteffiziente Methode die Avifauna verschieden genutzter Landschaften zu erfassen und ökologische Evaluierungen abzuleiten. Die Studie beschränkt sich darauf, anhand der gewonnenen Ergebnisse Rückschlüsse bezüglich der Effekte verschiedener Landnutzung auf die Avifauna zu ziehen - jedoch vor dem Hintergrund einer erweiterten Interpretation hinsichtlich der Biodiversität.

## 1.2. Untersuchungsgebiete: Flusslandschaften

Die meisten Flussökosysteme in Europa sind intensiv anthropogen genutzt und naturnahe Flussökosysteme haben einen sehr hohen Naturschutzwert (Aarts 2004). Großräumige intakte Flusslandschaften, wie am „Waimakariri Fluss“ in Neuseeland, gibt es mit Ausnahme des „Fiume Tagliamento“ (Italien), Abschnitte der Soca (Slowenien), der Salzach und des Lechs (Österreich) nicht mehr (Ward 1999).



Abb. 1.6.: Waimakariri Fluss, Neuseeland

Flüsse in Europa werden seit Jahrhunderten reguliert. Der Status Quo der meisten Flussökosysteme ist die Folge eines langfristigen Prozesses menschlicher Eingriffe und Modellierungen (Borchardt 1998). Die Flussökosysteme unterliegen in Europa seit Jahrhunderten anthropogenen Eingriffen. Die Konsequenzen sind weitreichend und umfassen vor allem die Vereinheitlichung einer ehemals komplexen Flussmorphologie, die Unterdrückung der natürlichen Dynamik, die Isolation des Fließgewässers von übrig gebliebenen Auen und die Fragmentierung der

## Einleitung

Flusslandschaft (Ward 1999). In den kommenden Jahrzehnten wird die Struktur von Flusslandschaften in Europa weiteren signifikanten Veränderungen unterzogen werden. Im Sinne nachhaltiger anthropogener Landnutzung ist ökologisches Handeln dabei unabdingbar und muss zentrales Anliegen der Landschaftsplanung sein (Tremolieres 1997; Bibby 2002). Die Degradierung von Flüssen sollte im Sinne von nachhaltigem Ressourcen-Management und der Erhaltung von Biodiversität verhindert oder rückgängig gemacht werden (Ormerod 2004). Die Effekte der Landnutzung auf die Flussökosysteme sind vielfältig: zum einen können menschliche Eingriffe die Diversität der Landschaftsstruktur erhöhen und damit den Artenreichtum fördern. Zum anderen werden durch intensive Landnutzung sensible Ökosysteme zerstört und Spezialisten essentielle Bedürfnisse entzogen (Jedicke 1998).

Die verschiedenen Intensitäten anthropogener Eingriffe lassen sich in Flusslandschaften der Alpen sehr gut untersuchen. Hier reicht die Skala von weitgehend naturnah bis hin zu deutlich verbauten und im Umfeld intensiv genutzten Fliessgewässerabschnitten.



Abb. 1.7.: Naturnaher Flussabschnitt

## Einleitung



Abb. 1.8.: Stark anthropogen beeinflusster Flussabschnitt

Im vorliegenden Projekt wurden in zwei Ansätzen insgesamt 30 Untersuchungsgebiete an fünf Flüssen des bayerischen Alpenraumes studiert: Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach, Linder und Isar im Oberlauf.

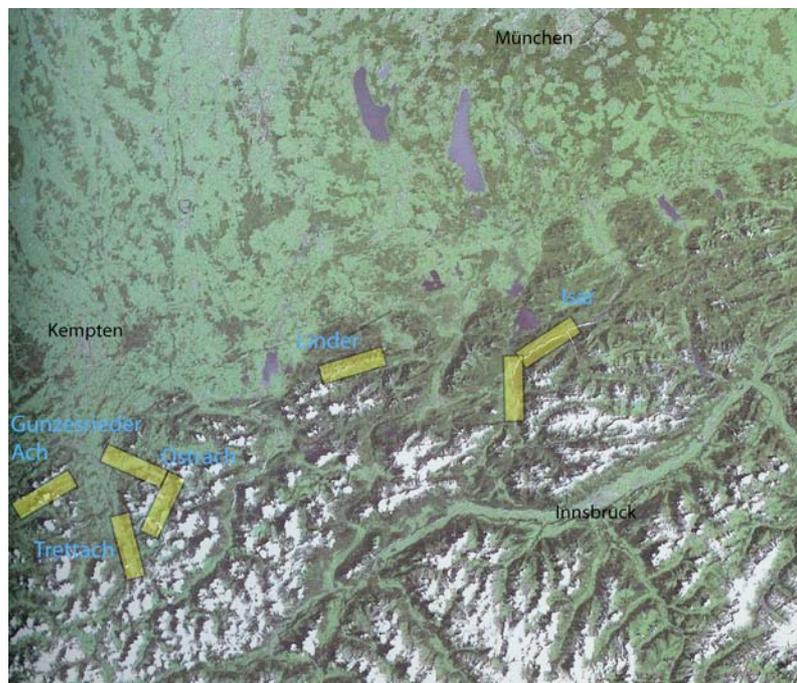


Abb. 1.9.: Satellitenkarte zu den Untersuchungsgebieten in den bayerischen Alpen (RVA 2000).

Da der Fokus dieses Projektes auf den Auswirkungen verschiedener typischer Landnutzungsformen in alpinen Flusstälern lag, blieben vollständig veränderte Flusslandschaften im urbanen Bereich unberücksichtigt. Die Gewässergüte-Kategorien der untersuchten Fließgewässerabschnitte reichen von unbelastet bis mäßig belastet, die Gewässerstruktur-Kategorien von unverändert bis sehr stark verändert.

Zeitgemäßer Naturschutz in Flusslandschaften bezieht zum einen das Fließgewässer und zum anderen die Landschaftsstruktur im erweiterten Uferbereich mit ein (Hynes 1975; Schlosser 1991; Palmer 2000; Fausch 2002; Tockner 2002; Ward 2002). Bezüglich der Wasserqualität sind in den letzten Jahren erhebliche Verbesserungen erzielt worden (BLfW 2003). Ohne eine zusätzliche Verbesserung der Gewässerstruktur ist allerdings aus ökologischer Sicht noch nicht viel gewonnen (BLfW Rheinland-Palz 1996; Bunn 1999; Bradley 2002; Aarts 2004; Ormerod 2004).

Die meisten Gewässer weisen heute nur noch 10-20 % der Tier- und Pflanzenarten auf, die von Natur aus in ihnen verbreitet sein müssten (BLfW Rheinland-Palz 1996). Die Ergebnisse einer bundesweiten Gewässerstruktur-Kartierung in Deutschland zeigen, dass der ökomorphologische Zustand der Fließgewässer überwiegend unbefriedigend ist. Demnach sind 79 % der Flüsse deutlich bis vollständig verändert und nur 2 % gelten als unverändert (Umweltbundesamt 2004).

Renaturierungsversuche von Fließgewässern verdeutlichen den hohen Wert naturbelassener Ökosystemkomplexe (Bradshaw 1996). Ihre Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität auf lokaler und globaler Ebene ist herausragend (Manderbach 1995; Obrdlik 1995; Parkinson 2002).

Die Landschaftsstruktur im erweiterten Uferbereich wird in Europa meist bestimmt durch verschiedene Formen anthropogener Landnutzung. Die Landnutzung ist weltweit eines der wichtigsten Themen im Naturschutz. Aus ökologischer Sicht gibt es zwei zentrale Probleme, denen die moderne Landwirtschaft in Europa gegenübersteht: zum einen die Aufgabe extensiv genutzter Flächen und

demgegenüber die Nutzungsintensivierung übriger Bereiche (Meyer 1994; Bennett 1997; Pain 1997; Suarez-Seoane 2002; Verhulst 2004; Woodhouse 2005). Die Landnutzung in Flusslandschaften wirkt sich auf Habitate, ökologische Gemeinschaften und auch die Gewässerqualität aus (Richards 1996; Roth 1996; Wang 1997; Sponseller 2001; Allan 2004). Die Regulation von Fließgewässern unterbindet natürliche Prozesse, die eine Vielfalt von Sukzessionsstadien und die komplexen Verknüpfungen in einer Flusslandschaft bedingen. Das Ergebnis ist ein Verlust von Habitat Heterogenität und Biodiversität (Dynesius 1994).

Um zu verstehen, wie sich Veränderungen einer Landschaft auf die Avifauna auswirken, muss die Reaktion von Individuen und Populationen auf die Landschaftsstruktur berücksichtigt werden – und zwar im Kontext der ganzen Landschaft, nicht nur auf Ebene der einzelnen Habitate (Opdam 2002). Deshalb wurde in dieser Studie neben den Habitatpräferenzen der einzelnen Arten auch auf den Grad des Einflusses der gesamten Landschaftsmatrix auf den Status von Arten und Gesellschaften eingegangen. Ähnlich Projekte in anderen Ökosystemkomplexen siehe (Pearson 1993; Bennett 1997; Baillie 2000; Sonderstrom 2000; Wiens 2002; Bellamy 2003; Bennett 2003; Lindenmayer 2003).

### **1.3. Fokus der Studie**

Wie bereits erwähnt, sind für ökologische Evaluierungen von Flusslandschaften sowohl das Fließgewässer, als auch die Landschaftsstruktur im erweiterten Uferbereich entscheidend. Daher wurden im vorliegenden Projekt in zwei Ansätzen das Fließgewässer und die Landnutzung in Flussnähe hinsichtlich der Avifauna analysiert. In beiden Ansätzen ersetzen zeitgleiche Analysen verschieden stark beeinflusster Untersuchungsgebiete Langzeituntersuchungen (Jedicke 1999; Allan 2004).

#### **1.3.1. Leitarten und Gewässerparameter**

In die Analyse der Zusammenhänge zwischen den einzelnen Fließgewässerparametern und den spezialisierten Flussvogelarten gingen neben der Gewässergüte und detaillierten Gewässerstrukturparametern Vogeldaten ein, die mittels reduzierten linienförmigen Revierkartierungen in 14 Fließgewässerabschnitten erhoben wurden. Datengrundlage für die Gewässerstruktur waren die Ergebnisse einer vom Bayerischen Landesamt durchgeführten Kartierung zur Gewässerstrukturgüte (BLfW 1995).

Diverse Studien belegen, dass die Gewässergüte in weiten Tolleranzbereichen vergleichsweise geringe Auswirkungen auf Fließgewässerökosysteme hat; z.B. (Bunn 1999; Bradley 2002; Aarts 2004; Ormerod 2004). Auch im vorliegenden Projekt spielt die Wasserqualität keine große Rolle. Flüsse mit schlechter Gewässerqualität wurden hier überdies nicht in die Untersuchungen miteinbezogen, weil sie in den bayerischen Alpen kaum noch bzw. gar nicht mehr vorkommen (BLfW 2003). Die einzige Flussvogelart, die in den untersuchten Größenordnungen: unbelastet bis mäßig belastet eine positive Reaktion auf bessere Wasserqualität zeigt, ist die Wasseramsel. Die Abhängigkeit der Wasseramsel von guter Wasserqualität wurde bereits mehrfach beschrieben (Halloran 1990; Sorace 2002; Barkow 2004).

Der Gewässerstruktur kommt eine überragende Bedeutung für die ökologische Evaluierung von Flussökosystemen zu; siehe z.B. (Borchardt 1998; Ward 1999; Aarts 2004). Im Gegensatz zur Situation der Wasserqualität wurde eine Verbesserung der Gewässerstruktur in den letzten Jahrzehnten versäumt, beziehungsweise vielerorts sogar Verschlechterungen in Kauf genommen (StMLU 2000). Daher konnten hier an alpinen Fliessgewässern alle Kategorien von *naturnah* bis *stark verändert* untersucht werden. Eine vergleichsweise detaillierte Analyse der Zusammenhänge von einzelnen Gewässerstrukturparametern und spezialisierten Flussvogelarten, wie in dieser Studie, wurde bisher noch nicht durchgeführt. Im vorliegenden Projekt wirkt sich ein guter Gewässerstrukturindex positiv auf drei Flussvogelarten aus: Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*), Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Wasseramsel (*Cinclus cinclus*). Die Abundanz der Flussvogelarten reagiert positiv auf diverse naturnahe Gewässerstrukturen, wie beispielsweise gute Uferstrukturen, mehr Breitenvarianz und mehr Längsbänke. Einige Studien beschrieben bereits die Empfindlichkeit der Wasseramsel gegenüber dem allgemeinen Gewässerzustand, z.B. (Monig 1985; Ormerod 1985; Ormerod 1993; Logie 1995). Unter den Flussvogelarten hebt sich auch in dieser Studie die Wasseramsel besonders hervor. Sie war die häufigste kartierte Art und mit ihr kommt die längste Liste an Begleitarten vor. Bezüglich guter Gewässerstruktur ist sie größter beobachteter Spezialist. Sie reagiert statistisch signifikant positiv auf gute Gewässergüte und gute Gewässerstruktur sowie leitbildkonforme Habitatparameter. Die Wasseramsel kommt in Fliessgewässerabschnitten aller Kategorien vor, ihre Abundanz ist aber unter naturnahen Verhältnissen am größten. Diese Attribute weisen sie als optimale Zielart für Naturschutzkonzepte alpiner Fliessgewässer aus.

### 1.3.2. Avifauna der Flusslandschaft

Die Auswirkungen verschiedener Landnutzungsformen auf die Avifauna in alpinen Flusslandschaften wurden folgendermaßen bearbeitet: Mittels Punkt Stopp Zählung in 16 Untersuchungsgebieten gewonnene Daten gingen in Form von Artendiversität (Artenzahl, Abundanz) und einzelnen ökologischen Gruppen in die Analysen ein. Die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften in verschiedenen genutzten Landschaften wurde über Ähnlichkeits- und Dominanzindices verglichen. Ausgehend von einem Leitbild für alpine Flusslandschaften wurden die Gebiete hinsichtlich der Intensität anthropogener Beeinflussung in naturnah, mäßig beeinflusst und stark beeinflusst eingeteilt.

Die typische Landschaftsstruktur alpiner Flusslandschaften ist in einem unbeeinflussten Zustand überwiegend bewaldet (Niehoff 1996). Anthropogene Eingriffe wie beispielsweise Rodung und Siedlungsbau können hier zu einer Erhöhung der Strukturdiversität führen (Luder 1981; Keller 1995; Niehoff 1996; Hinsley 2000).

Es zeigt sich auch in der vorliegenden Studie, dass naturnahe Untersuchungsgebiete die geringsten Artenzahlen aufweisen. Dabei hat mäßige anthropogene Beeinflussung positive, starke anthropogene Beeinflussung negative Auswirkungen auf die Artendiversität. Diese Ergebnisse entsprechen dem bereits mehrfach veröffentlichten Phänomen der Förderung der Artendivesität durch Erhöhung der Strukturdiversität auf Landschaftsebene, z.B. (Blondel 1973; Luder 1981; Bezzel 1995; Naugle 1999; Weller 2000; Comin 2001; Buckton 2002; Reichholf 2005). Auch bei der Analyse der einzelnen ökologischen Gruppen ergibt sich, dass keine naturnahe Verhältnisse bevorzugt oder von intensiver anthropogener Nutzung beeinträchtigt wird.

Andererseits konnte auch gezeigt werden, dass höhere Nutzungsintensitäten die Artenzahl häufiger Arten fördert. Seltene und bedrohte Arten werden durch infrastrukturelle Nutzung deutlich beeinträchtigt. Ähnliche Zusammenhänge konnten

## Einleitung

in anderen Studien bereits mehrfach nachgewiesen werden, z.B. (Keller 1995; Major 2001)

Eine der wichtigsten Landschaftsstrukturen, die die Avifauna beeinflusst waren hier im weitesten Sinne milchwirtschaftlich genutzte offene Grünlandflächen.

Untersuchungsgebiete mit einem Grünlandanteil von mehr als 50 % weisen die größten Artenzahlen auf. Dabei ist hier eine große Ähnlichkeit der Dominanzstruktur auffällig, wobei die Dominanz häufiger Arten gefördert wird. Für andere Ökosystemkomplexe sind derartige Zusammenhänge bereits publiziert; z.B. (Bezzel 1995; Keller 1995; Jedicke 2000).

## **Material und Methoden**

### **2.1. Untersuchungsgebiete**

Die Untersuchungsgebiete liegen an fünf Flüssen des bayerischen Alpenraumes: Oberlauf der Isar, Linder, Ostrach, Trettach und Gunzesrieder Ach. Sie sind hydrogeologisch als Karstgrundwasserleiter eingestuft und durchfließen den alpinen Raum (StMLU 2000). Die Flusstäler befinden sich auf 800 bis 1000 m.ü.M. Sie durchfließen in ihrem Verlauf einen weiten Bereich von naturnahen bis stark anthropogen Flusslandschaften. Die einzelnen Landschaftsparameter wurden über GIS Analysen mit ATKIS Daten der bayerischen Alpen in die Berechnungen mit einbezogen. Die Auswertungen wurden in enger Zusammenarbeit mit Monika Kern (Diplom Geografin) durchgeführt.

#### **2.1.1. Landschaftsparameter der einzelnen Gebiete**

##### **2.1.1.1. Ostrach**

Die Ostrach war für die vorliegende Studie von besonderer Bedeutung, da hier sowohl die Revierkartierungen der Flussvogelarten, als auch die Punkt Stopp Zählungen im Uferbereich stattfanden.

Die Gewässergüte ist im gesamten Verlauf der Ostrach bis zu ihrer Einmündung in die Iller als unbelastet bzw. gering belastet eingestuft. Die Qualität der Gewässerstruktur ist allerdings in einzelnen Flussabschnitten sehr unterschiedlich. Im Oberlauf – Giebelhaus bis Hinterstein - entspricht ihr Gewässertyp weitgehend dem eines natürlichen alpinen Wildflusses mit den dazugehörigen Strukturmerkmalen. Siehe auch Karte im Anhang und Abb. 2.1. und 2.2.



Abb. 2.1.: Talstruktur an der Ostrach bei Hinterstein im Allgäu.



Abb. 2.2.: Gewässerstruktur der Ostrach bei Hinterstein im Allgäu.

An der Ausleitungsstrecke bei Vorderhindelang wird das Wasser der Ostrach in einen Werkskanal ausgeleitet und zur Energiegewinnung genutzt. Die Ausleitungsstrecke ist ca. 750 m lang. Seit Januar 1994 verbleiben ca. 600 l/sek an Mindestwasser im Mutterbett, durch das vorher nur an ca. 149 Tagen eine Wasserführung über dem Ausbauzufluß der Kraftwerksanlage von  $6,3 \text{ m}^3/\text{sek}$  floß. Siehe auch Karte im Anhang.

In den beiden untersuchten Flussabschnitten im Stadtgebiet von Sonthofen ist die Ostrach durch einen gestreckten Verlauf mit einem beidseitigen Uferverbau sowie Steinschwellen und Sohlrampen geprägt. Siehe Abb. 2.3.



Abb. 2.3.: Gewässerstruktur der Ostrach bei Sonthofen im Allgäu.

Die Gewässerstruktur ist dort als stark verändert einzustufen. So besteht etwa kurz nach dem Einfluss in das Stadtgebiet das Größte Wehr der Ostrach „Drohtwehr“, welches mit 2,3 m Höhe eine beträchtliche Barriere für Gewässerorganismen darstellt.

Kurz vor der Einmündung in die Iller kann das Mutterbett bei Niedrigwasser und Wasserentnahme mehrmals im Jahr trocken fallen (BLfW 1995).

Die im Rahmen der Revierkartierung untersuchten Flussabschnitte lagen in Sonthofen bei Flusskilometer (Fkm) 0 bis 1 und Fkm 3,2 bis 3,4. Bei Vorderhindelang zwischen Fkm 7,4 und Fkm 8,2. Und im Oberlauf bei Hinterstein bei Fkm 14,3 bis Fkm 16,2.

Die Lage der Untersuchungsgebiete der Punkt Stopp Zählungen sind im Anhang abgebildet. Die einzelnen Landschaftsparameter sind in Tab. 2.1. dargestellt. Abbildung 2.4. bis 2.7. zeigt die Anteile der Habitatparameter in Kreisdiagrammen.

Tabelle 2.1.: Angaben zu den einzelnen Landschaftsparametern der Untersuchungsgebiete im Allgäu (Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach), an der Linder in den Ammergauer Bergen und an der oberen Isar zwischen Krün und dem Sylvensteinspeicher. Die Werte stammen aus ATKIS Daten der bayerischen Alpen vom Bayerischen Landesvermessungsamt.

Gebiet	ID	m <sup>3</sup>	Siedlung (m <sup>3</sup> )	Straße (m)	Weg (m)	Brücke (m)	Grünland (m <sup>3</sup> )	Laubholz (m <sup>3</sup> )	Nadelholz (m <sup>3</sup> )	Laub&Nadelholz (m <sup>2</sup> )	Laubwald (m <sup>3</sup> )	Nadelwald (m <sup>3</sup> )	Laub&Nadelwald (m <sup>3</sup> )	Laub&Nadelwald (m <sup>2</sup> )	Geröll (m <sup>3</sup> )	Fels (m <sup>3</sup> )	Teich, Moor (m <sup>2</sup> )	Strom, Quelle (m <sup>2</sup> )	
Ostrach	11	1426883.2	0.0	0.0	3141.4	28.1	625175.2	0.0	9804.4	0.0	0.0	562379.4	208667.2	11136.7	9720.4	0.0	0.0	0.0	
	12	1579562.0	107732.9	3420.7	2075.6	47.3	605889.2	0.0	0.0	0.0	0.0	709243.9	78627.1	72484.6	0.0	1879.0	3705.3	0.0	
	13	1661130.5	13062.2	2537.0	8012.0	80.2	818230.4	0.0	0.0	0.0	24406.0	720199.2	54781.8	0.0	0.0	0.0	0.0	30450.8	0.0
	14	1564929.2	243298.2	6512.6	5057.8	421.4	930393.5	0.0	0.0	0.0	0.0	24029.0	278932.4	34086.9	28215.4	0.0	276.7	25697.2	0.0
Trettach	21	1496577.5	0.0	82.9	2239.3	40.6	239789.2	293.4	159609.1	0.0	0.0	0.0	1042103.5	41449.3	4005.7	0.0	0.0	9327.4	0.0
	22	1559041.9	0.0	0.0	3404.2	54.0	975681.1	0.0	0.0	0.0	0.0	67524.9	470967.1	20780.5	0.0	0.0	0.0	24088.3	0.0
Gunzesrieder Ach	23	1557113.7	516483.2	6818.1	3733.1	21.4	765877.8	0.0	0.0	0.0	0.0	116822.7	140594.3	0.0	0.0	0.0	0.0	17335.8	0.0
	31	1556607.1	0.0	151.0	4466.0	111.8	717904.9	0.0	8058.3	60161.2	0.0	193734.4	548345.2	0.0	0.0	0.0	8360.6	20042.5	0.0
Linder	32	1555304.0	11616.8	1790.8	5885.5	104.1	948896.5	0.0	51837.5	28505.5	0.0	102424.9	384966.9	0.0	0.0	0.0	0.0	27056.0	0.0
	33	1553610.6	219.9	1618.4	4861.5	19.8	935002.1	0.0	42017.2	0.0	0.0	14666.0	533904.5	0.0	0.0	0.0	0.0	27800.9	0.0
	41	1615205.6	0.0	1360.3	3889.9	29.1	105385.0	0.0	22203.0	0.0	0.0	600000.0	765623.1	121994.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Isar	42	1531781.1	36182.1	2203.8	3312.7	20.1	765677.8	0.0	0.0	0.0	0.0	456207.1	237464.5	19726.2	2902.3	0.0	0.0	13621.1	0.0
	51	1542571.8	71686.7	801.2	11630.4	47.8	566196.4	0.0	0.0	0.0	0.0	731270.0	0.0	134400.6	0.0	0.0	0.0	39018.1	0.0
Isar	52	1521386.2	0.0	1499.6	2612.2	47.6	51768.3	209089.1	9851.7	0.0	0.0	1029201.5	11832.1	191711.3	4567.0	0.0	0.0	13365.4	0.0
	53	1627425.5	0.0	1507.6	1719.2	0.0	55161.3	241403.9	52891.3	12712.8	0.0	1069024.3	36017.2	131137.4	1007.1	0.0	0.0	28070.2	0.0
	54	1524059.6	0.0	1623.0	2402.0	27.8	17725.0	0.0	31322.5	0.0	0.0	534072.5	528788.7	310297.1	46124.7	0.0	0.0	55729.1	0.0

An der Ostrach wurden im Rahmen der Punkt Stopp Zählung vier Flussabschnitte und im Rahmen der Revierkartierung 14 Flussabschnitte untersucht. Im Folgenden werden die Landschaftsparameter im angrenzenden Uferbereich der vier Untersuchungsgebiete der Punkt Stopp Zählungen genauer beschrieben.

Der quellnächste Flussabschnitt lag zwischen dem Giebelhaus und dem hinteren Erzberghof. Die Flusstruktur ist in diesem Bereich naturnah. Das Ufer ist reich strukturiert und ohne jegliche Verbauung.

Das Gebiet ist geprägt von extensiver Weidewirtschaft. Neben einem kleinen Auwaldanteil findet sich dort typischer alpiner Koniferenwald. Insgesamt ist über die Hälfte des Gebietes mit Waldfläche bedeckt. Außer einer einspurigen Straße, die nur für Forstfahrzeuge und einen Pendelbus befahrbar ist, findet sich dort keine infrastrukturelle Nutzung. Am linken Flussufer liegen saisonal genutzte flache Weiden mit wenigen Sträuchern und einzelnen Baumgruppen. Auf der rechten Uferseite befinden sich ein schmaler Auwaldstreifen und daran anschließend bergaufwärts weitgehend reine Fichtenbestände.

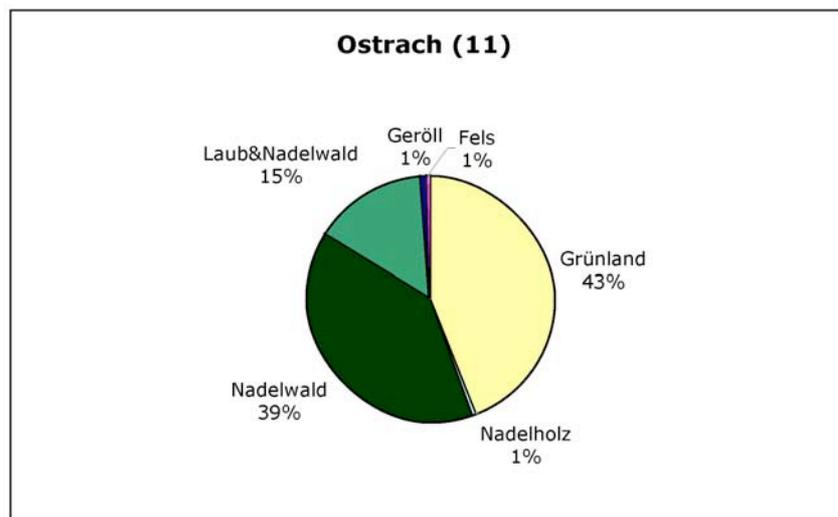


Abb. 2.4.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Ostrach beim Giebelhaus. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Das Untersuchungsgebiet bei Hinterstein ist ebenfalls charakterisiert durch Auwaldrestbestände, Koniferenwald und Grünlandwirtschaft. Hier ist die infrastrukturelle Nutzung durch Siedlung, Straßen und Wege höher als im Quellbereich. Die Flusstruktur ist ebenfalls noch als naturnah einzustufen. Außer zwei Brücken befinden sich keine Verbauungen am Fluss. Auf der linken Uferseite wachsen nach einem schmalen Auwaldstreifen Fichtenbestände bergaufwärts. Hier befindet sich überdies der Ausläufer einer Geröllmure. Etwa 10 m vom Ufer entfernt verläuft ein schmaler, nicht stark frequentierter Wanderweg. Am rechten Ufer entlang befindet sich ebenfalls ein Wanderweg. Nach einem ca. 20 m breiten Auwaldstreifen folgen ebene Weideflächen mit einigen Strauch und Laubbaumgruppen. Daran anschließend beginnt der Ort „Hinterstein“. Er ist charakterisiert durch eine lockere Siedlungsstruktur mit vielen reich strukturierten Gärten.

Siehe Abb. 2.5. und Tab. 2.1.

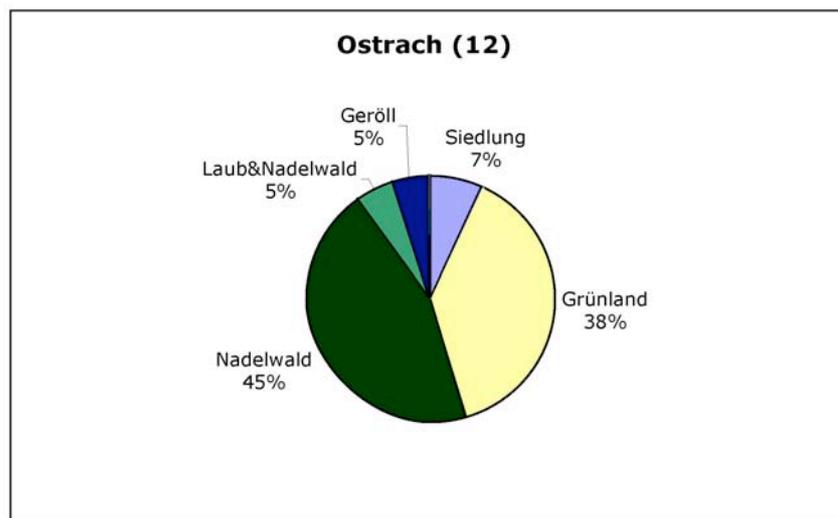


Abb. 2.5.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Ostrach bei Hinterstein. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Die Ostrach bei Bad Oberdorf ist im Uferbereich ebenfalls geprägt von Koniferenwald und Weiden. Grünland- und Waldanteil sind ausgeglichen. Der Anteil an Straßen und Wegen ist höher als in quellnäheren Abschnitten. Der Fluss ist auch hier teilweise noch naturnah, es finden sich allerdings einige Verbauungen am Ufer sowie ein Wehr mit Ausleitung eines Kanals. Breiten- und Tiefenvarianz sind teilweise erheblich eingeschränkt.

Am linken Flussufer entlang verläuft ein Forst- und Fussweg. Daran anschließend erstreckt sich Fichtenwald bergaufwärts. Auf der rechten Flussseite befindet sich ebenfalls ein breiter Weg, der hier durch einen schmalen Auwaldstreifen verläuft. Zwischen dem Waldrand und der ca. 200 m entfernten zweispurigen Straße liegen flache Weiden.

Siehe Abb. 2.6. und Tab. 2.1.

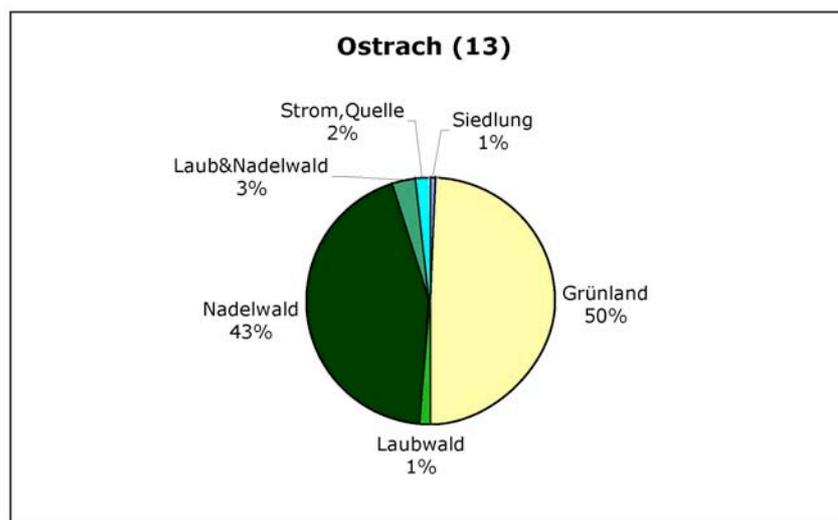


Abb. 2.6.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Ostrach bei Bad Oberdorf. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Bei Vorderhindelang liegt der Grünlandanteil bereits bei knapp 60 % und die infrastrukturelle Nutzung ist im Vergleich zu weiter oben liegenden Flussabschnitten deutlich erhöht. Auch in diesem Flussabschnitt sind Breiten- und Tiefenvarianz deutlich

eingeschränkt. Das Ufer ist streckenweise verbaut und es befindet sich ein Wehr über die gesamte Flussbreite mit Ausleitung eines Kanals.

Am linken Ufer verläuft ein Wanderweg durch einen fichtendominierten Wald, an den Weideflächen anschließen. Auf der rechten Seite befindet sich ein schmaler Auwaldstreifen, daran anschließend Weiden und eine stark frequentierte zweispurige Straße.

Siehe Abb. 2.7. und Tab. 2.1.

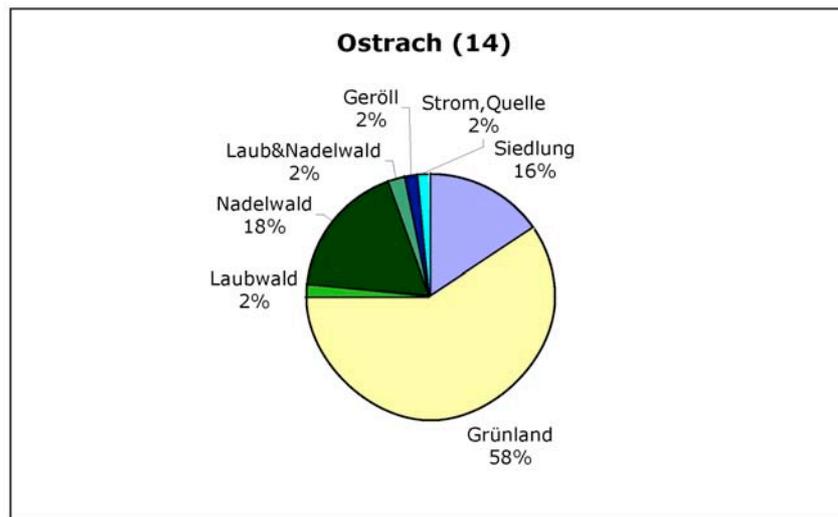


Abb. 2.7.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Ostrach beim Giebelhaus. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

### 2.1.1.2. Trettach

Die Trettach entspringt wie die Ostrach in den Allgäuer Alpen. Sie mündet bei Oberstdorf in die Iller. Der quellnächste untersuchte Flussabschnitt bei „Spielmannsau“ ist charakterisiert durch große Teile an Nadel - und Mischwald und extensiver Weidewirtschaft. Infrastrukturelle Nutzung gibt es bis auf einige Wege und eine Anliegerstraße nicht. Die Flussstruktur ist naturnah mit reich strukturiertem Ufer und ausgeprägter Breiten- und Tiefenvarianz. Rechts und links des Ufers wächst naturnaher

Mischwald zunächst eben und dann bergaufwärts. Am rechten Ufer befinden sich kleine Weideflächen. Am linken Ufer eine steil abfallende Felswand.

Siehe Abb. 2.8. und Tab. 2.1.

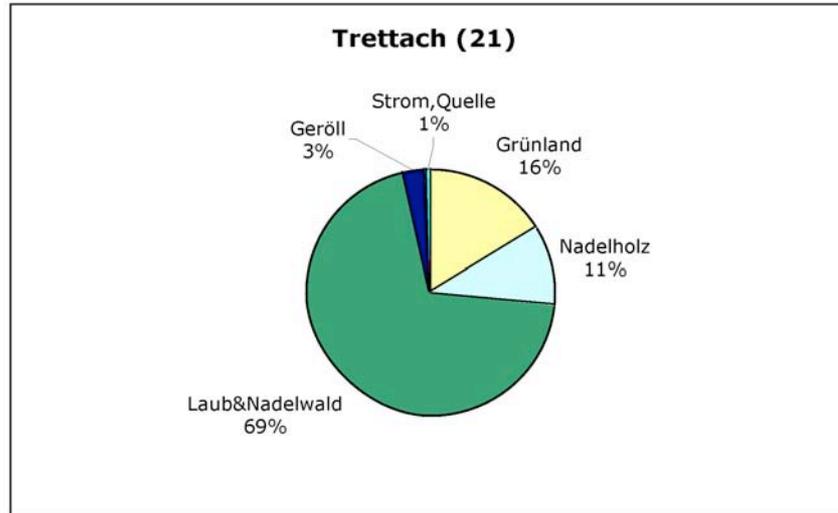


Abb. 2.8.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Trettach bei Spielmannsau. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Das Uferbereich des Flussabschnitts vor Oberstdorf ist geprägt durch teilweise naturnahe Mischwaldbestände und einen hohen Grünlandanteil. Auch hier findet sich kaum infrastrukturelle Nutzung. Die Flussstruktur ist naturnah mit divers bewachsenem Ufer und guter Tiefenvarianz. Am rechten Ufer wächst natürlich strukturierter Mischwald steil bergauf. Hier verläuft ein wenig begangener Wanderweg. Die linke Uferseite ist dominiert von einem Golfplatz.

Siehe Abb. 2.9. und Tab. 2.1.

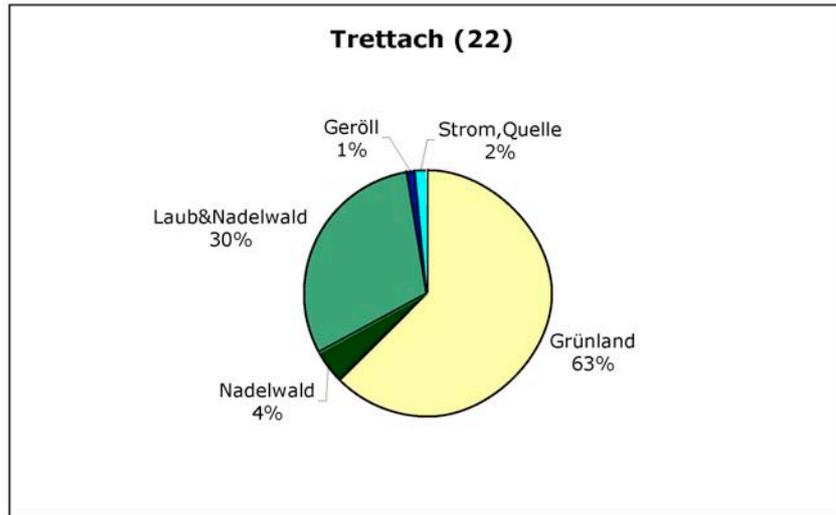


Abb. 2.9.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Trettach bei Dietersberg (Golfplatz). Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Der untersuchte Abschnitt der Trettach in Oberstdorf ist stark denaturiert. Der Fluss ist kanalförmig gefasst. Es gibt so gut wie keine Breiten- oder Tiefenvarianz.

Vorherrschende Landschaftsstrukturen sind Siedlungsbauten, Laub - und Nadelwald sowie große Flächen an Weiden und Mähwiesen. Das rechte Ufer ist mit reinem Fichtenwald bewachsen. An den Waldrand säumen Weiden und Mähwiesen. An das linke Ufer schließt direkt eine dichte Bebauung mit Einfamilienhäusern und kleinen Gärten und eine einspurige Straße an.

Siehe Abb. 2.10. und Tab. 2.1.

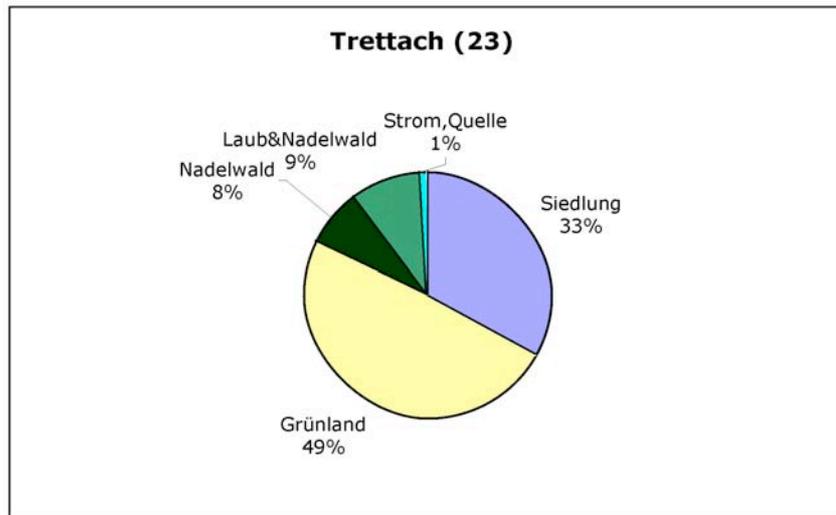


Abb. 2.10.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Trettach in Oberstdorf. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

### 2.1.1.3. Gunzesrieder Ach

Die Gunzesrieder Ach durchfließt das Gunzesrieder Tal. Der oberste untersuchte Flussabschnitt ist typischerweise dominiert von extensiver Weidewirtschaft und Nadel – und Mischwald. Außer einer Mautstraße gibt es keine infrastrukturelle Nutzung in dem Gebiet. Der Fluss ist hier mit ca. 4 m Breite noch relativ schmal und von naturnaher Struktur. Verbauungen an oder im Gewässer gibt es keine. Es existiert allerdings kein diverser Ufersteifen, da direkt Weiden angrenzen. An diese schließen in einiger Entfernung Misch- und Nadelwald an.

Siehe Abb. 2.11. und Tab. 2.1.

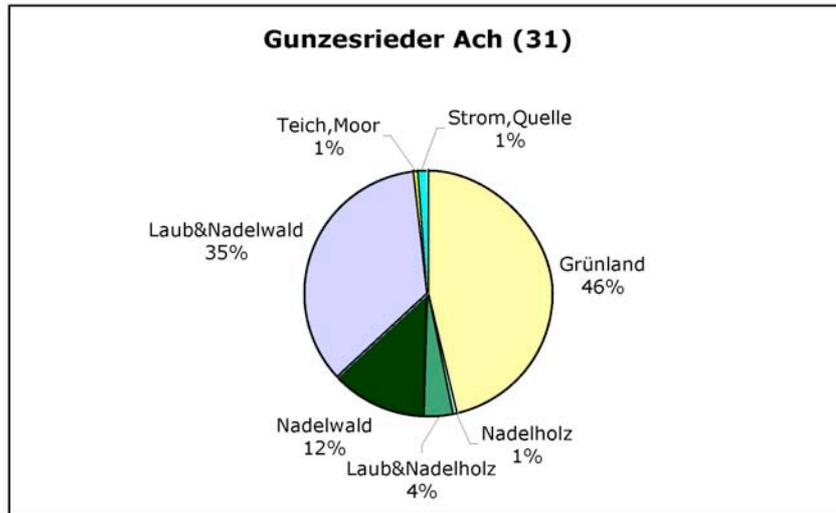


Abb. 2.11.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Gunzesrieder Ach bei den Vorsäß Alpen. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Auf der Höhe des Ortsgebietes von Gunzesried ist der Anteil an infrastruktureller Nutzung in Form von Straßen und Wegen vergleichsweise hoch. Der Grünlandanteil liegt hier bei 60 %. Die Flusstruktur ist weitgehend naturnah mit geringfügiger Uferverbauung. Mäßige Tiefen- und Breitenvarianz ist gegeben. Entlang des rechten Ufers verläuft ein schmaler Wanderweg durch Nadel- und Mischwald. Am linken Ufer befinden sich überwiegend Weideflächen und Mähwiesen.

Siehe Abb. 2.12., 2.13. und Tab. 2.1.



Abb. 2.12.: Talstruktur an der Gunzesrieder Ach bei Gunzesried im Allgäu.

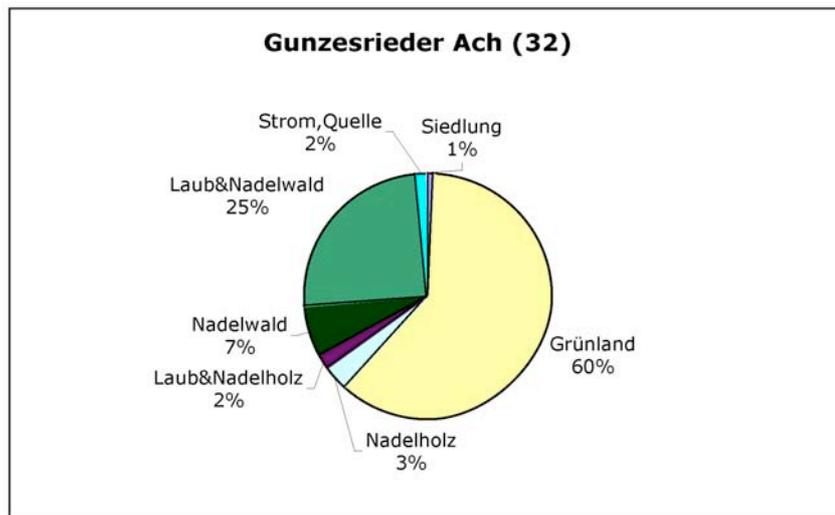


Abb. 2.13.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Gunzesrieder Ach bei Gunzesried. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Im untersten kartierten Abschnitt durchfließt die Gunzesrieder Ach den „Halder Tobel“. Das schluchtartige Flussbett ist hier gesäumt von Mischwald und einem ebenfalls hohen Anteil an Weiden und Mähwiesen. Die Flussstruktur ist naturnah mit großer Breiten- und Tiefenvarianz. Das Ufer ist - typisch für Tobel - geprägt von steil abfallenden Felswänden. Auf der linken Seite schließt daran Mischwald an. Rechts verläuft ein schmaler Weg durch einen ca. 30 m breiten Waldstreifen, an den Weiden und Mähwiesen säumen.

Siehe Abb. 2.14. und Tab. 2.1.

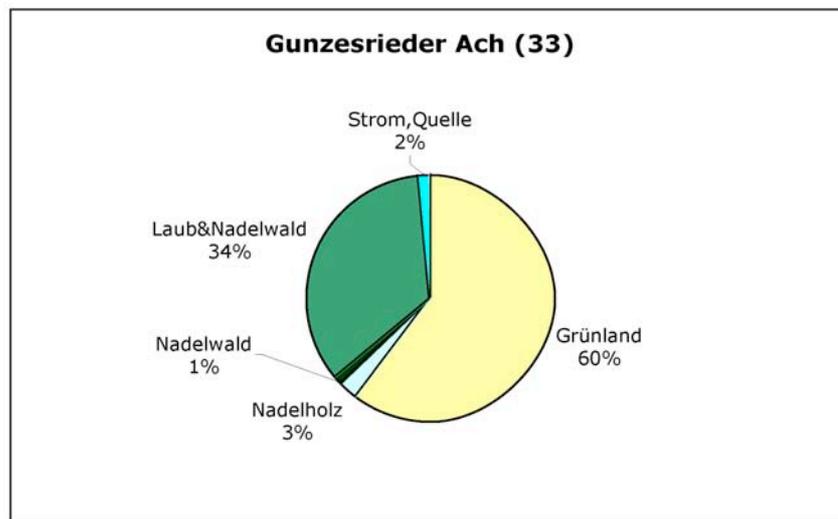


Abb. 2.14.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Gunzesrieder Ach beim Halder Tobel. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

#### 2.1.1.4. Linder

Die Linder durchfließt oberhalb von Oberammergau vorbei an Schloß Linderhof ein Naturschutzgebiet in den Ammergauer Bergen. In ihrem Oberlauf kurz nach der Österreichischen Grenze ist die Uferlandschaft stark von Nadel – und Mischwald dominiert. Lediglich durchsetzt von kleineren Lichtungen. Weiden und Mähwiesen sowie Siedlungsbauten finden sich hier keine.

Die Flusstruktur ist naturnah mit Kiesbänken und ausreichend Breiten – und Tiefenvarianz.

Siehe Abb. 2.15. und Tab. 2.1.

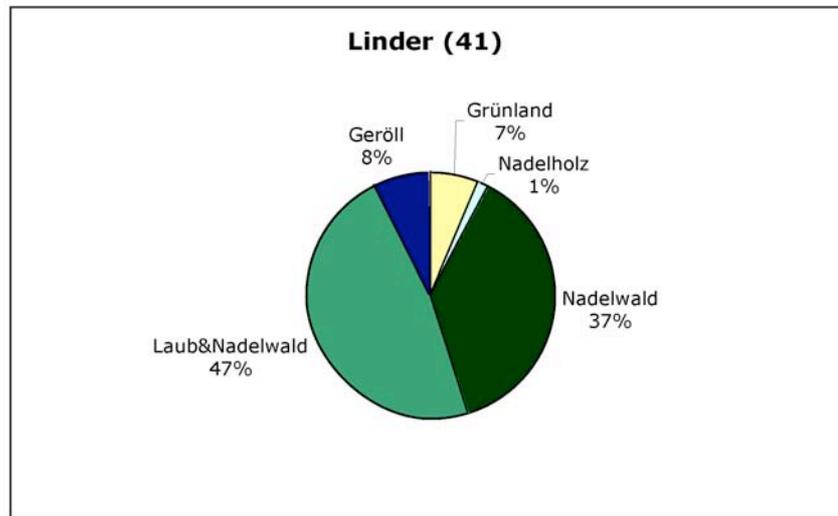


Abb. 2.15.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Linder am Fuß des Ammertal Sattels. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Kurz unterhalb des Ortsgebietes von Graswang ist die Linder kanalförmig eingebettet. Der Uferbereich ist hier deutlich in Form von Weiden und Mähwiesen genutzt. Am linken Ufer finden sich neben Weideflächen größere Teile von natürlichem Mischwald. Außerdem verläuft hier eine zweispurige Straße. Die rechte Seite bilden ebenfalls Grünlandflächen sowie Misch- und Nadelwaldanteile.

Siehe Abb. 2.16. und Tab. 2.1.

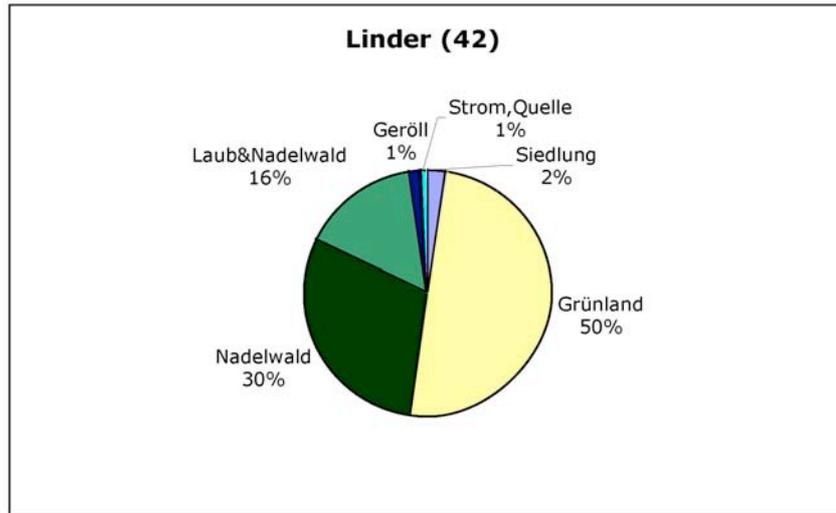


Abb. 2.16.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der Linder bei Graswang. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

#### 2.1.1.5. Oberlauf der Isar

Im Bereich der oberen Isar wurden vier Flussabschnitte untersucht. Das quellnächste Untersuchungsgebiet lag auf der Höhe von Krün. Hier ist das Flussbett der Isar relativ breit mit zahlreichen Kiesbänken. Der Uferbereich besteht im Wesentlichen aus Weideflächen und Nadelwald.

Siehe Abb. 2.17. und Tab. 2.1.

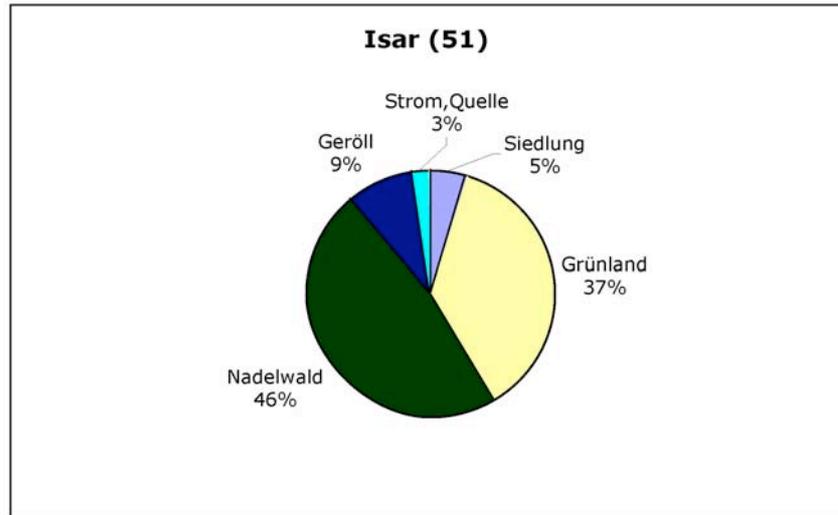


Abb. 2.17.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der oberen Isar bei Krün. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Auch in den beiden flussabwärts gelegenen Untersuchungsgebieten ist das Flussbett der Isar breit und weist zahlreiche Kiesbänke auf. Der Uferbereich beider Gebiete ist hinsichtlich der Landschaftsparameter sehr ähnlich. Charakteristisch ist vor allem der hohe Anteil an Nadelwald. Es findet sich ein geringer Anteil an Sträuchern. Typisch ist auch der Tamariskenbewuchs auf den Kiesbänken und kiesigen Uferbereichen. Grünlandflächen gibt es so gut wie keine. Die Landschaftsstruktur ist durch den dominierenden Anteil an reinem Nadelwald nicht sehr divers. Infrastrukturelle Nutzung findet sich außer einer Mautstraße keine. Siehe Abb. 2.18., Abb. 2.19. und Tab. 2.1.

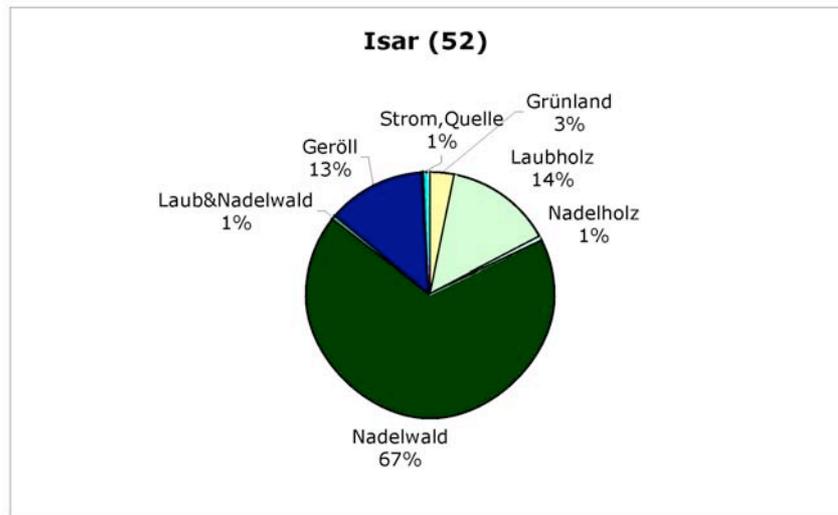


Abb. 2.18.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der oberen Isar unterhalb von Wallgau. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

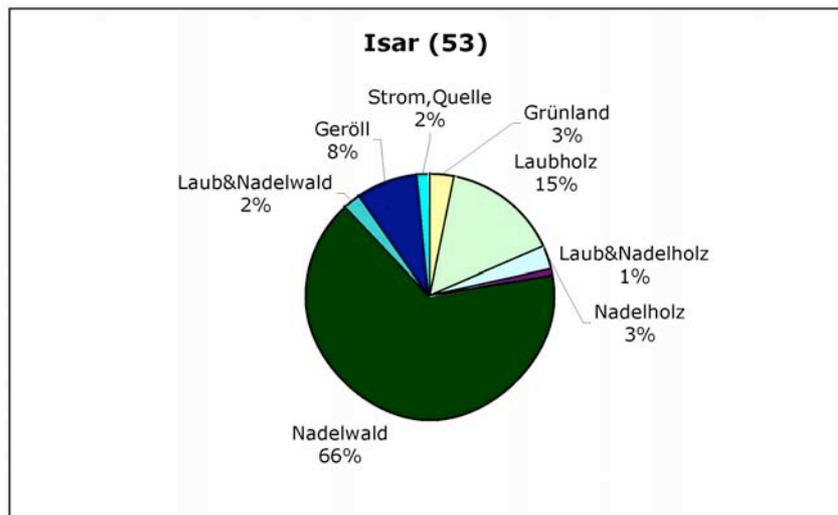


Abb. 2.19.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der oberen Isar oberhalb von Vorderriß. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

Das vierte Untersuchungsgebiet an der oberen Isar lag kurz vor der Einmündung in den Sylvensteinspeicher. Hier ist der Anteil an Mischwald deutlich erhöht. Grünlandflächen existieren nicht. Der hohe Anteil an Geröll und Fels erklärt sich durch einen steil aufragenden Prallhang am linken Ufer. Die Isar ist hier immer noch relativ weit ausufernd und mit Kiesbänken durchsetzt. Infrastrukturelle Nutzung gibt bis auf eine zweispurige Straße im rechten Uferbereich keine.

Siehe Abb. 2.20. und Tab. 2.1.

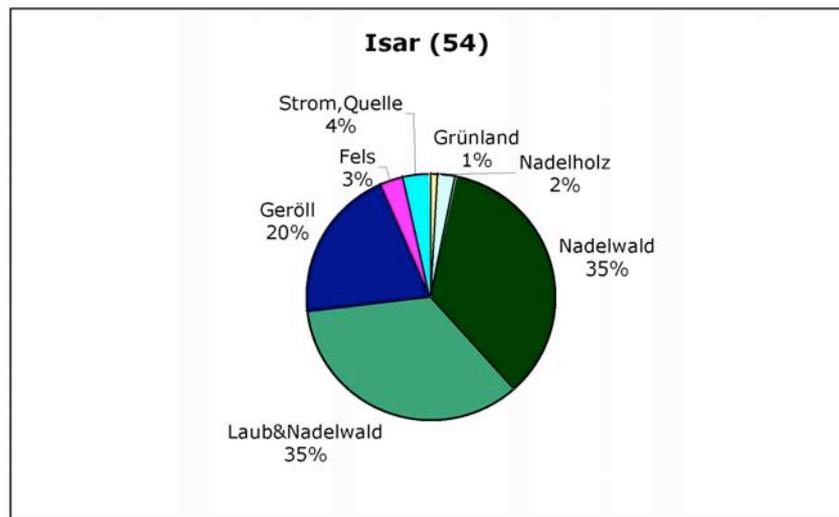


Abb. 2.20.: Prozentuale Anteile einzelner Landschaftsparameter im Uferbereich der oberen Isar kurz oberhalb des Sylvensteinspeichers. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Parametern finden sich in Tab. 2.1.

**2.1.2. Intensität anthropogener Beeinflussung**

Aufgrund der Zusammensetzung der einzelnen Landschaftselemente in den Untersuchungsgebieten wurden diese in drei Kategorien hinsichtlich der Intensität anthropogener Nutzung eingeteilt:

<b><u>Naturnah</u></b>	<b><u>Mäßig beeinflusst</u></b>	<b><u>Stark beeinflusst</u></b>
Siedlung 0	Siedlung 0,1	Siedlung 0,1
Straße/Weg < 6 km	Straße/Weg bis 12 km	Straße/Weg bis 12 km
Sträucher > 2 %	Sträucher < 2 %	Sträucher < 2 %
Grünland < 20 %	Grünland 20-60 %	Grünland > 60 %
Wald > 60 %	Wald 40-60 %	Wald < 40 %

Die infrastrukturelle Erschließung definierte sich über Verkehr und Siedlungsflächen. Land- und forstwirtschaftliche Nutzung umfasste Grünland und Nadelwaldflächen.

**2.1.3. Gewässermorphologie**

Alle untersuchten Flüsse sind Gewässer III. Ordnung. Die Isar wird in der Gewässerkarte Bayern (1990) zwar auch in ihrem Oberlauf als Gewässer I. Ordnung eingestuft, aus ökologischer Sicht ist die nach dem Krüner Wehr verbleibende Restwassermenge jedoch als Gewässer III. Ordnung anzusehen (Schödl 2000). Hinsichtlich der Fließgewässergröße wird zwischen Bächen, Flüssen und Strömen unterschieden. Ein Gewässerbett mit einer Breite von 5 m bis 100 m gilt als Fluss, darunter als Bach, darüber als Strom (Niehoff 1996). Demnach sind Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach im Unterlauf, Linder und Isar im Oberlauf kleinere Flüsse. Die Gunzesrieder Ach weist im Oberlauf teilweise Breiten unter 5 m auf und ist daher dort als Bach einzustufen. Die Ostrach fällt zudem kurz vor ihrer Einmündung in die Iller unter die Definition „temporär trockenes Gewässer“ (BLfW 2003).

Die Zonen im Längsverlauf eines Fließgewässers sind nach(Niehoff 1996):

- Krenal (Quellauf),
- Rhitral (Oberlauf) mit Epi-Rhitral, Meta-Rhitral und Hypo-Rhitral,
- Potamal mit Epi-Potamal (Mittellauf), Meta-Potamal (Untererlauf) und Hypo-Potamal (Mündungslauf)

Alle hier untersuchten Gewässerabschnitte gehören zum Rhitral oder Epi-Potamal. Für den Oberlauf charakteristisch sind eine Gewässersohle mit rauem Bett und grobem Gesteinsmaterial, relativ schmale Gerinnebetten, geringe Wassertiefen sowie streckenweise erhebliches Gefälle mit turbulenter Strömung. Das Abflussregime ist starken Schwankungen unterworfen. In naturnahem Zustand weist der Uferbereich ein vielfältiges Kleinrelief auf. Neben den streckenweise anzutreffenden steilen Felsufern, sind geomorphologische Strukturelemente wie einzelne Steine, Felsblöcke und schmale Uferbänke aus Grobschotter und Kies typisch (Niehoff 1996). Am Ufer und in der Gewässerniederung naturnaher Bereiche sind Waldhainsimsen-Erlen-Uferwälder und Waldhainsimsen-Bergahorn-Uferwälder (*Luculo sylvatici-Alnetum*, *Luculo sylvatici-Acer pseudoplatanus*-Gesellschaften) sowie montane Uferstaudenfluren (*Chaerophyllo hirsuti-Filipenduletum*, *Petasites albus*-Bestände) und vereinzelt Bachröhrichte (*Glycerio-Sparganion*) kennzeichnend (Dahl 1989). Wird der Uferbereich extensiv landwirtschaftlich genutzt, finden sich dort oft artenreiche Grünlandgesellschaften beispielsweise mit Feuchtwiesen (*Calthion*) oder Feuchtgebüschchen (*Salicion cinereae*). Fischereibiologisch gehören die Gewässeroberläufe des Berglandes zur oberen Forellenregion. Typische Faunenelemente sind Steinfliegenlarven (*Leuctra*-, *Isoperla*-, *Nemoura*arten), Köcherfliegen (*Agapetus*-, *Lithax*-, *Dursus*arten) sowie die Larven der Lidmücke (*Liponeura spec.*) (Niehoff 1996). Nach einer ornithologische Zonierung von Fliessgewässern gilt in diesem Bereich die Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) als Indikatorart, häufig begleitet von der Bachstelze (*Motacilla cinerea*) (Roche 1993). Bei den hier untersuchten Gewässerabschnitten entsprachen die Abschnitte des Epi-Rhitrals an Ostrach, Trettach und Gunzesrieder Ach sehr gut dieser Charakterisierung.

Die Bereiche des Meta-Rhitrals an Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach und Linder sowie das obere Epi-Potamal der Isar können besser durch die Beschreibung des Mittellaufs charakterisiert werden. Dies ist legitim, da Mittelläufe als „Übergangszonen“ gelten und ökologische Elemente des Ober- und Unterlaufes besitzen (Niehoff 1996). Im Bereich der Gewässersohle finden sich häufig Sand- und Schluff-, seltener Schlammablagerungen. Es kann zur Ausbildung von Sand- und Kiesbänken kommen. In Abhängigkeit von der Tal-Breite ist die Entwicklung von Mäandern und Altarmen unter Bildung von Gleit- und Prallhängen möglich. Dabei treten an der Gewässersohle häufig Materialsortierungen auf. Mitunter ist das Gewässerbett auch als verzweigtes Gerinne ausgeprägt. Die Abflussmengen unterliegen starken Schwankungen. Die Strömung ist turbulent bis fließend und es können Stillwasserzonen ausgebildet sein (Bauer 1990). Am Ufer und in der Gewässerniederung sind Auwälder mit Weidengebüsch und Weidenwald (*Salicion albae*) sowie Eichen-Ulmenwälder (*Ulmo quercetum*) und Hainmieren-Schwarzerlenwälder (*Stellario alnetum*) charakteristisch (Bauer 1990). Bei extensiver landwirtschaftlicher Nutzung finden sich im Uferbereich häufig Feuchtwiesen (*Calthion*), Röhrichte (*Phragmition*) oder Hoch- und Uferstaudenfluren (*Filipendulion*, *Calystegion*) (Dahl 1989). Die Gewässermittelläufe der alpinen Region gehören zur unteren Forellen- oder zur Äschenregion (Sandrock 1981). Typische Kleinstlebewesen sind Eintagsfliegenlarven (*Ephemerella belgica*), Köcherfliegen (*Brachycentrus subnubilus*) und Bachflohkrebse (*Gammarideae*) (Niehoff 1996). Aus ornithologischer Sicht ist in dieser Zone der Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) Indikatorart. Auch Bachstelze (*Motacilla cinerea*) und Eisvogel (*Alcedo atthis*) sind typisch (Roche 1993).

Das Hypo-Rhital von Ostrach und Trettach kann auf diese Weise nicht beschrieben werden, da diese Gewässerabschnitte durch anthropogene Einflüsse vollkommen von ihrem natürlichen Zustand entfremdet wurden.

Bei den Zonen der Aue (soweit vorhanden) wurde unterschieden zwischen:

- Hartholzaue (=Terrestrische Zone, Überwasserzone) mit Stieleiche, Ahorn, Esche, Hainbuche, Ulme oder Birke (BLfW 2003)

- Weichholzaue (= Amphibische Zone, Wasserwechselzone) mit Erlen und Weiden (BLfW 2003)
- Gehölzfreier Aue (Grieß), trockene Flussabschnitte (Schödl 1996).

Typisch in allen behandelten Berg-Tälern ist mehr oder weniger intensiv betriebene Milchwirtschaft mit dazugehörigen Weiden und Mähwiesen, sowie Nadel- und Mischwälder.

### 2.1.3.1. Gewässergüte

Zur Bewertung der Gewässergüte wird allgemein die Saprobie (biologische Gewässergüte) herangezogen. Sie ist ein Abbild der, in einem bestimmten Gewässerabschnitt, vorgefundenen Organismen, die ihrerseits an die dort vorkommenden Lebensumstände angepasst sind (BSfLU 1995).

Wichtige die Gewässergüte anzeigende Organismen sind (StMLU 2000):

- **Güteklasse I, unbelastet**: Steinfliegenlarven, Lidmückenlarven, flache Eintagsfliegenlarven, Köcherfliegenlarven und die Flussperlmuschel
- **Güteklasse II, mäßig belastet**: Bachflohkrebse, runde Eintagsfliegenlarven, Kriebelmückenlarven, Flussnapfschnecken und weißer Strudelwurm
- **Güteklasse III, stark verschmutzt**: Waffenflecken, Wasserasseln, Kugelmuscheln und Rollegel
- **Güteklasse IV, übermäßig verschmutzt**: Schlammröhrenwürmer (Tubifex), Rattenschwanzlarven und rote Zuckmückenlarven

Neben der Saprobie gibt es noch zwei weitere Eckpunkte, durch die das Wasser eines Fließgewässers charakterisiert werden kann. Zum einen die Trophie (nährstoffbedingtes Pflanzenwachstum), die aber hauptsächlich für stehende Gewässer und in dieser Studie nicht vorkommende sehr langsam fließende Flüsse relevant ist. Zum anderen die chemische Wasserbeschaffenheit. Sie wird durch physikalisch-

chemische Messgrößen wie beispielsweise den pH-Wert oder Nährstoff- und Schadstoffkonzentrationen bestimmt.

Die ökologisch wertvollste Aussage zur Fragestellung dieses Projektes liefert die Saprobie. Die chemische Wasserbeschaffenheit wurde wie die Trophie nicht in die Untersuchungen mit einbezogen.

Die Gewässergüte der untersuchten Fließgewässer wurde für Isar und Linder Karten des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Stand 1998) und für Ostrach, Trettach und Gunzesrieder Ach Karten des Wasserwirtschaftsamtes Kempten (Stand 2001, Sonderdrucke) entnommen. In den untersuchten Fließgewässerabschnitten gab es die Kategorien:

- unbelastet Güteklasse I
- gering belastet Güteklasse I-II
- mäßig belastet Güteklasse II

Die Gewässergüte der einzelnen Gebiete ist in Tab. 2.3. dargestellt.

Gebiet	ID	Gewässergüteklasse	
Ostrach	11	I	unbelastet
	12	I-II	gering belastet
	13	I-II	gering belastet
	14	I-II	gering belastet
Trettach	21	I	unbelastet
	22	I-II	gering belastet
	23	I-II	gering belastet
Gunzesrieder Ach	31	I-II	gering belastet
	32	II	mäßig belastet
	33	II	mäßig belastet
Linder	41	I	unbelastet
	42	I-II	gering belastet
Isar	51	II	mäßig belastet
	52	I-II	gering belastet
	53	I-II	gering belastet
	54	I-II	gering belastet

Tab. 2.3.: Gewässergüteklassen der einzelnen Untersuchungsgebiete mit den Kategorien unbelastet (I), gering belastet (II) und mäßig belastet (I-II).

### 2.1.3.2. Gewässerstruktur

Ausgangspunkt für die morphologisch-strukturelle Bewertung ist ein Leitbild, das den natürlichen Zustand bzw. den heutigen potentiell natürlichen Zustand widerspiegelt. Darunter ist die Ausprägung eines Fließgewässers in ungestörter, naturtypischer Form mit einer naturgemäßen Gewässerbett- und Auendynamik zu verstehen, wie sie sich einstellt, wenn Einbauten entnommen und bestehende Nutzungen im und am Gewässer aufgelassen werden (LAWA 1999).

Die Gewässerstrukturgüte Daten für die Ostrach stammen aus einer Pilot Studie des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLfW 1995). Für die übrigen Gewässer wurden eigene Erhebungen durchgeführt, die sich nach der Gewässerstrukturgütekartierung (Übersichtsverfahren) der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) richteten (LAWA 1999).

Prägende Elemente der Gewässerstruktur sind: Abfluss, Feststoffhaushalt, Morphologie und Ufervegetation (StMLU 2000). Für die Morphologie sind gewässermorphologische Grundlagen, Gewässerbettdynamik und Auendynamik entscheidend. Gewässermorphologische Grundlagen sind: Taltyp, Krümmungstyp, Lauftyp, Gewässergröße, Regimety und Gewässerlandschaft (StMLU 2000).

Die Gewässerbettdynamik ergibt sich aus: Linienführung, Uferverbau, Querbauwerken, Abflussregelung, Uferbewuchs und Tiefenerosion. Die Bewertung der Auendynamik schließt Hochwasserschutzbauwerke, Ausuferungsvermögen, Auennutzung, und Uferstreifen mit ein (LAWA 1999). Die Bewertung erfolgt gemäß des in Abb. 2.1. dargestellten Bewertungsbaums.

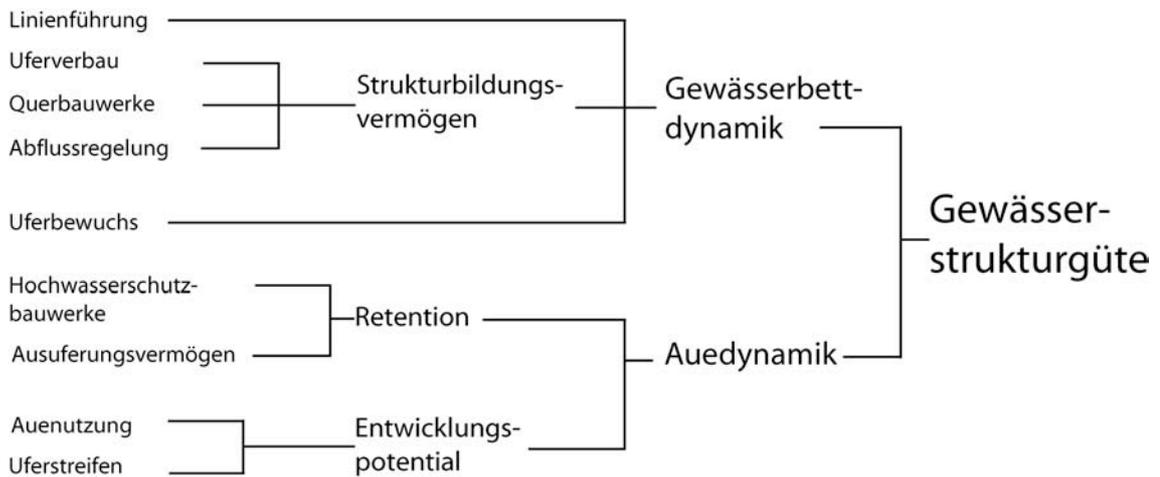


Abb. 2.17.: Bewertungsbaum zur Gewässerbettdynamik. Nach einer Abbildung des BfW (2000).

Im Detail wurden folgende Gewässerstrukturparameter in die Auswertungen mit einbezogen, die sich wiederum aus den aufgelisteten Einzelparametern ergaben:

1. Laufentwicklung: Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke, Besondere Laufstrukturen

2. Längsprofil: Querbauwerke, Rückstau, Verrohrungen, Querbänke, Strömungsdiversität, Tiefenvarianz
3. Querprofil: Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion, Breitenvarianz, Durchlässe
4. Sohlenstruktur: Sohlensubstrattyp, Sohlenverbau, Substratdiversität, Besondere Sohlenstrukturen
5. Uferstruktur: Ufergehölz, Ufervegetation, Uferverbau, Uferlängsgliederung, Uferverbau, Besondere Uferstrukturen
6. Gewässerumfeld: Flächennutzung, Uferstreifen, schädliche Uferstrukturen

Daraus ergibt sich die Wertetabelle mit den Güteklassen (LAWA 1999; BLfW 2003):

- unverändert Güteklasse 1
- gering verändert Güteklasse 2
- mäßig verändert Güteklasse 3
- deutlich verändert Güteklasse 4
- stark verändert Güteklasse 5
- sehr stark verändert Güteklasse 6
- vollständig verändert Güteklasse 7

In der vorliegenden Studie wurden die Güteklassen 1 bis 6 nachgewiesen.

### 2.1.3.3. Abflusswerte

Als Abfluss wird der Teil gefallenen Niederschlags bezeichnet, der in Bächen und Flüssen abfließt. Er wird gemessen als Wassermenge pro Zeiteinheit und die Einheit ist Kubikmeter pro Sekunde ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) (BLfW 2003). In den Kartierjahren gab es in den Untersuchungsgebieten keine größeren Hochwässer. Das ist auch rückblickend an den derzeitigen Abflusswerten erkennbar.

<b>Abfluss in <math>\text{m}^3/\text{s}</math></b>	<u>Jahresmittel</u> <u>2000</u>	<u>Maximalwert</u> <u>2000</u>	<u>Maximalwert</u> <u>Mrz bis Juli 2000</u>
Ostrach	4.9	45.2	35.4
Trettach	5.2	45.2	23.2
Gunzesrieder Ach	3.2	29.7	29.7
Isar	17.1	63.1	45.8

Tab. 2.2. Jahresmittelwerte der untersuchten Fließgewässer 2000, 2001, 2002. Nach 2004 vom BfW angeforderten Daten.

An der Linder existieren keine Messstellen, die Abflussdaten liefern. An den übrigen Flüssen veranschaulicht der Vergleich der Jahresmaxima mit den Maximalwerten in den Kartiermonaten März bis Juli 2000, dass es keine extreme Hochwassersituationen zu dieser Zeit gab. Das Jahresmaximum an der Gunzesrieder Ach entspricht zwar dem Wert, der am 31. Mai 2000 gemessen wurde. Es handelte sich dabei jedoch um ein Tagesereignis. Die Werte an den Tagen vorher und nachher liegen weit darunter. Zudem wurde an diesem Tag keine Kartierung durchgeführt.

#### 2.1.3.4. Leitbild alpiner Fliessgewässer

Ein naturnahes Leitbild alpiner Fliessgewässer orientiert sich an einer überwiegend bewaldeten Flusslandschaft mit extensiver Nutzung und einem Zustand des Fliessgewässers gemäß den Bewertungsverfahren des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLfW 1992; BLfW 1995).

Ein naturnahes Leitbild für alpine Fliessgewässer sieht eine Ausprägung des Gewässers in ungestörter, naturtypischer Form mit einer naturgemäßen Gewässerbett- und Auendynamik vor, wie sie sich einstellt, wenn Einbauten entnommen und bestehende Nutzungen am und im Gewässer aufgelassen werden (LAWA 1999).

Nach der Gewässerstrukturkartierung der LAWA ergeben sich für die einzelnen Strukturparameter folgende naturnahe Ausprägungen: Die Laufentwicklung gilt als naturnah, wenn eine ausreichende Laufkrümmung gegeben ist und wenig oder gar keine Krümmungserosion stattfindet. Strukturgebende Längsbänke und besondere Laufstrukturen sind erwünscht. Im Längsprofil sollten Querbauwerke gegeben sein und keine Rückstau oder Verrohrungen bestehen. Strömungsdiversität und Tiefenvarianz müssen hoch sein. Ein naturnahes Querprofil sieht vor allem einen naturnahen Profiltyp und große Breitenvarianz vor. Die Sohlenstruktur ist naturnah, wenn kein Verbau besteht, die Substratdiversität hoch ist und der Sohlensubstrattyp zumindest teilweise aus lockerem Schotter und Steinen besteht. Naturnahe Uferstrukturen sind gegeben, wenn die Uferlängsgliederung divers ist, kein Uferverbau vorhanden ist und abwechslungsreiche Ufervegetation geboten ist. Schädliche Uferstrukturen, wie z.B. Müllablagerungen sind ebenso wie das Fehlen eines Uferstreifens als stark verbaut eingestuft. Aus der Bewertung dieser einzelnen Kriterien ergibt sich der Gewässerstrukturindex für den betreffenden Fliessgewässerabschnitt.

## 2.2. Klimadaten

Während der Kartierungen in den Jahren 2000 und 2002 fanden keine außergewöhnlichen klimatischen Ereignisse statt. Eine kurze Analyse der Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes der Stationen München und Kempten ergibt die im Folgenden beschriebene Zusammenfassung (DWD 2004). Verglichen wurden die „Normalwerte“ (Mittel der Jahre 1961 bis 1990) der Klimaelemente:

- Mittel der Temperatur in 2 m über dem Erdboden in Grad Celcius (T)
- Mittlere Monatssumme der Sonnenscheindauer in Stunden (SD)
- Mittlere Niederschlagshöhe in Millimeter (RR)

mit den Monatswerten (Mittel von maximal 31 Tageswerten) der Klimadaten der Monate März, April, Mai und Juni in den Jahren 2000 und 2002:

- Mittel der Temperatur in 2 m über dem Erdboden in Grad Celcius (TMM)
- Summe der Sonnenscheindauer in Stunden (SOS)
- Summe der Niederschlagshöhe in Millimetern (RSS)

Daraus wurde ersichtlich, dass im Jahr 2000 in der Umgebung von Kempten die Temperaturen mit mehr als 4 °C über dem Mittel der Monate April, Mai und Juni ungewöhnlich hoch waren. Dementsprechend war auch die Summe der Sonnenscheindauer deutlich höher als normal. Die Niederschlagsmenge lag im März und Mai 2000 über und im April und Juni deutlich unter den Normalwerten.

2002 war der Juni überdurchschnittlich warm und sonnig. Auch der März war warm und es gab mehr Stunden Sonnenschein, allerdings auch mehr Niederschlag als normal. Die Niederschlagswerte im Mai waren deutlich erhöht im Vergleich zur Norm. Zudem wurde das Mittel der Windstärke (FMM) betrachtet, für das allerdings keine gemittelten „Normalwerte“ zu Vergleichszwecken vorliegen. Es lag in allen

Kartiermonaten an beiden Messstationen zwischen Windstärken von 1,5 und 3. Siehe Klimadaten im Anhang.

### **2.3. Datenaufnahme zur Avifauna**

Die im Folgenden beschriebenen Kartierungen fanden in den Jahren 2000 (Punkt Stopp Zählungen) und 2002 (Revierkartierungen) statt. Es waren insgesamt 12 KartiererInnen beteiligt. Bei den Vogelbestandsaufnahmen halfen professionelle Ornithologen mit teils langjähriger Erfahrung. Die Habitatkartierung erfolgte durch gut eingearbeitete HelferInnen. Zu jedem Untersuchungsgebiet wurden Artenlisten erstellt. Außer an der Isar lagen in keinem Gebiet Ergebnisse früherer Revierkartierungen vor. In allen Gebieten setzten sich die Artenlisten aus sämtlichen während der Kartierungen registrierten Vögeln zusammen.

#### **2.3.1. Reduzierte linienförmige Revierkartierung der Leitarten**

Forschungsschwerpunkt der 2002 durchgeführten Revierkartierungen sind die spezialisierten Flussvogelarten bzw. Leitarten alpiner Fließgewässer. Leitarten erreichen in den für sie charakteristischen Lebensraumtypen signifikant häufigere Stetigkeiten und Siedlungsdichten als ubiquitäre Arten (Flade 1994).

Folgende Leitarten des Lebensraumes „Fließgewässer“ wurden im Rahmen der Punkt Stopp Zählung aufgenommen:

- Gänsesäger (*Mergus merganser*),
- Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*),
- Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*)
- Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*)
- und Wasseramsel (*Cinclus cinclus*).

Bei der Kartierung 14 ausgewählter Flussabschnitte entlang eines Alpenflusses (Ostrach) im Hinblick auf die Zusammenhänge der Leitarten und der

Fliessgewässerparameter, wurde nach einer reduzierte linienförmigen Revierkartierung vorgegangen (Flade 2000).

#### **2.3.1.1. Zur Methode der reduzierten linienförmigen Revierkartierung**

In den 500 m langen Flussabschnitten fanden fünf bis sieben Begehungen statt. Wie bei Linientaxierungen, wurden die Gewässerabschnitte langsam abgegangen und alle Vogelarten registriert. Es ergaben sich Karten aller beobachteten Individuen der Flussvogelarten einschließlich Verhaltenssymbolen. Der Maßstab der Kartengrundlage betrug 1: 2500. Es fand keine Konstruktion von Papierrevieren statt, sondern jede Beobachtung eines revieranzeigenden Vogels kennzeichnete ein Territorium. Die Kartiergänge waren gleichmäßig über den Gesamtzeitraum verteilt und hatten mindestens einen einwöchigen Abstand.

Zu den Begleitarten wurden einfache Artenlisten ohne Abundanzen erstellt. Siehe Anhang.

#### **2.3.2. Punkttaxierungen**

##### **2.3.2.1. Zur Methode der Punkt Stopp Zählung**

Die Avifauna der Flusslandschaften wurde mit Hilfe einer standardisierten Punkt-Stopp Zählung erfasst (Bibby 1995). Es wurden an fünf Flüssen der bayerischen Alpen 16 Untersuchungsgebiete mit je 1 km Länge ausgewählt. Die einzelnen Untersuchungsgebiete waren mindestens 2 km voneinander entfernt. 210 m rechts und links der 1 km Abschnitte befanden sich insgesamt 24 Zählpunkte. Die ungeraden Punkte am Ufer lagen 10 m von der Wasserlinie entfernt. Bei mehreren Flussarmen zählte der äußerste. Um Doppelzählungen zu vermeiden, betrug der Abstand zwischen den Punkten an jedem Ufer 200 m. Die untersuchten Gebiete hatten alle eine Größe von 140 bis 168 Hektar.

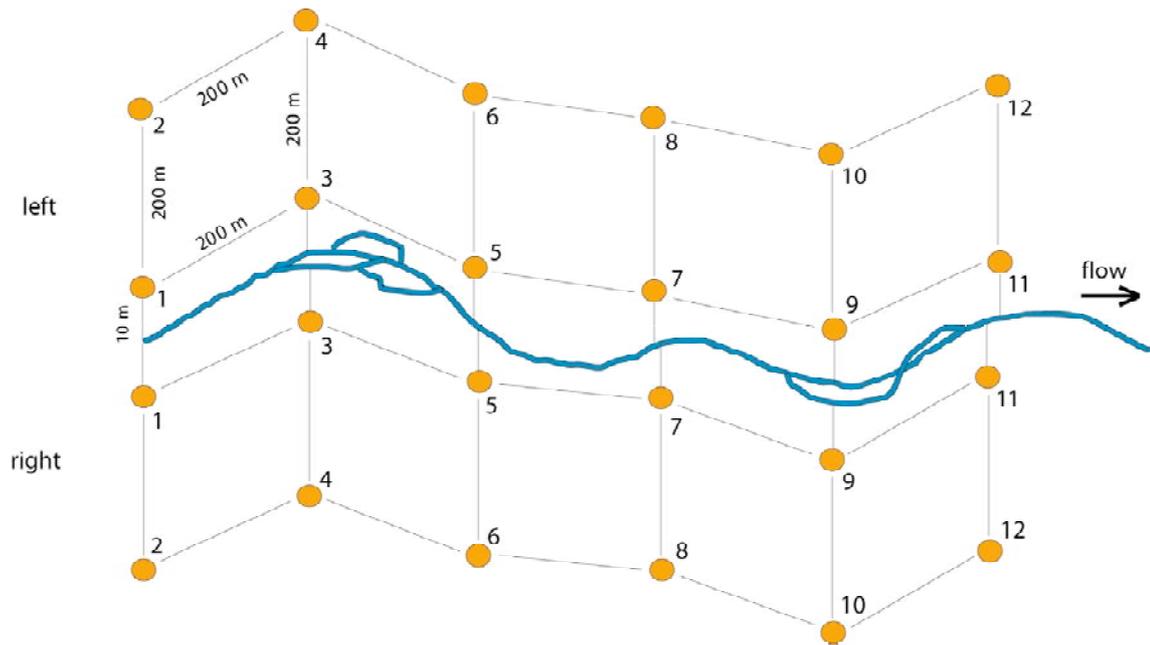


Abb. 2.18. Methodenskizze zur Punkt Stopp Zählung. Von den insgesamt 24 zufällig verteilten Zählpunkten lagen 12 am Ufer und 12 200 m vom Ufer entfernt. Bei zwei Begehungen in den Stunden um Sonnenaufgang zwischen März und Juni 2000 wurden innerhalb von 5 Minuten alle Vogelindividuen registriert. Es erfolgte eine Unterscheidung in visuelle und akustische Registrierung. Der Erfassungsradius betrug 100 m.

Bei zwei Begehungen pro Punkt wurden alle Vogelindividuen während einer Zähldauer von fünf Minuten innerhalb eines Erfassungsradius von 100 m registriert. Dabei erfolgte eine Unterscheidung, ob die Registrierung akustisch, visuell oder akustisch und visuell stattfand. Auffliegende Vögel durften nicht notiert werden, wenn sie bei Erreichen des Zählpunktes wieder verschwunden waren. Die Zählungen fanden in der Hauptbrutzeit der meisten Arten zwischen März und Juni, immer in den Stunden um Sonnenaufgang herum statt. Genaue Zähldaten siehe Anhang.

Für die Auswertungen der Punkttaxierungen wurden die Maximalwerte, der an einem Punkt bzw. in einem Gebiet registrierten Individuen herangezogen. Dieses Vorgehen hat im Vergleich zur Verwendung der Summe aller Beobachtungen den Vorteil, dass nicht fälschlicherweise eine Zunahme der Genauigkeit durch die größere Stichprobe

vorgetäuscht wird, die auch meist nur aus der Doppelzählung derselben Individuen resultierte (Bibby 1995).

### **2.3.2.2. Avifaunistische Datengrundlage**

Für die Auswertungen wurde die Artendiversität der Vögel über Artenzahlen und Abundanzen herangezogen. Außerdem erfolgte eine differenzierte Betrachtung einzelner ökologischer Gruppen. Analysen zu ökologischen Gruppen (Gilden) finden sich in zahlreichen Studien; zum Beispiel (Jansson 1998; Kreuzinger 1998; Laußmann 1998; Laiolo 2004). Hier wird eine Einteilung nach Kreuzinger (1998) übernommen. Er differenziert die Vogelarten bei seinen Auswertungen in Ernährungsgilden, Niststandort-Gilden und Lebensraum-Gilden.

Zur Berechnung der Ähnlichkeit der Artgemeinschaften wurden Sørensen Quotient, Renkonensche Zahl und Dominanzindex verwendet. Siehe auch 3.

## **2.4. Statistik und Datenanalyse**

Ein Teil der statistischen Auswertungen wurden in Zusammenarbeit mit David Rummel vom statistischen Beratungslabor der LMU München (StaBLab) durchgeführt. Die Berechnungen erfolgten mit den Programmen SPSS, SAS und InStat.

### **2.4.1. Struktur der Datenanalyse**

#### **2.4.1.1. Revierkartierungsdaten**

Die Auswertung der Revierkartierungsdaten und des Gewässerzustands erfolgte in einem mehrstufigen Prozeß. Zunächst wurden Zusammenhänge der Vogeldaten zum Index der Gewässergüte und der Gewässerstruktur berechnet. Ergänzend flossen dann die einzelnen Gewässerstrukturparameter in die Berechnungen mit ein.

#### **2.4.1.2. Punkt Stopp Zählzeiten**

Die Datenanalyse der Punkt Stopp Zählzeiten erfolgte auf zwei Ebenen. Zum einen wurden die einzelnen Habitat- und Landschaftsparameter mit den Vogeldaten in Verbindung gebracht und zum anderen diente eine Einteilung der Gebiete nach der Intensität anthropogener Nutzung (siehe 2.4.2.) als Auswertungsgrundlage.

### **2.4.2. Art-Art Korrelationen**

Korrelationen zwischen den einzelnen Arten wurden auf Gebiets- und Punktebene über Pearson Korrelationen (normalverteilte Daten) auf der Basis von 0/1 Variablen (Rummel 2004) oder über Spearman Rangkorrelationen (nicht normalverteilte Daten) berechnet.

### 2.4.3. Vogeldaten und Habitatparameter

#### **2.4.3.1. Multiple Regressionen**

Zur Berechnung von Abhängigkeiten der Vogeldaten zu den einzelnen Landschafts- und Habitatparametern wurden multiple Regressionen durchgeführt. Die abhängigen Variablen waren dabei Artendiversität (Artenzahl, Abundanz), Artenzahl einzelner ökologischer Gruppen und Ähnlichkeitsindices der Artgemeinschaften. Die Flächenanteile einzelner Landschafts- und Habitatparameter waren die unabhängigen Variablen. Sie sind in Tabelle 2.1. ausführlich dargestellt.

Für die Identifizierung signifikanter Einflussgrößen fanden Rückwärtsselektionen der unabhängigen Variablen („top down“ multiple regression model) statt, bis das besterklärende Regressionsmodell erreicht war (Zarr 1999). Multikolarität der Variablen wurde ausgeschlossen.

#### **2.4.3.2. Varianzanalysen**

Die unterschiedlichen Reaktionen der Avifauna auf die anthropogene Beeinflussung wurden über Varianzanalysen (ANOVA, Kruskal-Wallis Test), T-Tests und U-Tests interpretiert. Die Normalverteilung der Daten wurde über Kolmogorov Smirnov Tests geprüft. Bei parametrischen Daten wurden ANOVAs mit Bonferoni oder Tukey-Kramer Multiplen Vergleichstests ( $p^* = 0.05$ ) gerechnet. Bei nicht-parametrischer Datengrundlage wurde eine Chiquadratverteilung angenommen und es fanden Kruskal-Wallis Tests mit Dunn´s Multiple Vergleichstests ( $p^* = 0.05$ ) statt (Zarr 1999). Vor den Berechnungen wurden die Daten meist Logarithmus bzw. Quadratwurzel Transformationen unterzogen.

### 2.4.3.3. Artgemeinschaften

Die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften wurde über den Sørensen Quotient, die Renkonensche Zahl, den Dominanzindex und die Dominanzstruktur beschrieben.

Der **Sørensen-Quotient (QS)** ermöglicht Aussagen über die Ähnlichkeit von zwei Artgemeinschaften in verschiedenen Gebieten:

$$QS(\%) = \frac{2G}{S_A + S_B} * 100$$

G = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten  
 S<sub>A</sub>; S<sub>B</sub> = Zahl der Arten in Gebiet A bzw. B

Je größer der QS Wert wird, desto ähnlicher sind sich die Artgemeinschaften.

Maßzahl für die Übereinstimmungen der Dominanzverhältnisse von zwei Artgemeinschaften ist die **Renkonensche Zahl (Re)**:

$$Re(\%) = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B} \quad D = \frac{n_A}{N_A} \quad D = \frac{n_B}{N_B}$$

min D<sub>A,B</sub> = Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten von zwei Standorten A und B

i = Art i

G = Zahl der gemeinsamen Arten

N<sub>A,B</sub> = Individuenzahl der Art i in Gebiet A bzw. B

N<sub>A,B</sub> = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. B

Die Dominanz wurde über die **Dominanzstruktur** und den **Dominanzindex** erfasst. Sie gibt die relativen Häufigkeiten der Arten im Vergleich zu allen anderen Arten, bezogen auf eine bestimmte Lebensraumgröße an:

$$d = \frac{N_{\max}}{N_T}$$

$N_{\max}$  = Individuenzahl der häufigsten Art  
 $N_T$  = Gesamtindividuenzahl der Artgemeinschaft

#### 2.4.3.4. Arten Turnover

Berechnungen zur Turnover-Rate zwischen verschieden stark beeinflussten Gebieten erfolgten nach der Formel (Mühlenberg 1993):

$$T = \frac{I + E}{S_I + S_{II}}$$

I = Artenzahl, die zwischen Gebiet I und Gebiet II hinzukam  
E = Artenzahl, die zwischen Gebiet I und Gebiet II wegfiel  
 $S_I$  = Gradientenabschnitt I  
 $S_{II}$  = Gradientenabschnitt II

Die Ergebnisse der Berechnungen geben Aufschluss über die Dynamik der Artenzahl bei verschiedenen Gradienten der Landschaftsmerkmale. Hier ist für die Auswertungen vor allem auch die Zahl der zwischen zwei Gebieten dazukommenden bzw. wegfallenden Arten entscheidend.

### 2.4.3.5. Nischenbreite

Um Zusammenhänge zwischen den einzelnen Vogelarten und verschiedenen Nutzungsformen am Fließgewässer oder im Umland aufzuzeigen, wurde zudem die spezielle Nischenbreite (NB<sub>i</sub>) berechnet. Sie erlaubt Aussagen zu Empfindlichkeit und Spezialisierung einzelner Arten. Als Grundlage für die Berechnung diente dabei eine Ressourcen-Matrix. Die Ergebnisse beschreiben die Nutzung verschiedener Ressourcenklassen durch Individuen oder Arten (Mühlenberg 1993). Verwendet wurde eine Formel in Anlehnung an die Shannon-Formel nach Mühlenberg (1993).

$$NB'_i = - \sum_j p_{ij} \ln p_{ij} \qquad p_{ij} = \frac{N_{ij}}{Y_i}$$

- N<sub>ij</sub> = Anzahl der beobachteten Vorkommen von Art i in der Ressourcenklasse j
- Y<sub>i</sub> = Gesamtzahl der Individuen der Art i, die beobachtet wurden
- X<sub>j</sub> = Gesamtzahl der beobachteten Vorkommen aller Arten in der Ressourcenklasse j
- Z = Summe aller Beobachtungen

Im Einzelnen konnten so Aussagen über die Spezialisierung der Flussvogelarten auf naturnahe Gewässerstrukturen gemacht werden. Dabei lag eine Ressourcen-Matrix zugrunde, die neben den Flussvogelarten die Ausprägungen der Gewässerstrukturqualität beinhaltet.

Außerdem konnte durch eine Analyse der speziellen Nischenbreite näheres über Auswirkungen infrastruktureller Eingriffe (Straßen und Siedlungsfläche) auf die Artenzahlen dargestellt werden. Hier sollte vor allem auch eine genauere Differenzierung zwischen den Arten Hinweise auf negative Effekte geben. Daraus ergaben sich Anhaltspunkte über ihre Empfindlichkeit gegenüber infrastrukturellen Eingriffen. Hierfür wurde eine Matrix erstellt, in die neben den 71 identifizierten Arten die Ressourcenklassen 0 %, 1 bis 10 %, 11 bis 20 %, 21 bis 30 %, 31 bis 40 % und größer als 40 % infrastrukturelle Nutzung eingingen

## Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in zwei Ansätzen dargestellt. Zunächst werden die spezialisierten Flussvogelarten und die Fliessgewässerparameter behandelt. Datengrundlage ist hier zum einen die Bestandserhebung mittels Punkt Stopp Zählungen in 16 Untersuchungsgebieten und zum anderen die Ergebnisse einer Revierkartierung in weiteren 14 Flussabschnitten.

Der zweite Auswertungsschwerpunkt sind die Avifauna und die Landschaftsparameter im erweiterten Uferbereich der kartierten Fließgewässer. Hier wurden ebenfalls Vogeldaten aus Punkt Stopp Zählungen sowie GIS Daten der Landschaftsparameter ausgewertet.

### 3.1. Spezialisierte Flussvogelarten und Fliessgewässerparameter

Die Auswertungen der Punkt Stopp Zählungen der Flussvögel und der Fliessgewässerparameter sind als erster Teil einer vertiefenden Studie zu betrachten. Der bekannte Mangel von Punkt Stopp Zählungen an Exaktheit, vor allem bei seltenen Arten, verleiht den, hinsichtlich der Flussvogelarten dargestellten Ergebnissen einen Übersichts – oder Vorversuchscharakter. Die Ergebnisse stellen in erster Linie eine wichtige Grundlage für die nachfolgend durchgeführte Revierkartierung dar.

#### 3.1.1. Punkt Stopp Zählungen der Leitarten alpiner Fliessgewässer

##### 3.1.1.1. Leitarten alpiner Fliessgewässer

Die während der Punkt Stopp Zählungen kartierten Flussvogelarten waren:

- Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*),

## Ergebnisse

- Gänsesäger (*Mergus merganser*),
- Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*),
- Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*)
- und Wasseramsel (*Cinclus cinclus*)

Sie gehören nach Flade (1994) zu den ornithologischen Leitarten alpiner Fliessgewässer. Ihr Vorkommen ist eng an den Lebensraum „Fliessgewässer“ gebunden und sie weisen häufig eine typische Liste an Begleitarten auf (Flade 1994). Details zu den Flussvogelarten, die im Rahmen der Kartierungen registriert wurden sind in Tab. 3.1. und 3.2. aufgelistet.

### Grundlegende Hypothesen

- Es besteht eine positive Korrelation zwischen den einzelnen Leitarten
- Die Leitarten weisen eine typische Liste an Begleitarten auf

### Ergebnisse

Neben tabellarischen Analysen wurden Pearson Korrelationen (parametrischen Daten) und Spearman Rang Korrelationen (nicht parametrischen Daten) durchgeführt. Auf Ebene der gesamten Gebiete konnten aus den Punkt Stopp Zählraten folgende in Tab. 3.1. dargestellten Korrelationen gefunden werden:

## Ergebnisse

Leitarten	Gebirgsstelze	Gänsesäger	Flussuferläufer	Flussregenpfeifer	Wasseramsel
Individuen	47	14	4	4	21
Anzahl UG N=16	12	6	2	1	9
Anzahl Begleitarten	4	3	19	14	12
	r	r	r	r	r
Gebirgsstelze	1.00				
Gänsesäger	0.15	1.00			
Flussuferläufer	0.22	0.10	1.00		
Flussregenpfeifer	0.15	-0.20	<u>0.68</u>	1.00	
Wasseramsel	-0.22	<u>0.42</u>	<u>-0.43</u>	-0.29	1.00

Tab. 3.1.: Pearson Korrelationen der Leitarten des Lebensraumes Fließgewässer aus Punkt Stopp Zählraten in 16 Untersuchungsgebieten (Gebietsebene). Positive Korrelationen ergeben sich zwischen Gänsesäger und Wasseramsel ( $r=0.42$ ) und zwischen Flussuferläufer und Flussregenpfeifer ( $r=0.68$ ). Die Wasseramsel korreliert negativ mit dem Flussuferläufer ( $r=-0.43$ ).

Häufigste Arte ist hier die Gebirgsstelze mit insgesamt 47 kartierten Individuen in 12 der 16 Untersuchungsgebiete. Seltenste Arten sind Flussuferläufer und Flussregenpfeifer mit je vier Individuen in zwei bzw. einem Untersuchungsgebiet.

Positive Korrelationen ergeben sich zwischen Gänsesäger und Wasseramsel ( $r = 0,42$ ) und Flussuferläufer und Flussregenpfeifer ( $r = 0,68$ ). Die Wasseramsel korreliert negativ mit dem Flussuferläufer ( $r = - 0,43$ ).

Stete Begleiter der Leitarten sind folgende sechs Arten, die als synanthrop gelten und auch insgesamt am häufigsten kartiert wurden:

- Amsel (*Turdus merula*),
- Buchfink (*Fringilla coelebs*),
- Kohlmeise (*Parus major*),
- Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*),
- Tannenmeise (*Parus ater*),
- Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*).

Die größte Anzahl an Begleitarten hat der Flussuferläufer. Die biologische Relevanz der zahlreichen weiteren Korrelationen unter den einzelnen Arten konnte im Rahmen dieser Studie nicht beschrieben werden.

### **3.1.1.2. Einfluss der Gewässerparameter**

Hier werden die gleichen Hypothesen wie später bei der Auswertung der Revierkartierung zugrunde gelegt. Folgende Parameter wurden in die Berechnungen mit einbezogen:

- Gewässerstruktur
- Gewässergüte
- Brücken
- Kiesbänke
- Siedlungsbauten am Ufer
- Strassen oder Wanderwege am Ufer

### Grundlegende Hypothesen

- Leitbildkonforme Strukturen wirken sich positiv auf Vorkommen und Abundanz der Leitarten alpiner Fliessgewässer aus
- Sehr gute Gewässerqualität wirkt sich positiv auf Vorkommen und Abundanz der Leitarten alpiner Fliessgewässer aus

### Ergebnisse

Bei der Analyse der Punkt Stopp Zählzeiten erfolgten Berechnungen auf der Basis von Poisson Verteilungen Chi-Quadrat Tests, wobei die Anzahl der beobachteten Vögel berücksichtigt wurde. Abhängige Variablen waren die Vogelarten. Bei Gewässerstruktur und Gewässergüte lagen die einzelnen Klassen zugrunde. Die

## Ergebnisse

Effekte der Parameter (Kovariablen) wurden einzeln ohne Berücksichtigung der übrigen Parameter berechnet.

Tab. 3.2. zeigt die Zusammenhänge der Flussvogelarten und einzelner Gewässerparameter.

Gewässerparameter	Gebirgsstelze	Gänsesäger	Wasseramsel
	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
Gewässergüte	0.17	0.24	0.75
Gewässerstruktur	0.001	0.001	0.21
Brücken	0.015	0.044	0.44
Kiesbänke	0.06	0.034	0.049
Siedlung am Ufer	0.13	0.88	0.39
Straßen am Ufer	0.79	0.21	0.71

Tab. 3.2.: Leitarten und Gewässerparameter (Chiquadrat Test, \* $p < 0,05$ , rot = negativ). Die Gebirgsstelze bevorzugt signifikant Punkte mit einer guten Gewässerstruktur ( $p=0.001$ ) und Brücken ( $p=0.015$ ). Der Gänsesäger kommt signifikant häufiger an Punkten mit guter Gewässerstruktur ( $p=0.001$ ) und Kiesbänken ( $p=0.034$ ) und signifikant seltener an Punkten mit Brücken ( $p=0.044$ ) vor. Die Wasseramsel zeigt eine signifikant positive Abhängigkeit zu Kiesbänken ( $p=0.049$ ).

Der Gänsesäger bevorzugt signifikant Punkte mit einer Gewässerstruktur der Klasse 1 (unverändert) gegenüber Punkten mit einer Gewässerstruktur der Klasse 5 (sehr stark verändert) ( $p = 0,001$ , Chiquadrat-Test). Außerdem kommt er signifikant häufiger an Punkten mit Kiesbänken ( $p = 0,034$ , Chiquadrat-Test) und signifikant seltener an Punkten mit Brücken ( $p = 0,044$ , Chiquadrat-Test) vor.

Auf das Vorkommen der Gebirgsstelze wirken sich Brücken an einzelnen Punkten signifikant positiv aus ( $p = 0,015$ , Chiquadrat-Test). Sie bevorzugt signifikant Punkte mit einer Gewässerstruktur der Klassen 1 bis 4 (unverändert bis deutlich verändert) gegenüber Punkten mit einer sehr stark veränderten Gewässerstruktur der Klasse 5 ( $p = 0,001$ , Chiquadrat-Test).

Die Wasseramsel zeigt von den getesteten Parametern eine signifikant positive Abhängigkeit zum Vorhandensein von Kiesbänken ( $p = 0,049$ , Chiquadrat-Test).

**Flussuferläufer** und **Flussregenpfeifer** kommen in diesen Untersuchungen zu selten vor, um statistisch haltbare Auswertung durchzuführen. Die Gebiete, in denen sie hier beobachtet wurden, hatten eine unbelastete Gewässergüte. Auch die Gewässerstruktur war bei ihrem Vorkommen mit einer Ausnahme als unverändert eingestuft.

### **3.1.2. Vertiefende Studie zu Leitarten und Gewässerqualität**

#### **3.1.2.1. Revierkartierung der Leitarten alpiner Fliessgewässer**

Im Rahmen der Revierkartierungen an 14 Flussabschnitten eines alpinen Fliessgewässers (Ostrach) kamen folgende Arten vor:

- Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*),
- Gänsesäger (*Mergus merganser*),
- Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*)
- Wasserramsel (*Cinclus cinclus*)

#### **Grundlegende Hypothesen**

- Es besteht eine positive Korrelation zwischen den einzelnen Leitarten
- Die Leitarten weisen eine typische Liste an Begleitarten auf

#### **Ergebnisse**

Spearman Rang Korrelationen mit den Daten aus der reduzierten Revierkartierung ergaben folgende in Tab. 3.3. dargestellten Zusammenhänge:

## Ergebnisse

Leitarten	Gebirgsstelze	Gänsesäger	Flussuferläufer	Wasseramsel
<u>Individuen</u>	16	18	2	30
<u>Anzahl UG N=14</u>	7	10	2	12
<u>Anzahl Begleitarten</u>	37	41	37	42
	r	r	r	r
Gebirgsstelze	1.00			
Gänsesäger	<u>0.53*</u>	1.00		
Flussuferläufer	()	()	1.00	
Wasseramsel	0.10	<u>0.44</u>	()	1.00

\* p < 0.05

Tab. 3.3.: Spearman Rang Korrelationen der Leitarten alpiner Fliessgewässer aus Revierkartierungsdaten in 14 Flussabschnitten. Es ergibt sich eine positive Korrelation zwischen Gebirgsstelze und Gänsesäger ( $p=0.53$ ) und zwischen Gänsesäger und Wasseramsel ( $p=0.44$ ).

Bei den detaillierten Revierkartierungen in 14 Flussabschnitten war die Wasseramsel die häufigste nachgewiesene Flussvogelart. Sie kam in 12 Gebieten vor und wies die längste Liste an Begleitarten auf. Seltenste Art war der Flussuferläufer mit nur zwei Individuen in zwei Untersuchungsgebieten. Der Flussregenpfeifer konnte in den für die Revierkartierung ausgewählten Flussabschnitten nicht nachgewiesen werden.

Es zeigt sich eine positive Korrelation zwischen Gebirgsstelze und Gänsesäger ( $r = 0,53$ ) und, wie bei der vorigen Analyse, zwischen Gänsesäger und Wasseramsel ( $r = 0,44$ ).

Typische Begleitarten sind, ähnlich wie bei der Analyse der Punkt Stopp Zählenden, die drei häufigen Arten: Buchfink, Kohlmeise und Mönchsgrasmücke.

### 3.1.2.2. Einfluss der Gewässerparameter

Die Revierkartierungsdaten der Flussvogelarten wurden hinsichtlich der Gewässergüte und folgender detaillierter Daten zur Gewässerstruktur ausgewertet:

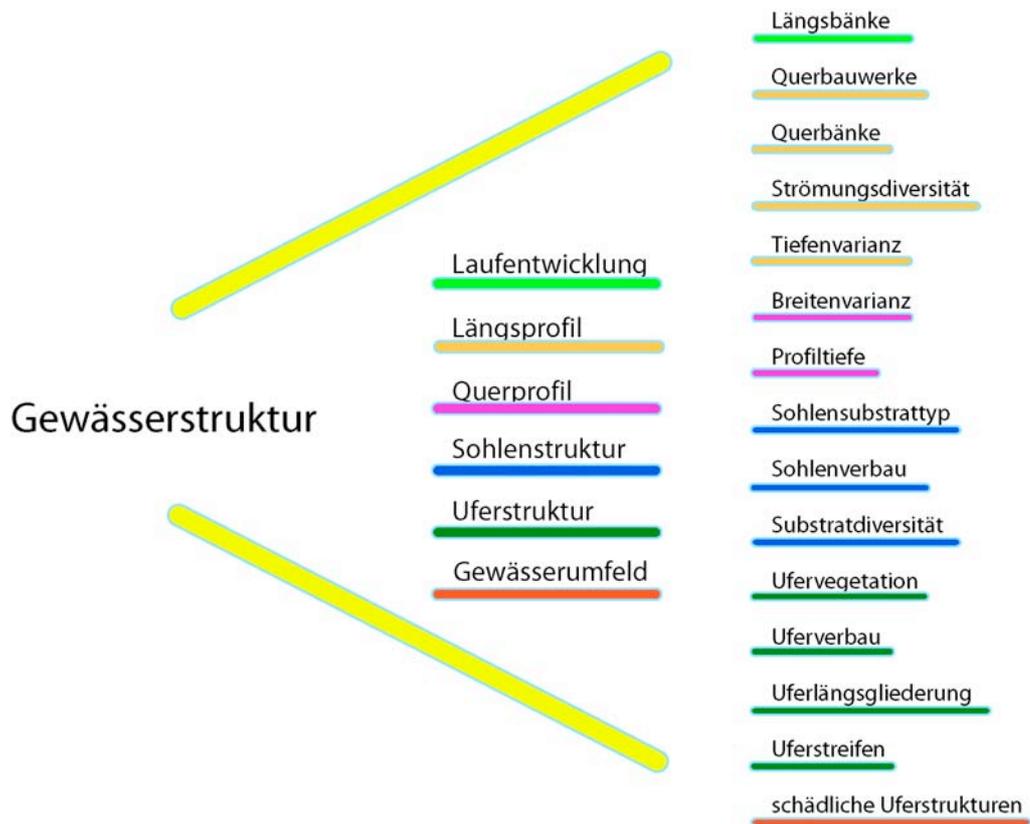


Abb. 3.1.: Gewässerstrukturparameter im Detail nach (LAWA 1999).

### Grundlegende Hypothesen

Hier wurden zunächst zwei der bereits bei der Auswertung der Punkt Stopp Zähldaten genannten Hypothesen analysiert:

- Leitbildkonforme Strukturen wirken sich positiv auf Vorkommen und Abundanz der Leitarten alpiner Fliessgewässer aus
- Sehr gut Gewässerqualität wirkt sich positiv auf Vorkommen und Abundanz der Leitarten alpiner Fliessgewässer aus

Außerdem wurde hier noch folgende Hypothese bearbeitet:

- Der Grad der Spezialisierung der Flussvogelarten auf leitbildkonforme Gewässerstrukturen ist hoch

### Ergebnisse

Der Einfluss der Gewässerstrukturparameter, die als Maß angegeben waren, wurde mittels einfacher und multipler Regressionen berechnet. Abhängige Variablen waren hier Artenzahl und Abundanz. Unabhängige Variablen die Gewässergütewerte und die einzelnen Gewässerstrukturparameter (s.o.).

## Ergebnisse

Wie bereits eingangs erwähnt, war die Skala der in den untersuchten Fließgewässerabschnitten vorgefundenen **Gewässergütwerte** klein und reichte lediglich von unbelastet bis mäßig belastet. Es wurde demzufolge auch nur eine Abhängigkeit gefunden.

Die Wasseramsel kommt signifikant häufiger bei unbelasteter Gewässergüte vor ( $p = 0,0005$ , einfache Regression).

Keine andere Flussvogelart und auch nicht die Gesamtartenzahl reagiert hier auf die geringen Schwankungen.

Bezüglich dem **Gewässerstrukturindex** und den einzelnen **Gewässerstrukturparametern** konnten zahlreiche Zusammenhänge gefunden werden.

Es zeigt sich, dass die Gesamtartenzahl der Leitarten nicht vom Gewässerstrukturindex abhängig ist. Unter den einzelnen Flussvogelarten reagiert die Wasseramsel positiv auf eine gute Gewässerstruktur. Ihre Abundanz ist bei besserem Gewässerstrukturindex signifikant höher ( $p = 0,04$ , einfache Regression).

## Ergebnisse

Tab. 3.4. listet die signifikanten Einflussgrößen von gemessenen Gewässerstrukturparametern auf die Flussvogelarten auf.

Abhängige Variable	Signifikante unabhängige Variablen				R <sup>2</sup>
	Längsbänke LB	Tiefenvarianz TV	Breitenvarianz BV	Uferlängsgliederung ULG	
Artenzahl		TV (-)	BV (+)		84.40%
Individuenzahl	LB (+)	TV (-)	BV (+)	ULG (+)	89.90%

Abb. 3.4.: Signifikante Einflussgrößen nach Rückwärtsselektion in einem multiplen Regressionsmodell für die Flussvogelarten ( $p < 0.05^*$ ) und diverse Gewässerstrukturparameter. Je mehr Längsbänke vorhanden waren, desto größer war die Individuenzahl ( $p=0.001$ ). Die Tiefenvarianz hatte einen signifikant negativen Einfluss auf die Artenzahl ( $p=0.011$ ) und die Individuenzahl ( $p=0.003$ ). Die Breitenvarianz hatte einen signifikant positiven Einfluss auf die Artenzahl ( $p=0.015$ ) und die Individuenzahl ( $p=0.014$ ). Eine diversere Uferlängsgliederung wirkte sich positiv auf die Individuenzahl aus ( $p=0.011$ ).

Je diverser die Uferlängsgliederung ( $p = 0,011$ ), je mehr Breitenvarianz ( $p = 0,014$ ), je mehr Längsbänke ( $p = 0,011$ ) und je weniger Tiefenvarianz ( $p = 0,003$ ) desto größer ist die Individuenzahl der Flussvogelarten.

89,9 % der Variation werden durch das Modell erklärt.

Die Artenzahl der Flussvögel steigt außerdem bei mehr Breitenvarianz ( $p = 0,015$ ) und weniger Tiefenvarianz ( $p = 0,011$ ) an.

84,4 % der Variation werden durch das Modell erklärt.

## Ergebnisse

Folgende Tabelle stellt Zusammenhänge der Flussvogelarten und weiterer Gewässerparameter dar, die in Kategorien angegeben waren.

Variable (Abundanz)	Gewässergüte 1				Gewässergüte 1.5			
	N	Mean	SD	n	Mean	SD	n	p
Gebirgsstelze	6	0.25	0.5	1	0.83	1.17	5	0.38
Gänsesäger	11	1.5	1.29	6	0.83	0.98	5	0.378
Wasseramsel	14	2.5	1	10	0.67	0.52	4	0.009

	Gewässerstruktur 3				Gewässerstruktur 4 bis 6			
	N	Mean	SD	n	Mean	SD	n	p
Gebirgsstelze	6	0.4	0.55	2	0.8	1.3	4	0.91
Gänsesäger	11	1.6	1.14	8	0.5	0.83	3	0.139
Wasseramsel	14	2.2	1.09	11	0.6	0.54	3	0.027

	Ufervegetation (+)				Ufervegetation (-)			
	N	Mean	SD	n	Mean	SD	n	p
Gebirgsstelze	6	0.83	1.17	5	0.25	0.5	1	0.38
Gänsesäger	11	1.5	1.05	9	1	1	2	0.173
Wasseramsel	14	2	1.09	12	0.5	0.58	2	0.041

	Straßen/Wege (+)				Straßen/Wege (-)			
	N	Mean	SD	n	Mean	SD	n	p
Gebirgsstelze	6	0.25	0.5	1	0.83	1.17	5	0.38
Gänsesäger	11	1.5	1.29	6	0.83	0.98	5	0.37
Wasseramsel	14	2.5	1	10	0.67	0.51	4	0.009

	Sohlensubstrattyp (fein, lose)				Sohlensubstrattyp (grob, fest)			
	N	Mean	SD	n	Mean	SD	n	p
Gebirgsstelze	6	0.25	0.5	1	0.83	1.17	5	0.38
Gänsesäger	11	0.5	1	2	1.5	1.03	9	0.173
Wasseramsel	14	0.5	0.58	2	2	1.09	12	0.041

Tab. 3.5.: Bivariater Vergleich von Gewässerstrukturparametern mittels U-Tests und T-Tests, (\* $p < 0,05$ ). Lediglich die Wasseramsel zeigt Reaktionen auf einige Parameter: positiv zu guter Gewässergüte ( $p=0.009$ ), guter Gewässerstruktur ( $p=0.027$ ), vorhandener Ufervegetation ( $p=0.041$ ), Straßen und Wegen am Ufer ( $p=0.009$ ) und Kies/Schotter Sohlensubstrat ( $p=0.041$ ).

Wie schon bei der Berechnung einer einfachen Regression zeigt sich auch hier ein positiver Zusammenhang der Wasseramsel zu guter Gewässerstruktur ( $p = 0,027$ , T-Test). Außerdem bevorzugt die Wasseramsel signifikant Fließgewässerabschnitte mit unbelasteter Gewässergüte ( $p = 0,009$ , T-Test), vorhandener Ufervegetation ( $p = 0,041$ , T-Test), Straßen und Wegen am Ufer ( $p = 0,009$ ) und einem grob-festen (Kies, Schotter) Sohlensubstrattyp ( $p = 0,041$ ).

## Ergebnisse

Zu den übrigen Flussvogelarten konnten im Einzelnen keine signifikanten Zusammenhänge gefunden werden.

Berechnungen zur speziellen Nischenbreite ergeben einen hohen Grad an Spezialisierung der Flussvogelarten auf leitbildkonforme Gewässerstrukturen ( $NB_i = 0,18-0,52$ ).

Die höchste Spezialisierung weist dabei die Wasseramsel auf, mit einer speziellen Nischenbreite von 0,19. Größter Generalist ist die Gebirgsstelze mit einer speziellen Nischenbreite von 0,52.

	unverändert bis mäßig verändert	deutlich verändert	stark verändert	sehr stark verändert	N	$NB_i$
Gebirgsstelze	8	1	0	2	6	0.52
Gänsesäger	2	3	0	1	11	0.25
Flussuferläufer	1	1	0	0	2	0.33
Wasseramsel	11	2	0	1	14	0.19
Summe	22	7	0	4	33	

Tab. 3.6.: Spezielle Nischenbreite ( $NB_i$ ) der spezialisierten Flussvogelarten bei verschieden stark veränderter Gewässerstruktur. Größter Generalist ist die Gebirgsstelze ( $NB_i = 0.52$ ), größter Spezialist ist die Wasseramsel ( $NB_i = 0.19$ ).

Die Turnover Rate der Flussvogelarten ist zwischen Flussabschnitten mit guter und schlechter Gewässerstruktur mit rund 55 % hoch. Dabei ist das Mittel der Artenzahl hinzukommender Arten bei besserer Gewässerstruktur acht Mal höher, als das wegfallender Arten.

Tabelle 3.7. fasst alle Ergebnisse zu den Flussvogelarten zusammen.

## Flussvogelarten

Thema	Datengrundlage	Statistik	Ergebnis
Korrelation der Flussvogelarten	<p>Punkt Stopp Zählungen</p> <p>Revierkartierungen</p>	<p>Tabellarischer Vergleich Pearson Korrelationen</p> <p>Spearman Rang Korrelationen</p>	<p><u>Positive Korrelation:</u> Wasseramsel - Gänsesäger Flussuferläufer - Flussregenpfeifer</p> <p><u>Negative Korrelation:</u> Wasseramsel - Flussuferläufer</p> <p><u>Positive Korrelation:</u> Wasseramsel - Gänsesäger Gänsesäger - Gebirgsstelze</p>
Einfluss der Gewässerparameter auf die Flussvogelarten	<p>Punkt Stopp Zählungen Habitatkartierungen</p> <p>Revierkartierungen Gewässerdaten des BLFU</p>	<p>Chiquadrat Tests</p> <p>Einfache und multiple Regressionen</p> <p>Einfache Regression U-Test, T-Test</p> <p>U-Test, T-Test</p>	<p>Gänsesäger und Gebirgsstelze bevorzugen gute Gewässerstruktur. Gänsesäger und Wasseramsel bevorzugen Punkte mit Kiesbänken. Gebirgsstelze bevorzugt Punkte mit Brücken. Gänsesäger meidet Brücken.</p> <p>Geringe Tiefen- und hohe Breitenvarianz fördern Artenzahl und Abundanz. Längsbänke und diverse Uferlängsgliederung fördern Abundanz.</p> <p>Unbelastete Gewässergüte und gute Gewässerstruktur begünstigen Wasseramsel.</p> <p>Wasseramsel weißt höhere Abundanz auf bei: * vorhandener Ufervegetation * Straßen und Wegen am Ufer * Kies/Schotter Sohlensubstrattyp</p>
Spezialisierung der Flussvögel auf ein naturnahes Leitbild	<p>Revierkartierungen Gewässerdaten des BLFU</p>	<p>Spezielle Nischenbreite Turnover Raten</p>	<p>Der Grad der Spezialisierung aller Flussvogelarten auf naturnahes Gewässerstrukturen ist hoch. Die höchste Spezialisierung weißt dabei die Wasseramsel auf, größter Generalist ist die Gebirgsstelze.</p>

Tab. 3.7.: Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse zu den Flussvogelarten.

### 3.1.3. Resümee zu den spezialisierten Flussvogelarten und dem Gewässerzustand

- Eine gute Gewässergüte zeigt positive Effekte auf die Abundanz der Wasseramsel, hat in den untersuchten Größenordnungen aber keinen Einfluss auf die übrigen spezialisierten Flussvogelarten
- Ein guter Gewässerstrukturindex wirkt sich positiv auf 3 spezialisierte Flussvogelarten aus: Gebirgsstelze, Gänsesäger und Wasseramsel
- Die Abundanz der Flussvogelarten reagiert positiv auf diverse naturnahe Gewässerstrukturen: gute Uferstruktur, mehr Breitenvarianz und mehr Längsbänke
- Die Wasseramsel erweist sich als ideale Zielart, um den Zustand eines alpinen Fließgewässerabschnittes wiederzuspiegeln:
  - Die Wasseramsel ist eine der zwei häufigsten kartierten Arten
  - Die Wasseramsel weist unter den Flussvogelarten den höchsten Grad an Spezialisierung auf
  - Die Wasseramsel hat unter den für die Auswertungen relevanten Flussvögeln die längste Liste an Begleitarten
  - Die Wasseramsel reagiert statistisch signifikant positiv auf eine gute Wasserqualität und eine gute Gewässerstruktur sowie naturnahe Habitatparameter
  - Die Wasseramsel kommt in Flussabschnitten aller Kategorien vor, ihre Abundanz ist aber unter naturnahen Verhältnissen am größten

## **3.2. Avifauna der ufernahen alpinen Flusslandschaften**

### **3.2.1. Artenliste der Punkt Stopp Zähldaten**

Im Rahmen der Kartierung in 16 Untersuchungsgebieten an 5 Flüssen im bayerischen Alpenraum wurden mittels Punkttaxierungen insgesamt 71 Vogelarten registriert. Siehe Tab. 3.9.

Die Zahl der kartierten Arten variierte zwischen 22 und 41 in den einzelnen Gebieten. Die häufigste Art war der Buchfink (*Fringilla coelebs*) mit einer Gesamtzahl von 457 Individuen an 299 der insgesamt 384 Zählpunkte. Außerdem hohe Individuenzahlen zeigten Tannenmeise (*Parus ater*) mit 199 Individuen an 145 Zählpunkten, Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) mit 187 Individuen an 166 Zählpunkten, Kohlmeise (*Parus major*) mit 157 Individuen an 115 Zählpunkten, Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*) mit 149 Individuen an 136 Zählpunkten, Amsel (*Turdus merula*) mit 143 Individuen an 118 Zählpunkten und Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) mit 140 Individuen an 122 Zählpunkten. Siehe auch Tabelle 3.1. auf der folgenden Seite.

In den Untersuchungsgebieten an Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach und Linder sind bisher keine vollständigen Vogelbestandsaufnahmen durchgeführt worden oder das Datenmaterial konnte nicht beschafft werden. Lediglich für die obere Isar lagen direkte Vergleichsdaten vor. Diese stammen aus einer Rasterkartierung der Vögel im Rahmen eines EU-Projektes im Karwendel (Schödl 2001). Dabei wurden in der gleichen Kartiersaison 2000 insgesamt 60 Vogelarten registriert. In der vorliegenden Studie wurden dort 55 Vogelarten kartiert.

# Ergebnisse

Vogelarten: deutsch	wissenschaftlich	Gesamt- zahl	Registrier- ungspunkte	Rote Liste Status	Habitat	Ernährung	Niststandort
Alpendohle	<i>Pyrhocorax graculus</i>	3	2		Grünland/Siedlung	carnivore Bodenvogel	/
Amsel	<i>Turdus merula</i>	143	118		Wald	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	74	55		Grünland/Gewässer	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	16	16		Wald	carnivore Bodenvogel	Boden
Bergfink	<i>Falco tinnunculus</i>	86	5		Wald	herbivore Baumvogel	/
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	45	36		Wald/Sträucher	carnivore Baumvogel	Boden
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	21	14		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	3	1	2	Grünland/Sträucher	Ansitjäger auf Insekten	Boden
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	457	299		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	16	16		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	34	27		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Offen
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	4	1		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	19	8		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	42	39		Wald/Sträucher	carnivore Baumvogel	Gebüsch
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	4	3	3	Gewässer	Pflanzen/Kleintiere im Gewässer	Gewässer/Röhricht
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	4	1	1	Gewässer	Pflanzen/Kleintiere im Gewässer	Gewässer/Röhricht
Gänseäger	<i>Mergus merganser</i>	17	9	3	Gewässer	Fischfresser	Baum/Höhle
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	2	2		Wald	Stammkletterer	Baum/Höhle
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	4	2		Wald	carnivore Baumvogel	Gebüsch
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	60	45		Grünland/Gewässer	Pflanzen/Kleintiere im Gewässer	Baum/Offen
Gimpel	<i>Pyrhulus pyrrhulus</i>	19	15		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	14	11		Wald/Grünland	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	7	6		Grünland/Sträucher	carnivore Baumvogel	Gebüsch
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	2	2	4R	Grünland/Gewässer	Fischfresser	Baum/Offen
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	12	9		Wald	Ansitjäger auf Insekten	Baum/Offen
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	2	2	4R	Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	23	19		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	5	5	4R	Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	1	1		Grünland/Sträucher	herbivore Baumvogel	Gebüsch
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	13	11		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	77	56		Grünland/Siedlung	Ansitjäger auf Insekten	Baum/Offen
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	61	24		Grünland/Sträucher	herbivore Baumvogel	Baum/Höhle
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	20	20		Wald	carnivore Baumvogel	Gebüsch
Karmingimpel	<i>Corpodactylus erythrinus</i>	1	1	4S	Wald/Sträucher	herbivore Baumvogel	Gebüsch
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	28	25		Wald	Stammkletterer	Baum/Höhle
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	157	115		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	14	7		Wald	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	8	8		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Offen
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	18	6		Wald/Siedlungen	Flugjäger auf Insekten	Baum/Höhle
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	1	1		Wald/Grünland	/	Baum/Offen
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	36	11		Wald/Siedlungen	Flugjäger auf Insekten	Baum/Höhle
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	12	11		Wald	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	140	122		Wald/Sträucher	carnivore Baumvogel	Gebüsch
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	4	3	3	Wald/Sträucher	Ansitjäger auf Insekten	Gebüsch
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	95	67		Wald/Siedlungen	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	41	22		Wald/Siedlungen	Flugjäger auf Insekten	Baum/Höhle
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	3	2		Wald	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	7	6		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	187	166		Wald	carnivore Baumvogel	Boden
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	1	1	4S	Gewässer	Pflanzen/Kleintiere im Gewässer	Baum/Höhle
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	14	7		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	11	9		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	114	98		Wald	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Sommersgoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	80	67		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Offen
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	61	24		Wald/Grünland	carnivore Bodenvogel	Baum/Höhle
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	12	7		Wald/Sträucher	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	29	19		Gewässer	Pflanzen/Kleintiere im Gewässer	Boden
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	7	5		Wald	herbivore Baumvogel	Baum/Offen
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	199	145		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	5	4		Wald/Sträucher	Ansitjäger auf Insekten	Baum/Höhle
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	1	1		Wald/Siedlungen	/	/
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	64	37		Wald	carnivore Bodenvogel	Baum/Offen
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	2	2		Wald	Stammkletterer	Baum/Höhle
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2	2		Wald/Sträucher	carnivore Baumvogel	Boden
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	27	25	4R	Gewässer	Pflanzen/Kleintiere im Gewässer	Gewässer/Röhricht
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	17	15		Wald/Sträucher	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>	4	4	2	Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Höhle
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	55	50		Wald	carnivore Baumvogel	Baum/Offen
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	149	136		Wald/Sträucher	carnivore Bodenvogel	Gebüsch
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	121	113		Wald/Sträucher	carnivore Baumvogel	Gebüsch
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	1	1	3	Wald	Ansitjäger auf Insekten	Baum/Höhle

Tab. 3.8.: Artenliste der Vogelarten mit Individuenzahlen, Anzahl der Registrierungspunkte, Rote Liste Status und Gildenzugehörigkeit.

13 Arten stehen auf der Roten Liste gefährdeter Vögel in Bayern (StMLU 1996).

<b>Art</b>		<b>Gefährdungsstatus</b>	<b>Kartierte Individuen</b>
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	<b>Stark gefährdet</b>	3
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	<b>Vom Aussterben bedroht</b>	4
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	<b>Gefährdet</b>	4
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	<b>Gefährdet</b>	17
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	<b>Bestandsrisiko durch Rückgang</b>	2
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	<b>Bestandsrisiko durch Rückgang</b>	2
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	<b>Bestandsrisiko durch Rückgang</b>	5
Karomingimpel	<i>Carpodacus erythrinus</i>	<b>Durch Seltenheit gefährdet</b>	1
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	<b>Gefährdet</b>	4
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	<b>Durch Seltenheit gefährdet</b>	1
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	<b>Bestandsrisiko durch Rückgang</b>	27
Weissrückenspecht	<i>Dendrocopos leucotos</i>	<b>Stark gefährdet</b>	4
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	<b>Gefährdet</b>	1

Tab.3.9.: Gefährdungsstatus der kartierten Rote Liste Arten (StMLU 1996).

### 3.2.2. Akustische und visuelle Registrierung bei der Punkt Stopp Zählung

Wie bereits unter 2. beschrieben, wurde bei den Punkt Stopp Zählungen zwischen akustischer und visueller Registrierung der Vögel unterschieden. Tab. 3.11. fasst die Feldfrequenzen der einzelnen Registrierungsarten zusammen. Vor allem im Hinblick auf die Eignung der Punkt Stopp Zählmethode in Flussökosystemen wird dieser Aspekt interessant. Darauf wird unter 4. näher eingegangen.

## Ergebnisse

<b>ufernah</b>	Registrierungen	akustisch	visuell	akustisch & visuell
	gesamt			
Anzahl	626	446	119	61
%		71	19	10

<b>uferfern</b>	Registrierungen	akustisch	visuell	akustisch & visuell
	gesamt			
Anzahl	810	567	148	95
%		70	18	12

Tab. 3.10.: Ufernahe und uferferne akustische und visuelle Registrierung der Vogelarten aus Daten der Punkt Stopp Zählungen in 16 Flusslandschaften der bayerischen Alpen. Der Anteil an akustischen Registrierungen liegt weit über dem der visuellen Registrierungen.

Tab. 3.10. zeigt, dass 70 % der Vögel ufernah und uferfern akustisch registriert wurden.

Allerdings erfolgte die Wahrnehmung der 10 Arten, die ausschließlich am Ufer kartiert wurden, nur oder zumindest auch visuell. Wegen der Geräuschkulisse an alpinen Fließgewässern könnte sich demnach eine Unterschätzung des Bestandes von Arten ergeben, die unauffällig sind und überwiegend akustisch registriert werden. Wogegen auffällige Arten und auch die meist visuell erfassten Flussvögel wahrscheinlich recht genau erfasst werden können.

### 3.2.3. Avifauna und Intensität anthropogener Beeinflussung

Die Daten zu Avifauna und Habitat- und Landschaftsparametern wurden im Folgenden auf zwei Ebenen ausgewertet. Zum einen galten die Parameter als Datengrundlage, die über GIS in den einzelnen Untersuchungsgebieten berechnet wurden. Grundlage waren ATKIS Daten des Landesvermessungsamtes (LVA 2000). Siehe Tab. 3.11.

Habitatparameter	Minimum	Maximum	Mean	S.D.
Siedlungsfläche (%)	0	33.17	4.01	8.79
Grünland (%)	1.16	62.58	36.7	22.78
Laubholz (%)	0	14.83	1.78	4.88
Nadelholz (%)	0	10.67	1.58	2.71
Laub&Nadelholz (%)	0	3.86	0.4	1.04
Laubwald (%)	0	1.54	0.19	0.51
Nadelwald (%)	0	67.65	28.75	22.28
Laub&Nadelwald (%)	0	69.63	20.56	20.11
Geröll (%)	0	20.36	4.37	5.79
Fels (%)	0	3.03	0.28	0.75
Teich, Moor (%)	0	0.54	0.04	0.14
Strom/Quelle (%)	0	3.66	1.34	0.95
Straße (km)	0	6.82	1.99	2.06
Weg (km)	1.72	11.63	4.28	2.54
Bruecke (km)	0	0.42	0.07	0.09

Tab. 3.11.: Zusammenfassende Statistik aller Habitatparameter in den 16 Untersuchungsgebieten.

Zum anderen wurden die Gebiete bezüglich der Intensität anthropogener Beeinflussung in *naturnah*, *mäßig beeinflusst* und *stark beeinflusst* eingeteilt. Erläuterung siehe Material und Methoden unter 2.4.2.

### 3.2.3.1. Artendiversität

Zu Berechnungen der Artendiversität in Zusammenhang mit Landschafts- und Habitatparametern wurde die Artenzahl verwendet und für spezielle Auswertungen auch die Abundanz. Siehe Tab. 3.12.

Gebiet	ID	Artenzahl	Individuen	Rote Liste Arten	Flussvogel- arten
Ostrach	11	25	146	2	3
	12	24	170	1	1
	13	33	196	2	3
	14	37	261	1	2
Trettach	21	23	117	1	0
	22	37	218	4	3
	23	29	234	1	1
Gunzesrieder Ach	31	25	160	1	1
	32	33	276	1	2
	33	36	269	2	3
Linder	41	22	165	0	1
	42	30	192	1	1
Isar	51	41	211	6	3
	52	27	114	4	2
	53	25	106	4	3
	54	28	117	1	1

Tab. 3.12.: Gesamtartenzahlen, Individuenzahlen, Artenzahlen der Rote Liste Arten und Artenzahl der Flussvogelarten in den einzelnen Untersuchungsgebieten an Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach, Linder und Isar.

### Grundlegende Hypothesen

- In naturnahen Gebieten ist eine höhere Artendiversität zu erwarten, als in stark anthropogen beeinflussten Gebieten
- Infrastrukturelle Nutzung. Land- und Forstwirtschaft beeinträchtigen die Artendiversität

## Ergebnisse

- Die Artendiversität steigt mit einer größeren Vielfalt an Landschaftselementen an

### Ergebnisse

Es zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der Artenzahl von der Intensität anthropogener Beeinflussung.

Die mittlere Artenzahl in den Gebieten mit starker anthropogener Beeinflussung ist signifikant größer, als in mäßig beeinflussten oder naturnahen Gebieten ( $p = 0.014$ , ANOVA). Siehe Abb. 3.2.

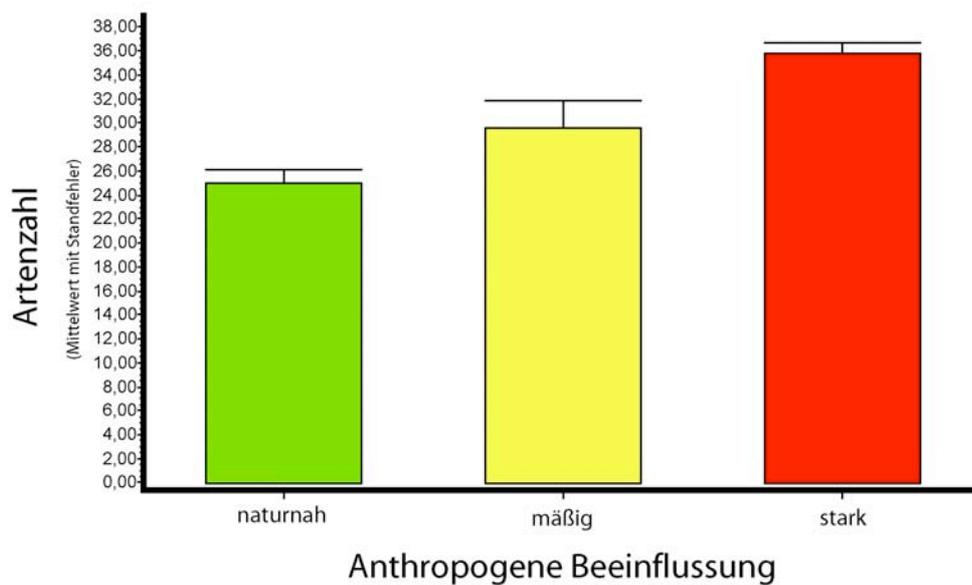


Abb. 3.2.: Intensität anthropogener Beeinflussung und mittlere Artenzahl (ANOVA).

Bei den Auswertungen ergibt sich, dass Grünland - und Waldanteil der Gebiete die beiden entscheidenden Faktoren für die Artenzahl sind.

Ein steigender Grünlandanteil auf Kosten des Waldanteils führt zu einer höheren mittleren Artenzahl. Dabei ist die mittlere Artenzahl am höchsten bei einem Grünlandanteil von > 60 % und einem Waldanteil < 40 %.

Untersuchungsgebiete mit einem dominierenden Grünlandanteil haben demnach signifikant höhere Artenzahlen als walddominierte Untersuchungsgebiete oder solche mit einem ausgeglichenen Wald/Grünlandverhältnis ( $p = 0.0248$ , ANOVA).

Zudem zeigt sich ein negativer Effekt eines größeren Anteils an Siedlungsfläche in den Untersuchungsgebieten auf die Artenzahl ( $p = 0.0076$ ;  $R^2 = 74,69 \%$ ). Straßen und Wege wirken sich dagegen positiv aus ( $p = 0.0046$ ;  $R^2 = 74,69 \%$ ). Siehe Tab. 3.15.

Die Vielfalt der Landschaftselemente (Anzahl der in den einzelnen Gebieten festgestellten Strukturen) zeigt bei den durchgeführten Auswertungsmethoden keinen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl.

Mit Hilfe der Turnover Raten können verschiedene Gradientenabschnitte mit bestimmten Merkmalsausprägungen, wie z.B. den verschiedenen Nutzungsintensitäten, hinsichtlich der Artenzahl verglichen werden. Berechnungsgrundlage sind hier nicht, wie im vorigen Abschnitt die mittleren Artenzahlen bei verschiedenen Nutzungsintensitäten, sondern die Gesamtartenzahl, der jemals unter den verschiedenen Nutzungsintensitäten festgestellten Arten.

Es ergibt sich, dass mäßige anthropogene Beeinflussung positive, starke anthropogene Beeinflussung dagegen negative Auswirkungen auf die Gesamtartenzahl hat. Siehe Abb. 3.3

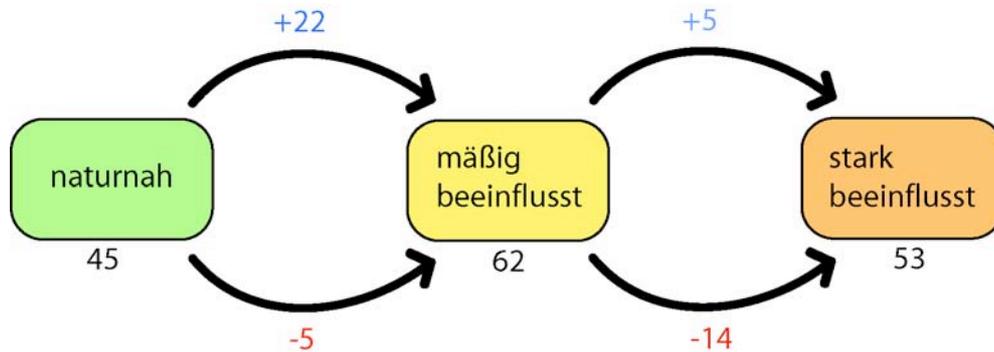


Abb. 3.3.: Arten Turnover zwischen verschiedenen stark beeinflussten Gebieten. Die Gesamtartenzahl ist hier bei mäßiger Beeinflussung am höchsten. Die Zahl der hinzukommenden und wegfallenden Arten zwischen den Nutzungsintensitäten zeigt, dass mäßige Beeinflussung positive, starke Beeinflussung negative Effekte auf die Summe der festgestellten Arten hat.

Zwischen Gebieten mit naturnahen Verhältnissen und Gebieten mit mäßiger anthropogener Beeinflussung kommen insgesamt 22 Arten hinzu und 5 verschwinden. Beim Übergang von mäßiger zu starker Beeinflussung kommen nur 5 Arten hinzu und 14 verschwinden. Der Arten Turnover zwischen naturnahen und mäßig beeinflussten Gebieten beträgt 25 %, zwischen naturnahen und stark beeinflussten 28 % und zwischen mäßig beeinflussten und stark beeinflussten 16 %.

### 3.2.3.2. Ökologische Gruppen

Die Vogelarten wurden bezüglich ihrer Habitatwahl, Ernährung und Niststandorte in ökologische Gruppen (Gilden) eingeteilt (Kreuzinger 1998).

Habitat		Ernährung		Niststandort	
	Artenzahl		Artenzahl		Artenzahl
Gewässer	6	Ansitzjäger auf Insekten	6	Baum/Höhle	23
Grünland/Gewässer	3	carnivore Baumvögel	24	Baum/Offen	26
Grünland/Siedlung	2	carnivore Bodenvögel	12	Boden	6
Grünland/Sträucher	4	Fischfresser	2	Gebüsch	10
Wald	37	Flugjäger auf Insekten	3	Gewässer/Röhricht	3
Wald/Grünland	3	herbivore Baumvögel	13		
Wald/Siedlungen	5	herbivore Bodenvögel	0		
Wald/Sträucher	11	Pflanzen- und Kleintierfresser			
		im Gewässer	6		
		Stammkletterer	3		

Tab. 3.13.: Artenzahlen der Habitat-, Ernährungs- und Nistplatzgilden.

Über eine derartige Klassifizierung der Arten können unter Berücksichtigung der Ressourcennutzung die Gebiete differenziert verglichen werden. Zu den spezialisierten Flussvogelarten finden sich separate ausführliche Auswertungen unter 3.1.

### Grundlegende Hypothesen

Hier wurden die gleichen Hypothesen wie unter 3.2.2.1. bezüglich der Artendiversität analysiert. Datengrundlage für Varianzanalysen und Regressionen war die Artenzahl der einzelnen ökologischen Gruppen.

Gebiet ID Artenzahl der einzelnen ökologischen Gruppen

	Grünlandhabitatar- arten	Waldhabitatar- arten	Gewässerhabitatar- arten	Nahrungssuche am Boden	Nahrungssuche auf Bäumen	Nahrungssuche im Wasser	Ansitz/Flugjäger	Bodenbrüter	Baumbrüter	Gebüschbrüter	Brut am Gewässer
Ostrach	11	13	4	8	11	4	2	2	17	4	1
	12	15	2	7	12	2	3	3	17	3	1
	13	22	4	7	18	3	4	1	24	6	1
	14	24	4	9	22	3	3	3	26	6	1
Trettach	21	17	0	5	15	0	1	1	18	4	0
	22	26	4	9	16	3	5	2	30	3	1
	23	21	2	8	14	1	5	1	23	3	1
Gunzesrieder Ach	31	18	4	6	12	3	4	2	21	2	0
	32	23	4	9	18	3	3	2	26	4	1
	33	25	5	8	22	4	2	2	29	4	1
Linder	41	18	1	5	16	1	0	1	17	4	0
	42	19	3	7	16	2	5	4	21	5	0
Isar	51	24	6	8	21	5	7	4	28	7	2
	52	16	3	4	19	3	1	4	17	4	1
	53	15	4	4	17	4	0	4	14	6	1
	54	18	2	5	20	20	1	3	20	5	0

Tab. 3.14.: Artenzahlen der ausgewerteten ökologischen Gruppen in den einzelnen Untersuchungsgebieten.

Ergebnisse

Vier ökologische Gruppen mit unterschiedlichen Habitatansprüchen kommen signifikant häufiger bei intensiver anthropogener Nutzung vor:

- Waldhabitatbewohner ( $p = 0.015$ , Kruskal-Wallis Test),
- Grünlandhabitatbewohner ( $p = 0.0088$ , Kruskal-Wallis Test),
- Nahrung am Boden suchende Arten ( $p = 0.0016$ , Kruskal-Wallis Test)
- Baumbrüter ( $p = 0.0008$ , ANOVA).

Die Artenzahl der Flug- und Ansitzjäger auf Insekten ist bei mäßiger Beeinflussung am größten ( $p = 0.0022$ , ANOVA).

Keine ökologische Gruppe bevorzugt signifikant naturnahe Verhältnisse und keine zeigt sich beeinträchtigt von intensiver anthropogener Nutzung. Siehe auch Tab. 3.14. bis 3.17.

**Waldhabitatarten**

Intensität anthropogener Beeinflussung	Anzahl der Punkte	Rangmittel	Rangsumme	Median	Dunn's Test	Mittlere Rangdifferenz	p
gering	5	5.1	25.5	17	gering vs mäßig	-2.61	ns
mäßig	7	7.71	54	19	gering vs hoch	-9.03	*
hoch	4	14.13	56.5	24.5	mäßig vs hoch	-6.41	ns

Tab. 3.15.: Varianzanalyse der Waldhabitatarten bei verschiedener Intensität anthropogener Beeinflussung. Die Waldhabitatarten kommen signifikant häufiger bei starker anthropogener Beeinflussung, als bei geringer anthropogener Beeinflussung vor ( $p=0.015$ ).

### Grünland- habitatararten

Intensität anthropogener Beeinflussung	Anzahl der Punkte	Rangmittel	Rangsumme	Median	Dunn's Test	Mittlere Rangdifferenz	p
gering	5	3.3	16.5	1	gering vs mäßig	-7.41	*
mäßig	7	10.71	75	4	gering vs hoch	-7.83	*
hoch	4	11.13	44.5	4	mäßig vs hoch	-0.41	ns

Tab. 3.16.: Varianzanalyse der Grünlandhabitatararten bei verschiedener Intensität anthropogener Beeinflussung. Die Grünlandhabitatararten kommen signifikant häufiger bei mäßiger als bei geringer anthropogener Beeinflussung und signifikant häufiger bei starker anthropogener Beeinflussung, als bei geringer anthropogener Beeinflussung vor ( $p=0.0088$ ).

### Nahrung am Boden suchende Arten

Intensität anthropogener Beeinflussung	Anzahl der Punkte	Rangmittel	Rangsumme	Median	Dunn's Test	Mittlere Rangdifferenz	p
gering	5	3	15	5	gering vs mäßig	-6.21	ns
mäßig	7	9.21	64.5	7	gering vs hoch	-11.13	**
hoch	4	14.13	56.5	9	mäßig vs hoch	-4.91	ns

Tab. 3.17.: Varianzanalyse der Nahrung am Boden suchenden Arten bei verschiedener Intensität anthropogener Beeinflussung. Die Nahrung am Boden suchenden Arten kommen signifikant häufiger bei starker anthropogener Beeinflussung, als bei geringer anthropogener Beeinflussung vor ( $p=0.0016$ ).

**Flug- und  
Ansitzjäger**

Intensität anthropogener Beeinflussung	Anzahl der Punkte	Mittelwert Az	Standard- abweichung	95% CI		Bonferroni Multipler Vergleichs Test	Mittlere Differenz	t	p
				von	bis				
gering	5	0.8	0.837	-0.239	1.839	gering vs mäßig	-3.486	4.478	**
mäßig	7	4.286	1.604	2.803	5.769	gering vs hoch	-2.45	2.747	*
hoch	4	3.25	1.258	1.248	5.252	mäßig vs hoch	1.036	1.243	ns

Tab. 3.18.: Varianzanalyse der Flug- und Ansitzjäger bei verschiedener Intensität anthropogener Beeinflussung. Die Flug- und Ansitzjäger kommen signifikant häufiger bei mäßiger anthropogener Beeinflussung als bei geringer anthropogener Beeinflussung und signifikant häufiger bei starker anthropogener Beeinflussung, als bei geringer anthropogener Beeinflussung vor (p=0.0022).

Multiple Regressionen ergaben die in Tab. 3.19. zusammengefassten Ergebnisse zum Einfluss der einzelnen Landschafts- und Habitatparameter:

Abhängige Variable	Signifikante unabhängige Variablen							R <sup>2</sup>
	N	Straßen&Wege SW	Siedlungsfläche SI	Grünlandfläche GL	Sträucher ST	Waldfläche ges WA	Nadelwald NWA	
Gesamtartenzahl	71	SW (+)	SI (-)			WA (-)		74.69%
Grünlandhabitat Arten	10	SW (+)	SI (-)			WA (-)		82,82 %
Waldhabitat Arten	56	SW (+)					NWA (-)	75.13%
Gewässerhabitat Arten	9							
Nahrungssuche am Boden	12		SI (-)		ST (-)	WA (-)		89.32%
Nahrungssuche auf Bäumen	40							
Nahrungssuche im Wasser	8							
Ansitz/Flugjäger	9			GL (+)				70.60%
Bodenbrüter	6							
Baumbrüter	49	SW (+)	SI (-)				NWA (-)	78.18%
Gebüschbrüter	10	SW (+)						54.45%
Brut am Gewässer	3							

Tab. 3.19.: Signifikante Einflussgrößen nach multiplen Regressionsmodell für Gesamtartenzahl, Artenzahl ökologischer Gruppen und einzelne Landschaftsstrukturen (p < 0,05\*).

## Ergebnisse

Die prozentualen Anteile der Habitatparameter in den einzelnen Untersuchungsgebieten sind in Tab. 3.20. dargestellt.

Gebiet	ID	% Wald (ges)	% Grünland	% Sträucher	% Siedlung	m Straßen/Wege
Ostrach	11	54	44	1	0	3141.4
	12	50	38	0	7	5496.3
	13	48	49	0	1	10549.0
	14	22	59	0	16	11570.3
Trettach	21	70	16	11	0	2322.2
	22	35	63	0	0	3404.2
	23	17	49	0	33	10551.2
Gunzesrieder /	31	48	46	4	0	4617.0
	32	31	61	5	1	7676.4
	33	35	60	3	0	6480.0
Linder	41	85	7	1	0	5250.2
	42	45	50	0	2	5516.5
Isar	51	47	37	0	5	12431.6
	52	68	3	14	0	4111.7
	53	68	3	19	0	3226.8
	54	70	1	2	0	4025.0

Tab. 3.20.: Prozentuale Anteile der ausgewerteten Habitatparameter in den einzelnen Untersuchungsgebieten.

### 3.2.3.2.1. Einfluss des Waldanteils

Der Waldanteil beträgt in den einzelnen Untersuchungsgebieten zwischen 17 % und 85 %. Insgesamt nutzen fast 79 % der Arten optional oder ausschließlich Waldhabitats. 52 % der Arten sind ausdrücklich als Waldvögel definiert (Limbrunner 2001; Laiolo 2004). Zum Vorkommen einzelner Arten siehe auch Tab. 3.14.

In allen 16 Untersuchungsgebieten ist der Anteil an Vögeln, die auf Waldhabitats angewiesen sind am höchsten.

In 13 Gebieten liegt ihr Prozentsatz über der Hälfte aller Arten. Innerhalb der reinen Waldvögel liegt der Anteil der Rote Liste Arten bei 11 %.

Es wurde bereits erwähnt, dass sich eine Zunahme an mit Wald bedeckter Fläche negativ auf die Artenzahl in den Untersuchungsgebieten auswirkt.

Im Einzelnen ergeben sich negative Effekte größerer Waldanteile auf vier ökologische Gruppen:

Eine Zunahme an Waldfläche (gesamt) führt zu weniger Arten in zwei ökologischen Gruppen:

- Grünlandhabitat-Bewohner ( $p = 0,087$ ; multiple Regression) und
- Nahrung am Boden suchende Arten ( $p = 0,0001$ ; multiple Regression).

Speziell mehr Nadelwaldfläche beeinträchtigt:

- Baumbrüter ( $p = 0,0007$ ; multiple Regression) und
- Waldhabitat bewohnende Arten ( $p = 0,0041$ , multiple Regression).

### 3.2.3.2.2. Einfluss des Grünlandanteils

In den einzelnen Untersuchungsgebieten sind zwischen 1 % und 62 % der Fläche mit Grünland bedeckt.

17 % der kartierten Arten sind auf Grünlandhabitats angewiesen. Davon machen die Bodenbrüter gut 8 % aus. Innerhalb der Vogelarten der Grünlandhabitats liegt der Anteil an Rote Liste Arten bei 25 %.

Wie oben bereits beschrieben, hat eine Zunahme an Grünlandfläche in den Untersuchungsgebieten positive Effekte auf die Gesamtartenzahl.

Speziell die Flug- und Ansitzjäger auf Insekten zeigen eine positive Reaktion auf mehr Grünlandfläche ( $p = 0,034$ ; multiple Regression).

### 3.2.3.2.3. Einfluss des Strauchanteils

Die Gebüschbrüter haben einen Anteil von 14 %. 4 Arten sind auf Grünland-Strauch Habitats angewiesen.

Ein Anstieg der mit Sträuchern bedeckten Fläche wirkt sich negativ auf Vogelarten aus, die am Boden nach Nahrung suchen ( $p = 0,005$ ; multiple Regression).

In allen Untersuchungsgebieten sind zwischen 0 % und 19 % der Fläche mit Sträuchern bedeckt.

### 3.2.3.2.4. Einfluss der Siedlungsfläche

Der Anteil der Siedlungsfläche in den untersuchten Gebieten schwankt zwischen 0 % und 33 %.

Mehr Siedlungsfläche hat negative Effekte auf drei ökologische Gruppen:

- Grünlandhabitat-Bewohner ( $p = 0,076$ ; multiple Regression),
- Nahrung am Boden suchende Arten ( $p = 0,036$ ; multiple Regression) und
- Baumbrüter ( $p = 0,029$ ; multiple Regression).

Positive Effekte von mehr Siedlungsfläche in den Untersuchungsgebieten auf einzelne ökologische Gruppen zeigen sich nicht.

### 3.2.3.2.5. Einfluss von Straßen und Wegen

Tab. 3.20. zeigt, dass die Strecke an Straßen und Wegen in den Gebieten von rund zwei bis maximal 12 Kilometern schwankt. Ein positiver Effekt von mehr Straßen und Wegen auf die Artenzahl wurde bereits beschrieben.

Bei Berechnung der einzelnen Habitatparameter zeigt sich, dass die Artenzahl von drei ökologischen Gruppen positiv beeinflusst ist von mehr Straßen und Wegen in den Untersuchungsgebieten:

- Grünlandhabitat-Bewohner ( $p = 0,012$ ; multiple Regression),
- Waldhabitat-Bewohner ( $p = 0,034$ ), Baumbrüter ( $p=0,032$ ; multiple Regression) und
- Gebüschbrüter ( $p = 0,012$ ; multiple Regression)

Straßen und Wege haben keine negativen Auswirkungen auf eine der ökologischen Gruppen.

### 3.2.3.3. Häufige und seltene Arten

Die 13 häufigsten und seltensten Arten sind in Tab. 3.21. aufgelistet. Die Abundanz der häufigsten Arten ist bereits unter 3.1.1. beschrieben.

<u>Häufigste Arten</u>		<u>Seltene Arten (&lt; 3 Individuen)</u>	
· Amsel	143	· Alpendohle	
· Bachstelze	74	· Braunkehlchen	
· Buchfink	457	· Gartenbaumläufer	
· Hausrotschwanz	77	· Graureiher	
· Kohlmeise	157	· Grauspecht	
· Mönchsgrasmücke	140	· Hänfling	
· Rabenkrähe	95	· Karmingimpel	
· Rotkehlchen	187	· Mäusebussard	
· Sommergoldhähnchen	80	· Schellente	
· Tannenmeise	199	· Turmfalke	
· Wachholderdrossel	64	· Waldbaumläufer	
· Zaunkönig	149	· Waldlaubsänger	
· Zilpzalp	121	· Zwergschnäpper	

Tab. 3.21.: Häufigste und seltenste Arten mit < 3 kartierten Individuen.

### Grundlegende Hypothesen

- Intensive anthropogene Beeinflussung fördert häufige und beeinträchtigt seltene Arten
- Naturnahe Strukturen wirken sich positiv auf seltene Arten aus

Ergebnisse

Varianzanalysen hinsichtlich der Intensität anthropogener Beeinflussung ergeben, wie bereits unter 3.1.2. erwähnt, dass eine hohe Intensität anthropogener Beeinflussung zu signifikant höheren Artenzahlen führt.

Die folgenden Auswertungen zeigen überdies, dass speziell häufige Arten durch höhere Nutzungsintensitäten gefördert, seltene Arten dagegen beeinträchtigt werden.

Die Artenzahl der häufigsten Arten ist bei starker anthropogener Beeinflussung am höchsten ( $p = 0,0018$ , ANOVA).

Gebiet	ID	Artenzahl häufiger Arten	Intensität der anthropogenen Beeinflussung
Ostrach	11	11	mäßig
	12	13	mäßig
	13	13	mäßig
	14	13	stark
Trettach	21	10	naturnah
	22	12	stark
	23	13	mäßig
Gunzesrieder Ach	31	11	mäßig
	32	13	stark
	33	13	stark
Linder	41	10	naturnah
	42	12	mäßig
Isar	51	11	mäßig
	52	9	naturnah
	53	8	naturnah
	54	10	naturnah

Tab. 3.22.: Artenzahl der häufigen Arten bei verschiedenen Intensitäten anthropogener Beeinflussung. Die Zahl der häufigen Arten ist bei starker anthropogener Beeinflussung signifikant am höchsten ( $p=0.0018$ , ANOVA).

## Ergebnisse

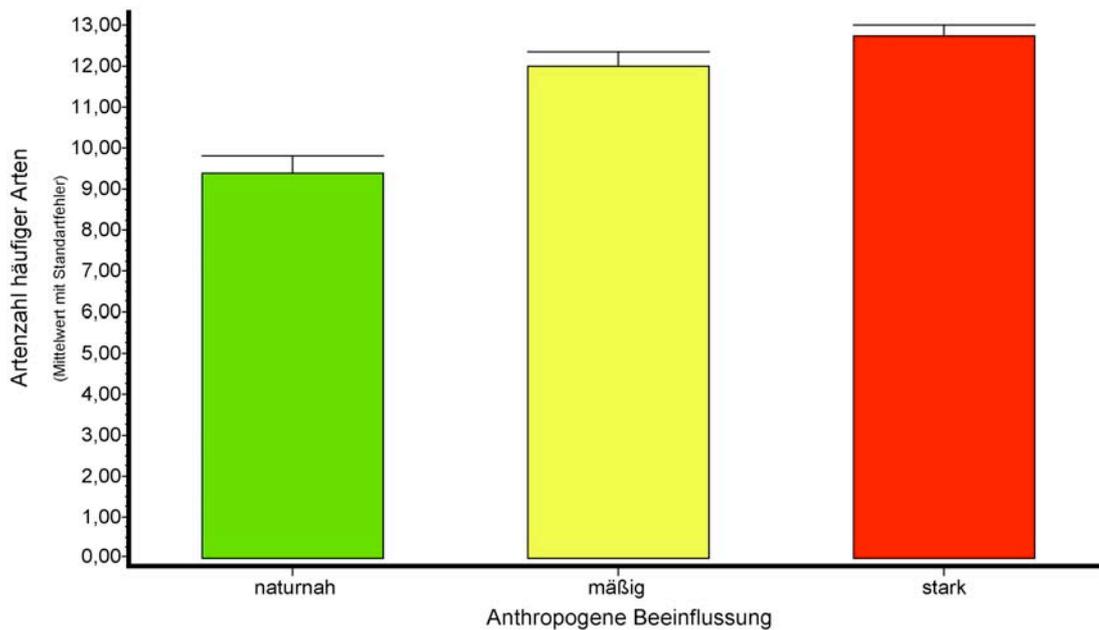


Abb. 3.4.: Intensität anthropogener Beeinflussung und Artenzahl häufiger Arten (ANOVA).

Im Einzelnen ergibt sich aus Berechnungen mittels multipler Regressionen mit den einzelnen Landschafts- und Habitatparametern, dass größere Anteile an Grünlandfläche in den Untersuchungsgebieten positive Effekte auf die Zahl häufiger Arten haben ( $p = 0,0002$ , multiple Regression).

Ein höherer Anteil an strauchbedeckter Fläche führt zu einer Abnahme der Artenzahlen häufiger Arten ( $p = 0,0192$ , multiple Regression).

88,62 % der Variation der Artenzahl wurden durch dieses Modell erklärt.

Auch die Individuenzahl der häufigen Arten reagiert positiv auf eine Zunahme an Grünlandfläche ( $p = 0,0002$ , multiple Regression).

Zudem haben größere Anteile an Siedlungsfläche positive Auswirkungen auf die Abundanz häufiger Arten ( $p = 0,0425$ , multiple Regression).  $R^2$  betrug 75,3 %.

Berechnungen zur speziellen Nischenbreite ergeben überdies, dass seltene und bedrohte Arten deutliche Beeinträchtigungen durch infrastrukturelle Nutzung erfahren.

Dominante und als synanthrop geltende Arten (Jedicke 2000) weisen erwartungsgemäß einen geringen Grad an Spezialisierung auf. Zum Beispiel Bachstelze (NBi = 0,69), Buchfink (NBi = 0,52), Hausrotschwanz (NBi = 0,56), Kleiber (NBi = 0,73), Kohlmeise (NBi = 0,64), Mönchsgrasmücke (NBi = 0,71), Rabenkrähe (NBi = 0,75), Rotkehlchen (NBi = 0,54), Tannmeise (NBi = 0,54), Zaunkönig (NBi = 0,51) und Zilpzalp (NBi = 0,61).

Von den insgesamt 13 Rote Liste Arten sind fünf hoch spezialisierte Flussvogelarten, für die diese Auswertung irrelevant ist. Die acht übrigen Arten: Braunkehlchen, Graureiher, Grünspecht, Grauspecht, Karminimpel, Neuntöter, Weißrückenspecht und Zwergschnäpper, zeigen alle einen hohen Grad an Spezialisierung (NBi < 0,2). Sie kommen alle nie in Gebieten vor mit einer infrastrukturellen Nutzung, die über 30 % liegt. Fünf davon nur in Gebieten mit einer infrastrukturellen Nutzung von weniger als 10 % (rot unterstrichen).

### **3.2.3.4. Typische Artgemeinschaften**

#### Grundlegende Hypothesen

- Der Grad anthropogener Beeinflussung resultiert in typischen Artgemeinschaften der Vögel
- Die Zusammensetzung der Landschaftsstruktur beeinflusst die Dominanzverhältnisse der Artgemeinschaften

#### Ergebnisse

##### 3.2.3.4.1. Dominanzstruktur der Artgemeinschaften

Die Abundanz der einzelnen Arten ist in Abb. 3.5. dargestellt. Die Dominanzstruktur der Avifauna in den einzelnen Untersuchungsgebieten ist in Abb. 3.7. bis 3.22.

abgebildet. Erläuterung der Vogelnamenabkürzungen siehe Anhang.

Arten mit einer relativen Häufigkeit von mehr als 3,2 % sind so genannte „Hauptarten“ (Mühlenberg 1993). Der überwiegende Anteil der Hauptarten gilt nach Jedicke (2000) als synanthrop. In insgesamt 14 der 16 untersuchten Gebiete ist der Buchfink die Art mit dem größten Dominanzindex. Offensichtlich hat er als Generalist eine optimale Anpassung an alle in den Untersuchungen behandelten Landschaften erreicht.

# Ergebnisse

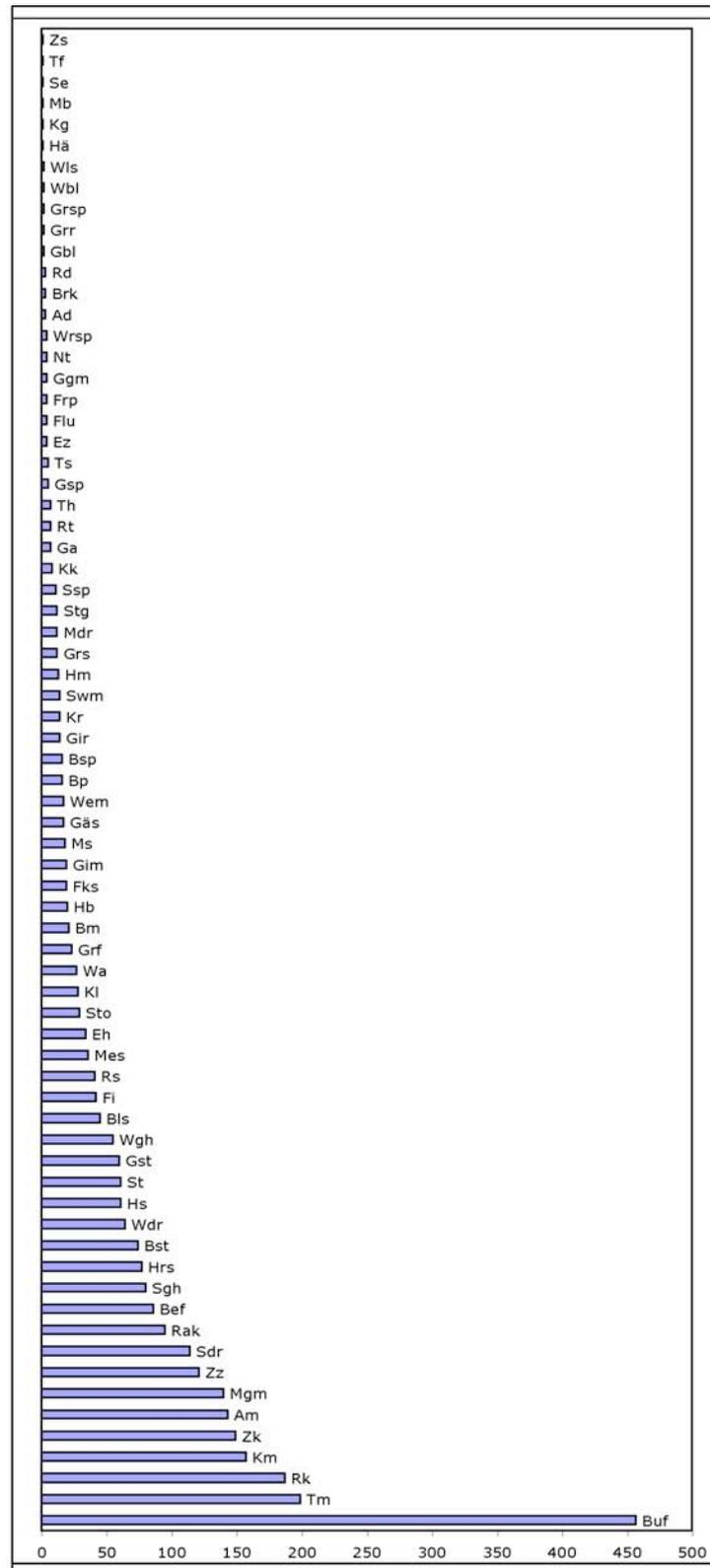


Abb. 3.5.: Abundanz der Arten in den 16 untersuchten Gebieten. Dominanteste Art ist der Buchfink mit der größten Häufigkeit in 14 Untersuchungsgebieten.

Varianzanalysen ergeben, dass die Anzahl der Hauptarten bei starker anthropogener Beeinflussung signifikant am größten ist ( $p = 0.0196$ , ANOVA).

Siehe auch Tab. 3.23. und Abb. 3.5.

Gebiet	ID	Anzahl der Hauptarten	Intensität der anthropogenen Beeinflussung
Ostrach	11	9	mäßig
	12	11	mäßig
	13	10	mäßig
	14	11	stark
Trettach	21	7	naturnah
	22	10	stark
	23	9	mäßig
Gunzesrieder Ach	31	7	mäßig
	32	10	stark
	33	10	stark
Linder	41	8	naturnah
	42	9	mäßig
Isar	51	6	mäßig
	52	9	naturnah
	53	6	naturnah
	54	6	naturnah

Tab. 3.23.: Anzahl der Hauptarten bei verschiedenen Intensitäten anthropogener Beeinflussung. Die Zahl der Hauptarten ist bei starker anthropogener Beeinflussung signifikant am höchsten ( $p=0.0196$ , ANOVA).

## Ergebnisse

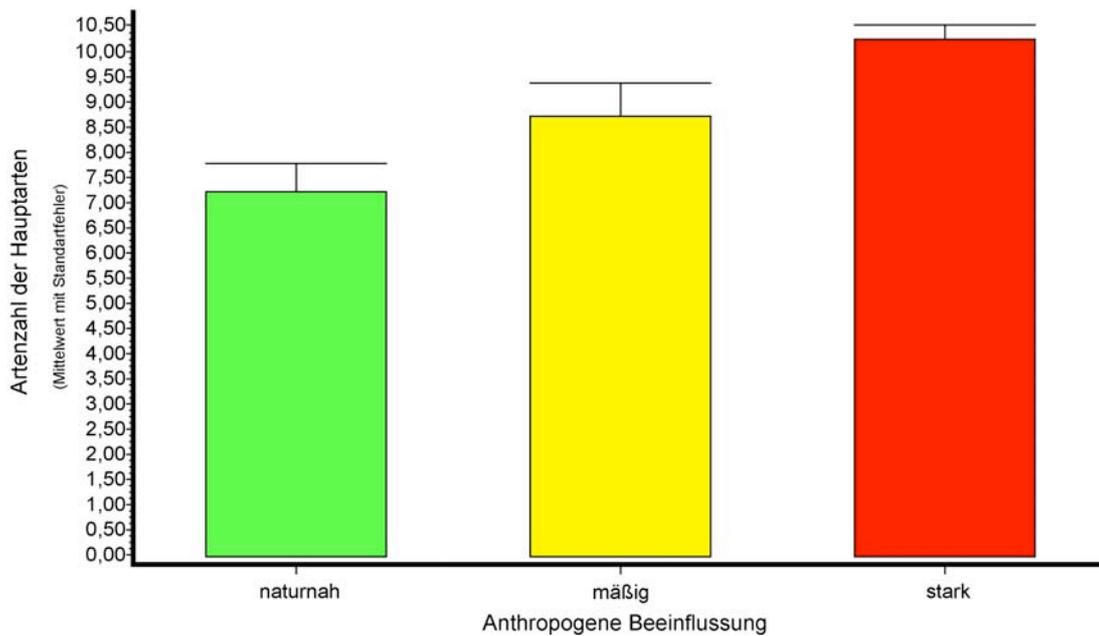


Abb. 3.6.: Intensität anthropogener Beeinflussung und Artenzahl der Hauptarten (ANOVA).

Im Folgenden werden die Dominanzverhältnisse der Avifauna in den einzelnen Untersuchungsgebieten beschrieben und hinsichtlich der Landschaftsstruktur näher erörtert.

An der Ostrach (1) beim „Giebelhaus“ finden sich, wie bereits beschrieben, am Fluss sehr naturnahe Verhältnisse. Gewässerstruktur und Gewässergüte sind als unverbaut bzw. unbelastet eingestuft. Dies ist sicher ein Grund für die hohe Dominanz der Gebirgsstelze in diesem Gebiet. Auch der hier sehr dominante Zaunkönig profitiert von naturnahen Strukturen am Gewässer.

Im Uferbereich befinden sich extensiv genutzte Weideflächen. Kleinere Baumgruppen und Gebüschstrukturen bieten Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen und Zilpzalp optimale Brutplätze. Für Baumbrüter wie Rabenkrähe, Tannenmeise und Wintergoldhähnchen sind durch den hohen Waldanteil gute Bedingungen zur Brutplatzwahl gegeben.

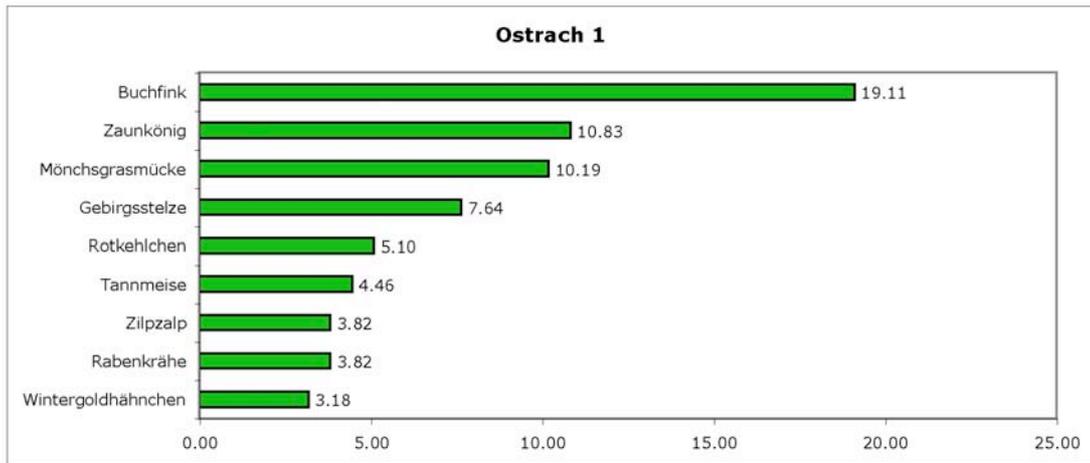


Abb. 3.7.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Ostrach 1.

Der Uferbereich der Ostrach (2) bei Hinterstein ist zwar immer noch naturnah, jedoch vor allem auch durch die Nähe zum Ort deutlich mehr von anthropogenen Einflüssen, wie angelegten Gärten und „Heustadeln“, geprägt. Deshalb sind die Dominanzen von typischen „Kulturfolgern“ wie Amsel, Kohlmeise, Hausrotschwanz, Mönchsgrasmücke und Rabenkrähe hier vergleichsweise hoch. Die Dominanz von Singdrossel und Sommergoldhähnchen erklärt sich sicher durch den hohen Anteil an ungestörtem Wald in dem Gebiet, der ideale Brutbedingungen bietet.

## Ergebnisse

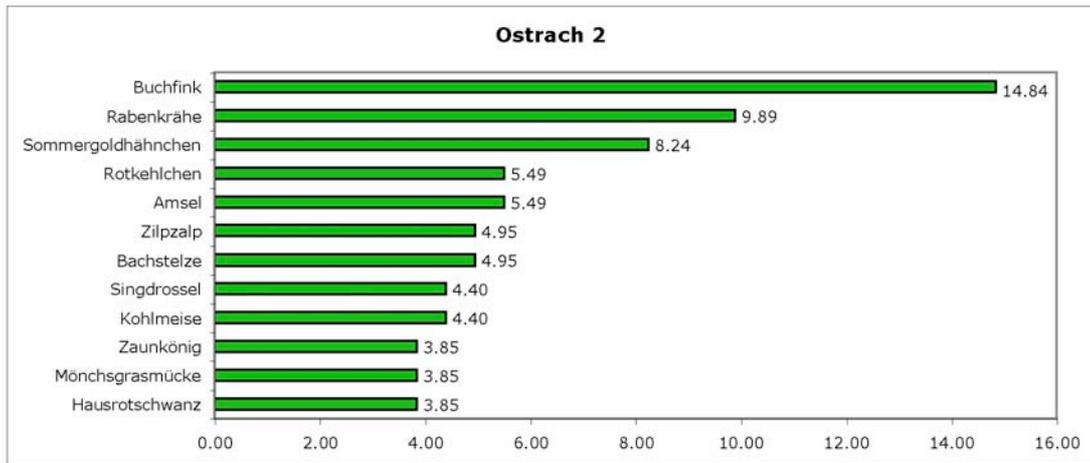


Abb. 3.8.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Ostrach 2.

Auf der Höhe des Ortes Bad Oberdorf fließt die Ostrach (3) ebenfalls relativ nahe am Siedlungsbereich entlang. Auch hier ist die Dominanzstruktur geprägt von synanthropen Arten wie Amsel, Kohlmeise, Rabenkrähe und Hausrotschwanz. Ein Waldanteil von 47 % bietet allerdings auch Baumbrütern, wie beispielsweise Singdrossel und Rabenkrähe gute Bedingungen.

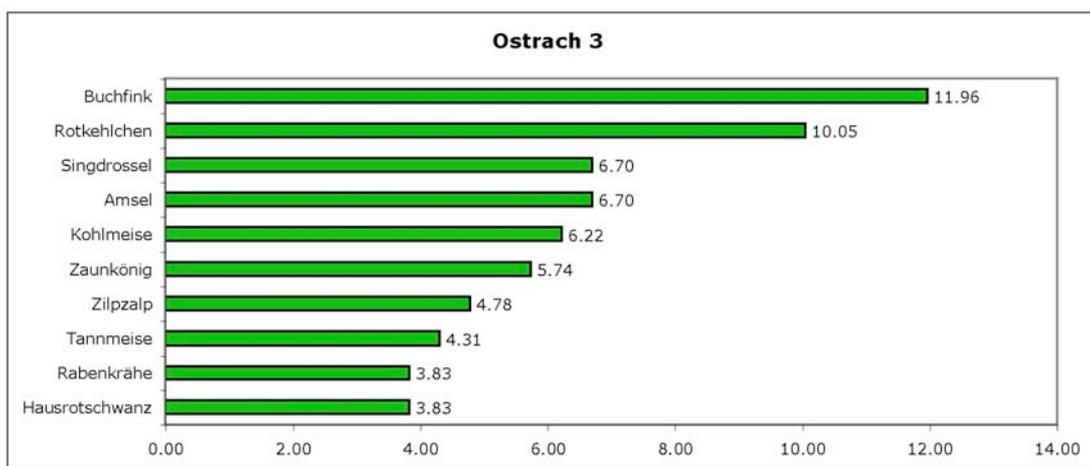


Abb. 3.9.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Ostrach 3.

## Ergebnisse

In dem Untersuchungsgebiet an der Ostrach (4) bei Vorderhindelang ist der Siedlungsanteil relativ hoch und der Grünlandanteil liegt bereits bei knapp 60 %. Der Waldanteil ist wesentlich geringer als in quellnäheren Gebieten. Am Fliessgewässer wurden deutliche Veränderungen, wie beispielsweise Sohlschwellen, Wehr und Uferbefestigungen vorgenommen. Singdrossel und Sommergoldhähnchen scheinen keine optimalen Brutbedingungen mehr zu finden. Ansonsten unterscheidet sich die Dominanzstruktur der Arten nicht maßgeblich von den quellnäheren und natürlicheren Gebieten an der Ostrach. Auch hier weisen typische Kulturfolger wie Amsel, Kohlmeise, Mönchsgrasmücke und Rabenkrähe hohe Dominanzen auf.

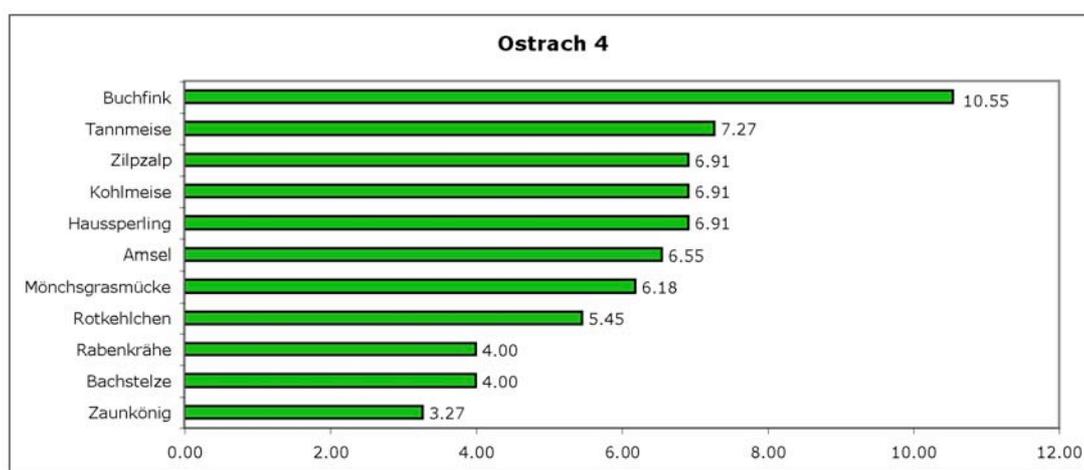


Abb. 3.10.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Ostrach 4.

Am quellnächsten Untersuchungsgebiet an der Trettach (1) bei Spielmannsau sind die Verhältnisse im und am Fluss sehr naturnah. Der Buchfink ist mit Abstand die dominanteste Art. Durch den hohen Waldanteil von knapp 70 % weisen außerdem einige typische Waldvogelarten wie Sommer- und Wintergoldhähnchen und die Tannenmeise einen hohen Dominanzindex auf. Die Struktur des Waldes ist weitgehend naturnah und so konnte hier auch der stark bedrohte Weissrückenspecht nachgewiesen werden. Die hohe Dominanz des Zaunkönigs ist durch die diverse

Uferstruktur zu erklären. Typische Kulturfolger wie Amsel und Haussperling fehlen hier weitgehend.

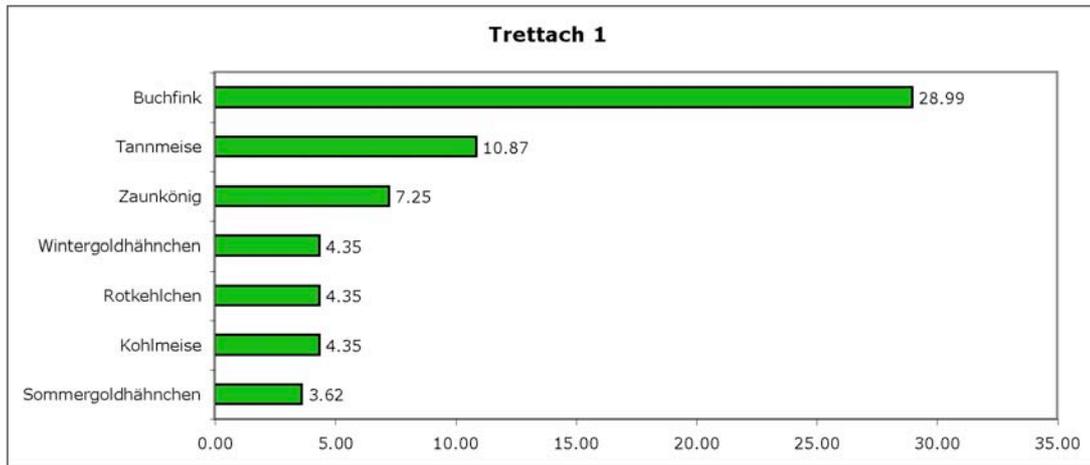


Abb. 3.11.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Trettach 1.

Das prägenste Landschaftselement an der Trettach (2) vor dem Einfluss nach Oberstdorf ist sicherlich der Golfplatz. Die Dominanz von Zaunkönig und Gebirgsstelze deuten darauf hin, dass der Fluss hier noch reich strukturiert und naturnah ist. Amsel und Kohlmeise sind bereits typisch für deutliche anthropogene Präsenz. Der Waldanteil ist zwar mit 34 % nicht sehr hoch, doch der vorhandene Wald weist eine sehr naturnahe Mischwaldstruktur auf. Das zeigt sich u.a. in der Dominanz von Singdrossel und Tannenmeise. Bemerkenswert ist außerdem das Vorkommen des stark gefährdeten Zwergschnäppers und des Weissrückenspechts. Demnach sind aus ornithologischer Sicht hier die ökologisch negativen Auswirkungen eines Golfplatzes durch das zusätzliche Vorhandensein sehr naturnaher Strukturen zu relativieren.

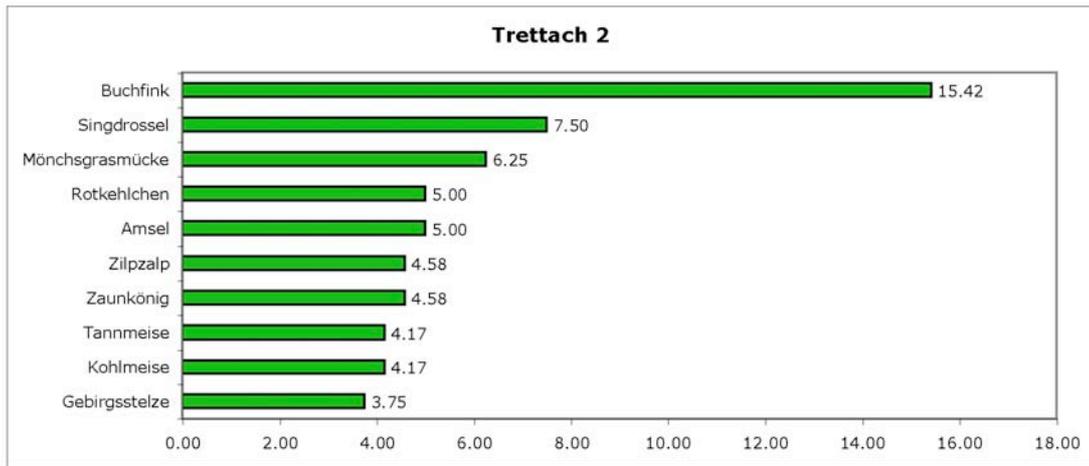


Abb. 3.12.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Trettach 2.

An der Trettach (3) direkt im Ortsgebiet von Oberstdorf sind Rabenkrähe und Amsel die dominantesten Arten. Sie gehören wie Haussperling und Kohlmeise zur typischen Avifauna im anthropogenen Siedlungsbereich. Nistmöglichkeiten an Gebäuden und in kleineren Waldanteilen sind gegeben und die Bedingungen zur Nahrungssuche sind in den Gärten und auf den Weiden und Mähwiesen optimal.

Das Fliessgewässer ist in diesem Bereich sehr stark verbaut und weist auch im Uferbereich so gut wie keine natürlichen Strukturen mehr auf. Die Dominanz der Bachstelze wird hier wahrscheinlich durch die offenen Weideflächen (Nahrungssuche) und die vielen „Heustadel“ (Brut) gefördert. Der Star profitiert sicher durch die zahlreich angebotenen Nisthilfen und ideale Nahrungsbedingungen auf den Weiden und Mähwiesen.

Die Wacholderdrossel fühlt sich im Siedlungsbereich zwar tendenziell wohl, ihre hohe Dichte in der Siedlung zur Brutzeit ist aber eher ungewöhnlich und könnte in diesem Fall durch einen hohen Anteil an kartierten Durchzüglern zu erklären sein.

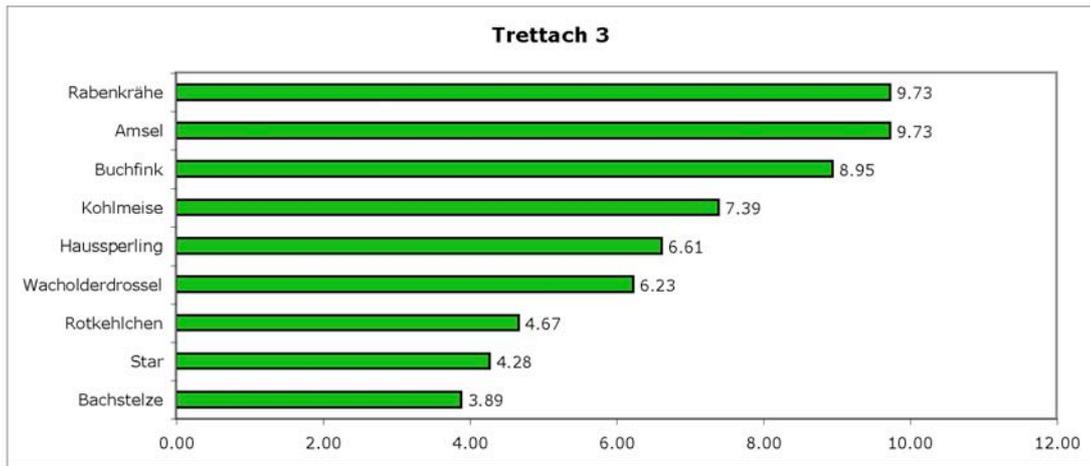


Abb. 3.13.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Trettach 3.

Der Oberlauf der Gunzesrieder Ach (1) ist von naturnahem Mischwald und extensiver Weidewirtschaft geprägt. Die Dominanzstruktur der Arten spiegelt vor allem den hohen Waldanteil wieder. So sind fünf der sieben Hauptarten hier Baumbrüter. Die hohe Dominanz der Rauchschwalbe ist ungewöhnlich, da direkt im Untersuchungsgebiet bis auf zwei Hütten keine der zur Brut bevorzugten Siedlungsbauten vorhanden sind. Wahrscheinlich lässt sich ihr zahlreiches Vorkommen durch die Nähe zu dem Ort „Gunzesried Säge“ erklären, von dem aus sie etwas flussaufwärts zur Futtersuche kommen.

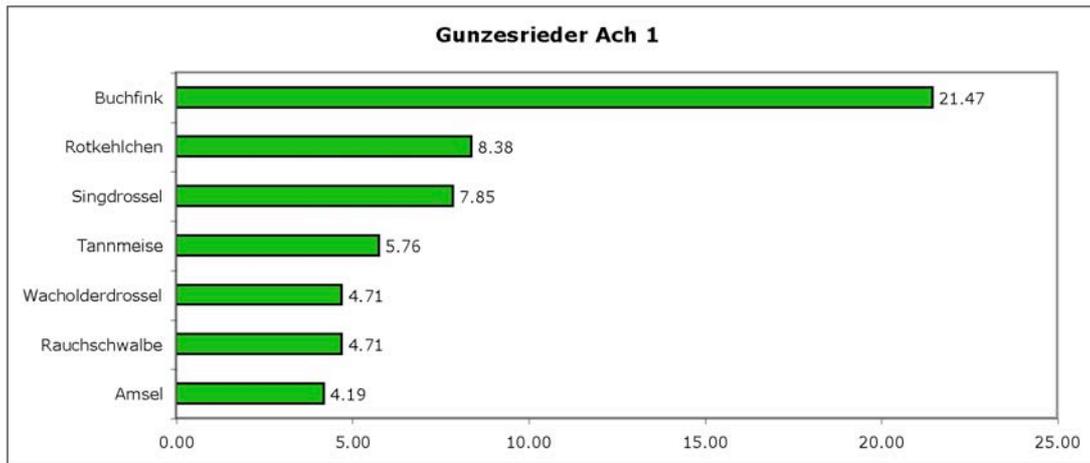


Abb. 3.14.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Gunzesrieder Ach 1.

In der Nähe des Ortes „Gunzesried“ durchfließt die Gunzesrieder Ach (2) einen Bereich, der am rechten Ufer vor allem durch Wald und am linken Ufer durch Weiden und Mähwiesen geprägt ist. Es besteht hier zwar keine zusammenhängende Siedlungsstruktur, aber es gibt mehrere prominente einzelne Bauernhäuser mit großen Ställen. Dies ist sicher der Hauptgrund für die hohe Dominanz der Mehlschwalbe in dem Gebiet. Arten wie Star und Wacholderdrossel, die ihre Nahrung überwiegend am Boden suchen, finden durch den hohen Anteil an Grünlandfläche ebenso gute Bedingungen wie Mehlschwalbe und Hausrotschwanz als Flug- und Ansitzjäger auf Insekten. Die naturnahe Flussstruktur mit diverser Uferlängsgliederung wirkt sich positiv auf das Vorkommen des Zaunkönigs aus.

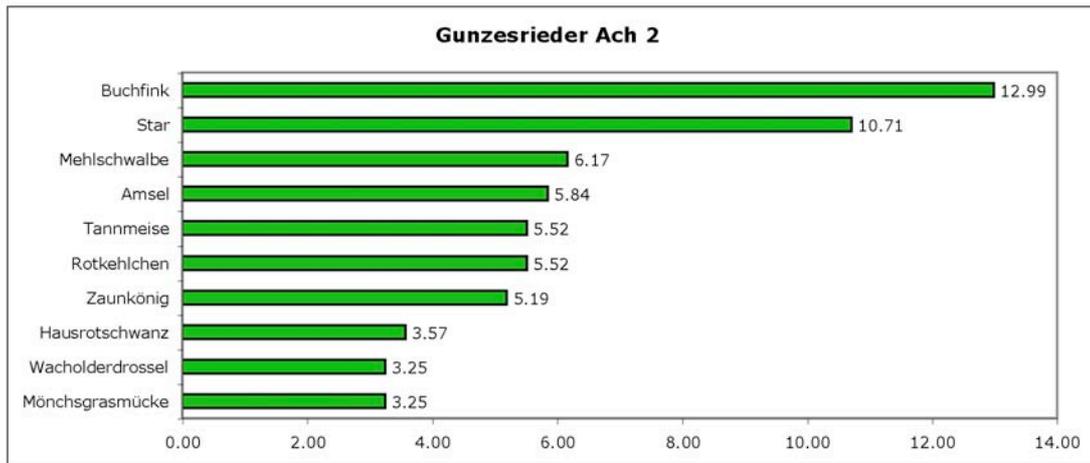


Abb. 3.15.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Gunzesrieder Ach 2.

Der „Halder Tobel“ bettet tief eingeschnitten die Gunzesrieder Ach (3) ein. Gesäumt von steilen Hängen mit diversem Mischwald und anschließend Weiden und Mähwiesen. Der Artenreichtum ist im Bereich des „Halder Tobels“ vergleichsweise hoch. Das Gebiet weist zum einen eine typische Avifauna für reich strukturierte Wälder und zum anderen für offene Grünlandflächen auf. So finden sich unter den Hauptarten sowohl typische Waldvogelarten wie Tannenmeise, Sommer- und Wintergoldhähnchen, als auch Nahrung am Boden offener Flächen suchende Arten wie Star und Amsel. Für den Zaunkönig bietet die tobelartige Struktur des Ufers ideale Bedingungen.

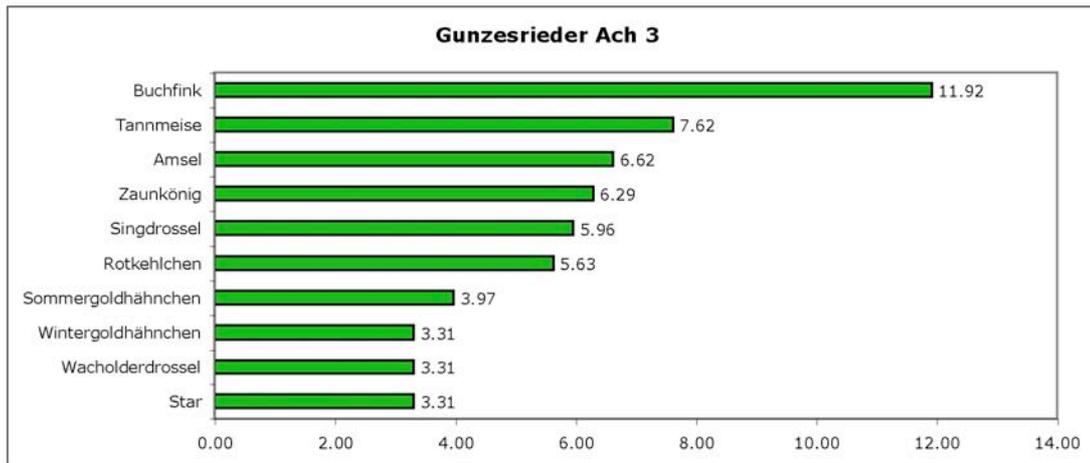


Abb. 3.16.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Gunzesrieder Ach 3.

Die Flusstruktur der Linder (1) im Oberlauf ist sehr naturnah mit Kiesbänken und reich strukturiertem Ufer. Hier liegt sicher die hohe Dominanz des Zaunkönigs begründet. An beiden Ufern wächst Misch- und Nadelwald mehr oder weniger steil hangaufwärts. Anthropogene Einflüsse in Form von Siedlungen oder Grünlandwirtschaft fehlen vollständig. Demnach sind auch keine typischen „Kulturfolger“ wie Amsel und Haussperling unter den Hauptarten zu erwarten. Die Avifauna wird hier vielmehr dominiert von Baum- und Gebüschbrütern. Insgesamt ist die Diversität der Arten in diesem Gebiet vergleichsweise gering.

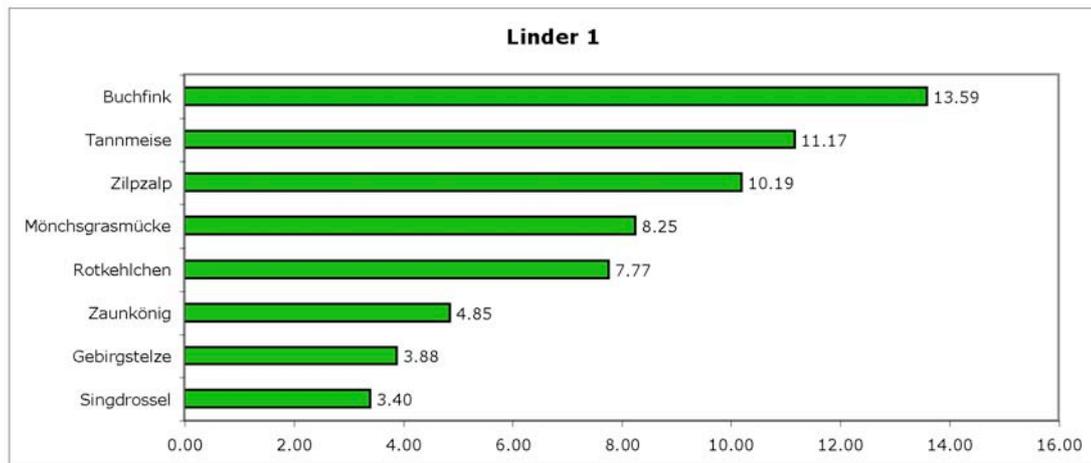


Abb. 3.17.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Linder 1.

Mehlschwalbe, Hausrotschwanz und Bachstelze unter den Hauptarten deuten schon an, dass es in dem Gebiet der Linder (2) bei Graswang deutliche anthropogene Einflüsse gibt. Alle drei Arten bevorzugen Brutplätze an Gebäuden und brauchen zur Nahrungssuche offene Flächen. Der Mischwaldanteil in dem Gebiet ist zwar relativ gering, aber sehr naturnah und schafft optimalen Lebensraum, beispielsweise für Tannenmeise und Rotkehlchen. Sogar der stark gefährdete Neuntöter konnte hier im Rahmen der Kartierungen nachgewiesen werden.

Erstaunlich ist das Fehlen der Rabenkrähe unter den Hauptarten, da für sie hier eigentlich ideale Bedingungen gegeben wären und sie in vergleichbaren Gebieten (z.B. Ostrach (2)) durchaus einen hohen Dominanzindex aufwies. Bemerkenswert ist außerdem die hohe Dominanz des Zaunkönigs, da die Fluss- und Uferstruktur hier deutlich bzw. kanalartig verbaut sind.

## Ergebnisse

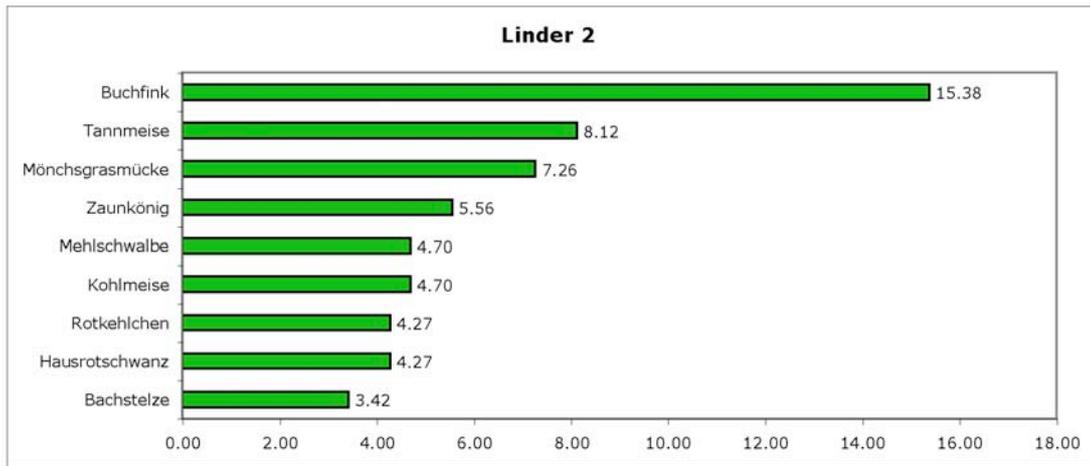


Abb. 3.18.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Linder 2.

Das Untersuchungsgebiet an der Isar (1) auf der Höhe von Krün hat die höchste Artendiversität aller hier kartierten Flusslandschaften. Die Anzahl der Hauptarten mit hohem Dominanzindex ist mit sechs außerdem relativ gering. Als eines von zwei der insgesamt 16 Gebiete weist die Isar bei Krün nicht den Buchfinken als dominanteste Art auf. Berglaubsänger und Kohlmeise wurden hier noch häufiger festgestellt. Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Flüssen im Allgäu ist das Flussbett der Isar im Oberlauf typischerweise sehr weit auslaufend mit vielen Kiesbänken. Das Ufer ist flach und von extensiv genutzten Weiden und Nadelwald gesäumt. Für den Berglaubsänger bieten die locker bewachsenen offenen Strukturen am Ufer offensichtlich optimale Bedingungen. Auch der Fitis weist hier, wie in allen an der Isar untersuchten Gebieten, eine hohe Dominanz auf. Für die Dominanz des Fichtenkreuzschnabels sind die vielen reinen Nadelwaldstrukturen selbsterklärend.

## Ergebnisse

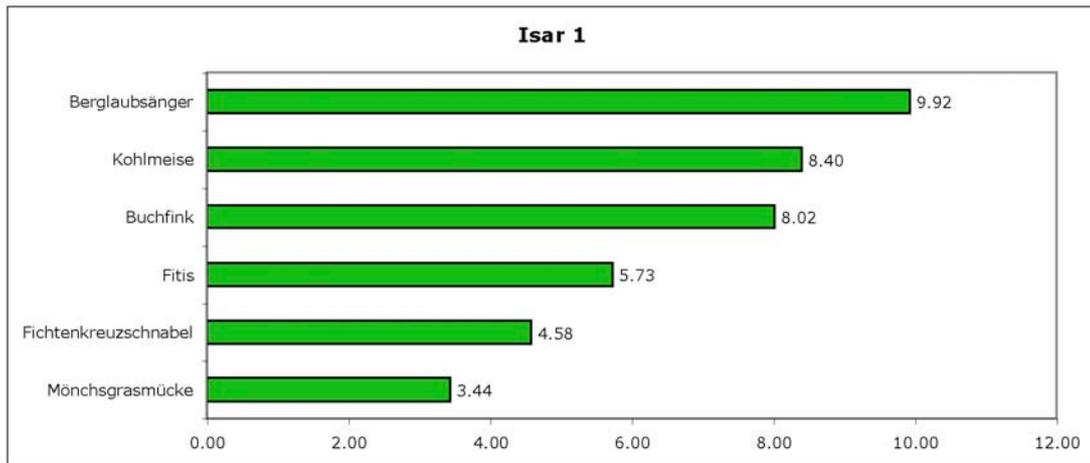


Abb. 3.19.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Isar 1.

Die beiden untersuchten Abschnitte an der Isar (1,2) zwischen Krün und Vorderriß sind sich bezüglich der Landschaftsstruktur sehr ähnlich. Hervorstechend ist hier vor allem der hohe Anteil an Nadelwald mit knapp 70 %. Hinsichtlich der Avifauna waren die Gebiete vor allem wegen des Vorkommens von Flussuferläufer und Flussregenpfeifer interessant. Auch hier gehört der Fitis zu den Hauptarten. Die Dominanz von Tannenmeise, Kohlmeise und Fichtenkreuzschnabel erklärt sich sicherlich durch den hohen Nadelwaldanteil. Anthropogene Nutzung der Landschaft findet sich in den beiden Gebieten so gut wie keine und synanthrope Arten wie Amsel und Haussperling fehlen demzufolge.

## Ergebnisse

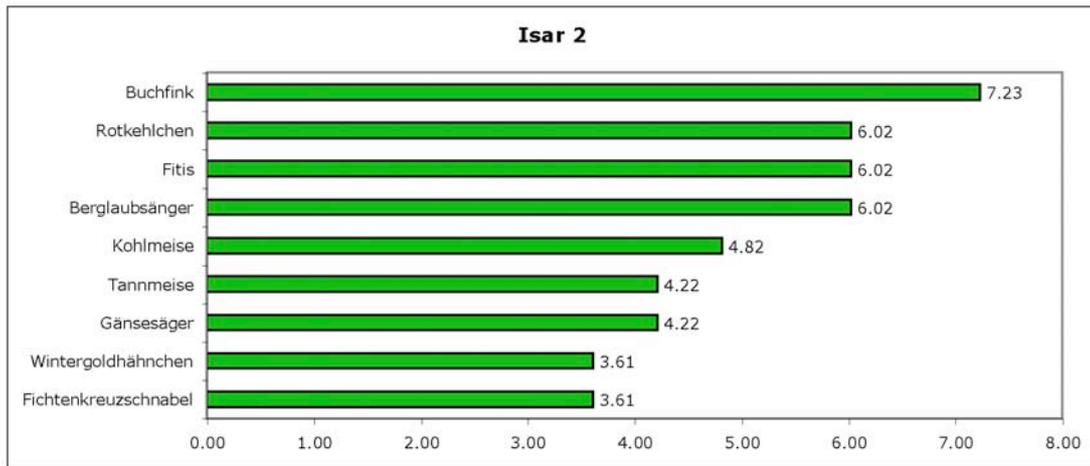


Abb. 3.20.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Isar 2.

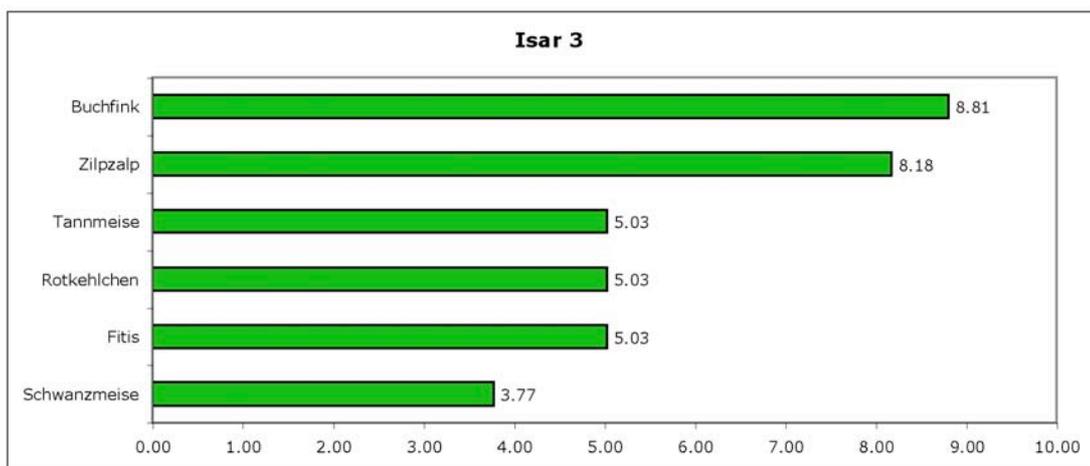


Abb. 3.21.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Isar 3.

Die Zusammensetzung der Hauptarten an der Isar (4) unterhalb von Vorderriß ist hinsichtlich einzelner Landschaftselemente nur bedingt interpretierbar. Die hohe Dominanz des Zaunkönigs lässt auf gute Uferstrukturen schließen. Die Tannenmeise kommt sicher nur in Gebieten mit hohem Waldanteil als eine der häufigsten Arten vor.

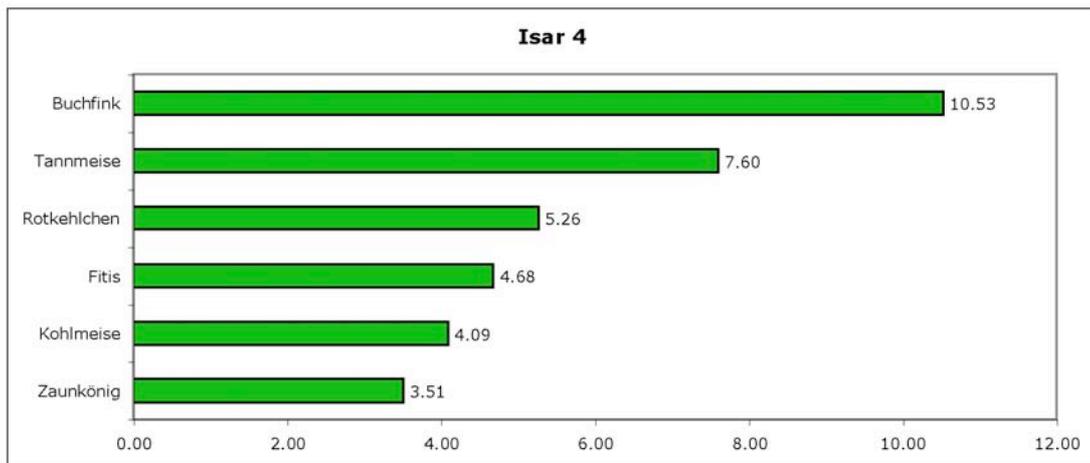


Abb. 3.22.: Dominanzstruktur der Hauptarten im Untersuchungsgebiet Isar 4.

Berechnungen des Einflusses verschiedener Landschafts- und Habitatparameter auf die Dominanz der Hauptarten in den einzelnen Gebieten ergeben, dass die Dominanz des Buchfinken signifikant positiv beeinflusst ist von einem steigenden Anteil an Grünlandfläche ( $p = 0,042$ , multiple Regression). Mehr Straßen und Wege schwächen die Dominanz des Buchfinken ( $p = 0,042$ , multiple Regression). 45,6 % der Variation wurden durch dieses Regressionsmodell erklärt.

Auch die Dominanz des Zaunkönigs wird durch Straßen und Wege geschwächt ( $p = 0,023$ , multiple Regression,  $R^2 = 37,16\%$ ). Die Dominanz der Kohlmeise dagegen gefördert ( $p = 0,0089$ , multiple Regression,  $R^2 = 42,23\%$ ).

Allgemein weisen Untersuchungsgebiete mit einem ähnlichen Anteil an Grünlandfläche ( $p=0,0102$ , multiple Regression) strauchbedeckter Fläche ( $p = 0,0001$ , multiple Regression) und Straßen und Wegen ( $p = 0,0092$ , multiple Regression) auch ähnliche Dominanzverhältnisse auf.  $R^2$  betrug 32,33 %.

3.2.3.4.2. Ähnlichkeit der Artgemeinschaften

Die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften ist um so höher, je ähnlicher die Flächenanteile an Grünland ( $p = 0,0313$ , multiple Regression) und Siedlung sind ( $p = 0,0343$ , multiple Regression,  $R^2 = 21,63\%$ ).

Eine nichtparametrische Varianzanalyse auf der Basis von Chi-Quadratverteilungen ergibt zudem, dass die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften zwischen naturnahen und mäßig beeinflussten Untersuchungsgebieten höher ist, als zwischen naturnahen und stark beeinflussten Untersuchungsgebieten.

Die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften war demnach höher, je ähnlicher die Nutzungsintensität in den Gebieten ist ( $p = 0,0031$ , Kruskal-Wallis Test).

Die Tabellen 3.23. und 3.24. fassen alle Themen, Datengrundlage, Statistik und Ergebnisse zur Avifauna im Uferbereich zusammen.

## Avifauna im Uferbereich I

Thema	Datengrundlage	Statistik	Ergebnis
Artendiversität und Intensität anthropogener Beeinflussung	Punkt Stopp Zählungen Artenzahl, Abundanz GIS Daten	Varianzanalysen Turnover Raten	Die mittlere Artenzahl steigt bei einer Zunahme anthropogener Beeinflussung an. Die Turnover Raten zeigen jedoch negative Effekte starker Beeinflussung.
Artendiversität und einzelne Habitatparameter	Punkt Stopp Zählungen Artenzahl, Abundanz GIS Daten	Varianzanalysen Multiple Regression	Grünlanddominierte Gebiete weisen die höchsten Artenzahlen auf. Größere Anteile an Straßen und Wegen wirken sich positiv, mehr Siedlungs- und Waldfläche negativ auf die Artenzahl aus.
Ökologische Gruppen und Intensität anthropogener Beeinflussung	Punkt Stopp Zählungen Ökologische Gruppen GIS Daten	Varianzanalysen	Keine ökologische Gruppe bevorzugt naturnahe Bedingungen und keine ist beeinträchtigt von intensiver Nutzung. 4 ökologische Gruppen kommen häufiger bei intensiver anthropogener Nutzung vor: Waldhabitatbewohner, Grünlandhabitatbewohner, Baumbrüter und Nahrung am Boden suchende Arten.
Ökologische Gruppen und einzelne Habitatparameter	Punkt Stopp Zählungen Ökologische Gruppen GIS Daten	Multiple Regression	Größere Anteile an <u>Gesamtwaldfläche</u> führen zu geringeren Artenzahlen der Grünlandhabitatarten und der Nahrung am Boden suchenden Arten. Speziell mehr <u>Nadelwald</u> beeinträchtigt die Baumbrüter und die Waldhabitatbewohner. Die Artenzahl der Flug- und Ansitzjäger reagiert positiv auf mehr <u>Grünlandfläche</u> in den Gebieten. Eine Zunahme der <u>strauchbedeckten Fläche</u> beeinträchtigt die Nahrung am Boden suchenden Arten. Mehr <u>Siedlungsfläche</u> hat negative Auswirkungen auf Grünlandhabitatbewohner, Nahrung am Boden suchende Arten und Baumbrüter. <u>Straßen und Wege</u> wirken sich positiv auf Grünlandhabitatbewohner, Waldhabitatbewohner und Gebüschbrüter aus.

Tab. 3.23.: Zusammenfassung aller Ergebnisse zur Avifauna im Uferbereich.

## Avifauna im Uferbereich II

Thema	Datengrundlage	Statistik	Ergebnis
Häufige Arten und Intensität anthropogener Beeinflussung	Punkt Stopp Zählungen Artenzahl, Abundanz häufiger Arten GIS Daten	Varianzanalysen	Die Anzahl der häufigsten Arten ist bei starker anthropogener Beeinflussung am höchsten.
Häufiger Arten und Intensität anthropogener Beeinflussung	Punkt Stopp Zählungen Artenzahl, Abundanz häufiger Arten GIS Daten	Multiple Regression	Artenzahl und Abundanz häufiger Arten steigen bei größeren Anteilen an Grünlandfläche an. Mehr Sträucher führen zu einer Abnahme der Zahl häufiger Arten. Siedlungsflächen hat positive Auswirkungen auf die Abundanz der häufigen Arten.
Seltene Arten (<3 Individuen) und infrastrukturelle Nutzung	Punkt Stopp Zählungen GIS Daten	Spezielle Nischenbreite	8 seltene Arten kommen nie in Gebieten vor mit einer infrastrukturellen Nutzung > 30 %. Braunkehlchen, Graureiher, Grünspecht, Grauspecht, Karmingimpel leben nur in Gebieten mit einer infrastrukturellen Nutzung < 10 %.
Typische Artgemeinschaften	Punkt Stopp Zählungen GIS Daten	Dominanzstruktur Sörensenquotient Renkonensche Zahl Varianzanalysen Multiple Regression	Der Buchfink ist in 14 der insgesamt 16 Gebiete die häufigste Art. Die Anzahl der Hauptarten ist bei intensiver anthropogener Beeinflussung am größten. Je ähnlicher die Nutzungsintensität in den Gebieten ist, desto höher ist die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften. Ähnliche Dominanzverhältnisse finden sich bei ähnlichen Anteilen an Grünland, Sträuchern und Straßen und Wegen. Die Artgemeinschaften sind um so ähnlicher, je ähnlicher die Flächenanteile an Grünland und Siedlung sind.

Tab. 3.24.: Zusammenfassung aller Ergebnisse zur Avifauna im Uferbereich.

### 3.2.4. Resümee zur Avifauna ufernaher alpiner Flusslandschaften

- Naturnahe Untersuchungsgebiete weisen die geringsten Artenzahlen auf
- Mäßige anthropogene Beeinflussung hat positive, starke Beeinflussung negative Auswirkungen auf die Artendiversität
- Eine Zunahme an Grünlandfläche, Straßen und Wegen wirkt sich dabei positiv, mehr Siedlungsfläche negativ auf die Gesamtartenzahl aus
- Die einzelnen ökologischen Gruppen reagieren differenziert. Keine bevorzugt naturnahe Verhältnisse oder wird beeinträchtigt durch hohe Nutzungsintensität
- Die positiven Effekte anthropogener Beeinflussung auf die Artendiversität sind vor allem auf die Reaktion häufiger Arten zurückzuführen.
- Seltene und bedrohte Arten werden durch infrastrukturelle Nutzung beeinträchtigt
- Der Anteil an Grünlandfläche ist für die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften in den Untersuchungsgebieten der entscheidende Faktor

## **Diskussion**

### **4.1. Evaluierung der für die Vogelbestandsaufnahmen verwendeten Methoden und Einflussgrößen**

#### **4.1.1. Reduzierte linienförmige Revierkartierung**

##### **4.1.1.1. Eignung der Methode**

Die klassische Revierkartierung ermöglicht vergleichsweise genaue Vogelbestandsaufnahmen eines Gebietes und gilt aufgrund ihrer langen Tradition häufig als Standardmethode. Sie ist weit verbreitet und wird zum Beispiel vom Common Bird Census des BTO (Enemar 1959; Williamson 1964) oder auch im DDA-Monitoring-Programm (Flade 1992) angewendet. Auch wenn man davon ausgeht, die genauesten Daten zur Avifauna eines bestimmten Gebietes lieferte die Revierkartierungsmethode, so bleibt dennoch festzuhalten, dass sie bezüglich der pro Zeiteinheit erfassten Anzahl Individuen von allen Erfassungsmethoden am aufwendigsten und daher vergleichsweise ineffizient ist (Bibby 1995). Es ist oft nicht zweckmäßig, die klassische Revierkartierungsmethode bei Untersuchungen zur Trendermittlung aus Paarvergleichen einzusetzen oder um einen repräsentativen Querschnitt über mehrere Biotoptypen, Eingriffsversuche, Kontrollflächen oder Versuchswiederholungen zu erhalten. In diesen Fällen sind die weniger aufwendigen Punkt Stopp Zählungen und Linientaxierungen als Alternativen vorzuziehen (Bibby 1995).

Da die einfache Linientaxierung bei den Flussvogelarten das Risiko zu großer Unschärfe barg und die Anwendung einer klassischen Revierkartierung wegen des hohen Zeitaufwandes nicht realisierbar war, kam hier eine Kombination zur Anwendung. Wie von Flade (2000, pers. Kommunikation) empfohlen, wurde eine reduzierte Form der Revierkartierung mit einer Reduktion zu kartierender Arten (auf die Leitarten alpiner Fließgewässer) durchgeführt. Dabei war die Anzahl der Begehungen reduziert, um die Anzahl der untersuchten Fließgewässerabschnitte zu maximieren. Die

Anzahl der Begehungen lag bei fünf pro Gebiet. Beim DDA-Monitoring-Programm werden acht Begehungen empfohlen (Flade 1992). Die Ergebnisse einer Revierkartierung werden durch die Zahl der Begehungen beeinflusst. Man könnte daher annehmen, dass mit zunehmender Anzahl von Begehungen die Ergebnisse besser würden; es zeigte sich aber, dass eine Vielzahl von Begehungen eher zu Unklarheiten führte, als zu eindeutigeren Ergebnissen (Bibby 1995).

Es konnte bereits in mehreren Studien gezeigt werden, dass trotz einer entstehenden Unschärfe die ermittelten Ergebnisse gegenüber vollständigen Begehungen nur wenig an Genauigkeit einbüßen (Blana 1978). Bei einer Überprüfung der Methode im Berner Oberland konnte bei nur dreifacher Begehung über 90 % der, bei zehnmaliger Begehung, ermittelten Reviere gefunden werden (Luder 1981). Eine andere Studie zu Bestandsaufnahmen spezialisierter Flussvogelarten bekräftigt die Effektivität auch weniger Begehungen, nicht zuletzt wegen der leichten Erfassbarkeit durch die enge Begrenzung der Habitatnutzung auf den Fluss (Marchant 1996).

### **4.1.1.2. Fehlerquellen**

Probleme können bei der Beurteilung von Durchzüglern, kurzfristig anwesenden Nichtbrütern, Koloniebrütern und unauffälligen Arten entstehen (Luder 1981). Die im vorliegenden Projekt kartierten Flussvogelarten sind relativ auffällig und leicht zu entdecken. Es gab keine Koloniebrüter. Zur Bestimmung der Territorien waren bei weniger als acht Begehungen 2 Registrierungen eines Reviervogels notwendig (Bibby 1995). Fehler durch Nichtbrüter und Durchzügler wurden durch einen mindestens zehntägigen Abstand zwischen den Begehungen minimiert.

Eine Schwierigkeit ergab sich dabei, Territorien festzulegen bei Arten, die nur den unmittelbaren Neststandort oder Weibchen verteidigen, sonst aber einen großen Aktionsradius besitzen (Bibby 1995), wie zum Beispiel beim Gänsesäger. Es wurde hier versucht die Lage der Niststandorte zu finden und mit einzubeziehen.

## **4.1.2. Punkt Stopp Zählungen**

### **4.1.2.1. Eignung der Methode**

„Jede Untersuchung verlangt Methoden, die der Zielsetzung angepasst sind“ (Bibby 1995). Für die Kartierung der Avifauna in alpinen Flusslandschaften stellte die Punkt Stopp Zählung eine optimale Erfassungsmethode dar. Bei der Evaluierung anthropogene Einflüsse auf die Avifauna über den geographischen Vergleich verschieden stark beeinflusster Flussökosysteme in den Alpen, war eine Maximierung der Zahl der Untersuchungsgebiete entscheidend für aussagekräftige statistische Auswertungen. Die Punkt Stopp Zählmethode gewährleistete hierfür bei relativ geringem Zeitaufwand eine für die Auswertungen ausreichend genaue Erfassung der Vögel und Habitatparameter.

Absolutzahlen zum Vogelbestand eines Gebietes sind extrem schwer zu ermitteln (Kaiser 1994), für viele ökologische Fragestellungen keine notwendige Voraussetzung und zudem wegen des hohen Zeitaufwandes häufig kein realisierbares Ziel (Landmann 1990). Mit keiner, auch noch so ausgefeilten Erhebungsmethode, lassen sich alle Arten gleich gut erfassen oder alle möglichen Fragestellungen beantworten. Großflächige und zudem zeiteffektive Erfassungsmethoden sind ein wertvolles Werkzeug für den angewandten Naturschutz (Landmann 1990; Gnielka 1994; Bibby 1995; Jedicke 1999). Spezielle Punkttaxierungen werden in ökologisch orientierter Freilandforschung häufig angewendet, siehe zum Beispiel (Jedicke 1999; Buffington 2000; Jansen 2001; Bryce 2002; Cooper 2002; Crooks 2003; Green 2003; Uezu 2003; Laiolo 2004). Bei gleich großem Aufwand liefert die Punkt Stopp Zählung im Vergleich zur klassischen Revierkartierung eine etwa fünffache Menge unabhängiger Beobachtungsdaten (Bibby 1995).

Punkttaxierungen sind in vielen Bereichen des Naturschutzes richtungweisend und eignen sich gut sowohl für angewandte Aspekte, als auch für die Bearbeitung ökologischer Fragestellungen (Landmann 1990). Auch Jedicke (2000) fordert insbesondere die verstärkte Anwendung der Punktzählmethode für Vögel in ökologischen Projekten. In Anlehnung an zahlreiche internationale Publikationen wurde

hier der Artenreichtum als Artenzahl und Abundanz sowie ökologische Gruppen miteinbezogen (Ellis 1995; Bolger 2001; Bryce 2002; Parkinson 2002).

### 4.1.2.2. Fehlerquellen

In der Literatur wird immer wieder darauf hingewiesen, wie wichtig die Standardisierung, vor allem der Relativmethoden, zur Bestandserfassung der Avifauna ist (Bibby 1995). Zu diesem Ergebnis kommt auch eine 2001 im Rahmen dieses Projektes durchgeführte Diplomarbeit von Miriam Hansbauer. Hier wurden Bedeutung und Genauigkeit der einzelnen Parameter der Punkt Stopp Zählmethode untersucht. Dies sollte auch helfen die Unschärfe der Methode für diese spezielle Anwendung besser einschätzen zu können. Bei gewissenhafter Standardisierung von Zähltechnik und Beobachtungsvariablen ist die Methode laut dieser Studie gut in den verschiedensten Gebieten oder Landschaftstypen anwendbar. Vor allem wenn Vergleiche zwischen mehreren Gebieten durchgeführt werden sollen (Hansbauer 2003). Es zeigte sich jedoch, dass die Modifizierung von Zähldauer, -häufigkeit, -zeit und -termin die Ergebnisse erheblich beeinflussten, was bei der Interpretation der gewonnenen Daten berücksichtigt werden sollte. Bei der hier angewendeten Zähldauer von fünf Minuten wurden rund 80 % des Gesamtbestandes der bereinigten Artenlisten in den einzelnen Gebieten gefunden (Hansbauer 2003).

Ergebnisse aus einer Studie österreichischer Wissenschaftler bestätigen, dass Punkttaxierungen ein zwar verzerrtes aber realistisches Bild der tatsächlichen Situation der Vögel in einem Gebiet liefern (Landmann 1992). DeSante (1981) führte in der kalifornischen Buschsteppe und in subalpinen Wäldern der Sierra in den USA Studien durch, in denen er Dichtewerte von Punkt Stopp Zählungen mit einer vollständigen Erfassung mittels Revierkartierung, Farbberingung und Nestersuche verglich. Bei Punkt Stopp Zählungen wurde der Gesamtbestand unterschätzt, lag aber meist nur bis 30 % unter dem Absolutwert. Bei seltenen Arten ergab sich im Vergleich zur Revierkartierung eher eine Überschätzung des Bestandes, bei häufigeren überwiegend eine Unterschätzung (DeSante 1981).

Es bleibt die Tatsache, dass aus mannigfachen Ursachen alle Methoden mit Ungenauigkeiten meist unbekannter Größe zu kämpfen haben (Landmann 1990). So gibt es auch bei der Punkt Stopp Zählung diverse Unschärfen, die bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden müssen und hier kurz andiskutiert werden.

### Seltene und unauffällige Arten

Landmann (1992) weist darauf hin, dass bei der Punkttaxierung hin und wieder Probleme auftreten bei der Registrierung sehr seltener und/oder unauffälliger Vogelarten und Langstreckenziehern, sowie von Arten, deren territoriale Aktivitäten sehr früh im Jahr stattfinden (z.B. Schwanzmeise *Aegithalos caudatus*, Sumpfmehle *Parus palustris*, Baumläufer *Certhia spec.*). Standvögel und Kurzstreckenzieher sind demnach gut erfassbar. Allerdings verursachen Zugvogelarten, die territoriale Verhalten während des Zuges zeigen (z.B. Singdrossel *Turdus philomelos*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula*, Sommergoldhähnchen *Regulus ignicapillus*) eine gewisse Unschärfe (Landmann 1992).

### Differenzen zwischen ufernahen und uferfernen Zählpunkten

Habitats direkt am Fluss beherbergen häufig mehr Vogelarten als weit vom Fluss entfernte. Siehe auch (Gates 1991; McGarigal 1992; Roche 1993; LaRue 1995; Warkentin 1999; Jansen 2001; Parkinson 2002). In der vorliegenden Studie wurde ein genau umgekehrter Trend beobachtet. Direkt am Ufer wurde eine signifikant niedrigere Zahl Vogelarten und Individuen registriert, als an Zählpunkten, die 210 m entfernt lagen. Auch bei der Studie von Hansbauer, Storch, Munck (2003) im Rahmen dieses Projektes wurde dieser Zusammenhang beobachtet.

Roche (1993) hebt in seiner Studie die gute Eignung der Punkt Stopp Zählmethode an Flüssen hervor. Dennoch könnten im vorliegenden Projekt durch erschwerte akustische Registrierung einiger Vogelarten in Ufernähe Ungenauigkeiten aufgetreten sein. Von den 10 Vogelarten, die ausschließlich am Ufer kartiert wurden, erfolgte die Registrierung zu 78 % ausschließlich oder zumindest auch visuell. Demzufolge kann

auf zweierlei Art argumentiert werden. Entweder die überwiegend visuelle Registrierung der Vögel in Ufernähe relativiert die Bedeutung der akustischen Registrierung und minimiert den Fehler, der durch erschwertes Hören entstehen kann. Oder aber das Ergebnis bekräftigt die Relevanz des Fehlers durch schlechte akustische Verhältnisse, da die Zahl ausschließlich akustischer Registrierungen am Ufer offensichtlich gering ist. Da ein Großteil aller Vögel (ca. 70 %) ufernah und uferfern akustisch registriert wurde, weisen die Argumente in die Richtung der Annahme eines Fehlers an Uferpunkten durch die Geräuschkulisse einiger Gebirgsflüsse. Dies gilt zumindest für die Arten, deren Registrierung in reich strukturierten Habitaten bei Punkttaxierungen naturgemäß überwiegend akustisch erfolgt und deren Vorkommen zudem noch relativ selten ist, wie beispielsweise der Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*).

Außerdem entscheidend dürfte sich diesbezüglich die Stärke der Lautäußerung der einzelnen Arten erweisen. Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) wurde beispielsweise nur ufernah registriert und dort überwiegend akustisch, was angesichts seines Rufes nicht erstaunlich ist. Sechs der 10 Arten, die nur ufernah gezählt wurden, sind Leitarten des Lebensraumes Fließgewässer oder Arten, deren Habitatpräferenz das Fließgewässer mit einschließen. Bei diesen Arten erfolgt die Registrierung alleine aufgrund ihres Verhaltens überwiegend visuell. Siehe auch 3. Deshalb ist hier ein Fehler durch problematische Akustik vernachlässigbar.

#### 4.1.3. Raum und Zeit

Langzeituntersuchungen können durch „falsche Zeitreihen“ ersetzt werden, indem eine zeitgleiche Analyse verschiedener Alters- oder Entwicklungsstadien von ansonsten einander entsprechenden Habitaten erfolgt (Jedicke 1999). Dieser Ansatz wird im vorliegenden Projekt verfolgt, indem verschieden stark anthropogen beeinflusste Fließgewässerabschnitte verglichen werden. Auch Bezzel (1995) befürwortet diese Vorgehensweise: Veränderungen im Artenbestand und Vergleiche der Abundanz der Vögel können über deren Bioindikation wichtige Hinweise auf anthropogene Einflüsse geben. Zur Analyse bieten sich historische Datenauswertungen oder längere Zeitreihen, aber auch der simultane Vergleich unterschiedlicher Landschaftsräume oder Biotope an (Bezzel 1995).

Allan (2004) postuliert in dem Zusammenhang: Vergleiche der Landnutzung in Gebieten ersetzen vermutlich Zeit durch Raum, da es als unausgesprochene Vermutung gilt, dass Gebiete, die sich in Bezug auf die Landnutzung unterscheiden in allen anderen Aspekten ähnlich sind und als Äquivalent zu den zeitlichen Entwicklungen eines einzigen Gebietes, das der Transformation von natürlichem zu genutztem Land unterliegt, angesehen werden kann (Allan 2004).

#### 4.1.4. Einfluss der geographischen Lage

Auswirkungen der geographischen Lage auf Vogelgesellschaften wurden bereits in sehr frühen ökologischen Studien nachgewiesen. So ergab sich zum Beispiel in einer nordamerikanischen Studie von 1950, dass die Abundanz der „Alte Welt Vögel“ mit zunehmender Meereshöhe zunahm, während die der „Neuen Welt Vögel“ abnahm, was in erster Linie auf die Zunahme an Nadelwald in höheren Lagen zurückgeführt wurde (Snyder 1950). In diversen Studien in den Alpen und im deutschen Mittelgebirge wurde gezeigt, dass die Artenzahl der Vögel mit zunehmender Meereshöhe abnimmt (Blondel 1973; Bezzel 1982). Auch eine groß angelegte Studie zur Fauna in Flusslandschaften des Himalajas untermauert die Bedeutung der Meereshöhe für das Vorkommen der Vögel. Demnach war die Verbreitung der Flussvogelarten am besten

durch die Meereshöhe erklärbar und erst in zweiter Linie durch die Habitat-Struktur (Manel 2000). Eine weitere Forschungsarbeit im Himalaja belegt, dass der Artenreichtum der Flussvögel am höchsten ist in Gebieten, die zwischen 1300 und 1400 m ü.M. liegen (Buckton 2002). Die Autoren vermuten, dass in noch höheren Lagen die niedrigere Verfügbarkeit von Nährstoffen und eine geringere thermale Heterogenität, trotz größerer Habitat-Komplexität den Artenreichtum limitiert. Im gesamten Flussverlauf reagierten die Vögel demnach vermutlich direkt auf die Komplexität der Flussstruktur und der Abflusstypen, aber auch indirekt auf die daraus resultierende Abundanz, Verfügbarkeit und visuelle Erfassbarkeit der Invertebraten (Buckton 2002).

In der vorliegenden Studie dürften die Effekte der Meereshöhe minimal sein, da alle Untersuchungsgebiete auf einer Höhe von ca. 800 –1000 m ü.M. lagen.

Eine Forschungsarbeit zur Verbreitung von Brutvögeln im Stadtbereich von Los Angeles (Cooper 2002) beschäftigte sich mit der Frage, inwieweit die Verteilung der Vögel im Raum von Landschaftsmerkmalen, wie Hügeln abhängt, ungeachtet der Habitat Typen. Sie fanden heraus, dass es für 12 der insgesamt 49 Vogelarten einen signifikanten statistischen Zusammenhang zur geographischen Lage des Vorkommens gab.

Es scheint diesbezüglich deutliche Effekte zu geben, die hier aber minimal genug sind, um unberücksichtigt zu bleiben. Zudem wäre die Auswertung bei der großen Vielfalt geographischer Merkmale in den Untersuchungsgebieten der vorliegenden Studie ausgesprochen aufwendig und stünde in keiner Relation zu den zu erwartenden Erkenntnissen.

## 4.2. Spezialisierte Flussvogelarten und Gewässerparameter

### 4.2.1. Zonierung des Fließgewässers

Die Artenliste der Flussvogelarten entspricht weitestgehend den Listen der Charaktervögel anderer Studien für die entsprechenden Gewässerabschnitte. Die Verbreitung der Fließgewässer Leitarten nach Flade (1994) im Tiefland in den verschiedenen Fließgewässerabschnitten ist in Abb. 4.1. dargestellt.

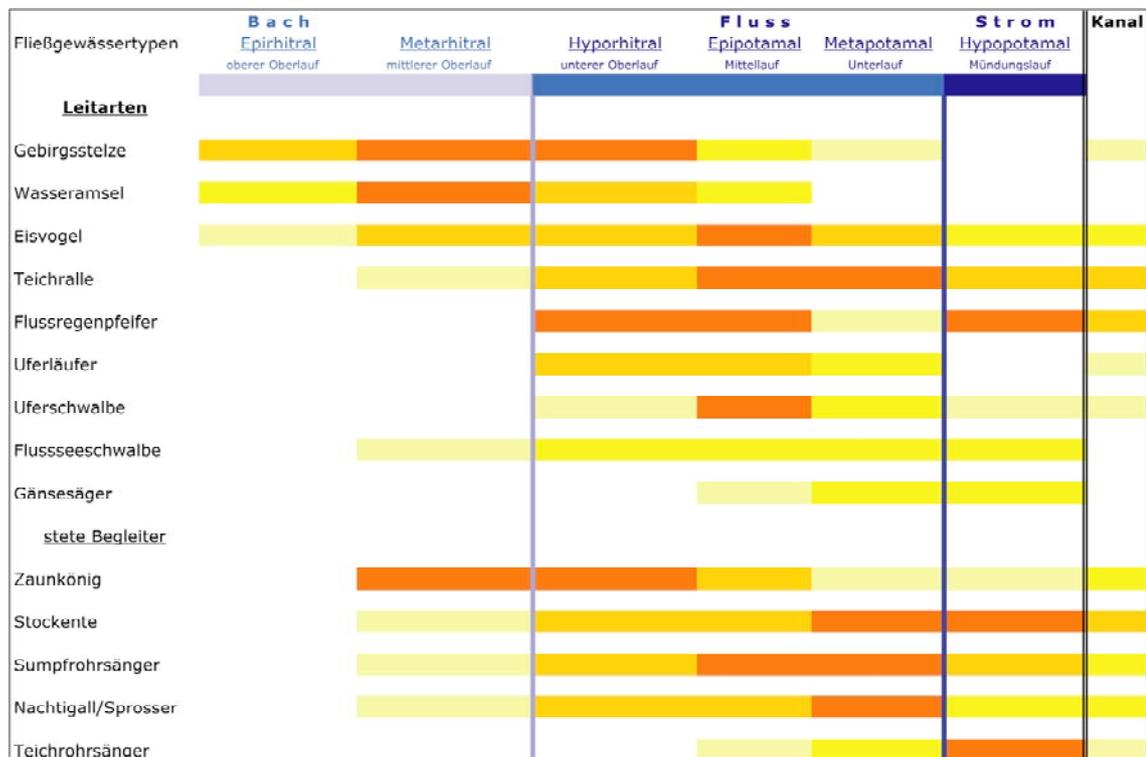


Abb. 4.1.: Typisches Vorkommen der Leitarten im Verlauf des Fließgewässers. Frei nach Flade (1994). Grobe Orientierungswerte nach Brutpaaren pro Flusskilometer. Je dunkler die Färbung, desto höher die Siedlungsdichte der einzelnen Arten.

Diese Aufstellung deckt sich außerdem mit den Studien, die von Roche (1993) durchgeführt wurden. Nach seiner ornithologischen Zonierung von Fließgewässern gilt am Oberlauf (Epi- und Metarhithral) die Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) als Indikatorart,

häufig begleitet von der Bachstelze (*Motacilla cinerea*). Im Hyporhitral und Epipotamal ist demnach der Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*) Indikatorart. Dort sind auch Bachstelze (*Motacilla cinerea*) und der hier nicht kartierte Eisvogel (*Alcedo atthis*) typisch (Roche 1993). Siehe auch Abb. 4.2.

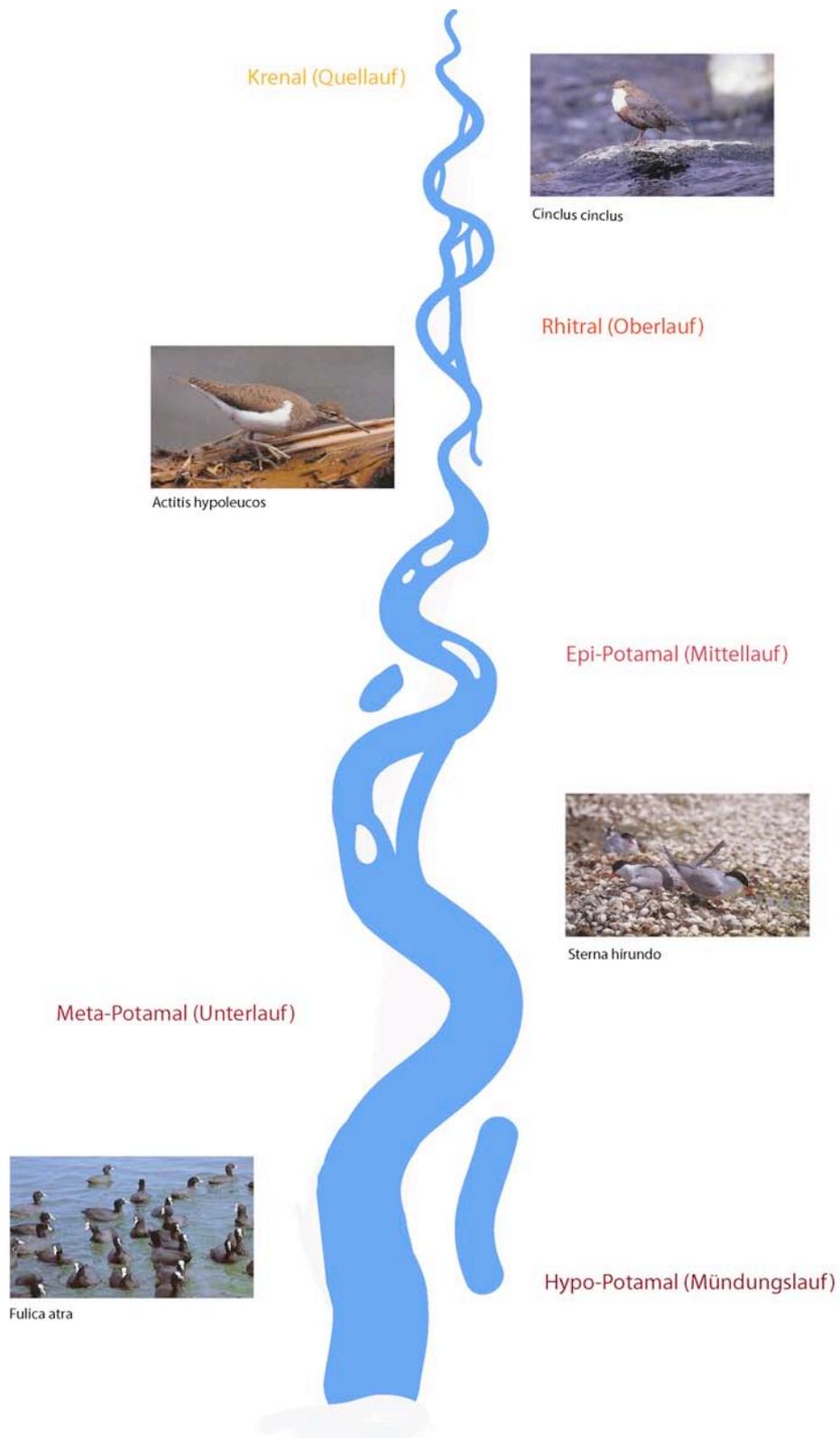


Abb. 4.2.: Ornithologische Zonierung eines Fließgewässers frei nach Roche (1993).

#### 4.2.2. Leit- und Begleitarten

Flade (1994) gibt als Leitarten für den „Lebensraum Fließgewässer“ im Tiefland folgende neun Arten an:

- Gebirgsstelze (*Motacilla alba*)
- Wasserramsel (*Cinclus cinclus*)
- Eisvogel (*Alcedo atthis*)
- Teichralle (*Gallinula chloropus*)
- Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*)
- Uferläufer (*Actitis hypoleucos*)
- Uferschwalbe (*Riparia riparia*)
- Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*)
- Gänsesäger (*Mergus merganser*)

Der unterste in der vorliegenden Studie an alpinen Fließgewässern untersuchte Fließgewässerabschnitt gehört zum Epipotamal. Allerdings mit deutlich rithralem Charakter. Das Vorkommen von Teichralle und Flusseeeschwalbe, die Flade (1994) als Leitarten angibt, war demzufolge nicht zu erwarten. Der Gänsesäger und die Flusseeeschwalbe gelten in den Untersuchungsgebieten Flades als weitestgehend verschwunden. Der Gänsesäger war in den hier bearbeiteten Untersuchungsgebieten jedoch relativ häufig anzutreffen. Eisvogel und Uferschwalbe wurden dagegen nicht registriert, obwohl sie nachgewiesenermaßen (selten) vorkommen.

Als stete Begleiter gibt Flade (1994) für Fließgewässerlandschaften in Mittel- und Norddeutschland fünf Arten an:

- Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*),
- Stockente (*Anas platyrhynchos*),
- Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*),
- Nachtigall/Sprosser (*Luscinia megarhynchos* /*Luscinia luscinia*)
- Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*)

Diese Ergebnisse decken sich nur begrenzt mit den Begleitarten in den Flusslandschaften des Alpenraumes der vorliegenden Studie. Nachtigall und Sprosser wurden in den untersuchten Gebieten bisher nicht nachgewiesen. Der Zaunkönig ist auch hier typische Begleitart. Die Stockente kam nur stets in Begleitung des Flussregenpfeifers und des Uferläufers vor. Sumpfrohrsänger und Teichrohrsänger sind nicht typisch für die untersuchten Gewässerabschnitte und kamen nicht vor.

Einige der hier gefundenen Zusammenhänge der einzelnen Leitarten in den Gebieten mit anderen Arten erscheinen bislang ökologisch nicht aussagekräftig. Siehe auch 3. Naturschutzfachlich interessant sind allerdings die Verhältnisse der Leitarten untereinander. So wiesen zum Beispiel Gänsesäger und Wasseramsel einen positiven statistischen Zusammenhang auf. Flussuferläufer und Flussregenpfeifer zeigten zwar ebenfalls einen positiven statistischen Zusammenhang, der aber wegen der geringen Feldfrequenzen wissenschaftlich so noch nicht haltbar ist. Die starken Überschneidungen in der Habitatnutzung der beiden Vögel an alpinen Fließgewässern ist bereits erwiesen (Schödl 1996).

### 4.2.3. Zur ökologischen Relevanz von Gewässergüte und Gewässerstruktur

Im Alpenraum wurden in den letzten Jahren deutliche Verbesserungen bezüglich der Gewässergüte erreicht, auch wenn nach wie vor ein Drittel der Flüsse in Bayern durch Chemikalien verunreinigt sind (StMLU 2000).

Die Ergebnisse einer bundesweiten Gewässerstruktur-Kartierung in Deutschland sind alarmierend. Sie zeigen, dass der ökomorphologische Zustand der Fließgewässer überwiegend sehr unbefriedigend ist. Demnach sind 79 % der Flüsse deutlich bis vollständig verändert. Nur 2 % gelten als unverändert und 8 % wurden mäßig verändert (Umweltbundesamt 2004).

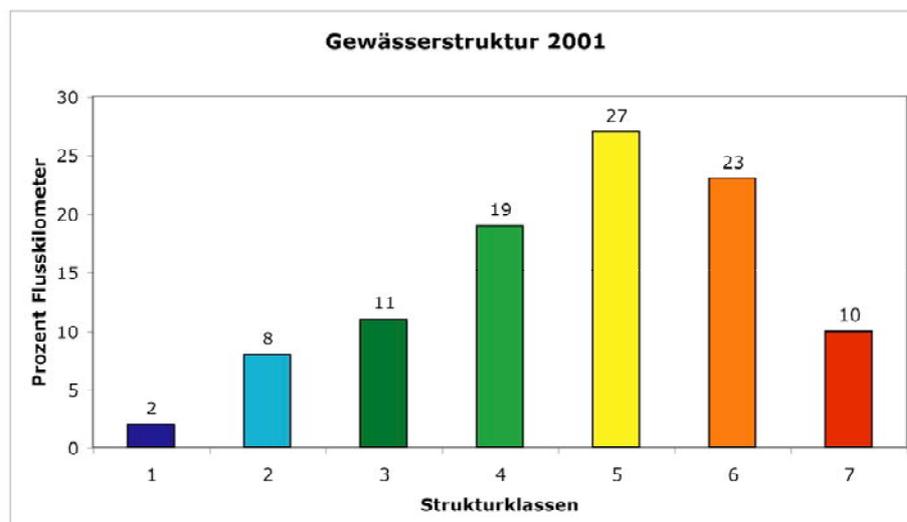


Abb. 4.3.: Prozentuale Angaben zur Gewässerstrukturgüte nach Kartierungen des Umweltbundesamtes (2004). Demnach gelten nur 10 % der Fließgewässer in Deutschland als unverändert oder mäßig verändert. 79 % der Flüsse sind deutlich bis vollständig verändert.

Mehrere Studien zeigen, dass die Gewässergüte in weiten Tolleranzgrenzen eine vergleichsweise untergeordnete Rolle spielt (Bradley 2002; Aarts 2004). Dieser Zusammenhang deutete sich auch in der vorliegenden Studie an. Zur Gewässergüte ergab sich, wie unter 3.2. beschrieben, lediglich eine signifikante Abhängigkeit der Wasseramsel.

Bunn (1999) warnt überdies vor der Überschätzung der Gewässergüte für ökologische Evaluierungen: Messergebnisse zur Gewässergüte werden immer noch häufig als primäre biologische Indikatoren verwendet, obwohl sie kaum Informationen zu den lateralen und vertikalen Dimensionen des Flussökosystems liefern (Bunn 1999). Auch Bradley (2002) und Aarts (2004) postulieren: Eine alleinige Verbesserung der Gewässergüte ist für den Schutz des Flussökosystems völlig unzureichend (Bradley 2002; Aarts 2004).

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie unterstreichen den ökologischen Wert naturnaher Fließgewässerstrukturen. Die Abundanz der charakteristischen Flussvogelarten war signifikant höher in unveränderten Fließgewässerabschnitten. Außerdem zeigte sich eine positive Reaktion auf diverse naturnahe

Gewässerstrukturparameter. Aktuelle Studien weisen darauf hin, dass der Gewässerstruktur und der Struktur der gesamten Flusslandschaft eine überragende Bedeutung im Naturschutz zukommt (Aarts 2004). Die Schwierigkeiten bei dem Versuch, einen auf allen Ebenen diversen Zustand des Flussökosystems wieder herzustellen sind enorm und entsprechen zahllosen Beispielen anderer Ökosystemkomplexe (Reichholf 1990; Bradshaw 1996).

### 4.2.4. Gewässerstruktur und Flussvogelarten

Drei spezialisierte Flussvogelarten: Gebirgsstelze, Gänsesäger und Wasseramsel bevorzugen in dieser Studie signifikant naturnahe Gewässerstrukturen. Ihre Abundanz reagiert zudem im Einzelnen positiv auf diverse naturnahe Gewässerstrukturparameter, wie zum Beispiel Uferstruktur und Breitenvarianz.

Die hier gewonnenen Erkenntnisse ergänzen eine Reihe von Veröffentlichungen zur Habitatwahl und Brutbiologie der Flussvogelarten (Flade 1994; Bezzel 1995; Brendel 1998) (und andere). Intensive Studien wurden vor allem auch zu Flussuferläufer und Flussregenpfeifer durchgeführt (Schödl 1996). Diese beiden Arten wurden wegen ihrer geringen Feldfrequenzen hier nicht eingehend analysiert.

Gebirgsstelze und Gänsesäger zeigen einige interessante Zusammenhänge zu Strukturparametern:

Der Gänsesäger kommt zwar auch unter strukturell schlechten Bedingungen vor, er bevorzugt jedoch deutlich eine unveränderte Gewässerstruktur mit Kiesbänken; meidet dagegen Brücken. Diese Verhaltensänderung könnte ein sehr gebietsspezifisches Phänomen sein, da Gänsesäger von aufgebrachten Anglern im Allgäu nahe der Untersuchungsgebiete als Beweisgrundlage für ihre vermeintlich „explosionsartige“ Vermehrung (im Winter!) von Brücken aus gefilmt werden und auch lokal wieder zum Abschuss freigegeben wurden (Schuhmann 2001).

Auch die Gebirgsstelze bevorzugt gute Gewässerstrukturen. Sie zeigt allerdings einen positiven Zusammenhang zu Brücken, meidet dafür Punkte mit Kiesbänken oder nahen Siedlungsbauten. Die Affinität zu Brücken begründet sich dabei sicher in ihrer Brutbiologie, da sie als Niststandorte, vor allem in Ermangelung von Steilufeln, beliebt sind (Bezzel 1995).

Die Wasseramsel hebt sich unter den spezialisierten Flussvogelarten hervor. Wie bereits beschrieben ist sie eine der beiden häufigsten nachgewiesenen Arten und hat unter den für die Auswertungen relevanten Flussvogelarten die längste Liste an Begleitarten. Sie weist den höchsten Grad an Spezialisierung bezüglich naturnaher Gewässerstrukturen auf und reagiert außerordentlich sensibel auf diverse Gewässerparameter. Sie ist die einzige Flussvogelart, die sogar in den geringen untersuchten Größenordnungen der Gewässerqualität positive Reaktionen auf die Güte zeigt. Die Wasseramsel kommt in Flussabschnitten aller Kategorien vor, ihre Abundanz ist aber unter naturnahen Verhältnissen am größten. Diese Attribute weisen sie als optimale Zielart (Jedicke 1999) für naturschutzfachliche Bemühungen an alpinen Fließgewässern aus.

### **4.3. Avifauna und Landschaftsstruktur**

#### **4.3.1. Einzelne Landschaftselemente und Artenreichtum**

Bei den Auswertungen zur Landschaftsstruktur wurden in dieser Studie die nachfolgend beschriebenen und bereits unter 2. genannten Parameter ausgewertet.

##### **4.3.1.1. Wald**

Eine Zunahme an Waldfläche wirkt sich in dieser Studie negativ auf den Artenreichtum und einzelne ökologische Gruppen aus. Diese Ergebnisse beziehen sich auf die Anteile an Nadelwald, Laubwald und Mischwald und die gesamte Waldfläche.

Einige Studien belegen, dass sich Wälder positiv auf Flussökosysteme auswirken und schon geringe Abholzungen in stark bewaldeten Einzugsgebieten zu Verschlechterungen der Flusshabitate, beispielsweise durch erhöhten Sedimenteintrag, führen (Sutherland 2002). In jüngerer Vergangenheit fanden Wissenschaftler zudem heraus, dass Flüsse, in deren Einzugsgebiet viel Landwirtschaft betrieben wird, weniger sensible Insekten und Fischarten aufweisen, als Flüsse mit überwiegend bewaldeten Einzugsgebieten (Lenat 1994; Genito 2002).

Bei der ökologischen Beurteilung ist allerdings auch die Art der Bewaldung entscheidend. Eine besondere Bedeutung für Vogelbestände kommt der Waldstruktur zu. Jeder Wald, der horizontal und vertikal stark strukturiert ist, hat eine sehr reichhaltige Avifauna (Luder 1981). Die in Bergtälern häufig vorherrschenden Koniferen-Wirtschafts-Wälder weisen diese Attribute nicht auf. Nach Auswertungen des Artenreichtums gemessen an der Artenarealkurve verschiedener Landschaften in Mitteleuropa, erwiesen sich reine Fichtenbestände als relativ artenarm im Vergleich zu anderen Waldtypen, wie zum Beispiel Misch- und Auwälder (Bezzel 1982).

Bei genauerer Differenzierung konnten auch in der vorliegenden Studie negative Effekte steigender Anteile speziell an Nadelwald auf die Avifauna erkannt werden.

Naturnahe Auwaldausbildungen sind in alpinen Flusslandschaften selten geworden und kamen auch hier kaum vor. Sie definieren sich aus Erlen, Weidenarten und Edellaubholzarten (Hartholzauen) in tatsächlich oder potentiell überschwemmbar Bach- und Flussauen (Auenstufe), oft auf tiefgründigen, feuchten, mineralischen Grundwasserböden, Auenböden, Gleyböden oder Mull (Bürger 1994).

### **4.3.1.2. Sträucher**

Es ergibt sich kein Zusammenhang der Artenzahlen und der Zahl der Sträucher in den Gebieten. Auch die ökologischen Gruppen, die in irgendeiner Form Sträucher nutzen, korrelieren nicht mit dem Anteil an Sträuchern. Vogelarten, die Nahrung am Boden suchen, reagieren negativ auf einen steigenden Strauchanteil in den Untersuchungsgebieten.

Es gibt zahlreiche Studien, die den Wert von Sträuchern für die gute Qualität von Lebensräumen und speziell auch für die Ökologie vieler Vogelarten hervorheben (Green 1994, Mühlenberg, 1997; Hinsley 2000; und andere). Aus ökologischer Sicht scheint der hier nachgewiesene Zusammenhang demnach wenig sinnvoll, auch wenn Bezzel (1995) bemerkte, dass Hecken keineswegs immer die idealen Biotope sind, als die sie bei Ausgleichsmaßnahmen für anthropogene Eingriffe oder im Rahmen von Planungen des „Biotopverbunds“ oft hingestellt werden (Bezzel 1995).

### **4.3.1.3. Grünland**

Entscheidend für viele Vogelarten, vor allem die typischen Waldrandbewohner sind teilweise offene Landschaftsteile (Luder 1981). Unter den einzelnen ökologischen Gruppen zeigt nur die Artenzahl der Ansitz- und Flugjäger auf Insekten eine positive Reaktion auf einen größeren Grünlandanteil in den Untersuchungsgebieten. Die Artenzahl der Vögel in Gebieten mit einem dominierenden Grünlandanteil (>60 %) ist allerdings signifikant größer, als in walddominierten Gebieten oder in Gebieten mit einem ausgeglichenen Verhältnis an Wald und Grünlandfläche. Demnach fördert eine

Zunahme an Grünlandfläche der Artenreichtum der Vögel. Genauere Ausführungen hierzu siehe 4.3.2.

#### **4.3.1.4. Infrastrukturelle Nutzung**

Die infrastrukturelle Nutzung war für die Auswertungen als Straßen und Wege sowie besiedelte Flächen definiert.

Bemerkenswert ist hinsichtlich der infrastrukturellen Nutzung, dass acht Rote Liste Arten nicht mehr als 30 % infrastrukturelle Nutzung in den einzelnen Gebieten tolerieren. Fünf der Arten, die als „gefährdet“ eingestuft sind:

- Braunkehlchen
- Graureiher
- Grünspecht
- Grauspecht
- Karmingimpel

konnten sogar nur bei einem prozentualen Anteil an infrastruktureller Nutzung von < 10 % nachgewiesen werden.

Die Reaktion der gesamten Avifauna war allerdings sehr differenziert und wird unter 4.3.2. ausführlich erörtert. Größere Anteile an Siedlungsfläche haben negative Effekte auf den Artenreichtum und auch einzelne ökologische Gruppen. Straßen und Wege wirken sich dagegen deutlich positiv auf den Artenreichtum und einzelne ökologische Gruppen aus.

### 4.3.2. Auswirkungen anthropogener Nutzung

#### 4.3.2.1. Naturnahe Leitbilder

Klare Zielvorgaben für naturnahe Leitbilder gibt es bisher weder für alpine Flusslandschaften noch für andere Ökosystemkomplexe. Der Begriff „naturnah“ bezieht sich auf einen willkürlich festgelegten Zustand einer Landschaft, der keine allgemeingültige Definition zulässt. Die „Naturnähe“ ist eine emotional geprägte Vorstellung, die stark von den kulturellen Gegebenheiten der beurteilenden Gesellschaft abhängt. Dabei ist die Wertschätzung eines vermeintlich naturnahen Zustands der Landschaft auch erheblich mit den damit verbundenen wirtschaftlichen Komponenten verknüpft (Jessel 1997). Zudem muss berücksichtigt werden, dass für naturschutzfachliche Maßnahmen im von anthropogener Nutzung überprägten Mitteleuropa andere Möglichkeiten bestehen als etwa in Nord Amerika. Für die vorliegende Studie wurde von einem naturnahen Leitbild für alpine Flusslandschaften ausgegangen, das überwiegend bewaldet ist, durchsetzt mit einigen wenigen offenen Flächen und Sträuchern. Infrastrukturelle Nutzung, wie Straßen und Wege sowie Siedlungen entsprechen genauso wenig diesem Leitbild, wie intensive Grünlandwirtschaft (Niehoff 1996).

Die Ergebnisse zeigen hier, dass naturnahe Untersuchungsgebiete den geringsten Artenreichtum der Vögel aufwiesen. Mäßige anthropogene Nutzung hatte dabei positive Auswirkungen. Für die positive Effekte erweisen sich bei differenzierter Auswertung der Anteil an Grünlandfläche und Straßen und Wege als entscheidende Einflussfaktoren.

Die hier nachgewiesenen positiven Auswirkungen von mehr Grünlandfläche in den Untersuchungsgebieten, beschrieb auch Luder (1981). Viele offene Teile der Landschaft in Berggebieten, sofern sie unter der Baumgrenze liegen, sind erst bei der Besiedelung des Tals durch den Menschen entstanden (Luder 1981). Deshalb klassifiziert Luder (1981) auch die Wiesenvögel in Berggebieten, die zu einem größeren Artenreichtum beitragen primär als Kulturfolger, da erst durch die Waldrodung geeignete Habitate für sie entstanden sind. Die Schaffung von mehr Grünlandflächen erhöht demnach in

alpinen Flusslandschaften zunächst die Strukturdiversität der Landschaft und kann sich somit positiv auf den Artenreichtum auswirken. Auf diesen Aspekt wird später noch vertieft eingegangen.

Einige Vogelarten profitieren besonders von einer intensiven Grünlandwirtschaft. Hauptsächlich der Star, aber auch die Wachholderdrossel, welche auf kurzrasige Wiesen zur Nahrungssuche angewiesen sind, zeigten in früheren Studien Bestandszunahmen und werden durch den zeitigeren und häufigeren Schnitt des Grases begünstigt (Glutz von Blotzheim 1961).

Die infrastrukturelle Nutzung ist im vorliegenden Projekt als Flächenanteil von Straßen und Wegen sowie Siedlungsfläche definiert. Sie nimmt häufig nur einen geringen Flächenanteil der Flusslandschaften ein, hat aber einen überproportional großen Einfluss auf die Ökologie der Gebiete; sowohl in der Nähe, als auch über weitere Distanzen (Paul 2001).

Bei der Diskussion des Einflusses auf die Avifauna müssen Verkehr und Siedlung separat betrachtet werden. Der in dieser Studie erkennbare Trend einer erhöhten Artendiversität mit zunehmender infrastruktureller Erschließung ist auf den Einfluss von Straßen und Wegen zurückzuführen.

Straßen und Wege haben hier sehr positive Effekte auf den Artenreichtum der Avifauna. Negative Effekte von Straßen auf Vögel wurden mehrfach publiziert. Sie beinhalten die Mortalität durch Zusammenstöße (Mumme 2000), den Verlust von Habitaten durch Straßenbau und Fragmentierung (Reed 1996), Verdrängung durch Straßenlärm (Forman 2000) und niedrigere Reproduktionsraten in Verbindung mit der erhöhten Zugänglichkeit für Menschen in Gebiete (Trombulak 2000). In einem Review zu dem Thema von Forman und Alexander (1998) wurden überdies Störungen durch Licht, Bewegungen und Lärm genannt (Forman 1998).

Die Auswirkungen von Straßen auf Vögel können lokal sehr verschieden sein und erfordern gebietsspezifische Analysen, um lokal sinnvolle Managementziele für den Naturschutz zu entwickeln (Gutzwiller 2003). Mögliche Gründe für die positiven Effekte in der vorliegenden Studie liegen, wie beim Grünlandanteil, wahrscheinlich in

einer Erhöhung der Strukturdiversität. Eine Beeinträchtigung der Avifauna durch Zusammenstöße, Straßenlärm und Licht ist unwahrscheinlich und bewegt sich, bei der in den Untersuchungsgebieten gegebenen Verkehrsdichte, in nicht messbaren Größenordnungen.

### **4.3.2.2. Landnutzung und Strukturdiversität**

Sowohl die positiven Effekte von einem steigenden Anteil an Grünlandfläche, als auch die von Straßen und Wegen in den Untersuchungsgebieten sind wahrscheinlich auf eine durch diese Eingriffe erhöhte Strukturdiversität in alpinen Flusslandschaften zurückzuführen.

Eine Zunahme des Artenreichtums der Vögel bei steigendem Strukturreichtum der Gebiete wurde bereits in zahlreichen Studien belegt ((Bezzel 1974; Blana 1978; Bezzel 1982; Herremans 1999; Naugle 1999; Weller 2000; Comin 2001; Buckton 2002) und andere). Es wurde stets nachgewiesen, dass geringe Strukturdiversität bzw. einförmige Strukturiertheit sich in vergleichsweise geringeren Artenzahlen auswirkte. Dabei ist der Artenreichtum der Pflanzen innerhalb einer Struktureinheit von untergeordneter Bedeutung, wenn dadurch keine Erhöhung der Strukturdiversität beziehungsweise eine erhöhte vertikale Heterogenität erreicht wird (Blondel 1973). Bezzel postuliert (1982): vor allem das Nebeneinander verschiedener Landschaftselemente bzw. Biotope beeinflusst die Artenzahl, da verschiedene Biotope unterschiedliche Vogelarten beherbergen oder viele Vogelarten verschiedene Biotope nebeneinander nutzen.

Wie bereits erwähnt stellt die Schaffung offener Grünlandflächen in bewaldeten alpinen Flusslandschaften zunächst eine Bereicherung der Strukturdiversität dar. Mit den erkennbar positiven Auswirkungen auf den Artenreichtum.

Speziell durch Straßen und Wege werden zudem die Randeffekte (edge effects) in einem Gebiet erhöht. Eine dadurch entstehendes größeres Nebeneinander verschiedener Landschaftselemente ist ökologisch sehr relevant, da viele Vogelarten sich an Grenzlinien konzentrieren (Bezzel 1982). Auch Luder (1981) beschreibt den „edge effect“ als ein entscheidendes Kriterium für den Artenreichtum der Vögel in einem Gebiet. Die Frage in welcher Dimension sich Straßenbauwerke auf die Avifauna

auswirken, wird kontrovers diskutiert. Eine Studie aus den USA (Minnesota) beschreibt, dass die Effekte von Straßen auf Vogelmenschen häufig nur im direkten Umfeld (500 m) messbar waren (Whited 2000). Bezzel (1995) meint dagegen: Verkehrslinien wirken sich durch Zerschneidung von Habitaten und durch ihre Barrierewirkung überproportional im Vergleich zu der von ihnen beanspruchten Fläche aus. Bei den vorliegenden Untersuchungen schienen sich Straßen und Wege direkt durch eine Erhöhung der Strukturdiversität und Randeffekte positiv auf den Artenreichtum auszuwirken. Größere Straßen, die eine Barrierewirkung haben könnten, finden sich in den Untersuchungsgebieten kaum.

### 4.3.2.3. Häufige und seltene Arten

Der Artenreichtum der Vögel kann wie bereits erörtert von anthropogener Beeinflussung in alpinen Flusslandschaften profitieren. Bei einer Intensivierung moderner Bewirtschaftung zeigen sich jedoch, vor allem durch Habitatverlust und Fragmentierung, oft negative Auswirkungen auf viele Vogelarten, und hier besonders Spezialisten (Bezzel 1995). Eine Differenzierung in häufige und seltene bzw. gefährdete Arten ist von hoher naturschutzfachlicher Relevanz. Betrachtungen auf Einzelartenebene ergeben auch in dieser Studie interessante Zusammenhänge. Eine Liste von Vogelgruppen, die durch anthropogene Einflüsse in Mitteleuropa die stärksten Abnahmen zeigen, umfasst nach Bezzel (1995) und Bryce (2002):

- Arten mit hoher Lebenserwartung und geringer jährlicher Nachwuchsrage
- Lang- und Mittelstreckenzieher
- Wirbeltierjäger (und Jäger großer Evertibraten)
- Habitatspezialisten
- Brutvögel von Grün- und Ackerflächen

Die positiven Effekte von größeren Flächenanteilen an Grünland wurden unter 4.3.2.1. beschrieben. Die Intensivierung der Landwirtschaft mit der vermehrten Düngung und den immer früheren und dichter aufeinander folgenden Ernten entzieht vielen Vogelarten heute aber auch wieder ihre Existenzgrundlage. So hat auch hier eine

anthropogen bedingte Zunahme an Grünlandfläche positive Auswirkungen auf Arten- und Individuenzahlen häufiger Arten. Die Ähnlichkeit der Artgemeinschaften ist dabei bei ähnlichen Grünlandanteilen auch ähnlicher mit zudem ähnlicher Dominanzstruktur. Laiolo et al (2004) zeigten diesbezüglich, dass eine Abnahme der Intensivierung durch eine eingeschränkte Nutzung alpiner Landschaften als Weiden und die damit verbundene Verbuschung und Bewaldung zu einer Zunahme des Artenreichtums der Vögel führte. Die Vogelarten, die durch die von Laiolo (2004) beschriebene Aufgabe der Weiden gefördert werden, sind jedoch ohnehin schon häufig, wogegen einige auf Grasland angewiesene Arten mit hohem Gefährdungsstatus verschwinden (Laiolo 2004).

Auch die Auswertungen hinsichtlich der Siedlungsfläche weisen in dieser Richtung. Größere Anteile an Siedlungsfläche wirken sich hier negativ auf die Gesamtartenzahl aus, wogegen die Abundanz häufiger Arten gefördert wird.

Bei einer Betrachtung der infrastrukturellen Nutzung der Gebiete in Form von Siedlungsfläche, Straßen und Wegen zeige sich, dass seltene und bedrohte Arten deutliche Beeinträchtigungen durch infrastrukturelle Nutzung erfahren. Keine der für die Auswertungen relevanten Rote Liste Arten kommt in Gebieten vor, mit einer infrastrukturellen Nutzung, die über 30 % liegt. Fünf der insgesamt 13 kartierten Rote Liste Arten wurden nur in Gebieten mit einer infrastrukturellen Nutzung von weniger als 10 % nachgewiesen.

Auch im Rahmen des DDA- Monitorings 1989 – 1999 ergab sich, dass vor allem vier häufige Arten während des Kartierzeitraums in Siedlungsbiotopen Bestandstrends aufweisen, die signifikant positiv von der Entwicklung außerhalb der Siedlungen abweichen: Ringeltaube, Zaunkönig, Kohlmeise und Elster (Schwarz 2000).

Jedicke (2000) beobachtete einen relativ großen Arten- und Individuenreichtum in Siedlungshabitaten mit einer hohen vertikalen und horizontalen Strukturvielfalt, wie zum Beispiel Gartenstädte und durch dichte, strauchreiche Gehölzgruppen gegliederten Grünanlagen. Auch hier handelt es sich bei den positiv beeinflussten Arten um häufige und synanthrope Arten (Jedicke 1999).

Eine Studie über Vogelgesellschaften in Montandörfern in den österreichischen Alpen weist ebenfalls auf Artenverluste durch moderne Siedlungsstrukturen hin. Interessant ist

dabei auch die Feststellung der überall zu beobachtenden Tendenzen einer Uniformierung der mitteleuropäischen Dorflandschaften unter Verlust traditioneller Strukturen, welche zu einer Monotonisierung der dörflichen Vogelgemeinschaften führte (Landmann 1989).

#### **4.3.2.4. Dominanzstruktur und typische Artgemeinschaften**

Wie unter 3. bereits beschrieben ist in dieser Studie der Buchfink mit Abstand die häufigste Art. Er scheint in nahezu allen an den Flüssen kartierten Landschaftselementen eine optimale Anpassung erreicht zu haben. Berechnungen zum Einfluss verschiedener Landschaftsparameter auf die Dominanz der häufigsten Arten hatten ergeben, dass ein steigender Anteil an Grünlandfläche die Dominanz des Buchfinken stärkt. Durch ein hohes Maß an infrastruktureller Nutzung in Form von Straßen und Wegen wird seine Dominanz dagegen wieder signifikant geschwächt. Diese Zusammenhänge werden im Hinblick auf die neuesten Ergebnisse der Studie des LBV „Stunde der Gartenvögel“ (Vogelschutz 2006) interessant. Hier wurde der Buchfink nur in knapp der Hälfte der untersuchten Gärten festgestellt und steht hinsichtlich seiner Häufigkeit erst an zehnter Stelle. Siehe auch Abb. 4.4.

Arten	Exemplare je Garten	in % der Gärten
Haussperling	5.3	72.6
Amsel	4.2	96
Kohlmeise	3	79.8
Star	2.7	58.5
Blaumeise	2.2	67.6
Grünfink	1.8	50.8
Mehlschwalbe	1.7	29.7
Elster	1.5	59
Mauersegler	1.3	24.9
Buchfink	1.2	48.8
Hausrotschwanz	1	48.3
Rotkehlchen	1	46.4
Rabenkrähe	0.6	20.1
Rauchschwalbe	0.4	7.2
Mönchsgrasmücke	0.3	16.9
Türkentaube	0.3	12
Ringeltaube	0.3	10.9
Feldsperling	0.3	6.4
Kleiber	0.2	13.7
Eichelhäher	0.2	12.2
Bachstelze	0.2	11.3

Abb. 4.4.: Ergebnisse der LBV-Kartierung „Stunde der Gartenvögel“ 2006. Der in der vorliegenden Studie am häufigsten kartierte Buchfink steht hier erst an zehnter Stelle.

Einige dominante Arten in der vorliegenden Studie, wie beispielsweise Amsel und Kohlmeise sind mit ebenfalls hoher Häufigkeit in der LBV Studie vertreten. Sie sind demnach in Gärten ebenso dominant wie in vielen Landschaftselementen an Flussläufen. Der Haussperling als dritthäufigste Art in den deutschen Gärten kommt im Bereich der Flusslandschaften erst an sechzehnter Stelle. Dagegen kommt der Zaunkönig als fünfhäufigste Art an den Flüssen in der Studie der Siedlungsgärten gar nicht vor. Diese Zusammenhänge scheinen im Hinblick auf die Biologie der Arten durchaus sinnvoll.

In den einzelnen untersuchten Flussgebieten zeigen sich mit einigen Ausnahmen typische Artgemeinschaften für die jeweilige Landschaftsstruktur. So kommt beispielsweise der Zaunkönig auffallend häufig an Fließgewässern mit diverser Uferstruktur vor. In walddominierten Gebieten finden sich vermehrt

Waldhabitatbewohner und Baumbrüter wie Tannenmeise, Sommer- und Wintergoldhähnchen unter den Hauptarten. Vor allem im Siedlungsbereich weisen typische Kulturfolger bzw. synanthrope Arten wie Amsel, Haussperling, Rabenkrähe und Mönchsgrasmücke die höchsten Dominanzindices auf.

Vor allem naturnahe Mischwaldstrukturen korrelieren deutlich mit dem Vorkommen einiger bedrohter Spezialisten wie Zwergschnäpper, Weissrückenspecht und Neuntöter.

### **4.3.2.5. Toleranzgrenzen**

Die Ermittlung von oberen Schwellenwerten bestimmter Umwelteinflüsse auf die Biodiversität oder einzelne Tiergruppen ist mittlerweile ein hochaktuelles Thema in der ökologischen Forschung. Siehe zum Beispiel (Drinnan 2005; Huggett 2005; Lindenmayer 2005). Zahlreiche aktuelle Forschungsarbeiten beschäftigen sich mit den Reaktionen von Vögeln speziell auf verschiedene Intensitäten und Formen der Landnutzung und zunehmender Urbanisierung mit den klassischen Folgen wie Fragmentierung und Habitatverlust (Uezu, 2003; Bennett, 2003 ;Fernandez-Juricic, 2003 ;Crooks, 2003) (und andere). An alpinen Flussökosystemen wurden im Rahmen eines EU-Projektes bereits interessante Erkenntnisse zur Reaktion von Vögeln auf Störungen gewonnen. Siehe hierzu (Schödl 2001).

Im Rahmen einer Literaturübersicht zu den Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel wurde resümiert, dass in allen aufgenommenen Studien eine Erhöhung der Artenvielfalt in erschlossenen Gebieten festgestellt werden konnte, wobei meistens anspruchslose Arten einwanderten, während andere, spezialisierte Arten negativ betroffen waren (Keller 1995). In Kellers Literaturübersicht wird schlussfolgernd bemängelt, dass Versuche abzuschätzen, welches Maß an Störungen bzw. menschlichen Aktivitäten in einem Gebiet tolerierbar sind, bisher praktisch fehlen.

In der vorliegenden Studie konnte gezeigt werden, dass anthropogene Nutzung in alpinen Flusslandschaften positive Effekte auf den Artenreichtum haben kann. Ein steigender anthropogener Nutzungsgrad hat hier eine signifikante Zunahme von Arten- und Individuenzahlen zur Folge. Dieser Zusammenhang darf jedoch nicht beliebig

erweitert werden. Es gibt eine obere Toleranzgrenze bezüglich menschlicher Beeinträchtigung, ab der diese Entwicklung stagniert oder sich sogar umkehrt, was auch hier unter 3.1.2. angedeutet wurde. Bezzel (1995) weist darauf hin, dass in dicht besiedelten Ländern Mittel- und Westeuropas auch der Fläche nach große Ballungsräume anzutreffen sind, die sich selbst räumlich betrachtet in den Arealen vieler Vogelarten als Verbreitungslücken niederschlagen. Dabei ist der Anteil weniger häufiger Arten in sehr dicht besiedelten Gebieten um ein Drittel niedriger. In einer Studie zur Avifauna in Stadt- und Dorfökosystemen ist zum Beispiel auch das Fehlen einer Reihe typischer Waldvogelarten selbst in größeren Parkanlagen oder Baumbeständen der Ballungsräume bisher weitestgehend ungeklärt (Jedicke 2000). Wobei Bezzel (1995) hier postuliert, dass Immissionen von Substanzen nicht nur innerhalb der untersuchten Flächen, sondern auch weit außerhalb der Räume Ressourcen limitieren und verändern und somit Habitatverluste oder -gewinne zur Folge haben.

Es wurde bereits mehrfach versucht, Vögel hinsichtlich ihrer Toleranz gegenüber menschlichen Störungen durch Landnutzung im Allgemeinen zum Beispiel (Szaro 1986; Brooks 1991; Bryce 2002) oder Fragmentierung der Lebensräume im Speziellen (Bolger 2001) in Gilden einzuteilen. Im vorliegenden Projekt wurden diesbezüglich keine Auswertungen durchgeführt, solche könnten allerdings ein interessanter Aspekt weiterführender Studien sein.

#### **4.4. Die Avifauna als ein zukunftsweisendes Instrument im angewandten Naturschutz**

Zwei aktuelle Themen im modernen Naturschutz hinsichtlich der Avifauna sind die Verwendung von Vögeln als Indikatoren für den Zustand von Lebensräumen und die naturschutzfachliche Relevanz von Rote Liste Arten. Auch wenn diese Arbeit überwiegend deskriptiven Charakter hat, sollten diese Themen kurz andiskutiert werden.

##### **4.4.1. Vögel als Indikatoren für den Zustand des Fließgewässers**

Über den Wert von Indikatorarten für den Zustand von Flussökosystemen wird kontrovers diskutiert. Es wurden zahllose Studien veröffentlicht, die das gute Indikatorpotential von Vögeln für den Zustand von Ökosystemen hervorheben (Bezzel 1974; Steiof 1983; Utschick 1984; Matthäus 1992; Laußmann 1998; Jansen 2001) und andere, die die alleinige Indikatorfunktion der Vögel in Frage stellen (Morrison 1980; Landres 1988; Noss 1990; Lawton 1998; van Jaarsveld 1998; Bibby 1999).

Die Argumentation von Bryce et al (2002), die für Flussökosysteme postulieren, dass Vögel eine wertvolle Ergänzung zur Liste der Routine-Indikatoren sind, erscheint in diesem Zusammenhang sehr sinnvoll. Vor allem im Hinblick auf die Thematik der Konnektivität, gewinnt dieser Aspekt an Bedeutung. Bryce et al (2002) warnen überdies, dass das alleinige Messen der Fließgewässerparameter der Komplexität des Systems in keiner Weise gerecht wird (Bryce 2002).

Allgemein ist die Verwendung biotischer Indikatoren in der Flussökologie immer noch vergleichsweise wenig etabliert. 50 % der seit 1981 veröffentlichten Forschungsarbeiten zur Renaturierung von Flussökosystemen beinhalteten den Begriff „Habitat“ und behandeln damit, zumindest auch, die Bedürfnisse von Organismen. Allerdings liegt der Anteil an Forschungsarbeiten, die dabei biologische Kriterien zur Evaluierung spezieller Projekte heranziehen nur bei 21 % (Ormerod 2004).

Für den ökologischen Zustand der untersuchten alpinen Fließgewässer boten sich fünf Flussvogelarten als potentielle Indikatorarten an:

- Gebirgsstelze
- Gänsesäger
- Flussuferläufer
- Flussregenpfeifer
- Wasseramsel

Flussuferläufer und Flussregenpfeifer kamen zu selten vor für statistische Auswertungen. Gebirgsstelze und Gänsesäger erwiesen sich ebenfalls als ungeeignet. Die Gebirgsstelze reagierte zu unspezifisch und das Vorkommen des Gänsesägers kann ein verzerrtes Bild des ökologischen Zustands des Fließgewässers liefern. Konkrete Studien belegen diesbezüglich, dass ein vermehrtes Auftreten von einigen (gefährdeten) Flussvogelarten, so auch des Gänsesägers, direkt auf mehr oder weniger massive anthropogene Eingriffe zurückzuführen ist und keineswegs einen guten Zustand des Ökosystemkomplexes widerspiegelt. So profitieren zum Beispiel Fisch fressende Arten, wie Gänsesäger und Eisvogel, von geringeren Wassertrübungen im Gewässer, die eine direkte Folge von gewässerbaulichen Maßnahmen, wie zum Beispiel Staudämmen sind (Reichholf 1988; Gross 2000).

Die Wasseramsel stellte sich dagegen als eine geeignete Indikatorart für den Fließgewässerzustand heraus. Wie unter 4.4.5. dargelegt, besitzt sie alle Eigenschaften einer guten Indikatorart für den Gewässerzustand. Sie ist hoch spezialisiert auf einen guten Gewässerzustand, jedoch nicht zu empfindlich und kommt auch in relativ stark beeinflussten Gewässerabschnitten vor. Da die Wasseramsel zudem häufig genug für statistisch aussagekräftige Datensätze vorkommt, ist sie eine gute Zielart für den Naturschutz alpiner Flussökosysteme. Das Indikatorpotential der Wasseramsel wurde bereits in mehreren Publikationen hervorgehoben (Monig 1985, Ormerod, 1993 ; Logie 1995; Sorace 2002).

#### 4.4.2. Vögel als Indikatoren für die Strukturdiversität

Für die Avifauna auf Ebene der gesamten Flusslandschaft kann auf Basis der Ergebnisse dieser Studie eine Indikatorfunktion des Artenreichtums für die Strukturdiversität der Landschaft abgeleitet werden. Anthropogene Eingriffe wie Rodung und Straßenbau in ein bewaldetes Leitbild alpiner Flusslandschaften, fördern hier den Artenreichtum der Avifauna.

Auch über die Reaktion seltener und bedrohter Arten konnten hier wertvolle Erkenntnisse für den angewandten Naturschutz gewonnen werden. So reagierte ein Großteil der festgestellten Rote Liste Arten empfindlich auf infrastrukturelle Nutzung in Form von Straßen, Wegen und Siedlungsflächen.

Gefährdete Arten erscheinen als Instrument zur Prioritätensetzung im angewandten Naturschutz auf lokaler Ebene sinnvoll, da sie oft extreme Spezialisten sind und gut als Indikator- oder Leitarten fungieren.

Die Verwendung von Roten Listen als Argumente im angewandten Naturschutz ist zwar umstritten (Bezzel 1980; Reichholf 1980; Alpers 1986; Bauer 1989; Blab 1990). Global betrachtet muss vor allem im Hinblick auf reine Artenschutzprojekte und die „Verantwortlichkeit Deutschlands für die globale Erhaltung“ eine kritische Abwägung der Bemühungen erfolgen (Flade 1998). So sind etwa nur sechs der 53 Vogelarten, deren Gesamtbestand zu einem erheblichen Anteil in Deutschland vorkommt auch gefährdet (Boye 2000). Weltweit sind nur neun der rund 400 Brutvogelarten in Europa ganz oder Größtenteils auf Europa beschränkt und haben ungeachtet ihrer globalen Gefährdung nur deshalb höchste Priorität im europäischen Artenschutz (Bezzel 1995). Rote Liste Arten sind jedoch nach wie vor der Fokus vieler Forschungsprojekte weltweit ((Paillisson 2001; Norris 2004) und andere). Sie bleiben trotz ihrer Schwächen ein international anerkanntes Kriterium und können unter anderem dazu beitragen als zentrales Bewertungsinstrument des Naturschutzes den Gefährdungsgrad von Biotopen einzuschätzen (Jedicke 1997). Für Deutschland zeigte sich nach einer Studie von Boye und Bauer (2000), dass der Tierartenschutz, der sich hauptsächlich auf Rote Listen konzentriert, bereits in internationaler Verantwortung handelt. Demnach sind viele der

## Diskussion

30 als „top-prioritär“ ermittelten Vogel- und Säugetierarten sowie ihre Hauptlebensräume bereits Gegenstand intensiver Schutzbemühungen (Boye 2000).

## Literatur

- Aarts, B. G. W. (2004). "Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish fauna of regulated rivers in Europe: the transversal floodplain gradient." River Research and Application **20**: 3-23.
- Allan, J. D. (2004). "Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems." Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics **35**: 257-284.
- Alpers, R. (1986). "Ornithologische Bewertung eines Bachtals der östlichen Lüneburger Heide." Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen **18**(3): 73-87.
- Anon (1999). Quality of life counts. Indicators for a strategy for sustainable development for the U.K.: a baseline assessment. London.
- Baillie, S. R. S., W.J.; Freeman, S.N.; Gregory, R.D.; Paradise, E. (2000). "Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations." Journal of Applied Ecology **37**: 88-110.
- Barkow, A. (2004). Brutbestandserfassung von Bachvögeln an oligotrophen Mittelgebirgsbächen im Rahmen des LIFE-Natur-Projektes "Lebendige Bäche in der Eifel". B. S. Euskirchen. Krefeld.
- Bauer, G. (1989). "Grenzen des "Rote Liste-Instruments" und Möglichkeiten einer alternativen Bewertung von Biotopen." Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz **29**: 107-135.
- Bauer, G. (1990). "Ökologische Gliederungen und Anforderungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege." DVWK-Schriften **90**: 135-239.
- Bellamy, P. E. R., P.; Hinsley, S.A. (2003). "Synchrony of woodland bird populations: the effect of landscape structure." Ecography **26**: 338-348.
- Bennett, A. F. F., L.A. (1997). "Land use, habitat change and the conservation of birds in fragmented rural environments: a landscape perspective from the Northern Plains, Victoria, Australia." Pacific Conservation Biology **3**: 244-261.
- Bennett, A. F. S. A. H. P. E. B. R. D. S. R. M. N. (2003). "Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods?" Biological Conservation **119**: 191-206.
- Bezzel, E. (1974). Vögel als Hilfen für ökologisch fundierte Landschaftsplanung. Barmstedt, Detlef Kurth Verlag.
- Bezzel, E. (1980). "Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen." Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft Bayern **19**: 133-169.
- Bezzel, E. (1982). Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart, Ulmer Verlag.
- Bezzel, E. (1995). "Anthropogene Einflüsse in der Vogelwelt Europas." Zeitschrift für Naturschutz, Landschaftspflege und Umweltschutz **9**: 391-411.
- Bezzel, E. (1995). Handbuch Vögel. München, Wien, Zürich.

- Bibby, C. (1999). "Making the most of birds as environmental indicators." Ostrich **70**(1): 81-88.
- Bibby, C. (2002). Why conserve birds? Conserving Bird Biodiversity. K. N. D. J. Pain. Cambridge, Cambridge University Press: 20-33.
- Bibby, C. B., N.; Hill, D. (1995). Methoden der Feldornithologie - Bestandserfassung in der Praxis. Radebeul, Neumann Verlag.
- BirdLife (2004). Why conserve birds?, Bird Life International.
- Blab, J. (1990). "Zum Indikatorpotential von Roten Listen und zur Frage der Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion." Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **32**: 121-134.
- Blana, H. (1978). "Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt." Beitr. Avif. Rheinl. **12**: 1-225.
- BLfU, B. L. f. U. (2004). Umweltindikatoren.
- BLfW, B. L. f. W. (1992). Gewässergütekarte Bayern. München, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen - BSfLU.
- BLfW, B. L. f. W. (1995). Gewässerstrukturgütekartierung - Methodenerprobung. München.
- BLfW, B. L. f. W. (2003). Flüsse und Bäche - Lebensadern Bayerns. München.
- BLfW Rheinland-Palz, B. L. f. W. R.-P. (1996). Gewässerstruktur "Bachpatenschaft". Heft 3. Mainz.
- Blondel, J. F., C.; Frochot, B. (1973). "Avifaune et vegetation essai d'analyse de la diversité." Alauda **41**: 63-84.
- Bolger, D. e. a. (2001). "Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species." Biological Conservation **102**: 213-224.
- Borchardt, D. (1998). Sanierungskonzepte für kleine Fliessgewässer. Lebensraum Fliessgewässer, Kloster Seeon, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Boye, P. B., H.-G. (2000). "Vorschlag zur Prioritätenfindung im Artenschutz mittels Roter Listen sowie unter arealkundlichen und rechtlichen Aspekten am Beispiel der Brutvögel und Säugetiere Deutschlands." Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz **65**: 71-88.
- Bradley, D. C. O., S. J. (2002). "Long-term effects of catchment liming on the invertebrates of upland streams." Freshwater Biology **47**: 161-171.
- Bradshaw, A. D. (1996). "Underlying principles of restoration." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **53**(1): 3-9.
- Brendel, U. (1998). Vögel der Alpen. Stuttgart, Ulmer.
- Brooks, R. P. e. a. (1991). Selection of biological indicators for integrating assessments of wetland, stream and riparian habitats. Arlington, Virginia, US Environmental Protection Agency, Office of Water.

- Bryce, S. H., R. M. (2002). "Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicators of Riparian Condition." Environmental Management **30**(2): 294-310.
- BSfLU, B. S. f. L. u. U. (1995). Flüsse und Seen in Bayern. München.
- Buckton, S. T. O., S.J. (2002). "Global patterns of diversity among the specialist birds of riverine landscapes." Freshwater Biology(47): 695–709.
- Buffington, J. M. K., J.C.; Sargent, R.A.; Miller, K.V.; Chapman, B.R. (2000). "Effects of restoration techniques on breeding birds in a thermally-impacted bottomland hardwood forest." Ecological Engineering **15**: 115-120.
- Bunn, S. E. e. a. (1999). "Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation." Freshwater Biology **41**: 333-345.
- Bürger, A. (1994). Situation, Leistung und Entwicklungsmöglichkeiten naturnaher Auwälder und ihrer Standorte. Landschaftsentwicklung in Flussgebieten, BLfU. München: 50-64.
- Comin, F. A. e. a. (2001). "Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal, and biological community and landscape diversity." Restoration Ecology **9**: 201-208.
- Cooper, D. (2002). "Geographic associations of breeding bird distribution in an urban open space." Biological Conservation **104**: 205-210.
- Crooks, K. R. e. a. (2003). "Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape." Biological Conservation.
- Dahl, H.-J. H., M. (1989). "Studie über die Möglichkeiten eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen." Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen **18**: 5-120.
- Delbaere, B. (2004). "European Policy Review: Starting to achieve the 2010 Biodiversity Target." Journal for Nature Conservation **12**: 141-142.
- DeSante, D. F. (1981). "A field test of the variable circular-plot censusing technique in a california coastal scrub breeding bird community." Avian Biology **6**: 177-185.
- Drinnan, I. N. (2005). "The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb." Biological Conservation.
- Duelli, P. M. K. O. (2003). "Biodiversity indicators: the choice of values and measures." Agriculture, Ecosystems and Environment **98**: 87-98.
- DWD, D. W.-. (2004). Klimadaten, [www.dwd.de](http://www.dwd.de).
- Dynesius, M. N., C. (1994). "Fragmentation and flow regulation in the northern third of the world." Science **266**: 753-762.
- Ellis, L. M. (1995). "Bird use of saltcedar and cottonwood vegetation in the Middle Rio Grande Valley of New Mwxico, U.S.A." Journal of Aried Environments **30**: 339-349.
- Enemar, A. (1959). "On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season." Var Fagelvärd Supplement **2**: 1-114.

- Fausch, K. D. e. a. (2002). "Landscapes to Riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes." BioScience **52**: 483-498.
- Flade, M. (1994). Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Eching, IHW-Verlag.
- Flade, M. (1998). "Neue Prioritäten im deutschen Vogelschutz: Kleiber oder Wiedehopf?" Der Falke **45**: 348-355.
- Flade, M. (2000). Empfehlung zur Revierkartierung, Persönliche Kommunikation.
- Flade, M. S., J. (1992). "Stand und erste Ergebnisse des DDA-Monitor-Programms." Vogelwelt **113**: 210-222.
- Forman, R. T. T. A., L.E. (1998). "Roads and their major ecological effects." Annual review of Ecology and Systematics **29**: 207-231.
- Forman, R. T. T. D., R.D. (2000). "The ecological road-effect zone of Massachusetts USA suburban highway." Conservation Biology **14**: 36-46.
- Furness, R. W. J. J. D. G. (1993). Birds as monitors of environmental change. London.
- Gates, J. E. G., N.R. (1991). "Neotropical migrant birds and edge effects at a forest-stream ecotone." Wilson Bull. **103**: 204-217.
- Genito, D. e. a. (2002). "Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed." Freshwater Ecology **17**: 109-119.
- Glutz von Blotzheim, U. N. (1961). "Zur gegenwärtigen Verbreitung des Stars *Sturnus vulgaris* in den Schweizer Alpen." Orn. Beob. der Schweiz **58**: 1-12.
- Gnielka, R. (1994). "Wie sollen avifaunistische Daten erhoben und ausgewertet werden?" Anzeiger der Verhandlungen Thüringer Ornithologen **2**: 65-72.
- Green, D. M. B. M. G. (2003). "Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem." Landscape and Urban Planning **63**: 225-239.
- Green, R. E. O., P.E. (1994). "The distribution of passerine birds in hedgegrows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgegrow and adjacent farmland." Journal of Applied Ecology **31**: 677-692.
- Gross, A., (Munck) (2000). "Die Entwicklung der Brutpopulation von *Mergus merganser* in Südbayern und Österreich im Hinblick auf die Sichttiefe repräsentativer Flüsse im Brutareal." Ornithologischer Anzeiger **39**(2/3): 97-118.
- Group, N. P. (2006). "Diversity without representation." Nature **442**.
- Gutzwiller, K. J. W., C. Barrow Jr. (2003). "Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan Desert landscapes." Biological Conservation **113**: 225-237.
- Halloran, J. O., S.D. Gribbin, S.J. Tyler, S.J. Ormerod (1990). "The ecology of dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in upland Wales: time-activity budgets and energy expenditure." Oecologia **85**: 271-280.
- Hansbauer, M. Munck, A.; Storch, I. (2003). "Die Punkt-Stopp- Zählung zur Erfassung der Avifauna in Flussökosystemen: ein Methodentest." Ornithologischer Anzeiger **42**(2): 97-110.

- Herremans, M. (1999). "Waterbird diversity, densities, communities and seasonality in the Kalahari Basin, Botswana." Journal of arid environments **43**: 319-350.
- Hinsley, S. A. B., P.E. (2000). "The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgrows on birds." Journal of Environmental Management **60**: 33-49.
- Huggett, A. J. (2005). "The concept and utility of "ecological thresholds" in biodiversity conservation." Biological Conservation.
- Hynes, H. B. N. (1975). "The stream and its valley." Verhandlungen des Internationalen Vereins Angewandter Limnologie **19**: 1-15.
- Jansson, G. (1998). "Guild indicator species on a landscape scale - an example with four avian habitat specialists." Ornis Fennica **75**: 119-127.
- Jansen, A. (2001). "Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia." Biological Conservation **100**: 173-185.
- Jedicke, E. (1997). Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. Stuttgart.
- Jedicke, E. (1998). "Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften." Naturschutz und Landschaftsplanung **30**(8/9): 229-236.
- Jedicke, E. (1999). "Zeitliche Dynamik in Avizönosen der Kulturlandschaft." Verhandlungen der Gessellschaft für Ökologie **29**: 373-380.
- Jedicke, E. (2000). "Stadt- und Dorfökosysteme: Umweltfaktoren, Siedlungsbindung von Vogelarten, Avizönosen, Verstädterungsprozesse und Naturschutz - ein Überblick." Vogelwelt **121**: 67-86.
- Jessel, B. (1997). Wildnis - ein neues Leitbild!? Möglichkeiten und Grenzen ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa, ANL.
- Kaiser, A. B., H.-G. (1994). "Zur Bestimmung der Populationsgröße von Brutvögeln mit der Fang\_Wiederfang-Methode und gängigen Kartierungsmethoden." Vogelwarte(37): 206-231.
- Keller, V. (1995). "Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel." Der Ornithologische Beobachter **92**: 3-38.
- Kreuzinger, J. (1998). "Auswirkungen großflächiger Renaturierungsprozesse auf die Brutvogelgemeinschaften einer Flussaue." Vogelwelt **119**: 65-90.
- Laiolo, P. e. a. (2004). "Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna." Journal of Applied Ecology **41**: 294-304.
- Landmann, A. (1989). "Vogelgesellschaften in Montandörfern: Struktur und Raumnutzung im Vergleich zur Variabilität des Lebensraumes." Journal für Ornithologie **130**: 183-196.
- Landmann, A. G., A.; Sackl, P.; Ranner, A. (1990). "Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich." Egretta **33**(1): 11-50.

- Landmann, A. L., R.; Böhm, C. (1992). Estimating Songbird Numbers by Grid Mapping? A methodological comparison. 12th International Conference of IBCC and EOAC.
- Landres, P. e. a. (1988). "Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique." Conservation Biology **2**(4): 317-328.
- LaRue, P. e. a. (1995). "Riparian edge effects on boreal balsam fir bird communities." Canadian Journal of Forest Rest. **25**: 555-556.
- Laußmann, H. P., H. (1998). "Der Einfluß der Umstrukturierung eines Landwirtschaftsbetriebes auf die Vogelfauna: Ein Fallbeispiel aus Süddeutschland." Die Vogelwelt **119**: 7-19.
- LAWA, L. W. (1999). Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. München.
- Lawton, J. H. e. a. (1998). "Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modifikation in tropical forests." Nature **391**: 72-76.
- Lenat, D. R. C., J.K. (1994). "Effects of land use on water-quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams." Hydrobiologia **294**: 185-199.
- Limbrunner, A. e. a. (2001). Enzyklopedie der Brutvögel Europas. Stuttgart, Franck-Kosmos-Verlag.
- Lindenmayer, D. B. L., G. (2005). "Synthesis: Thresholds in conservation and management." Biological Conservation.
- Lindenmayer, D. B. M. S. F. J. (2003). "Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use." Biological Conservation **110**: 45-53.
- Logie, J. W. (1995). "Effects of stream acidity on non-breeding dippers in the south-central highlands of Scotland." Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **5**: 25-35.
- Luder, R. (1981). "Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet." Der Ornithologische Beobachter **78**(3): 137-192.
- LVA, B. L. (2000). ATKIS Daten bayerische Alpen. München.
- Major, R. E. F. J. C., Greg Gowing (2001). "Influence of remnant and landscape attributes on Australian woodland bird communities." Biological Conservation **102**: 47-66.
- Manderbach, V. R. R., M. (1995). "Effects of dams and weirs on the ground beetle communities (Coleoptera Carabidae) of braided sections on the Isar floodplain." Archiv für Hydrobiologie **9**: 573-588.
- Manel, S. B., S. T.; Ormerod, S.J. (2000). "Testing large-scale hypotheses using surveys: the effects of land use on habitats, invertebrates and birds of Himalayan rivers." Journal of Applied Ecology **37**: 756-770.
- Marchant, J. H. e. a. (1996). The waterways bird survey: an evaluation of its future role. Environment Agency R&D Technical Report. Bristol, UK.

- Matthäus, G. (1992). Eignung der Vögel als Biodeskriptoren in der Landschaftsplanung. Arten und Biotopschutz in der Planung. V. J. Margraf. Weikersheim, Trautner, J.
- McGarigal, K. M., W.C. (1992). "Streamside versus upslope breeding bird communities in the central Oregon Coast Range." Journal for Wildlife Management **56**: 10-23.
- Meyer, W. B. T., B.L. (1994). Changes in land use and land cover: a global perspective. Cambridge.
- Monig, R. (1985). "Dippers egg quality as bioindicators of residues of PCBs in the eggs of birds living on running waters." Ökologie der Vögel **7**: 335-338.
- Morrison, M. L. (1980). "Bird Populations as indicators of environmental change." Current Ornithologie **3**: 429-451.
- Mühlenberg, M. (1993). Freilandökologie. Heidelberg, Wiesbaden, Quelle & Meyer.
- Mumme, R. L. e. a. (2000). "Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida scrub-jay." Conservation Biology **14**: 501-512.
- Naugle, D. E. e. a. (1999). "Scale-dependent habitat use in three species of prairie wetland birds." Landscape Ecology **14**: 267-276.
- Niehoff, N. (1996). Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften. Berlin Heidelberg New York, Springer Verlag.
- Norris, K. (2004). "Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm." Journal of Applied Ecology **41**: 413-426.
- Noss, R. F. (1990). "Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach." Conservation Biology **4**(4): 355-364.
- Obrdlik, P. e. a. (1995). "Biodiversity of Gastropoda in European floodplains." Archiv für Hydrobiologie **101**: 339-356.
- Opdam, P. W., J.A. (2002). Fragmentation, habitat loss and landscape management. Conserving Bird Biodiversity. K. N. D. J. Pain. Cambridge, Cambridge University Press.
- Ormerod, S. J. (2004). "A golden age of river restoration science." Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **14**: 543-549.
- Ormerod, S. J. B., M.A.; Tyler, S.J. (1985). "Factors influencing the abundance of breeding dippers *Cinclus cinclus* in the catchments of the River Wye, mid Wales." Ibis **127**: 332-340.
- Ormerod, S. J. T., S.J. (1987). Dippers and Grey Wagtails as indicators of stream acidity in upland Wales. The Value of Birds. I. C. f. B. Preservation. Cambridge. **Technical Publication No. 6**: 191-209.
- Ormerod, S. J. T., S.J. (1993). Birds as indicators of changes in water quality. Birds as monitors of Environmental Change. F. Greenwood. London, Chapman and Hall: 179-216.

- Paillisson, J.-M. e. a. (2001). "Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands." Biological Conservation **106**: 115-127.
- Pain, D. H. D. D. I. M. (1997). "Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distributions in Britain 1979-1990." Agriculture, Ecosystems and Environment **64**: 19-32.
- Palmer, M. A. e. a. (2000). "Streambed Landscapes: Evidence that stream invertebrates respond to the type of spatial arrangement of patches." Landscape Ecology **15**: 563-576.
- Parkinson, A. M. N., R.; Quinn, G. P. (2002). "Differential macrohabitat use by birds on the unregulated open river floodplain of southeastern Australia." River Research and Application **18**: 495-506.
- Paul, M. J. M., J.L. (2001). "Streams in the urban landscape." Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics **32**: 333-365.
- Pearson, S. M. (1993). "The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations." Landscape Ecology **8**: 3-18.
- Reed, R. A. e. a. (1996). "Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains." Conservation Biology **10**: 1098-1106.
- Reichholf, J. H. (1980). "Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa." Anzeiger der Ornithologischen Gessellschaft Bayern **19**: 13-26.
- Reichholf, J. H. (1988). "Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn." Egretta **31**(1-2): 98-105.
- Reichholf, J. H. (1990). Der unersetzbare Jungel. München.
- Reichholf, J. H. (2005). Die Zukunft der Arten. München.
- Richards, C. e. a. (1996). "Landscape-scale influences on stream habitats and biota." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **53**: 295-311.
- Roche, J. F., B. (1993). "Ornithological contribution to river zonation." Acta Oecologica **14**(3): 415-434.
- Roth, N. E. e. a. (1996). "Landscape-influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales." Landscape Ecology **11**: 141-156.
- Rummel, D. (2004). Details zur Statistischen Auswertung der Ergebnisse. München, Statistisches Beratungslabor der LMU München, Persönliche Kommunikation.
- RVA (2000). Der große illustrierte Weltatlas.
- Sandrock, F. (1981). "Fließgewässer." Unterr. Biol. **59**: 2-11.
- Schlosser, I. J. (1991). "Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective." BioScience **41**: 704-712.
- Schödl, M. (1996). Flussuferläufer und Flussregenpfeifer an der Oberen Ammer und Oberen Isar. München.
- Schödl, M. (2000). Detailinformationen zur Isar, Persönliche Kommunikation.

- Schödl, M. (2001). Ergebnisse zur Rasterkartierung der Vögel an der oberen Isar im Rahmen des EU-INTERREG-PROJEKTS "Freizeit und Erholung im Karwendel - natur-verträglich".
- Schuhmann, G. (2001). Gänsesäger und Angler im Allgäu. Immenstadt, Persönliche Kommunikation.
- Schwarz, J. F., M. (2000). "Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989." Vogelwelt **121**: 87-106.
- Snyder, P. (1950). "Bird Communities in the conifrous forest biome." The Condor **52**: 17-27.
- Sonderstrom, B. P. T. (2000). "Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures." Concervation Biology **14**: 522-533.
- Sorace, A. F., Paolo; Boano, Aldo; Andreani, Paolo; Gramegna, Cristiano; Mancini, Laura (2002). "The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy." Environmental Pollution **118**: 89-96.
- Sponseller, R. A. e. a. (2001). "Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities." Freshwater Biology **46**: 1409-1424.
- Steiof, K. (1983). "Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung." Natur und Landschaft **58**(9): 340-341.
- StMLU (2000). Wasserland Bayern. München, Germany, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: 45-66.
- StMLU, B. S. f. L. u. U. (1996). Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern. München, Germany, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- Storch, I. J. A. B. (2003). The problem with linking scales in the use of Indicator Species in Conservation Biology. Landscape Ecology and Ressource Managment. I. S. John A. Bissonette. Washington, Covelo, London, Island Press.
- Suarez-Seoane, S. P. O., Jaques Baudry (2002). "Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in nothern Spain." Biological Conservation **105**: 333-344.
- Sutherland, A. B. e. a. (2002). "Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams." Freshwater Biology **47**: 1791-1805.
- Szaro, R. (1986). "Guild management: An evaluation of avian guilds as a predictive tool." Environmental Management **10**: 681-688.
- Tockner, K. e. a. (2002). "Riverine Landscapes: An Introduction." Freshwater Biology **47**: 497-500.
- Tremolieres, M. C., R.; Eglin, I.; Robach, F.; Roeck, U.; Sanchez-Perez, J.M. (1997). Surface water/Ground water/forest alluvial ecosystems: the case of the Rhine Floodplain in Alsace (France). Groundwater/Surface Water Ecotones: Biological

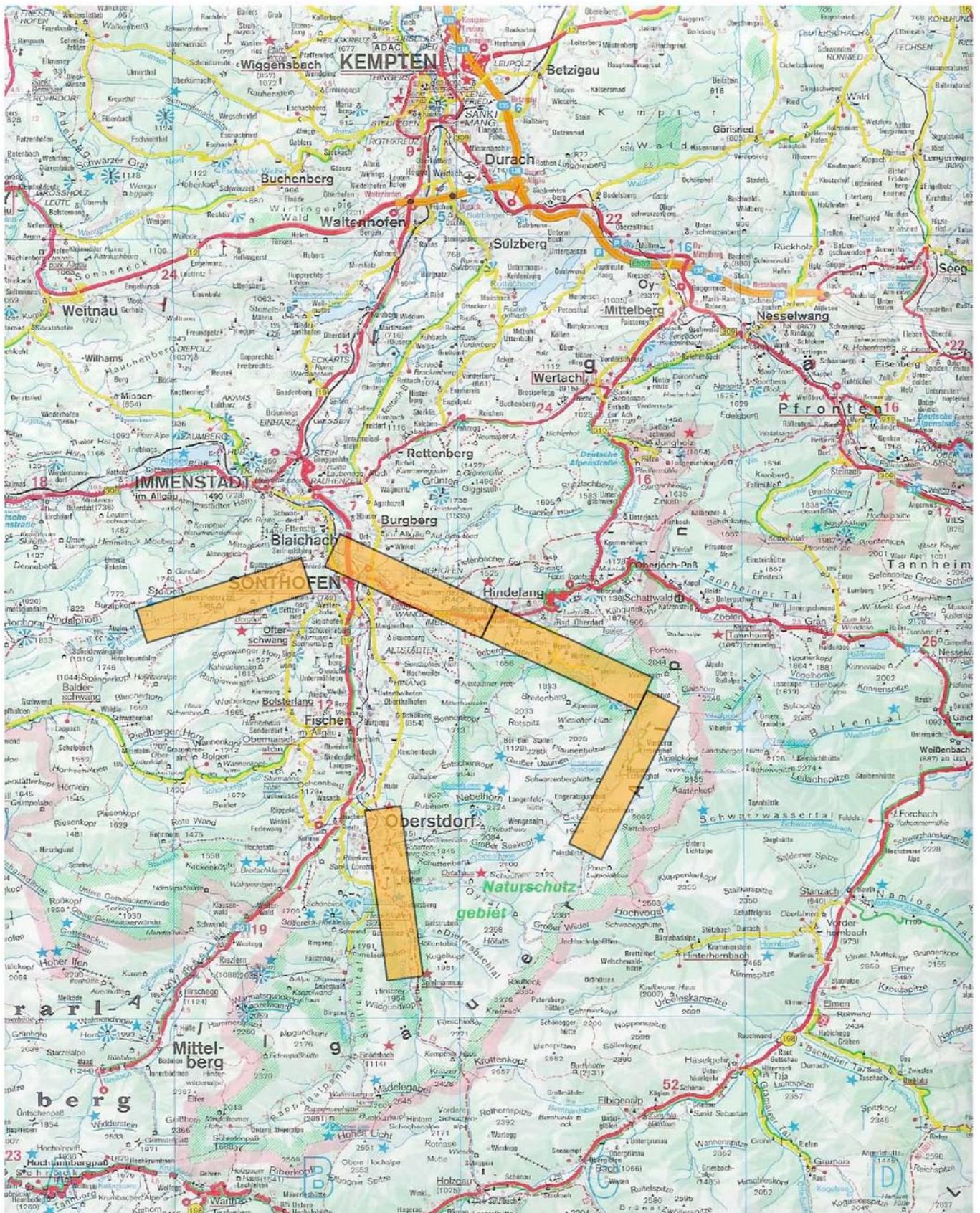
- and Hydrological interactions. J. M. J. F. Gibert, F. Cambridge, Cambridge University Press: 91-101.
- Trombulak, S. C. F., C.A. (2000). "Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities." Conservation Biology **14**: 18-30.
- Uezu, A. (2003). "Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species." Biological Conservation.
- Umweltbundesamt (2004). Gewässerstrukturkarte. Berlin.
- Underhill, L. D. G. (2002). Mapping and monitoring bird populations: their conservation use. Conserving Bird Biodiversity. K. a. D. J. P. Norris. Cambridge, Cambridge University Press.
- Utschick, H. (1984). "Rasterkartierung von Sommervogelbeständen zur Nutzung der Bioindikation häufiger Vogelarten." Journal für Ornithologie **125**: 39-57.
- van Jaarsveld, A. S. e. a. (1998). "Biodiversity Assessment and Conservation Strategies." Science **279**: 2106-2108.
- Verhulst, J., Baldi Andreas, Kleijn David (2004). "Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary." Agriculture, Ecosystems and Environment **104**: 465-473.
- Vogelschutz, L. f. (2006). "Stunde der Gartenvögel 2006." Vogelschutz - Magazin für Arten- und Biotopschutz **3**: 8-9.
- Wang, L. e. a. (1997). "Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams." Fisheries **22**: 6-12.
- Ward, J. V. e. a. (1999). "A reference river system for the Alps: The "Fiume Tagliamento". " Regulated Rivers: Research and Management **15**: 63-75.
- Ward, J. V. e. a. (2002). "Riverine Landscape Diversity." Freshwater Biology **47**: 517-539.
- Ward, J. V. T., K.; Schiemer, F. (1999). "Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity." Regulated Rivers: Research and Management **15**: 125-139.
- Warkentin, I. G. R., J.M. (1999). "Effects of habitat type and degradation on avian species richness in Great Basin riparian habitats." Great Basin Naturalist **59**: 205-212.
- Weller, M. W. W., D. L. (2000). "Influence of water dynamics and land use on the avifauna of basin wetlands near Riviera in South Texas." Texas Journal of Science **52**: 235-254.
- Whited, D. e. a. (2000). "The importance of local and regional factors in predicting effective conservation. Planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes." Landscape and Urban Planning **49**: 49-65.
- Wiens, J. A. (2002). "Riverine Landscapes: Taking Landscape Ecology into the Water." Freshwater Biology **47**: 501-515.
- Williamson, K. (1964). "Bird census work in woodland." Bird Study **11**: 1-22.

## Literatur

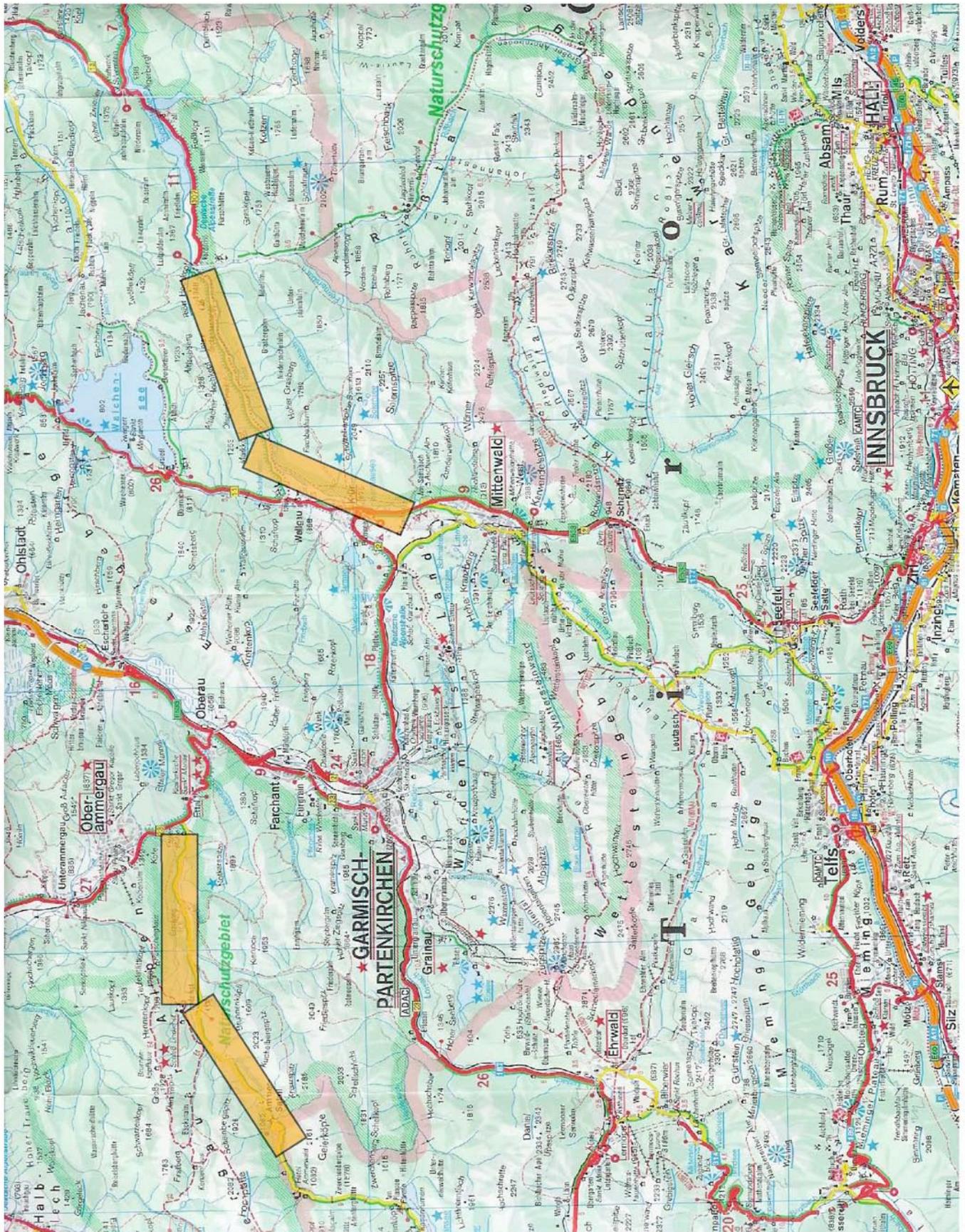
- Woodhouse, S. P., J.E.G Good, A.A. Lovett, R.J. Fuller, P.M.Dolman (2005). "Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in Llyn peninsula, Wales." Agriculture, Ecosystems and Environment **107**: 331-340.
- Zarr, J. H. (1999). Biostatistical Analysis. New Jersey, Prentice-Hall Inc.

# Anhang

I	Lage der Untersuchungsgebiete im Allgäu
II	Lage der Untersuchungsgebiete an Isar und Linder
III	Gauß-Krüger Koordinaten der Untersuchungsgebiete
IV	Vogelkürzel der 71 kartierten Arten bei den Punkt Stopp Zählungen
V	Zählzeiten der Punkt Stopp Zählungen
VI	Klimawerte der Kartierjahre 2000 und 2002
VII bis XXII	In den 16 Untersuchungsgebieten an Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach, Linder und Isar im Rahmen der Punkt Stopp Zählung kartierte Arten und Individuenzahlen
XXIII bis XXVI	Artenlisten der Revierkartierung der Flussvogelarten an der Ostrach bei Hinterstein, Bad Oberdorf, Vorderhindelang und Sonthofen sowie Begleitarten ohne Abundanz
XXVII und XXVIII	Beispiel eines Bewertungsbogens zur Kartierung der Gewässerstrukturgüte der Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft; Seite 1 und 2
Publikationsliste	
Danksagung	
Curriculum vitae	



Anhang I:  
 Lage der Untersuchungsgebiete im Allgäu (Generalkarte Bayern Süd 1 : 200000)



Anhang II:  
 Lage der Untersuchungsgebiete an Isar und Linder (Generalkarte Bayern Süd 1 : 20000)

Gebiet	ID	Y		X		Y		X		Y		X		Y		X	
		oben links	oben rechts	oben links	oben rechts	oben links	oben rechts	unten links	unten rechts								
Ostrach	11	3606975	3608000	5256725	5256500	3606675	3606675	5255375	5255375	3607625	3607625	5255150	5255150	3606950	3606950	5260150	5260150
	12	3605475	3606425	5261200	5261600	3605950	3605950	5259800	5259800	3604875	3604875	5261900	5261900	3604875	3604875	5263150	5263150
	13	3603800	3605200	5263525	5262850	3603450	3603450	5262375	5262375	3602375	3602375	5246225	5246225	3598875	3598875	5249600	5249600
	14	3600725	3602200	5263925	5264175	3600900	3600900	5262925	5262925	3597875	3597875	5253550	5253550	3597500	3597500	5263900	5263900
Trettach	21	3597875	3598875	5247725	5247725	3597875	3597875	5246225	5246225	3598875	3598875	5246225	5246225	3598875	3598875	5246225	5246225
	22	3597300	3598300	5250975	5251125	3597475	3597475	5249475	5249475	3598500	3598500	5249600	5249600	3598500	3598500	5249600	5249600
	23	3596025	3596950	5255000	5255300	3596500	3596500	5253550	5253550	3597500	3597500	5253900	5253900	3597500	3597500	5253900	5253900
Gunzesrieder Ach	31	3588150	3589600	5263925	5264350	3588450	3588450	5262950	5262950	3589875	3589875	5263325	5263325	3592900	3592900	5264600	5264600
	32	3591200	3592650	5265275	5265550	3591425	3591425	5264225	5264225	3593700	3593700	5265425	5265425	4417875	4417875	5267250	5267250
	33	3593150	3594150	5267150	5266800	3592700	3592700	5265700	5265700	4428200	4428200	5270500	5270500	4428325	4428325	5270500	5270500
Linder	41	4416025	4417400	5267475	5268200	4416500	4416500	5266550	5266550	4417875	4417875	5267250	5267250	4417875	4417875	5267250	5267250
	42	4426725	4428200	5271275	5271500	4426875	4426875	5270225	5270225	4446600	4446600	5270500	5270500	4446600	4446600	5270500	5270500
Isar	51	4446775	4447550	5264625	5263950	4445800	4445800	5263500	5263500	4452850	4452850	5262825	5262825	4452850	4452850	5267025	5267025
	52	4451175	4452550	5267525	5267975	4451450	4451450	5266525	5266525	4456325	4456325	5267800	5267800	4456325	4456325	5267800	5267800
	53	4454725	4456225	5268750	5268875	4454825	4454825	5267675	5267675	4458900	4458900	5268950	5268950	4458900	4458900	5268950	5268950
	54	4458225	4459700	5269650	5269925	4458425	4458425	5268925	5268925	4459900	4459900	5268950	5268950	4459900	4459900	5268950	5268950

Anhang III:  
Gauß-Krüger Koordinaten der Untersuchungsgebiete an Ostrach ,Trettach,  
Gunzesrieder Ach, Linder und Isar

Ad	Alpendohle	Kr	Kolkrabe
Am	Amsel	Kk	Kuckuck
Bst	Bachstelze	Mb	Mäusebussard
Bp	Baumpieper	Ms	Mauersegler
Bef	Bergfink	Mes	Mehlschwalbe
Bls	Berglaubsänger	Mdr	Misteldrossel
Bm	Blaumeise	Mgm	Mönchsgrasmücke
Buf	Buchfink	Nt	Neuntöter
Bsp	Buntspecht	Rak	Rabenkrähe
Eh	Eichelhäher	Rs	Rauchschwalbe
Ez	Erlenzeisig	Rt	Ringeltaube
Fks	Fichtenkreuzschnabel	Rk	Rotkehlchen
Flu	Flussuferläufer	Se	Schellente
Frp	Flussregenpfeifer	Swm	Schwanzmeise
Fi	Fitis	Ssp	Schwarzspecht
Gäs	Gänsesäger	Sdr	Singdrossel
Gbl	Gartenbaumläufer	Sgh	Sommergoldhähnchen
Ggm	Gartengrasmücke	St	Star
Grs	Gartenrotschwanz	Stg	Stieglitz
Gst	Gebirgsstelze	Sto	Stockente
Gim	Gimpel	Sum	Sumpfmeise
Gir	Girlitz	Th	Tannenhäher
Ga	Goldammer	Tm	Tannenmeise
Grr	Graureiher	Tf	Turmfalke
Grs	Grauschnäpper	Ts	Trauerschnäpper
Grf	Grünfink	Wdr	Wacholderdrossel
Grsp	Grauspecht	Wbl	Waldbaumläufer
Gsp	Grünspecht	Wls	Waldlaubsänger
Hä	Hänfling	Wa	Wasseramsel
Hm	Haubenmeise	Wem	Weidenmeise
Hrs	Hausrotschwanz	Wgh	Wintergoldhähnchen
Hs	Hausperling	Wrsp	Weißrückenspecht
Hb	Heckenbraunelle	Zk	Zaunkönig
Kg	Karmingimpel	Zz	Zilpzalp
Kl	Kleiber	Zs	Zwergschnäpper
Km	Kohlmeise		

#### Anhang IV:

Vogelkürzel der 71 kartierten Arten bei den Punkt Stopp Zählungen

<b>Gebiet</b>	<b>ID</b>	<b>1. Zählung</b>	
Ostrach	11	07. Mai	
	12	03. Apr	06. Apr
	13	04. Apr	
	14	08. Apr	09. Apr
Trettach	21	06. Mai	
	22	05. Apr	07. Apr
	23	04. Apr	
Gunzesrieder Ach	31	08. Apr	
	32	09. Apr	
	33	10. Apr	
Linder	41	26. Apr	27. Apr
	42	29. Apr	
Isar	51	29. Apr	30. Apr
	52	29. Apr	30. Apr
	53	05. Mai	30. Mai
	54	23. Apr	25. Apr

<b>Gebiet</b>	<b>ID</b>	<b>2. Zählung</b>	
Ostrach	11	01. Jun	
	12	03. Jun	
	13	11. Jun	
	14	13. Jun	
Trettach	21	02. Jun	
	22	02. Jun	
	23	12. Jun	
Gunzesrieder Ach	31	01. Jun	
	32	04. Jun	
	33	03. Jun	
Linder	41	23. Mai	24. Mai
	42	22. Mai	24. Mai
Isar	51	10. Jun	17. Jun
	52	06. Mai	10. Mai
	53	27. Mai	05. Jun
	54	09. Jun	17. Jun

Anhang V:

Zählzeiten der Punkt Stopp Zählungen an Ostrach, Trettach, Gunzesrieder Ach, Linder und Isar im Jahr 2000.

Messstation Kempten

Temperatur	Norm T 1961-90	TMM 2000	TMM 2002
März	2,20	5,4	5,2
April	6	10,2	6,6
Mai	10,6	15,2	12
Juni	14	18,2	17,5

Niederschlag	Norm RR 1961-90	RSS 2000	RSS 2002
März	79	128	121,4
April	96	43,9	80
Mai	115	171	145,9
Juni	163	80,1	162,4

Sonne	Norm SD 1961-90	SOS 2000	SOS 2002
März	132	123	185,9
April	155	174,7	178,2
Mai	183	208,6	180
Juni	194	253,1	261,1

Wind	FMM 2000	FMM 2002
März	2	2
April	1,6	1,9
Mai	1,6	1,9
Juni	1,5	1,9

Messstation München

Temperatur	Norm T 1961-90	TMM 2000	TMM 2002
März	3,40	5,4	5,6
April	7,6	10,2	8,4
Mai	12	15,2	14,1
Juni	2 15,4	18,2	18,9

Niederschlag	Norm RR 1961-90	RSS 2000	RSS 2002
März	47	91,5	93,5
April	55	57,5	15,6
Mai	88	101,6	88,9
Juni	109	82,7	65,3

Sonne	Norm SD 1961-90	SOS 2000	SOS 2002
März	128	112	202
April	161	183,8	
Mai	203	243,4	209,1
Juni	209	304,8	284

Wind	FMM 2000	FMM 2002
März	3	2,4
April	2,1	2,6
Mai	2	2,2
Juni	2,1	2,2

Anhang VI:

Klimawerte der Kartierjahre 2000 und 2002 an den Messstationen Kempten und München.

TMM - mittlere Temperatur in °C 2 m über dem Boden

RSS - Summe der Niederschlagshöhe in Millimeter

SOS - Summe der Sonnenscheindauer in Stunden

## Ostrach 1

## Individuen

Alpendohle	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	2
Amsel	<i>Turdus merula</i>	2
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	2
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	30
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	4
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	12
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	3
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	4
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	1
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	1
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	16
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	6
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	8
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	4
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	3
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	7
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	3
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	1
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	3
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	4
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	5
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	17
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	6

Artenzahl: 25  
 Individuenzahl: 146

Anhang VII:  
 Im Gebiet Ostrach 1 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Ostrach 2

Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	10
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	9
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	1
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	27
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	3
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	1
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	3
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	7
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	8
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	7
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	18
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	5
Rötkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	10
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	8
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	15
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	1
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	5
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	5
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	2
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	5
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	7
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	9

Artenzahl: 24  
 Individuenzahl: 170

Anhang VIII:  
 Im Gebiet Ostrach 2 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Ostrach 3

Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	14
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	6
Bergfink	<i>Falco tinnunculus</i>	20
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	3
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	25
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	2
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	2
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	2
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	2
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	2
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	3
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	8
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	6
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	13
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	4
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	8
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	1
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	21
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	3
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	14
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	6
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	2
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	9
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	1
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	3
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	3
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	1
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	3
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	12
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	10

Artenzahl: 33  
 Individuenzahl: 196

Anhang IX:  
 Im Gebiet Ostrach 3 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Ostrach 4

		Individuen
Alpendohle	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	1
Amsel	<i>Turdus merula</i>	18
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	11
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	1
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	4
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	29
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	1
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	2
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	6
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	1
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	6
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	7
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	19
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	1
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	19
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	2
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	17
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	11
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	15
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	2
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	4
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	6
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	3
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	5
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	3
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	20
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	2
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	4
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	3
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	3
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	9
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	19
Artenzahl:	37	
Individuenzahl:	261	

## Anhang X:

Im Gebiet Ostrach 4 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Trettach 1

		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	1
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	4
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	40
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	1
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	1
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	6
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	1
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	3
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	2
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	6
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	2
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	3
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	5
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	15
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	1
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopus leucotos</i>	2
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	6
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	10
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	2
Artenzahl:	23	
Individuenzahl:	117	

## Anhang XI:

Im Gebiet Trettach 1 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Trettach 2

		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	12
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	5
Bergfink	<i>Falco tinnunculus</i>	65
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	37
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	1
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	2
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	9
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	1
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	5
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	4
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	10
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	1
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	1
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	4
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	1
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	15
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	7
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	3
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	2
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	2
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	12
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	2
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	3
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	18
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	6
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	3
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	10
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	7
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	2
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopus leucotos</i>	2
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	3
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	11
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	11
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	1
Artenzahl:	37	
Individuenzahl:	218	(ohne Bergfinken!)

## Anhang XII:

Im Gebiet Trettach 2 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Trettach 3

## Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	25
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	10
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	3
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	23
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	1
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	2
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	8
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	17
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	19
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	5
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	8
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	2
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	5
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	25
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	1
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	12
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	6
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	5
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	11
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	8
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	16
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	2
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	1
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	6
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	7
Artenzahl:	29	
Individuenzahl:	234	

## Anhang XIII:

Im Gebiet Trettach 3 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

Gunzesrieder		
Ach 1		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	8
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	3
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	41
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	6
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	5
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	1
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	1
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	5
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	1
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	2
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	3
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	1
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	9
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	3
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	16
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	15
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	4
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	5
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	3
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	11
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	9
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	1
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	2
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	4
Artenzahl:	25	
Individuenzahl:	160	

#### Anhang XIV:

Im Gebiet Gunzesrieder Ach 1 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

Gunzesrieder		Individuen
Ach 2		
Amsel	<i>Turdus merula</i>	18
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	7
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	4
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	40
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	4
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	3
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	2
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	3
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	11
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	9
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	2
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	8
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	2
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	19
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	10
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	4
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	9
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	1
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	17
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	6
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	9
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	33
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	17
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	10
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	2
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	1
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	16
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	2
Artenzahl:	33	
Individuenzahl:	276	

#### Anhang XV:

Im Gebiet Gunzesrieder Ach 2 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

Gunzesrieder		
Ach 3		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	20
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	7
Bergfink	<i>Falco tinnunculus</i>	1
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	2
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	36
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	4
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	9
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	9
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	1
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	5
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	3
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	7
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	5
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	1
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	9
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	2
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	5
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	3
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	3
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	1
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	17
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	18
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	12
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	10
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	1
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	4
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	2
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	23
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	10
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	1
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	3
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	10
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	19
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	2
Artenzahl:	36	
Individuenzahl:	269	

#### Anhang XVI:

Im Gebiet Gunzesrieder Ach 3 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Linder 1

## Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	28
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	2
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	8
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	1
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	3
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	6
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	6
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	3
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	17
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	1
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	16
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	1
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	7
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	2
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	23
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	1
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	6
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	10
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	21
Artenzahl:	22	
Individuenzahl:	165	

## Anhang XVII:

Im Gebiet Linder 1 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Linder 2

## Individuen

		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	1
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	8
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	36
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	6
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	4
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	10
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	1
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	1
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	2
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	11
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	3
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	1
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	11
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	17
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	2
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	2
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	6
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	10
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	4
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	6
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	2
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	19
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	1
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	1
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	4
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	13
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	7
Artenzahl:	30	
Individuenzahl:	192	

## Anhang XVIII:

Im Gebiet Linder 2 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Isar 1

## Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	8
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	3
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	6
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	26
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	3
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	21
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	4
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	12
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	15
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	4
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	1
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	2
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	1
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	8
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	7
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	4
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	2
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	3
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	3
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	1
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	1
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	1
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	22
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	4
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	1
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	4
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	9
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	1
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	8
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	4
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	1
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	1
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	2
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	1
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	3
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	2
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	4
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	3
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	2
Artenzahl:	41	
Individuenzahl:	211	

## Anhang XXIX:

Im Gebiet Isar 1 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Isar 2

## Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	1
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	3
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	10
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	12
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	2
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	6
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	10
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	7
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	1
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	1
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	1
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	1
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	8
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	5
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	10
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	1
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	2
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	4
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	7
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	1
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	1
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	5
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	1
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	6
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	5
Artenzahl:	27	
Individuenzahl:	114	

## Anhang XX:

Im Gebiet Isar 2 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Isar 3

## Individuen

Amsel	<i>Turdus merula</i>	2
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	3
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	3
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	14
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	2
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	8
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	3
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	2
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	2
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	3
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	2
Karmingimpel	<i>Carpodactus erythrinus</i>	1
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	5
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	5
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	4
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	8
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	6
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	1
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	3
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	8
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	5
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	13
Artenzahl:	25	
Individuenzahl:	106	

## Anhang XXI:

Im Gebiet Isar 3 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

## Isar 4

## Individuen

		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	2
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	3
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	2
Berglaubsänger	<i>Fringilla montifringilla</i>	4
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	18
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	5
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	3
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	1
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	8
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	3
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	1
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	1
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	4
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	1
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	3
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	7
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	3
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	9
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	1
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	2
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	3
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	13
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	1
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	2
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	5
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	6
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	5
Artenzahl:	28	
Individuenzahl:	117	

Anhang XXII:

Im Gebiet Isar 4 kartierte Arten und Individuenzahlen (2000).

Gebiet Hinterstein 1a		Individuen
Arten		
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	3
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	4
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Hinterstein 1b		Individuen
Arten		
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	2
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	2
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Hinterstein 2a		Individuen
Arten		
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	3
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	2
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Hinterstein 2b		Individuen
Arten		
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	3
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	1
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	1
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	2
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

### Anhang XXIII:

Artenlisten der Revierkartierung der Flussvogelarten an der Ostrach bei Hinterstein und Begleitarten ohne Abundanz.

Gebiet Bruck 1		
Arten		Individuen
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	3
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	7
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	2
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	

Gebiet Obere Mühle 1		
Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	2
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	4
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Bruck 2		
Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	5
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	

Gebiet Obere Mühle 2		
Arten		Individuen
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	5
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

#### Anhang XXIV:

Artenlisten der Revierkartierung der Flussvogelarten an der Ostrach bei Bad Oberdorf und Begleitarten ohne Abundanz.

Gebiet Vordehndelang 1			Gebiet Vorderhndelang 2		
Arten		Individuen	Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>		Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	2	Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>		Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>		Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>		Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	1	Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1	Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>		Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	3	Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>		Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>		Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>		Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>		Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>		Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1
Mauersegler	<i>Apus apus</i>		Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>		Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>		Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>		Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>				
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>				
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>				
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>				
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>				
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	2			
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>				
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>				
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>				
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>				
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1			
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>				
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>				
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>				

#### Anhang XXV:

Artenlisten der Revierkartierung der Flussvogelarten an der Ostrach bei Vorderhndelang und Begleitarten ohne Abundanz.

Gebiet Sonthofen 1a		
Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>	1
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochurus</i>	
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	
Sommergoldhähnch	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Sonthofen 2a		
Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gimpel	<i>Pyrrhulus pyrrhulus</i>	
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Sonthofen 1b		
Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	1
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	
Sommergoldhähnch	<i>Regulus ignicapillus</i>	
Star	<i>Stumus vulgaris</i>	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1
Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

Gebiet Sonthofen 2b		
Arten		Individuen
Amsel	<i>Turdus merula</i>	
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	
Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	2
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	

## Anhang XXVI:

Artenlisten der Revierkartierung der Flussvogelarten an der Ostrach bei Sonthofen und Begleitarten ohne Abundanz.



4.1 Schlensubstrattyp

Deckwerk, kein Sediment	K	M	A	F	A
Lehm, Ton	7	7	7	7	7
Schlack, Schlamm	7	7	7	7	7
Deckwerk mit Sedimentlage	0	0	0	0	0
Sand, Schluff und Kies	6	5	3	2	1
Kies und Schotter	5	4	2	1	1
Kies, Schotter, Geröll	4	3	2	1	1
Schotter und Steine	3	2	1	1	1
Blosse Schotter u. Steine, sabb	2	1	1	1	1
reines Blockwerk	1	1	1	1	1
ansteherer Fels	1	1	1	1	1

4.3 Substratdiversität

sehr groß	1	2	3	4	5	6	7
groß	2	3	4	5	6	7	7
vermehrt groß	3	4	5	6	7	7	7
mäßig	4	5	6	7	7	7	7
gering	5	6	7	7	7	7	7
sehr gering	6	7	7	7	7	7	7
keine	7	7	7	7	7	7	7

4.2 Schlensverbau

Steinschönung	>50%	10-50%
Messstäbe mit Sediment	3	2
Massschlie, kein Sediment	5	4
Kein Schlensverbau	7	6

4.4 Besondere Schlensstrukturen

ausgeprägt	1	2	3	4	5	6	7
> drei	1	2	3	4	5	6	7
drei	2	3	4	5	6	7	7
zwei	3	4	5	6	7	7	7
eine	4	5	6	7	7	7	7
keine	5	6	7	7	7	7	7

4. Schlensstruktur

4.1	2	1	1	1	1	1	1
4.2	1	1	1	1	1	1	1
4.3	4	3	3	3	3	3	3
4.4	5	4	4	4	4	4	4
Σ	11	11	11	11	11	11	11
Ø	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7

6.1 Flächennutzung

> 50%	1	1	1	1	1	1	1
25-50%	2	2	2	2	2	2	2
10-25%	3	3	3	3	3	3	3
Wald, bodenständig	7	6	5	5	5	5	5
Brache	2	2	2	2	2	2	2
Grünland	3	3	3	3	3	3	3
Wald nicht bodenständig	5	4	3	3	3	3	3
Acker, Gärten	7	6	5	5	5	5	5

6.2 Uferstreifen

> 50%	1	1	1	1	1	1	1
25-50%	2	2	2	2	2	2	2
10-25%	3	3	3	3	3	3	3
flächennah Wald oder Sukzession ausgeprägter Uferstreifen	7	6	5	5	5	5	5
Saumstreifen	1	1	1	1	1	1	1
kein Uferstreifen, Nutzung	7	6	5	5	5	5	5

6.3 Schädliche Umfeldstrukturen

kleine Ansiedlung, Müllablagung	1	1	1	1	1	1	1
Fischerei im Klebanschluss	5	5	5	5	5	5	5
Gewässerunverträgliche Anlagen	3	3	3	3	3	3	3
Weg, Straßen, unversiegelte Wege, Straßen, verlegt	6	6	6	6	6	6	6
Weg, Straßen, verlegt	7	7	7	7	7	7	7
große Ansiedlung, Müllablagung	7	7	7	7	7	7	7
keine schädliche Umfeldstrukturen	7	7	7	7	7	7	7

5. Uferstruktur

5.1	2	2	2	2	2	2	2
5.2	2	2	2	2	2	2	2
5.3	6	6	6	6	6	6	6
5.4	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
5.5	5	5	5	5	5	5	5
Σ	19,5	19,5	19,5	19,5	19,5	19,5	19,5
Ø	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9	3,9

5.4 Uferlängsgliederung

sehr groß	1	1	1	1	1	1	1
vermehrt groß	2	2	2	2	2	2	2
groß	3	3	3	3	3	3	3
mäßig	4	4	4	4	4	4	4
gering	5	5	5	5	5	5	5
sehr gering	6	6	6	6	6	6	6
keine	7	7	7	7	7	7	7

5.5 Besondere Uferstrukturen

ausgeprägt	1	2	3	4	5	6	7
> drei	1	2	3	4	5	6	7
drei	2	3	4	5	6	7	7
zwei	3	4	5	6	7	7	7
eine	4	5	6	7	7	7	7
keine	5	6	7	7	7	7	7

6. Gewässerumfeld

6.1	3	3	3	3	3	3	3
6.2	3	3	3	3	3	3	3
6.3	7	7	7	7	7	7	7
Σ	13	13	13	13	13	13	13
Ø	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3	4,3

6.2 Uferstreifen

> 50%	1	1	1	1	1	1	1
25-50%	2	2	2	2	2	2	2
10-25%	3	3	3	3	3	3	3
flächennah Wald oder Sukzession ausgeprägter Uferstreifen	7	6	5	5	5	5	5
Saumstreifen	1	1	1	1	1	1	1
kein Uferstreifen, Nutzung	7	6	5	5	5	5	5

6.3 Schädliche Umfeldstrukturen

kleine Ansiedlung, Müllablagung	1	1	1	1	1	1	1
Fischerei im Klebanschluss	5	5	5	5	5	5	5
Gewässerunverträgliche Anlagen	3	3	3	3	3	3	3
Weg, Straßen, unversiegelte Wege, Straßen, verlegt	6	6	6	6	6	6	6
Weg, Straßen, verlegt	7	7	7	7	7	7	7
große Ansiedlung, Müllablagung	7	7	7	7	7	7	7
keine schädliche Umfeldstrukturen	7	7	7	7	7	7	7

Zusammenfassung	Indizeswert	Zustandsbewertung		Vergleich	Ergebnis
		Güteklasse	Methoden		
1. Landentwicklung	4,8	Methoden RP	Methoden NW	Differenz	Festsetzung
2. Längsprofil	3,6				
3. Quersprofil	5,8				
4. Schlensstruktur	3,7				
5. Uferstruktur	3,9				
6. Gewässerumfeld	4,3				
Σ	26,1				
Gesamtzustand	4,35				

Erheber: Dr. Peter, Ulf, Sutter

Güteklasse	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Indizeswert	1 - 1,7	1,8 - 2,0	2,1 - 2,6	2,7 - 3,5	3,6 - 4,4	4,5 - 5,3	5,4 - 6,2	6,3 - 7

## Publikationsliste

Ornithologischer Anzeiger Band 39 – Heft 2/3, S. 91 – 118; September 2000: „Die Entwicklung der Brutpopulation von *Mergus merganser* in Südbayern und Österreich im Hinblick auf die Sichttiefe repräsentativer Flüsse im Brutareal“; Aurelia Gross.

Symposium des Bund Naturschutz, November 2000 *Naturschutzforschung in Südbayern*: „Der Schwebstoffgehalt von Fließgewässern - eine Minimalanforderung des Gänsesägers (*Mergus merganser*) an sein Bruthabitat?“; Vortrag.

Ornithologischer Anzeiger Band 42 – Heft 2, S. 97 – 110; Mai 2003: „Die Punkt-Stopp-Zählung zur Erfassung der Avifauna in Flussökosystemen: ein Methodentest“; Miriam M. Hansbauer, Aurelia Munck, Ilse Storch.

Conference Proceedings S. 371 3rd international Wildlife Management Congress, Christchurch, Neuseeland; Dezember 2003: „Effects of various landscape structures on bird communities in alpine riverine ecosystems“.

Landesbund für Vogelschutz – Internationale Fachtagung zur Alpenkonvention Biodiversität in den Alpen, Bad Hindelang; Mai 2004: „Auswirkungen von Landnutzung auf Vögel in alpinen Flussökosystemen“; Posterpräsentation

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Band 34, S. 393; September 2004: „Anthropogenic impact on occurrence and dynamics of endangered river bird species in the Alps“.

„Riparian landscapes in the Alps – positiv effects of land use on species richness“; in Vorbereitung.

„The dipper – target species for conservation in alpine river ecosystems“, in Vorbereitung.

# Danke

## *Familie und Freunde*

- **Sebastian** und **Iolanda Anaïs** für liebevolle Unterstützung, viel Geduld und dafür Mama sein zu dürfen
- Pantherchen **Lisa** für Trost im Tal der Tränen
- Meinen Eltern: **Marion** und **Albert** für Optimismus, Rückhalt und grossartige finanzielle Unterstützung
- Meiner Schwester **Ariane** für „grenzenloses“ gutes Zureden und kalte Füße für gute Daten
- Meinem Bruder **Armin** für die ewige seelische Unterstützung
- Meiner **Omi** für viele weise Ratschläge
- **Lieselotte** für Rückhalt in stressigen Zeiten und viele Stunden als Bilderbuchoma für meine Tochter
- **Klaus** für die fortwährend inspirierende Ermunterung
- **Ben** für die schönsten Poster des Universums und die treue Rechnerwartung
- **Miriam** für die gute Zusammenarbeit und „Alles wird gut!“
- Allen Diplomanden, Praktikanten & Habitatparameterexperten: **Kathrin** (und Papa) und **Christoph** für furchtlose Kartierungen und zahlreiche punktgenaue Daten. **Christian** für gute Vogeldaten sowie Gesang, Trommeln, Handorgel, Eule und Wolf. **Anke** für den wetterfesten Einsatz in schwierigem Gelände
- Der „Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Tölzer Land“; insbesondere **Heribert Zintl**, **Hannes Strunz**, **Wolfgang Konold**, **Martin Thoma** für ihre großartige Hilfe, umfangreiches ornithologisches Datenmaterial zur oberen Isar und gemütliche Ornithologen-Stammtisch-Abende
- **Prof. Dr. Albert Göttle** für unschätzbar wertvolle, wegweisende Hilfestellungen  
*außerdem bedanke ich mich bei:*
- **Prof. Dr. Hans-Joachim Leppelsack** für die hervorragende und wohlwollende Betreuung der Arbeit
- **Prof. Dr. Wolfgang Schröder** für die Betreuung der Arbeit und inspirierende Visionen
- **Prof. Dr. Ilse Storch** für die Unterstützung in der Anfangsphase
- **Dr. Felix Knauer** für tiefgreifende Diskussionen zur Datenanalyse in der frühen Phase der Dissertation
- **David Rummel** vom statistischen Beratungslabor der LMU München für die gute Zusammenarbeit bei den statistischen Auswertungen
- **Monika Kern** für die Hilfe bei den GIS Analysen
- Der **TUM**, insbesondere auch dem **Frauenbüro**, für die finanzielle Unterstützung durch ein Promotionsstipendium und ein Stipendium im Rahmen des HWP zur Förderung von Frauen in der Wissenschaft

# Curriculum Vitae

Aurelia Munck (geb. Gross)

Andreas Gross Straße 9  
87541 Bad Hindelang  
Tel.: +49 8324 8900; Email: aurelia.munck@freenet.de

Geburtstag: 20. Mai 1972  
Geburtsort: München  
Familienstand: verheiratet, eine Tochter (5 Jahre)  
Sprachen: fließend Englisch in Wort und Schrift, Grundkenntnisse Französisch  
Sonstige  
Qualifikationen: Sicherer Umgang mit dem Officepaket, praktische Erfahrung bei der Durchführung ökologischer Projekte, Grundkenntnisse Fotografie

---

Gymnasium: 1982 bis 1991 in Sonthofen (Allgäu)  
Abschluss: Abitur

Berufsakademie: 1991 bis 1993 Ausbildung zur staatlich geprüften **Chemisch-Technischen-Assistentin** mit Schwerpunkt Umweltanalytik an der Berufsakademie Prof. Dr. Grübler in Isny  
Abschluss: Staatsexamen

Hochschule: 1994 bis 1999 **Biologie-Diplom-Studiengang** an der Ludwig-Maximilians-Universität in München  
  
Diplom-Fächer: Zoologie, Ökologie, Wildbiologie, Botanik  
  
1998 und 1999 **Diplomarbeit** über ökologische Ursachen für die rezente Verbreitung des Gänsesägers in Südbayern (Betreuung durch Prof. Dr. J. Reichholf).  
Abschluss: Diplom

Praktika: 1996 mehrwöchiges Praktikum bei Dr. Ilse Storch im Rahmen eines Auerhuhn-Projektes in den bayerischen Alpen.  
1997 Mitarbeit an einem Impala-Forschungsprojekt im Lake Mburo Nationalpark in Uganda bei Dr. Christiane Auerbeck

Forschungsprojekte: Seit 1999 Forschungsarbeit zum Thema: „**Anthropogene Einflüsse auf die Avifauna in Flusslandschaften der Alpen**“. Betreuung durch Prof. Dr. Hans-Joachim Leppelsack; Fachbereich für Spezielle Zoologie an der Technischen Universität in München.