

ALLTAGSENTSCHEIDUNGEN UNTER UNSICHERHEIT AM BEISPIEL DER UMWELTPOLITIKAKZEPTANZ

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Philosophie

- Dr. phil. -

genehmigt durch die

Fakultät für Humanwissenschaften

der Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg

von M. Sc. Ronja Gerdes

geb. am 15.09.1995 in Hamburg

Gutachter: Prof. Dr. Florian G. Kaiser

Gutachter: Prof. Dr. Wolfgang Gaissmaier

Eingereicht am 30.05.2024

Verteidigung der Dissertation am 27.11.2024

ZUSAMMENFASSUNG

Alltägliche Entscheidungen sind durch Unsicherheit geprägt. Die konkreten Folgen des eigenen Handelns sind für Individuen nie vollumfänglich vorhersehbar. Dementsprechend stellt sich die Frage, auf welcher Basis sie ihre Entscheidung treffen und wie sich diese Entscheidungen vorhersagen lassen. Die wahrscheinlich prominenteste Entscheidungstheorie – die Utility Theory – betrachtet den persönlichen Antrieb hinter individuellem Handeln normalerweise nicht oder nur indirekt. Um Entscheidungen vorhersagen zu können, braucht es jedoch eine generalisierbare Entscheidungserklärung, die Eigenschaften der Person und ihrer Umgebung berücksichtigt. Das Campbell-Paradigma als kognitiv-ökologisches Entscheidungsmodell erklärt die Entscheidung als Funktion der persönlichen Wichtigkeit eines Entscheidungsziels (also der Umwelteinstellung) und der Barrieren, die zur Realisierung der Entscheidung überwunden werden müssen. Am Beispiel der Umweltpolitikakzeptanz demonstriert die vorliegende Dissertation mithilfe von vier empirischen Studien, dass (1) umweltschützende Entscheidungen auf Basis der zugrunde liegenden Umwelteinstellung eines Individuums vorhergesagt werden können, (2) die spezifische Ausgestaltung des Entscheidungsobjekts (z.B. eines CO₂-Preises oder eines Naturschutzgebietes) eine Entscheidung erleichtern oder erschweren kann und (3) die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas allgemeingültig auf verschiedene Kontexte übertragbar ist.

Schlagwörter: Akzeptanz, Entscheidungstheorie, Campbell-Paradigma, Umwelteinstellung, Umweltschutzverhalten

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung: Entschiedenenes Handeln	1
2	Theoretischer Hintergrund: Umweltpolitikakzeptanz als Ergebnis zielgerichteter Entscheidungen	7
2.1.	Die Entscheidungserklärung der Utility Theory	9
2.1.1.	Der subjektive Wert der Entscheidung unter Unsicherheit	10
2.1.2.	Entscheidungsvorhersage auf Basis geäußerter Präferenzen	11
2.1.3.	Einschränkungen der Utility Theory	14
2.1.3.1.	Keine Berücksichtigung persönlicher Verhaltensgründe: Utility als Black-Box	14
2.1.3.2.	Externe Validität von Stated-Preferences-Untersuchungen	16
2.2.	Kognitiv-ökologische Modelle: Entscheidungen im Kontext	17
2.2.1.	Die adaptive Toolbox	18
2.2.2.	Interaktion zwischen Kognition und Ökologie	19
2.3.	Das Campbell-Paradigma als kognitiv-ökologisches Entscheidungsmodell	22
2.3.1.	Die additive Entscheidungserklärung im Campbell-Paradigma	23
2.3.2.	Die Entscheidungsvorhersage im Campbell-Paradigma	25
2.3.2.1.	Ableitung persönlicher Verhaltensgründe aus geäußerten Präferenzen	26
2.3.2.2.	Äußere Beschränkungen als Barrieren der Entscheidung	28
2.4.	Zielstellung der vorliegenden Arbeit	30
2.5.	Übersicht über die Studien	32
3	Vorhersage der Umweltpolitikakzeptanz	35
3.1.	Theoretischer Hintergrund	35
3.1.1.	Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen als Umweltschutzverhalten	35
3.1.2.	Barrieren der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen	37

3.1.3. Forschungsziele	37
3.2. Methode	38
3.2.1. Stichproben	38
3.2.2. Prozedur	39
3.2.3. Messinstrumente	39
3.2.3.1. Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen	39
3.2.3.2. CO2-Preis-Zahlungsbereitschaft	41
3.2.3.3. Umwelteinstellung	42
3.3. Ergebnisse	42
3.3.1. Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen als Ausdruck der Umwelteinstellung	43
3.3.2. Kosten der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen	46
3.3.3. Vorhersage der CO2-Preis-Zahlungsbereitschaft	48
3.4. Replikation	49
3.5. Diskussion	50
3.4.1. Limitationen	52
3.4.2. Zusammenfassung und Ausblick	53
4 Merkmale des Entscheidungsgegenstandes als verhaltensrelevante Faktoren	54
4.1. Theoretischer Hintergrund	54
4.1.1. Einfluss der Ausgestaltung einer Umweltpolitikmaßnahme auf die Akzeptanz	54
4.1.2. Einfluss der Ausgestaltung des CO2-Preises auf die Akzeptanzkosten	56
4.1.3. Forschungsziele	57
4.2. Methode	58
4.2.1. Stichprobe	58

4.2.2. Prozedur	59
4.2.3. Experimentelles Design	59
4.2.4. Erhebung der Umwelteinstellung	60
4.2.5. Statistische Analysen	60
4.3. Ergebnisse	61
4.3.1. Grundlegende Beliebtheit der CO ₂ -Bepreisung	61
4.3.2. Einfluss der konkreten CO ₂ -Preis-Ausgestaltung	62
4.4. Replikationen	64
4.4.1. Methode	64
4.4.1.1. Stichprobe	64
4.4.1.2. Experimentelles Design	65
4.4.1.3. Erhebung der Umwelteinstellung	65
4.4.2. Ergebnisse	66
4.5. Diskussion	68
4.5.1. Limitationen	70
4.5.2. Zusammenfassung und Ausblick	71
5 Allgemeingültigkeit der Entscheidungserklärung	72
5.1. Theoretischer Hintergrund	72
5.1.1. Voraussetzungen für allgemeingültige Entscheidungserklärungen	72
5.1.2. Interpersonelle Varianz in der Aussagekraft umweltschützenden Verhaltens	75
5.1.3. Ursachen kontextueller Unterschiede in einem allgemeingültigen Modell	76
5.1.3. Forschungsziele	78
5.2. Ländliche und städtische Strukturen als entscheidungsbeeinflussende Umgebung	78

5.2.1. Methode	78
5.2.1.1. Stichproben	78
5.2.2.2. Statistische Analysen	79
5.2.2. Ergebnisse	80
5.2.2.1. Vergleich eines generellen mit vier kontextspezifischen Modellen	81
5.2.2.2. Unterschiede in der Umwelteinstellung	84
5.2.2.3. Unterschiede in den Akzeptanzkosten	85
5.3. Der Staat als entscheidungsbeeinflussende Umgebung	87
5.3.1. Methode	87
5.3.1.1. Stichproben	87
5.3.1.2. Prozedur und Messinstrumente	88
5.3.1.3. Statistische Analysen	89
5.3.2. Ergebnisse	89
5.3.2.1. Vergleich eines generellen mit zwei kontextspezifischen Modellen	90
5.3.2.2. Unterschiede in der Umwelteinstellung und den Akzeptanzkosten	91
5.3.2.3. Kontextspezifische Unterschiede im Umweltschutzverhalten	92
5.4. Diskussion	95
5.4.1. Limitationen	97
5.4.2. Zusammenfassung und Ausblick	98
6 Generelle Diskussion	99
6.1. Theoretische Implikationen	102
6.1.1. Persönliche Ziele als Treiber der Entscheidung	102
6.1.2. Geäußerte und offenbarte Präferenzen als qualitativ unterschiedliches Verhalten	103
6.1.3. Präferenzen für spezifische Entscheidungsobjekte	106

6.2. Praktische Implikationen	108
6.2.1. Kontextuelle Einflussfaktoren der Entscheidung	109
6.2.2. Entwicklung nachhaltiger Gesellschaften	110
6.3. Ausblick	114
6.4. Fazit	116
7 Literaturverzeichnis	118
8 Anhang	132

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1.1 <i>Beobachtungen des Mannes aus Hausnummer 2 an vier Tagen</i>	3
Tabelle 3.1 <i>Psychometrie der drei Messinstrumente: Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen, Umwelteinstellung und die Kombination der beiden Skalen</i>	40
Tabelle 3.2 <i>Vergleich der Akzeptanzkosten umweltpolitischer Maßnahmen</i>	47
Tabelle 4.1 <i>Soziodemografische Eigenschaften der Stichprobe und der Population</i>	58
Tabelle 5.1 <i>Soziodemografische Eigenschaften der Stichproben und der Populationen aus den vier Regionen</i>	79
Tabelle 5.2 <i>Psychometrie der fünf Modelle: das generelle kontextunabhängige Modell und die kontext-spezifischen Modelle</i>	82
Tabelle 5.3 <i>Abweichungen der modellgeschätzten CO₂-Preis-Akzeptanz von der empirisch beobachteten Akzeptanz</i>	83
Tabelle 5.4 <i>Soziodemografische Eigenschaften der österreichischen und deutschen Stichproben und Populationen</i>	88
Tabelle 5.5 <i>Psychometrie der drei Modelle: das generelle kontextunabhängige Modell und die kontext-spezifischen Modelle</i>	91
Tabelle 8.1 <i>Fünzig Items zur Messung der Umweltpolitikakzeptanz, einmal in einer alleinigen Kalibrierung, einmal in der Kalibrierung gemeinsam mit 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung</i>	134
Tabelle 8.2 <i>Fünzig Items zur Messung der Umwelteinstellung, einmal in einer alleinigen Kalibrierung, einmal in der Kalibrierung gemeinsam mit 50 Items zur Messung der Umweltpolitikakzeptanz</i>	140
Tabelle 8.3 <i>Präferenzen für die Ausgestaltung von CO₂-Preisen</i>	146
Tabelle 8.4 <i>Akzeptanz der 15 CO₂-Preise ohne und mit Berücksichtigung der Interaktion</i>	147
Tabelle 8.5 <i>Fünzig Selbstberichte von Umweltverhalten zur Messung der Umwelteinstellung mit überarbeiteten Items</i>	148
Tabelle 8.6 <i>Präferenzen für die Ausgestaltung von Naturschutzgebieten</i>	152
Tabelle 8.7 <i>Akzeptanz der 18 Naturschutzgebiete</i>	153

Tabelle 8.8 <i>Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in Berlin</i>	154
Tabelle 8.9 <i>Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in Brandenburg</i>	156
Tabelle 8.10 <i>Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in München</i>	158
Tabelle 8.11 <i>Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in Oberbayern</i>	160

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1 <i>Beispielhaftes Choice-Set</i>	12
Abbildung 2.2 <i>Fast-and-Frugal-Tree der Verkehrsmittelwahl</i>	19
Abbildung 2.3 <i>Agentenbasiertes kognitiv-ökologisches Modell</i>	21
Abbildung 2.4 <i>Das Campbell-Paradigma</i>	24
Abbildung 3.1 <i>Bland-Altman-Plot der Messwerte der Umwelteinstellungsskala und Umweltpolitik-Akzeptanz-Skala</i>	44
Abbildung 3.2 <i>Bland-Altman-Plot der Messwerte der Umwelteinstellungsskala und der kombinierten Skala</i>	45
Abbildung 3.3 <i>Umwelteinstellung der Unterstützer*innen-Gruppen steigender CO₂-Preise</i>	49
Abbildung 4.1 <i>Kosten der Akzeptanz für 15 verschiedene CO₂-Preise</i>	63
Abbildung 4.2 <i>Kosten der Unterstützung für 18 verschiedene Naturschutzgebiete</i>	67
Abbildung 5.1 <i>Umwelteinstellung in vier Regionen in Deutschland</i>	84
Abbildung 5.2 <i>Generelle Akzeptanzkosten in vier Regionen in Deutschland</i>	85
Abbildung 5.3 <i>Akzeptanzkosten für Preishöhe (A) und Einnahmeverwendung (B) in vier Regionen in Deutschland</i>	86
Abbildung 5.4 <i>Kosten umweltschützender Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich</i>	93
Abbildung 5.5 <i>Vergleich der Auftretenswahrscheinlichkeiten umweltschützender Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich</i>	94
Abbildung 6.1 <i>Die Entwicklung einer nachhaltigen Gesellschaft</i>	112
Abbildung 8.1 <i>Beispiel einer CO₂-Preis-Variante aus dem Experiment</i>	145
Abbildung 8.2 <i>CO₂-Preis-Variante der Österreich-Studie</i>	162

1 EINLEITUNG: ENTSCHIEDENES HANDELN

Der menschliche Alltag besteht aus einer ganzen Reihe von Entscheidungen: Was ziehe ich heute an? Was frühstücke ich? Mit welchem Verkehrsmittel fahre ich zur Arbeit? Auch in größeren Zusammenhängen müssen Entscheidungen getroffen werden: Welchen Beruf ergreife ich nach dem Studium? Kaufe ich ein Auto oder ein Lastenrad? Welche Partei wähle ich bei der nächsten Bundestagswahl?

„Almost without exception, everything human beings undertake involves a choice“ (Hensher et al., 2005). Die Frau, die ich von meinem Heimarbeitsplatz jeden Tag ihre Decken am Fenster ausschütteln sehe, hat entschieden, täglich ihre Wäsche an die frische Luft zu bringen – und entscheidet jeden Tag aufs Neue, diese Routine beizubehalten. Die Familie, die gegenüber eingezogen ist, hat entschieden, in diesen Stadtteil zu ziehen – und auch entschieden, die Vorhänge nicht zuzuziehen, obwohl wir uns dadurch gegenseitig ins Fenster schauen können. Der Mann, der auf seinem Fahrrad vorbeifährt, hat entschieden, heute Morgen aufs Rad zu steigen, statt in die Straßenbahn.

Diese Verhaltensweisen (die Wäsche zu lüften, umzuziehen, die Vorhänge offen zu lassen und Fahrrad zu fahren) haben gemein, dass es sich um *Handlungen* (engl. *actions*) handelt. Handlungen sind *zielgerichtetes Verhalten*, das heißt, sie werden von den Akteur*innen aus einem bestimmten Grund ausgeführt (siehe Greve, 2001). Anders ausgedrückt: Handlungen geht eine Entscheidung voraus.

Nicht jedes Verhalten ist auch eine Handlung. Tatsächlich könnte ich in manchen Fällen exakt das gleiche Verhalten beobachten, ohne dass es sich um eine Handlung handelt. Wenn die Frau am Fenster ihr Bettlaken ausschüttelt, weil sie mit dem Laken in der Hand gegen das offene Fenster gestolpert ist, handelt sie nicht. Sie hat nicht entschieden zu stolpern. Wenn ein Baby auf dem Sofa „entlangschreitet“, während ein Elternteil es unter den Achseln aufrecht hält, schreitet es nicht, weil es zum Sofakissen hingehen möchte, sondern weil es über einen Reflex verfügt, der das Schreiten auslöst, sobald etwas seine Fußsohlen berührt. Es hat nicht entschieden zu schreiten.

Hier zeigt sich bereits ein fundamentales Problem in der Erforschung von Handlungen: Für Beobachter*innen ist nicht ersichtlich, mit welchem Ziel Akteur*innen das beobachtete Verhalten ausführen – oder ob es überhaupt ein zielgerichtetes Verhalten ist (siehe Greve, 2001). Wenn ich zum Beispiel den Mann aus Hausnummer 2 mit dem Fahrrad fahren sehe, weiß ich nicht, ob er dies tut, weil er etwas für seine Gesundheit tun möchte oder weil ihm Umweltschutz am Herzen liegt.

Als Forscherin habe ich jedoch ein Interesse daran, Entscheidungen möglichst zutreffend vorherzusagen. Ich möchte also Aussagen darüber treffen, welches Verkehrsmittel der Mann aus Hausnummer 2 morgen wählen wird: Fährt er wieder mit dem Fahrrad oder nimmt er die Straßenbahn oder das Auto? Dafür muss ich wissen, wodurch das Fahrradfahren gesteuert wird, also warum und unter welchen Umständen sich der Mann aus Hausnummer 2 für oder gegen das Fahrrad entscheidet.

In der Ökonomie und Psychologie haben sich verschiedene Theorien menschlicher Entscheidungen entwickelt, die ich zur Vorhersage der Verkehrsmittelwahl des Mannes aus Hausnummer 2 heranziehen könnte. Nicht alle diese Theorien haben als *Entscheidungserklärungen* ihren Anfang genommen. So handelt es sich zum Beispiel bei der Utility Theory – der einflussreichsten Entscheidungstheorie (siehe Kahneman & Tversky, 1979) – um eine ursprünglich normative Theorie: Sie sagt aus, welche Entscheidungen eine Person treffen *sollte*, wenn sie sich rational verhalten würde. Die Utility Theory nimmt hierfür an, dass Fahrradfahren für den Mann aus Hausnummer 2 einen bestimmten Nutzen (engl. *utility*) hat. Die Utility Theory in ihrer ursprünglichen Form macht keine Aussagen über das Innenleben des Mannes in Hausnummer 2 (siehe Weimann et al., 2015): Wenn er mit dem Fahrrad fährt, dann hat dieses Verhalten für ihn offenbar einen höheren Nutzen als die Fahrt mit der Straßenbahn – andernfalls wäre er mit der Straßenbahn gefahren. Ohne weitere Daten würden wir davon ausgehen, dass er, wenn er sich rational verhält, morgen wieder mit dem Fahrrad fährt.

Tabelle 1.1*Beobachtungen des Mannes aus Hausnummer 2 an vier Tagen*

	Tag 1	Tag 2	Tag 3	Tag 4
vorheriges Verhalten	steht auf der Waage, verzichtet auf Frühstück			frühstückt
Verkehrsmittelwahl	Fahrrad	Straßenbahn	Fahrrad	Auto
Wetter	sonnig	verregnet	sonnig	sonnig

Wie erklärt sich aber, dass der Mann aus Hausnummer 2 am zweiten Tag mit der Straßenbahn und am vierten Tag mit dem Auto fährt (siehe Tabelle 1.1)? Offenbar hat das Fahrradfahren an Tag 2 und 4 keine höhere Nützlichkeit mehr als Straßenbahn- oder Autofahren. Aus welchen Gründen sich die Reihenfolge der Nützlichkeit der Handlungsoptionen verändert haben könnte, dazu macht die Utility Theory keine generellen Annahmen. Insofern hat die Utility Theory zwei Einschränkungen: Sie bietet keine zugrunde liegende Theorie über das Innenleben der Person (z.B. die Stabilität oder die Stärke von Zielen, aus denen sich die Nützlichkeit einer Handlungsoption ergibt) oder über die Wirkung der Umgebung auf die Entscheidung (z.B. die Entfernung zum Arbeitsplatz, das Wetter, die Benzinpreise). Für eine solche Theorie braucht es ein kognitiv-ökologisches Modell, also einen Erkläransatz, der Elemente des Innenlebens und der Umgebung der Person berücksichtigt.

Nachdem ich das Verhalten des Mannes aus Hausnummer 2 protokolliert habe (siehe Tabelle 1.1), könnte ich bezüglich seines Innenlebens (also auf der kognitiven Ebene) und bezüglich seiner äußeren Umgebung (also auf der ökologischen Ebene) eine Reihe von Annahmen treffen, die mir helfen, (a) das beobachtete Verhalten zu erklären und (b) zukünftiges Verhalten vorherzusagen. Das beobachtete morgendliche Verhaltensmuster (sich wiegen, aufs Frühstück verzichten und Fahrradfahren) könnte Aufschluss über das Ziel geben, das der Mann aus Hausnummer 2 mit all diesen Handlungen verfolgt. Oben habe ich dargelegt, dass die Beobachtung einer einzelnen Handlung wenig über das Ziel der Akteur*innen aussagt. Wenn sich jedoch ein Verhaltensmuster ergibt (also eine Reihe von Handlungen, die einem gemeinsamen Ziel dienen könnten; siehe Kaiser, 2021), kann ich schon eher eine Aussage machen: Abzunehmen erfordert nicht nur regelmäßige körperliche Betätigung (z.B.

Fahrradfahren), sondern auch, dass die Person prüft, ob sie ihrem Ziel näher kommt (sich also wiegt) und gegebenenfalls ihre Ernährung anpasst. Deshalb kann ich aus dem beobachteten Verhaltensmuster die Schlussfolgerung ziehen, dass der Mann aus Hausnummer 2 abnehmen möchte. Das Entscheidungsziel *offenbart* sich also in einer Reihe von Verhaltensweisen, die eine Person (regelmäßig) ausführt.

Aus dieser Sicht kann es verschiedene Gründe dafür geben, dass der Mann aus Hausnummer 2 an Tag 2 nicht mehr Fahrrad fährt (obwohl ich dies auf Basis meiner bisherigen Verhaltensbeobachtungen vorhersagen würde). Er wiegt sich weiterhin und verzichtet auf sein Frühstück, fährt aber Straßenbahn. Nun lässt sich aber eine Veränderung in den Rahmenbedingungen des Fahrradfahrens (nicht des Wiegens und des Frühstückverzichts) beobachten: Am zweiten Tag regnet es. Fahrradfahren wird dadurch deutlich unbequemer. Sich zu wiegen und aufs Frühstück zu verzichten, ist nicht vom Regen betroffen, der Arbeitsweg jedoch schon. Ich könnte also schlussfolgern, dass der Regen den Mann vom Fahrradfahren abhält, und würde meine Vorhersage nach den Beobachtungen des zweiten Tags erweitern: Wenn die Sonne scheint, erwarte ich, dass der Mann Fahrrad fährt; wenn es regnet, dass er die Straßenbahn nimmt.

Nun beobachte ich am dritten Tag noch einmal das gleiche Verhalten wie am ersten Tag – unter den gleichen Bedingungen. Das Verhaltensmuster erscheint stabil. Am vierten Tag beobachte ich jedoch ein völlig anderes Verhaltensmuster: Der Mann wiegt sich nicht, er frühstückt normal und fährt mit dem Auto davon – und das alles bei Sonnenschein. Ich könnte vermuten, dass er heute einen Auswärtstermin hat und deshalb eine weite Distanz mit dem Auto zurücklegen muss (ich habe leider keine Hinweise, die diese Annahme belegen oder widerlegen könnten), aber dies würde nicht erklären, warum der Mann sein komplettes Verhaltensmuster aufgibt. Da sich zu wiegen, zu frühstücken und mit dem Fahrrad zu fahren, von unterschiedlichen Rahmenbedingungen abhängig sind, fällt es mir schwer, eine Veränderung in der Umgebung zu erkennen, die all diese Verhaltensänderungen erklärt. Auf der anderen Seite könnte es jedoch sein, dass der Mann sein Ziel abzunehmen entweder erreicht, für ein

anderes Ziel hintenangestellt oder aufgegeben hat. Warum auch immer, es scheint am vierten Tag nicht sein entscheidungsbestimmendes Ziel zu sein.

Auf Basis einer kognitiv-ökologischen Verhaltensklärung (des Campbell-Paradigmas; siehe Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010; Kaiser & Wilson, 2019) habe ich die Entscheidung des Mannes aus Hausnummer 2, morgens aufs Fahrrad zu steigen, als Resultat von zwei Kräften erklärt: der persönlichen Wichtigkeit des Verhaltensziels (der inneren Kraft) und der Barrieren und Erleichterungen, denen das Verhalten in seiner Umgebung unterliegt (der äußeren Kraft). Diese Verhaltensklärung hat den Vorteil, dass sie die inneren und äußeren Kräfte, denen Entscheidungen unterworfen sind, in einer Theorie vereint und damit Vorhersagen für neue Personen unter neuen Rahmenbedingungen erlaubt. Ich kann also nun für den Kollegen des Mannes aus Hausnummer 2 vorhersagen, wie stark seine Motivation, Gewicht zu verlieren, sein muss und wie förderlich die Umgebungsbedingungen sein müssen, damit er ebenfalls Fahrrad fährt.

In der vorliegenden Arbeit beziehe ich diese neue Entscheidungserklärung auf die Entscheidung, umweltpolitische Maßnahmen zu akzeptieren (also die Frage, ob der Mann aus Hausnummer 2 zum Beispiel die Einrichtung einer verkehrsberuhigten Zone auf seinem Arbeitsweg oder eine Senkung der Ticketpreise für die Straßenbahn akzeptiert). Ich rücke diese Art von Entscheidungen in den Mittelpunkt meiner Arbeit, da es sich erstens bei Akzeptanz um ein Verhalten handelt, für dessen Erforschung in der Regel auf Meinungsäußerungen zurückgegriffen werden muss – was besondere Herausforderungen mit sich bringt (siehe Louviere & Hensher, 1982). Zweitens fügt sich die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen in ein Verhaltensmuster ein, das Personen sehr lange und konsequent einhalten müssen, um ihr Ziel zu erreichen: nämlich, die Umwelt und das Klima zu schützen. Anders als privates Umweltschutzverhalten (wie z.B. Fahrradfahren oder vegetarische Ernährung) kann öffentliches Umweltschutzverhalten (also sich z.B. für umweltpolitische Maßnahmen einzusetzen) potenziell systemische und damit mächtige Veränderungen in der Entscheidungsumgebung einer ganzen Bevölkerung erzeugen (siehe z.B. Henn & Kaiser, 2019). Deshalb ist diese Art öffentlichen Umweltschutzverhaltens in den letzten Jahren in den Fokus ökonomischer (siehe z.B. Carattini

et al., 2017; Schwirplies et al., 2019; Sommer et al., 2022) und psychologischer Forschung geraten (siehe z.B. Goldberg et al., 2021; Sharpe et al., 2021). Außerdem kann ich im Bereich des Umweltschutzes auf eine umfassende Basis früherer Forschung im Rahmen des Campbell-Paradigmas zurückgreifen (siehe z.B. Kaiser, 1998; Kaiser et al., 2010; Kaiser & Lange, 2021).

In drei empirischen Kapiteln zeige ich, dass (1) sich die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen auf Basis der persönlichen Wichtigkeit des Umweltschutzziels und der erwarteten Konsequenzen einer Maßnahme vorhersagen lässt, (2) der Einfluss der erwarteten Konsequenzen auf spezifische Eigenschaften einer Maßnahme zurückgeführt werden kann und (3) die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas allgemeingültig auf verschiedene Entscheidungsumgebungen anwendbar ist. Doch zunächst beginne ich mit einem Überblick über die Utility Theory und erkläre die Notwendigkeit einer kognitiv-ökologischen Entscheidungstheorie.

2 THEORETISCHER HINTERGRUND: UMWELTPOLITIKAKZEPTANZ ALS ERGEBNIS ZIELGERICHTETER ENTSCHEIDUNGEN

Handlungen sind menschliche Verhaltensweisen, die Akteur*innen zur Erreichung eines bestimmten Ziels ausführen (siehe Greve, 2001). Dies unterscheidet Handlungen von Verhaltensweisen, zu denen Menschen aufgrund äußerer Umstände gedrängt werden oder die reflexhaft geschehen. Jeder Handlung ging eine Entscheidung voraus (siehe Hensher et al., 2005).

Die Entscheidung, also die Auswahl einer Handlung aus mehreren möglichen Alternativen (der Mann aus Hausnummer 2 kann z.B. abends vegan oder mit Fleisch kochen oder nichts essen), ist ein kognitiver Prozess: Er läuft verborgen vor den Augen der Beobachter*innen ab. Woher weiß ich als Beobachterin also, ob der Mann aus Hausnummer 2 sich entschieden hat, vegan, mit Fleisch oder nichts zu kochen? Die Entscheidung kann sich grundsätzlich auf zwei verschiedene Weisen offenbaren: Sie kann *geäußert* werden, indem der Mann verbal mitteilt, welches Gericht er zum Abendessen kochen wird (d.i. seine *Intention*) oder gekocht hat. Die Entscheidung kann auch *offenbart* werden, indem ich als Beobachterin dabei zuschaue, welches Gericht der Mann aus Hausnummer 2 zum Abendessen kocht (d.i. ein *Verhalten*). In der Ökonomie wird auch von *stated* und *revealed preferences* gesprochen (siehe z.B. Hensher et al., 2005), wobei die Präferenz (engl. *preference*) die persönliche Rangordnung der Handlungen widerspiegelt (für den Mann aus Hausnummer 2 also z.B., dass er lieber vegan kocht, als nichts zu essen, und lieber nichts isst als Fleisch).

Ein Forschungsbereich, der sich häufig auf geäußerte Präferenzen verlassen muss, ist die Akzeptanzforschung. Das Ziel von Akzeptanzforschung ist in aller Regel, tatsächliches Verhalten in der Bevölkerung (also v.a. das Befolgen von Maßnahmen) vorherzusagen – häufig, bevor eine Maßnahme tatsächlich eingeführt wird. Gleichzeitig kann hohe Akzeptanz vor der Einführung einer Maßnahme die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass die Maßnahme überhaupt eingeführt wird (siehe Gärling & Loukopoulos, 2007), weshalb auch Akzeptanz vor der Einführung einer Maßnahme von Interesse sein kann. Für die Akzeptanzvorhersage vor der

Einführung einer Maßnahme stehen jedoch normalerweise keine Beobachtungen von Verhalten zur Verfügung, in der sich die Akzeptanz für die hypothetische Maßnahme offenbart (siehe Loomis & Richardson, 2006; Louviere & Hensher, 1982).

Bevor Policymakers beispielsweise eine Maßnahme zur Mülltrennung durchsetzen, könnten sie Studien in Auftrag geben, die das aktuelle Mülltrennungsverhalten in der Bevölkerung beobachten. Aber für die Übertragbarkeit auf die Akzeptanz einer Maßnahme zur Mülltrennung ergeben sich zwei Probleme: (1) Wahrscheinlich wird Mülltrennungsverhalten ohne entsprechende Maßnahme grundsätzlich selten auftreten. Ohne ein getrenntes Sammel- und Verwertungssystem ist es für Bürger*innen sinnlos, ihren Müll im Haus in verschiedene Eimer zu sortieren. Bedeutungsvolles Mülltrennungsverhalten ohne ein entsprechendes System könnte höchstens in Form von Kompostierung beobachtbar sein – zur Weiterverwertung von Glas-, Pappmüll oder weiterem Wertstoff hätten die meisten Haushalte wahrscheinlich keine Ressourcen. (2) Wenn das Verhalten bereits im bedeutsamen Umfang auftritt – Nachbarschaften also zum Beispiel ohne Eingreifen der Kommune ihren Müll getrennt sammeln und verwerten, zum Beispiel, indem alle Personen in einer Nachbarschaft ihre Grünabfälle zu einer Nachbarin mit Garten bringen und ihren Glasmüll zu einer anliegenden Fabrik –, stellt sich die Frage, wieso eine politische Regelung der Angelegenheit überhaupt notwendig wäre.

Deshalb beschäftige ich mich in der vorliegenden Arbeit mit Meinungsäußerungen gegenüber politischen Maßnahmen (wie vorherige Akzeptanzforschung auch, z.B. Goldberg et al., 2021; Rolfe et al., 2000; Sælen & Kallbekken, 2011; Sharpe et al., 2021), also der verbal geäußerten Präferenz – häufig für geplante oder hypothetische Maßnahmen. Ich konzentriere mich dabei auf den Umweltschutzkontext, da im Rahmen der von mir vorgeschlagenen Theorie (dem Campbell-Paradigma) bereits eine gute Basis an Forschung zum Umweltschutzziel und umweltfreundlichem Verhalten existiert (z.B. Kaiser et al., 2010; Kaiser et al., 2014; Kaiser et al., 2020; Kaiser & Lange, 2021).

Bevor ich mich dem Campbell-Paradigma zuwende, erkläre ich jedoch, wie die Utility Theory – als einflussreichste Entscheidungstheorie (siehe Kahneman & Tversky, 1979) – Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen erklärt und welche Einschränkungen sich dabei

ergeben. Anschließend lege ich dar, welche Vorteile ein kognitiv-ökologisches Modell – wie zum Beispiel das Campbell-Paradigma – für die Entscheidungserklärung hätte.

2.1. Die Entscheidungserklärung der Utility Theory

Die Utility Theory entwickelte sich aus der Annahme, dass Entscheidungsobjekte einen Nutzwert (also *utility*) haben, der sich vom Tauschwert (also dem monetären Wert) unterscheidet. Bernoulli (1738; in englischer Übersetzung: 1954) nutzte die Annahme von Utility, um das Sankt-Petersburg-Paradoxon zu lösen:

Hierbei nehmen Personen an einem Spiel teil, bei der eine Münze so oft geworfen wird, bis das erste Mal Kopf fällt. Bei jedem Münzwurf wird der Gewinn verdoppelt. Das heißt, wenn bereits beim ersten Wurf Kopf fällt, beträgt der Gewinn 1€, wenn erst beim zweiten Wurf Kopf fällt, 2€, wenn erst beim dritten Wurf Kopf fällt, 4€ und so weiter. Der Erwartungswert für den Gewinn aus dieser Lotterie beträgt unendlich. Gleichzeitig ist die Wahrscheinlichkeit, einen nennenswerten Gewinn zu erzielen, sehr klein (bspw. beträgt die Wahrscheinlichkeit, mehr als 4€ zu gewinnen, lediglich 12.5%). Spieler*innen, die sich auf Basis einer naiven Entscheidungstheorie verhalten, sollten also jeden möglichen Eintrittseinsatz für das Spiel akzeptieren; realistischerweise würden sich aber wohl nur die wenigsten Spieler*innen darauf einlassen, einen (subjektiv) hohen Eintrittseinsatz zu zahlen.

Die Entscheidung der Spieler*innen, an der Lotterie teilzunehmen, basiert augenscheinlich auf einem Wert des Spiels, der nicht identisch mit dem Erwartungswert des Gewinns ist (Bernoulli, 1954). Die Spieler*innen beurteilen den Wert des Spiels also nicht objektiv, sondern subjektiv. Das heißt, die Höhe des Einsatzes, den Spieler*innen zu zahlen bereit sind, ergibt sich aus einer Kombination von Eigenschaften des Spiels (z.B. der Erwartungswert des Gewinns oder die Wahrscheinlichkeit, einen bestimmten Gewinn zu erzielen) und Eigenschaften der Spieler*innen (z.B. Vermögen oder Einkommen). Folglich wird der Wert des Spiels nicht durch den objektiven Gewinn bemessen, sondern durch seine subjektive Nützlichkeit (d.i. Utility).

Seit Bernoullis Vorschlag der Betrachtung von Nutzwert statt Tauschwert hat sich die Utility Theory stetig weiterentwickelt. Auf einen Teil der Entwicklung und ihre Limitationen in der Entscheidungserklärung und Vorhersage gehe ich im Folgenden ein.

2.1.1. Der subjektive Wert der Entscheidung unter Unsicherheit

Am Beispiel des Sankt-Petersburg-Paradoxons zeigt sich bereits, dass die Utility personenabhängig – also *subjektiv* – ist. Zwei Personen weisen dem gleichen Entscheidungsobjekt verschiedene Utility zu. Bernoulli (1954) konnte dieses Problem am Beispiel des Lotterieeintritts noch relativ einfach lösen, indem er als Personeneigenschaft, welche die Utility determiniert, das Einkommen der Person annahm. Eine Person mit höherem Einkommen hat für einen Lotterieeintritt bei beispielsweise 5€ eine höhere Utility (die sich darin äußert, dass diese Person mit höherer Wahrscheinlichkeit die 5€ zum Lotterieeintritt zahlt) als eine Person mit niedrigerem Einkommen. Nur weil wir also die Utility einer einzelnen Person für den Lotterieeintritt bei 5€ kennen, kennen wir noch lange nicht die Utility einer zweiten Person.

Nun ist die Frage, ob eine Person eine politische Maßnahme akzeptiert – oder welche konkrete Maßnahme sie aus einer Reihe von Maßnahmen bevorzugt – deutlich schwieriger zu untersuchen als die Frage, ob eine Person einen bestimmten Eintrittspreis für eine Lotterie zu zahlen bereit ist, an deren Ende sie entweder Geld gewinnt oder verliert. Das liegt unter anderem daran, dass es sich bei der Frage nach dem Lotterieeintritt um eine *riskante* und bei der Frage nach der Politikakzeptanz um eine *unsichere* Entscheidung handelt.

Entscheidungen *unter Risiko* sind charakterisiert als Entscheidungen, deren Konsequenzen mit einer Wahrscheinlichkeit von $p < 1$ eintreten. Jedoch sind alle Konsequenzen und auch die Wahrscheinlichkeiten für ihr Eintreten bekannt (siehe Knight, 1921; siehe auch Volz & Gigerenzer, 2012). Bei jedem Münzwurf im Rahmen der oben genannten Lotterie kennen die Entscheidungsträger*innen die Wahrscheinlichkeit, dass Kopf oder Zahl fällt (jeweils $p = .5$), und sie wissen auch, dass beim Fallen von Kopf der aktuelle Gewinn ausgezahlt wird und beim Fallen von Zahl erneut geworfen und der Gewinn verdoppelt wird. Die Entscheidungsträger*innen können also zum Beispiel auch die Wahrscheinlichkeit berechnen, einen

bestimmten Gewinn zu erzielen (die Wahrscheinlichkeit, mehr als 4€ zu gewinnen und damit einen Lottereeintrittspreis von 5€ wieder hereinzuholen, beträgt zum Beispiel 12.5%).

Bei Entscheidungen *unter Unsicherheit* sind im Gegensatz dazu nicht alle möglichen Konsequenzen und auch nicht ihre Eintrittswahrscheinlichkeit bekannt (siehe Knight, 1921; siehe auch Volz & Gigerenzer, 2012). Wenn eine Person alltägliche Entscheidungen trifft, sind für sie die Konsequenzen ihrer Entscheidungen in aller Regel unüberschaubar (siehe Gigerenzer & Todd, 1999). In diesem Sinne ist die alltägliche Entscheidung, eine politische Maßnahme zu akzeptieren oder abzulehnen, keine Entscheidung unter Risiko, sondern vielmehr eine Entscheidung unter Unsicherheit. Die Entscheidungsträger*innen können nicht wissen, welche Konsequenzen aus ihrer Meinungsäußerung in einer Befragung resultieren (das Ergebnis könnte publiziert werden und Policymakers dazu bewegen, die Maßnahme einzuführen – dies hängt aber auch davon ab, ob andere Personen in der Befragung Akzeptanz geäußert haben oder nicht).

Die Erforschung von Alltagsentscheidungen ist also mit der Schwierigkeit verbunden, dass Verhalten unter Unsicherheit erklärt werden soll. Doch es gibt eine weitere Schwierigkeit: Häufig soll zukünftiges Verhalten erklärt werden, das zum Zeitpunkt der Vorhersage nicht oder nur unzureichend beobachtet werden kann – dies ist besonders in der Akzeptanzforschung der Fall.

2.1.2. Entscheidungsvorhersage auf Basis geäußerter Präferenzen

In den meisten Fällen muss Akzeptanzforschung auf die Beobachtung geäußerter Präferenzen zurückgreifen. Hierfür wurden zur Bestimmung der Utility für verschiedene Entscheidungsobjekte sogenannte *Discrete-Choice-Experimente* entwickelt. In Discrete-Choice-Experimenten werden kontrollierte experimentelle Bedingungen geschaffen, die auf Basis geäußerter Präferenzen möglichst Rückschlüsse auf zukünftige offenbarte Handlungen erlauben (siehe Louviere & Hensher, 1982). Die Anwendung von Choice-Experimenten offenbart die Präferenzrangreihe, in der Personen verschiedene Wahlalternativen – also zum Beispiel verschiedene CO₂-Bepreisungssysteme – bringen würden. Diese Rangreihe offenbart die Utility der Personen für die spezifischen Wahlalternativen.

In Discrete-Choice-Experimenten werden Personen mit *Choice-Sets* konfrontiert: Das sind Zusammensetzungen aus verschiedenen Entscheidungsalternativen (z.B. verschieden ausgestaltete CO₂-Preise; siehe Carattini et al., 2017; Gevrek & Uyduranoglu, 2015), aus denen die Entscheidungsträger*innen auswählen sollen, welche sie bevorzugen. Die Entscheidungsalternativen variieren in ihren Eigenschaften. Bei CO₂-Preisen könnte dies zum Beispiel die Preishöhe sein (also wie hoch eine Tonne CO₂ besteuert wird) oder die Art der Rückverteilung (also auf welche Weise die Einnahmen aus der Steuer verwendet werden; ein beispielhaftes Choice-Set ist in Abbildung 2.1 zu sehen).

Abbildung 2.1

Beispielhaftes Choice-Set

Welches Bepreisungssystem bevorzugen Sie?		
Emissionshandel	CO ₂ -Steuer	
Mindestpreis von 30€ pro Tonne	Steuersatz von 25€ pro Tonne	
Einnahmen pro Kopf rückverteilt	Einnahmen pro Kopf rückverteilt	keins von beiden
☐	☐	☐

Anmerkung. Darstellung eines beispielhaften Choice Sets, bei dem zwei Bepreisungssysteme für CO₂ gegenübergestellt werden. Das System *Emissionshandel* hat die Eigenschaften *Mindestpreis* (d.h., obwohl sich der Preis am Markt durch Angebot und Nachfrage bildet, wird politisch ein Preis festgesetzt, der nicht unterschritten werden kann) und *Einnahmeverwendung*. Das System *CO₂-Steuer* hat die Eigenschaften *Preishöhe* und *Einnahmeverwendung*. In dieser Version eines Discrete-Choice-Experiments haben Versuchspersonen die Möglichkeit, beide angebotenen Alternativen zurückzuweisen. In einem typischen Discrete-Choice-Experiment würden Versuchspersonen mit einer Reihe solcher Choice-Sets konfrontiert werden (siehe z.B. Louviere & Hensher, 1982; Sælen & Kallbekken, 2011).

Die Präferenz (P_{ki}) eines Individuums k für eine Option i gegenüber einer Option j offenbart sich in ihrer *geäußerten* Wahl (also ob sie Option i in einem Experiment gegenüber Option j bevorzugt; siehe Rolfe et al., 2000):

$$P_{ki} = \text{Prob}(U_{ki} > U_{kj}) \quad (2.1)$$

Das heißt, dass die Präferenz eine Funktion der Wahrscheinlichkeit ist, dass die Option i für das Individuum k eine höhere Utility (U , d.i. *Nützlichkeit*) hat als die Option j . Grundsätzlich wird angenommen, dass Utility besteht, wenn eine Präferenz gegenüber einer bestimmten Verhaltensoption gezeigt wird (d.h., die Utility zeigt sich im Entscheidungsverhalten, sei es geäußert oder offenbart):

$$P_{ki} \approx U_{ki} = V_{ki} + e_{ki}, \quad (2.2)$$

wobei V_{ki} ein Faktor ist, der sich aus beobachteten Eigenschaften der Option i und der Person k ergibt (z.B. ob es sich bei einem Bepreisungssystem um eine Steuer oder einen Emissionshandel handelt, um die konkrete Preishöhe/den Mindestpreis und die Art der Einnahmeverwendung, sowie das Einkommen der Person) und e_{ki} alle unbeobachteten Einflussfaktoren zusammenfasst (siehe Rolfe et al., 2000). Die Utility der Option i für Person k (U_{ki}) wird darin sichtbar, dass sich das Individuum k für Option i entscheidet und nicht für Option j (P_{ki} , d.i. die Präferenz).

Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Person eine politische Maßnahme akzeptiert, ist also eine Funktion der Wahrscheinlichkeit, dass diese Maßnahme für diese Person begehrenswerter ist als eine Alternative. Aus welchen Eigenschaften der Maßnahme und der Person sich die Utility ergibt, muss für jeden Anwendungsfall von Forschenden definiert werden (d.i. die sogenannte *Spezifikation der Utility-Funktion*; siehe z.B. Rolfe et al., 2000). Auf diese Weise kann sich eine mehr oder weniger komplexe Entscheidungserklärung ergeben. So präsentieren Louviere und Hensher (1982) beispielsweise ein Experiment, in dem Versuchspersonen angeben, ob sie den Bus oder das Auto bevorzugen, wobei der Bus bezüglich der Eigenschaften *Ticketpreis*, *Reisezeit* und *Gehdistanz* und das Auto bezüglich der Eigenschaften *Benzinpreis*, *Reisezeit* und *Parkkosten* variierte. Die relative Häufigkeit der Beobachtung einer Entscheidung p (Rf_p) ist:

$$Rf_p = \beta_0 + \beta_1 Bus_p + \beta_2 Auto_p + \beta_3 Ticketpreis(\$)wenn Bus_p + \beta_4 Reisezeit(min)wenn Bus_p + \beta_5 Gehdistanz(Blöcke)wenn Bus_p + \beta_6 Benzinpreis(\$ / gal)wenn Auto_p + \beta_7 Reisezeit(min)wenn Auto_p + \beta_8 Parkkosten(\$ / h)wenn Auto_p + \sum_{i=1}^{15} \alpha_i C_i, \quad (2.3)$$

wobei *Bus* und *Auto* die Alternative als Dummy-Variablen (entweder 0 oder 1) spezifizieren und *Ticketpreis*, *Reisezeit* und so weiter die spezifischen Eigenschaften der Alternative kodieren (ihr spezifischer Wert in der genannten Einheit oder 0, wenn die Eigenschaft nicht zutrifft). C_i umfasst Dummy-Variablen (Anzahl Choice-Sets – 1) als Repräsentation der 16 Choice-Sets, und α_i , β_0 , β_1 und so weiter sind empirische Konstanten, die aus den Daten geschätzt werden. Der geschätzte Skalenwert gibt Aufschluss über die Beliebtheit einer Alternative und den Einfluss der Eigenschaften der Alternative auf die Entscheidung.

An diesem Beispiel zeigt sich, dass die Entscheidungserklärung hochspezifisch ist. Keiner der Faktoren, die in die Erklärung einfließen, wäre auf eine vollkommen andere Entscheidung übertragbar (z.B. ob eine Person einen Emissionshandel einer CO₂-Steuer vorzieht). Für jede neue Entscheidung, die erklärt werden soll, muss also eine neue Erklärung spezifiziert werden.

2.1.3. Einschränkungen der Utility Theory

In den folgenden Abschnitten lege ich zwei Einschränkungen der Utility Theory dar, die für ihre Anwendung auf Umweltpolitikakzeptanz entscheidend sind: (1) Utility ist eine Black-Box, die zu zirkulären Schlussfolgerungen führt, und (2) die Übertragbarkeit von geäußerten Präferenzen auf offenbarte Präferenzen ist unklar.

2.1.3.1. Keine Berücksichtigung persönlicher Verhaltensgründe: Utility als Black-Box

Einleitend habe ich bereits dargelegt, dass Personen Entscheidungen mit einem Ziel vor Augen treffen. Im Sinne der Utility Theory wollen die Personen den Nutzen ihres Verhaltens maximieren (d.h., es wird Nutzenmaximierung als generelles Verhaltensziel angenommen; siehe z.B. van den Bergh et al., 2000). Betrachten wir eine Person, die sich zwischen zwei CO₂-Preisen entscheiden soll: Beim ersten CO₂-Preis werden die Einnahmen gestaffelt nach Einkommen zurückgezahlt, sodass Personen mit geringem Einkommen das meiste

bekommen. Die Spitzenverdienenden erhalten keinerlei Rückzahlung. Beim zweiten Preis werden die Einnahmen pro Kopf zurückgezahlt (d.h., alle erhalten eine Rückzahlung in der gleichen Höhe). Eine Person sollte sich nun für den CO₂-Preis entscheiden, der ihr persönlich den höchsten Nutzen bringt.

Der Nutzen ergibt sich dabei nicht aus dem objektiv höchsten (z.B. materiellen) Wert. Zum Beispiel können wir nicht pauschal sagen, dass eine Person, die zu den reichsten 20% eines Landes gehört, einen geringeren Nutzen für die einkommensgestaffelte Rückzahlung hat als eine Person, die zu den ärmsten 20% gehört. Vielmehr äußert sich der subjektive Nutzen, den eine Person einem CO₂-Preis zuweist, in ihrem Wahlverhalten (ob sie also einen bestimmten CO₂-Preis einem anderen vorzieht, oder nicht; siehe Kahneman & Thaler, 2006; Sælen & Kallbekken, 2011). Da sich der Nutzen nur in verbalen Äußerungen oder Handlungen offenbart, ist nie klar, woraus sich Nutzen eigentlich schöpft. Nutzen ist gegeben, wenn eine Person sich positiv gegenüber einer Option verhält. Nutzen ist nicht gegeben, wenn sie sich nicht positiv gegenüber einer Option verhält. Aufgrund der Zirkularität der Schlussfolgerung über Nutzen lässt sich die Annahme, dass eine Entscheidung dann zugunsten einer bestimmten Option ausfällt, wenn ihr subjektiver Nutzen am höchsten ist, nicht falsifizieren (siehe Kahneman & Thaler, 2006). Die gewählte Option war immer die subjektiv nützlichste.

Diese Entscheidungserklärung (also dass Personen immer die Option mit der höchsten Nützlichkeit wählen) setzt außerdem voraus, dass die Personen die Konsequenzen ihres Handelns genau abschätzen können (siehe Gigerenzer & Todd, 1999). Entscheidungsträger*innen müssten alle möglichen Konsequenzen, ihre Eintrittswahrscheinlichkeit und ihre subjektive Nützlichkeit einschätzen, bevor sie zu einer Entscheidung kommen können. Vor allem im Rahmen von Entscheidungen unter Unsicherheit – deren Konsequenzen per Definition nicht überschaubar sind – ist unwahrscheinlich, dass dies eine realistische Konzeption der Art ist, auf die Menschen Entscheidungen treffen.

Ohne eine Theorie darüber, woraus sich Nutzen ableitet und wie Entscheidungsträger*innen – realistischerweise – zu einer Nutzenbewertung kommen, bleibt *Nutzen* eine Black-Box, die mögliche psychologische Prozesse überdeckt, die die Entscheidung tatsächlich

beeinflussen könnten (z.B. Einstellungen, soziale Normen, fehlendes Wissen oder verzerrte Informationsverarbeitung). Schlussendlich besteht die Schwäche der Utility Theory darin, dass sie anscheinend nicht zum Ziel hat, die inneren Prozesse des Menschen abzubilden und als Bestandteil der Verhaltensvorhersage zu nutzen (siehe Gigerenzer & Todd, 1999; Weimann et al., 2015).

2.1.3.2. Externe Validität von Stated-Preferences-Untersuchungen

In der Akzeptanzforschung steht, wie oben bereits beschrieben, häufig kein beobachtetes Verhalten als Reaktion auf eine politische Maßnahme zur Verfügung, um die Akzeptanz abzuschätzen. Da in aller Regel die Akzeptanz von Maßnahmen, die (noch) nicht eingeführt sind, untersucht wird (siehe z.B. Rinscheid et al., 2021; Sharpe et al., 2021), müssen Forschende auf Meinungsäußerungen gegenüber hypothetischen Maßnahmen zurückgreifen. Allerdings ist unklar, inwiefern solche Meinungsäußerungen übertragbar auf offenbartes Verhalten sind (siehe Loomis & Richardson, 2006; Louviere & Hensher, 1982; Quaife et al., 2018).

Grundsätzlich scheinen Discrete-Choice-Analysen eine einigermaßen zuverlässige Vorhersage des offenbarten Verhaltens zu erlauben (siehe z.B. Louviere, 1988). Allerdings zeigte sich in einer Meta-Analyse, dass einzelne Studien teilweise stark in der Güte ihrer Vorhersage variierten; also manche Studien offenbartes Verhalten auf Basis von geäußerten Präferenzen besser vorhersagen konnten als andere (siehe Quaife et al., 2018).

Um in der Zukunft beurteilen zu können, wie gut eine Vorhersage aus einem Discrete-Choice-Experiment ist, müssten Forschende wissen, unter welchen Umständen Meinungsäußerungen prädiktiv für offenbartes Verhalten sind – oder vielmehr: Es braucht eine Theorie über den Zusammenhang zwischen geäußerten und offenbarten Präferenzen. Ein Vorschlag ist, dass die geäußerten Präferenzen dann besonders prädiktiv für offenbartes Verhalten sind, wenn die Meinungsäußerung als *konsequenzhaft* wahrgenommen wird (siehe Carson & Groves, 2007; Vossler & Watson, 2013). Das heißt, dass Teilnehmende an Discrete-Choice-Experimenten oder anderen Studien, in denen geäußerte Präferenzen erhoben werden, glauben müssen, dass ihre hypothetische Äußerung in der vorliegenden Studie reale Auswirkungen hat. Allerdings hat sich eine strukturierte Anwendung der vorgeschlagenen Methode (also

z.B. den Teilnehmenden irreführenderweise mitzuteilen, dass ihre Antworten in einer Befragung auch Policymakers vorgelegt werden) anscheinend nicht durchgesetzt.

Die Zustimmung zu einer politischen Maßnahme fiel in einer Studie ähnlich aus wie die Zustimmungsrates in einem politischen Referendum (siehe Vossler & Watson, 2013). Allerdings sagt dies noch wenig darüber aus, ob Personen, die in einer wissenschaftlichen Befragung angeben, einer Maßnahme zuzustimmen, sich auch tatsächlich an die Maßnahme halten werden. Auch hierfür wäre eine Theorie über den Zusammenhang von geäußerten und offenbarten Präferenzen entscheidend. Da die Utility Theory hierzu (bisher) keine konsistente Erklärung anbietet, wende ich mich im Folgenden kognitiv-ökologischen Modellen und schlussendlich einem Entscheidungsmodell zu, das Annahmen darüber trifft, worin geäußerte und offenbarte Präferenzen sich konkret unterscheiden.

2.2. Kognitiv-ökologische Modelle: Entscheidungen im Kontext

Ein zentrales Problem bei Alltagsentscheidungen ist, dass es für die Entscheidungsträger*innen unmöglich ist, alle Konsequenzen ihres Handelns abzusehen (siehe Gigerenzer & Todd, 1999). Menschen haben begrenztes Wissen und begrenzte Zeit, um die Konsequenzen ihres Handelns abzuwägen – und damit ist auch fraglich, ob sie die Nützlichkeit jeder einzelnen Handlungsoption und ihrer Konsequenzen in Betracht können, während sie eine Entscheidung treffen.

Im Gegensatz zu der Annahme der Utility Theory, dass Entscheidungsträger*innen stets ihren Nutzen maximieren – was erstens die Frage aufwirft, woraus sie Nutzen ziehen, und zweitens offenlässt, wie sie den Nutzen jeder möglichen Handlungsoption abwägen (siehe van den Bergh et al., 2000), nehmen kognitiv-ökologische Modelle *ökologische Rationalität* an (siehe Gigerenzer & Todd, 1999). Das bedeutet, dass Entscheidungsträger*innen ihre Entscheidungen auf den Kontext anpassen, in dem die Entscheidung stattfindet, und sich dementsprechend auch ihr Inneres (ihre Kognition) formt. In den folgenden Abschnitten erkläre ich, wie Entscheidungsträger*innen Heuristiken als sparsame Möglichkeit der Entscheidungsfindung einsetzen, bevor ich darauf eingehe, welche Interaktionen kognitiv-ökologische Modelle zwischen Umwelt und Entscheidungsträger*innen annehmen.

2.2.1. Die adaptive Toolbox

Im Sinne kognitiv-ökologischer Modelle sind die Entscheidungsträger*innen mit genau der Kognition ausgestattet, die sie in ihrer Umgebung benötigen, um mit wenig Ressourcen optimale Entscheidungen zu treffen. Beispielsweise benötigt ein Organismus, der sich in einer Umgebung auf Nahrungssuche befindet, in der die Nahrung zufällig verteilt ist, lediglich die Fähigkeit, sich fortzubewegen und die Nahrung wahrzunehmen (siehe Simon, 1956). Es genügt außerdem vollkommen, zwei einfachen Entscheidungsregeln zu folgen: (1) Der Organismus bewegt sich so lange zufällig durch die Umgebung, bis er Nahrung wahrnimmt, und (2) er bewegt sich auf dem schnellsten Weg auf die Nahrung zu, sobald er sie wahrgenommen hat. Befindet sich der Organismus wiederum in einer Umgebung, in der die Nahrung eben nicht zufällig verteilt ist und es Hinweise auf vielversprechende Orte zum Auffinden der Nahrung gibt, dann benötigt der Organismus zusätzlich die Fähigkeit und die entsprechenden Entscheidungsregeln, die Hinweise zu interpretieren, um vielversprechende Orte aufzusuchen.

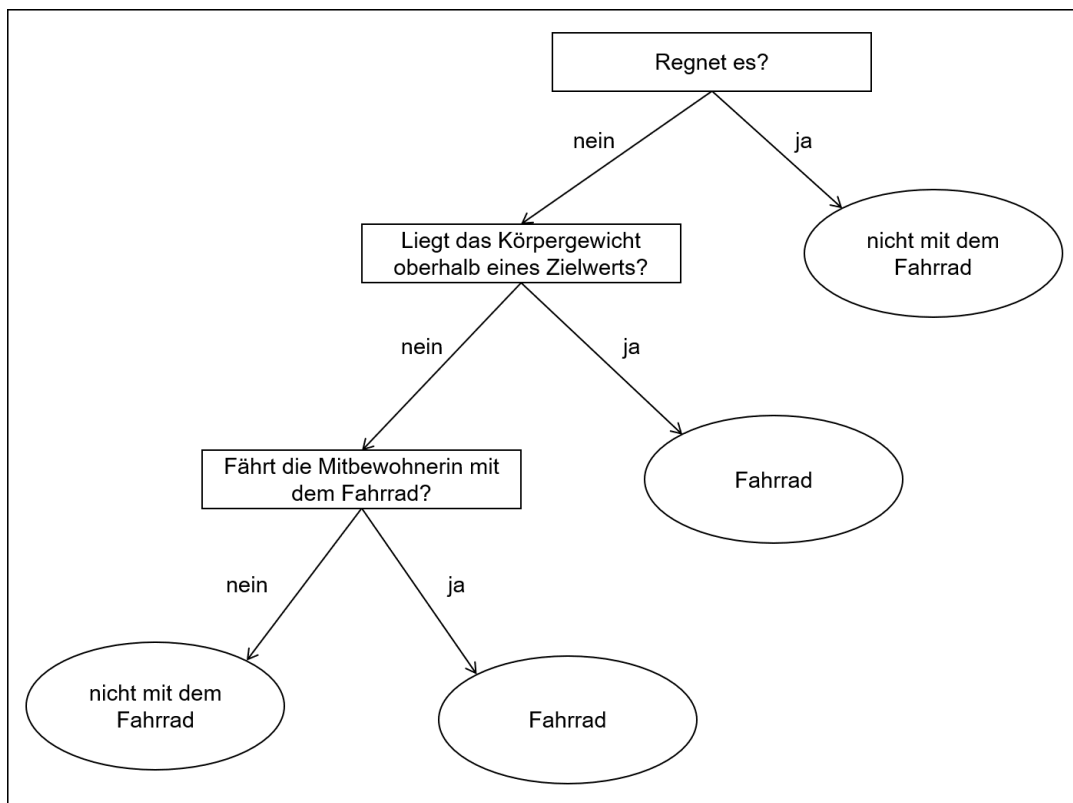
Auch Menschen – die neben der Nahrungsaufnahme noch weitere Ziele verfolgen – handeln ökologisch rational. Sie wenden Heuristiken an, die im jeweiligen Kontext die optimalste Möglichkeit bieten, mit wenig Ressourcen zu einer Entscheidung zu gelangen (siehe z.B. Gigerenzer & Todd, 1999). Die Forschung schlägt eine ganze Reihe von Heuristiken vor, aus denen Menschen auswählen können – die sogenannte *Toolbox*.

Zum Beispiel könnte der Mann aus Hausnummer 2, wenn er sich entscheidet, ob er am Morgen aufs Fahrrad steigt (siehe das einleitende Beispiel in Tabelle 1.1), *Fast-and-Frugal-Trees* als Entscheidungsheuristik anwenden (für eine Beschreibung, siehe z.B. Gigerenzer & Todd, 1999). Solche Entscheidungsbäume (siehe Abbildung 2.2) prüfen sukzessive das Vorhandensein eines Grundes, der für sich genommen ausreichen würde, um eine Entscheidung zu treffen. Auf jeder Ebene hat der Entscheidungsbaum also einen „Ausgang“, der direkt in einer Entscheidung mündet. Zum Beispiel könnte der Mann aus Hausnummer 2 das Wetter als erste Bedingung betrachten. Wenn er beim ersten Blick aus dem Fenster bereits sieht, dass es regnet, entscheidet er sofort, nicht mit dem Fahrrad zu fahren.

Ist das Wetter jedoch zufriedenstellend, wandert er auf dem Entscheidungsbaum eine Ebene weiter. Nachdem er aus dem Fenster gesehen hat, steigt er auf die Waage. Wenn das angezeigte Gewicht einen bestimmten Wert überschreitet, entscheidet der Mann aus Hausnummer 2 sofort, mit dem Fahrrad zu fahren. Liegt das Gewicht jedoch unterhalb seines gewünschten Wertes, macht er die Entscheidung daran fest, ob seine Mitbewohnerin heute auch mit dem Fahrrad fährt. Führt sie mit dem Fahrrad, begleitet er sie, fährt sie nicht mit dem Fahrrad, nimmt er die Straßenbahn.

Abbildung 2.2

Fast-and-Frugal-Tree der Verkehrsmittelwahl



Anmerkung. Fast-and-Frugal-Tree der beispielhaften Entscheidung, morgens mit dem Fahrrad zur Arbeit zu fahren.

2.2.2. Interaktion zwischen Kognition und Ökologie

Entscheidungen bestehen im Sinne kognitiv-ökologischer Modelle aus zwei Schritten: Erst werden Informationen aus der Umgebung gesammelt, auf deren Basis sich dann ein kognitiver Prozess entwickelt, der in einer Entscheidung mündet (siehe Gaissmaier, 2019). Bei

der Sammlung von Informationen sind Personen auf zwei Arten limitiert: Erstens durch die Kapazitäten ihres sensorischen Apparats (d.h., manche Stimuli lassen sich mit menschlichen Sinnesorganen nicht aufnehmen oder nicht originalgetreu abbilden; siehe Fiedler & Wänke, 2009; Horvath et al., 2021) und zweitens durch die schiere Menge potenziell relevanter Stimuli (siehe Simon, 1990).

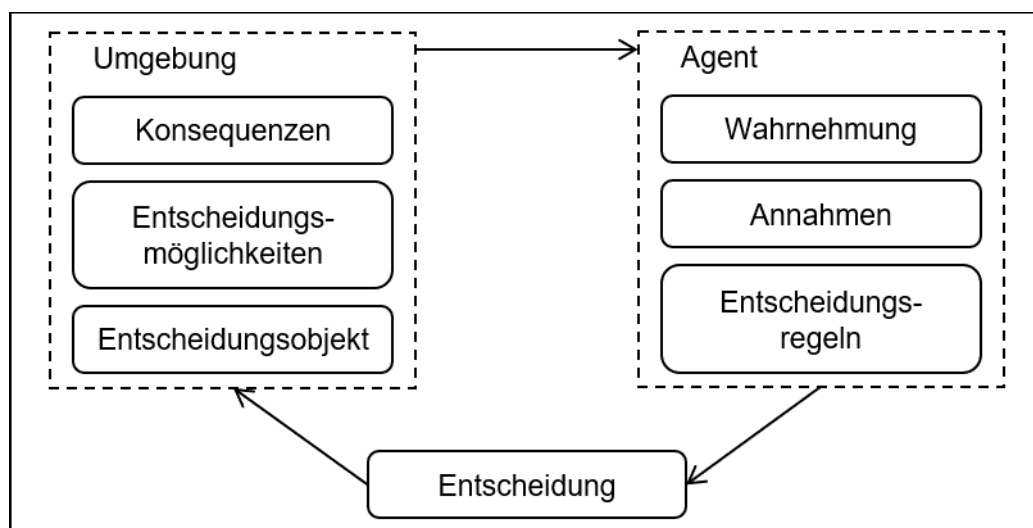
Betrachten wir als Beispiel ein agentenbasiertes Entscheidungsmodell (siehe Abbildung 2.3). Agentenbasierte Modelle enthalten Entitäten (d.s. die Agenten), die sich in einer bestimmten Umgebung in Interaktion mit anderen Entitäten verhalten (z.B. Roozmand et al., 2011; Xiong et al., 2018; für einen Überblick über den Einsatz agentenbasierter Modelle in der Sozialpsychologie, siehe Smith & Conrey, 2007). Ein agentenbasiertes Entscheidungsmodell besteht also aus der *Umgebung* und den *Agenten* (siehe z.B. Horvath et al., 2021). Dabei beschreibt die Umgebung den Input, den der Agent aus der Umwelt erhält. Der Input besteht aus den Eigenschaften des Entscheidungsobjekts, allen verfügbaren Verhaltensoptionen im Zusammenhang mit dem Entscheidungsobjekt und den möglichen Konsequenzen des Verhaltens. Der Agent enthält einen Apparat zur Verarbeitung des Inputs aus der Umgebung (d.i. die Wahrnehmung), seine Annahmen über die Umgebung (v.a. in Bezug auf unsichere Eigenschaften des Entscheidungsobjekts) und Entscheidungsregeln, auf deren Basis der Agent eine Entscheidung trifft.

In diesem Modell folgt die Entscheidung aus einem Zusammenspiel aus Eigenschaften der Umgebung, in der die Entscheidung getroffen wird, und Eigenschaften des Individuums, das die Entscheidung trifft. Zwischen den Umgebungseigenschaften und den individuellen Eigenschaften bestehen eine Reihe von Wechselwirkungen: (1) Der Agent kann nie direkt die *wahren* Zustände der Umgebung beobachten, sondern seine Wahrnehmungen sind durch seinen sensorischen Apparat beschränkt oder verzerrt (siehe Fiedler & Wänke, 2009; Horvath et al., 2021). (2) Erfahrungen mit der Entscheidungsumgebung führen dazu, dass der Agent seine Annahmen über die Umgebung anpasst (siehe Xiong et al., 2018). Mehr noch: Die Gestaltung der Umgebung selbst beeinflusst die Gestaltung, den Inhalt und die Prozesse im Inneren des Agenten (siehe Gigerenzer & Todd, 1999; Simon, 1956).

Zugleich besteht (3) eine Rückkopplung der Entscheidungen des Agenten auf die Umwelt: In einem sehr einfachen agentenbasierten Modell, in dem Beute und Beutegreifer als Agenten modelliert werden, beeinflusst zum Beispiel die Entscheidung des Beutegreifers, die Beute zu fressen, die Größe der Population der Beute und damit die Umgebung für zukünftige Entscheidungen des Beutegreifers (siehe Smith & Conrey, 2007). Die Umgebung kann also durch eine vorhergehende Entscheidung des Agenten verändert werden, was wiederum den zukünftigen Input aus der Umgebung und damit die Kognition des Agenten und seine zukünftigen Entscheidungen beeinflusst.

Abbildung 2.3

Agentenbasiertes kognitiv-ökologisches Modell



Anmerkung. Komponenten eines agentenbasierten kognitiv-ökologischen Entscheidungsmodells.

In einem interaktionistischen Modell wirkt der Kontext nicht direkt auf die Entscheidung. Stattdessen verändert der Kontext etwas im Inneren der Entscheidungsträger*innen (siehe Abbildung 2.3). Da das Innere jedoch für Beobachter*innen nicht direkt zugänglich ist, lässt sich nichts darüber sagen, worin diese Veränderung besteht. Nehmen wir beispielsweise an, dass der Mann aus Hausnummer 2 und sein Kollege gefragt werden, ob sie die Einrichtung einer verkehrsberuhigten Zone auf ihrem Arbeitsweg befürworten. Der Mann aus Hausnummer 2 lebt nur zwei Kilometer von seiner Arbeitsstelle entfernt und befürwortet die verkehrsberuhigte Zone. Sein Kollege lebt zehn Kilometer entfernt und lehnt die verkehrsberuhigte Zone ab.

Zone ab. Anscheinend hat der unterschiedliche Arbeitsweg etwas im Inneren des Kollegen so verändert, dass er eine andere Entscheidung trifft als der Mann aus Hausnummer 2.

Was aber, wenn der Kollege eine erwachsene Tochter hat, die in der gleichen Firma arbeitet und bei ihm zu Hause lebt – also den identischen Arbeitsweg hat –, aber die Maßnahme befürwortet? Offenbar hat der Arbeitsweg ihr Inneres nicht in der gleichen Weise beeinflusst wie das Innere ihres Vaters. Allerdings lässt sich von außen nicht sagen, wie der Arbeitsweg sich auf das Innere der beiden ausgewirkt hat und warum sie im gleichen Kontext zu unterschiedlichen Entscheidungen gekommen sind. Demnach hat das agentenbasierte Modell, obwohl es mehr über den Zusammenhang des Inneren und des Äußeren der entscheidenden Person aussagen kann, immer noch ein Problem: Wie genau sich die inneren Zustände des Kollegen und seiner Tochter unterscheiden, bleibt ein Rätsel.

Eine sparsamere Entscheidungserklärung würde einen kompensatorischen (also additiven) Effekt der Kognition und der Ökologie auf die Entscheidung annehmen. Im folgenden Abschnitt stelle ich ein solches kompensatorisches Modell – das Campbell-Paradigma – vor.

2.3. Das Campbell-Paradigma als kognitiv-ökologisches Entscheidungsmodell

Etwas zu sagen oder ein Kreuz in einem Fragebogen zu setzen, ist eine Handlung – sie wird „absichtsvoll“, also mit einem bestimmten Ziel, ausgeführt (siehe Greve, 2001). Anders als dem versehentlichen oder reflexhaften Verhalten ging dem absichtsvollen, zielgerichteten Verhalten eine Entscheidung voraus (siehe Hensher et al., 2005).

Eine verbale Akzeptanzäußerung (z.B. „Ich finde einen CO₂-Preis gut“) ist also, genau wie das Befolgen einer umweltpolitischen Maßnahme (z.B. der Verzicht auf ein Auto nach der Einführung eines CO₂-Preises), Ausdruck eines Ziels, das die Person mit ihrem Verhalten erreichen möchte (siehe Kaiser, 2021). Entscheidungsträger*innen unterscheiden sich in der Wichtigkeit, die sie einem bestimmten Ziel beimessen: Für manche Personen ist Umweltschutz ein wichtiges Lebensziel, für andere ist Umweltschutz irrelevant. Zugleich sind alle Entscheidungsträger*innen den Zwängen ihrer Umgebung unterworfen. Zum Beispiel entscheidet das verfügbare Einkommen oder Vermögen über den Spielraum ihrer

Entscheidungsmöglichkeiten: Je mehr Einkommen, umso mehr Entscheidungsmöglichkeiten kommen hinzu (siehe Weimann et al., 2015).

Während die Utility Theory und bisherige kognitiv-ökologische Modelle annehmen, dass Äußeres und Inneres der Entscheidungsträger*innen in ihrer Wirkung auf die Entscheidung interagieren, existiert in der Sozialpsychologie eine neuere Theorie der Verhaltensklärung, die auf die Annahme einer Interaktion zwischen Kognition und Ökologie verzichtet: das Campbell-Paradigma (siehe z.B. Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010; Kaiser & Wilson, 2019). Im Sinne des Campbell-Paradigmas wird eine Handlung einerseits durch die Eigenschaften der Person kontrolliert (nämlich durch die persönliche Wichtigkeit, die sie dem Ziel der Handlung beimisst; konzeptuell gesprochen, die *Einstellung*) und andererseits durch die Eigenschaften der Umgebung (nämlich die Schwierigkeiten, Mühen oder Kosten, die mit der Realisierung des Verhaltens einhergehen; konzeptuell gesprochen, die *Verhaltenskosten*; siehe Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010).

2.3.1. Die additive Entscheidungserklärung im Campbell-Paradigma

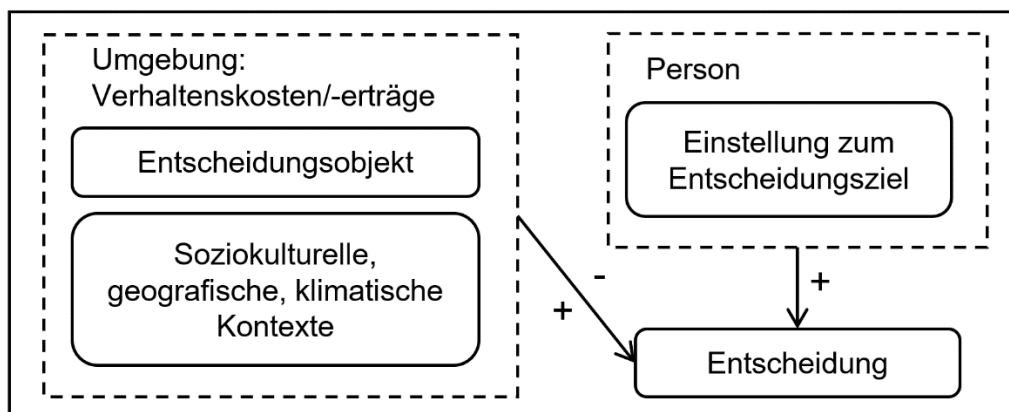
Personen entscheiden sich dazu, eine Handlung auszuführen, weil sie mit der Handlung ein bestimmtes Ziel erreichen wollen (siehe Greve, 2001; Kaiser, 2021). Entscheidungsträger*innen sind also mit einem inneren Antrieb ausgestattet, der – wenn er stark genug ist – zu bestimmten Handlungen führt. Dieser innere Antrieb ist die persönliche Wichtigkeit des Entscheidungsziels und wird auch als *Einstellung* bezeichnet (siehe Kaiser et al., 2010).

Zugleich spielen auch Eigenschaften des Entscheidungsobjekts (z.B. spezifische Umweltpolitikmaßnahmen) oder des Kontextes (z.B. die Verfügbarkeit des ÖPNV am Wohnort) eine Rolle in der Entscheidung. Diese Eigenschaften von Objekten, Situationen und Entscheidungskontexten (d.s. *Verhaltenskosten* oder *-erträge*; siehe Kaiser & Byrka, 2015; Kaiser & Lange, 2021; Kaiser & Wilson, 2004) erschweren oder erleichtern die Entscheidung. Wenn eine umweltpolitische Maßnahme mit Belastungen (z.B. bei einem CO₂-Preis mit hohen Kosten) oder Vorteilen (z.B. bei der Subventionierung von erneuerbaren Energien) einhergeht, werden durch diese Verhaltenskosten oder -erträge die Entscheidungen unwahrscheinlicher oder wahrscheinlicher.

Neben dem inneren Antrieb (dem Streben nach einem bestimmten Ziel) berücksichtigt das Campbell-Paradigma also auch den Kontext, vor dem Entscheidungen getroffen werden, als einen entscheidenden Faktor in der Erklärung von Verhalten. Je nachdem, welche Bedingungen ein Individuum in seiner Umgebung vorfindet (geformt durch geografische, klimatische und finanzielle Gegebenheiten oder durch soziale Normen; siehe z.B. Kaiser & Keller, 2001; Scheuthle et al., 2005), wird die Entscheidung zugunsten oder zuungunsten einer Verhaltensoption wahrscheinlicher oder unwahrscheinlich. Das Entscheidungsmodell im Campbell-Paradigma ist in Abbildung 2.4 dargestellt.

Abbildung 2.4

Das Campbell-Paradigma



Anmerkung. Komponenten des Entscheidungsmodells im Campbell-Paradigma.

Das Campbell-Paradigma wird im Rasch-Modell formalisiert (siehe Kaiser et al., 2010; für Details zum Rasch-Modell, siehe Rasch, 1960/1980; Wilson, 2005):

$$\ln\left(\frac{p_{ki}}{1-p_{ki}}\right) = \theta_k - \delta_i \quad (2.4)$$

Hier ergibt sich die logarithmierte Wahrscheinlichkeit (p_{ki}), dass Person k eine Entscheidung i trifft – im Verhältnis zu der Wahrscheinlichkeit, dass sie sich dagegen entscheidet – aus der Differenz der Einstellung der Person (θ_k) und den Entscheidungskosten (δ_i).

Wie in Abbildung 2.4 und Formel 2.4 ersichtlich wird, nimmt das Campbell-Paradigma eine kompensatorische Beziehung zwischen dem Inneren der Person (der Einstellung) und dem Äußeren der Person (den Verhaltenskosten) an. Das bedeutet, dass die

Verhaltenskosten für alle Personen, die sich im gleichen Kontext verhalten, die gleichen sind und die gleichen Auswirkungen auf die Entscheidung haben. Eine Person mit einer höheren Einstellung zum Entscheidungsziel hat eine höhere Wahrscheinlichkeit, eine Entscheidung im Sinne des Ziels zu treffen, weil ihre hohe Einstellung sie befähigt, selbst hohe Verhaltenskosten zu überwinden. Dies würde zum Beispiel erklären, warum der Kollege des Mannes aus Hausnummer 2 die verkehrsberuhigte Zone auf seinem Arbeitsweg ablehnt, seine Tochter jedoch – die sich im gleichen Kontext verhält und demnach den gleichen Verhaltenskosten begegnet – zustimmt. Offenbar hat die Tochter eine höhere Einstellung zum Umweltschutzziel, das mit der verkehrsberuhigten Zone erreicht werden soll.

Die unabhängige Beziehung der beiden Komponenten der Entscheidungserklärung wurde bereits in mehreren empirischen Studien belegt. Um nur zwei Beispiele zu nennen: Je näher eine Person an ihrer Arbeitsstelle lebte, desto höher war die Wahrscheinlichkeit, dass sie ein nachhaltiges Verkehrsmittel für den Arbeitsweg – Fahrrad oder ÖPNV – wählte (siehe Taube et al., 2018). Unabhängig davon hatten Personen mit einer höheren Umwelteinstellung eine höhere Wahrscheinlichkeit, ein nachhaltiges Verkehrsmittel zu wählen, als Personen mit niedrigerer Umwelteinstellung. Wenn Personen in einer Kantine für die Wahl eines vegetarischen Gerichts bezahlt wurden, hatten sie eine höhere Wahrscheinlichkeit, vegetarisch zu essen, als Personen, die nicht für die Wahl eines vegetarischen Gerichts bezahlt wurden (siehe Kaiser et al., 2020). Unabhängig davon hatten Personen mit einer höheren Umwelteinstellung eine höhere Wahrscheinlichkeit, vegetarisch zu essen, als Personen mit niedrigerer Umwelteinstellung.

2.3.2. Die Entscheidungsvorhersage im Campbell-Paradigma

Wie lässt sich auf Basis des Campbell-Paradigmas eine Alltagsentscheidung, zum Beispiel die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen, erklären? Bei Umweltpolitikakzeptanz handelt es sich häufig um eine Meinungsäußerung: Das beobachtete Verhalten in der Akzeptanzforschung ist ein Kreuz in einem Fragebogen, mit dem eine Person entweder angibt, eine Maßnahme zu akzeptieren (siehe z.B. Sharpe et al., 2021) oder – im Rahmen eines Discrete-

Choice-Experiments – eine bestimmte Maßnahme gegenüber einer anderen zu bevorzugen (siehe z.B. Gevrek & Uyduranoglu, 2015).

Welches Ziel steht hinter einer solchen Meinungsäußerung? Die positive Meinungsäußerung könnte Ausdruck des Ziels sein, eine bestimmte Maßnahme durchzusetzen. Das heißt, die Meinungsäußerung ist Ausdruck einer positiven Einstellung gegenüber einer spezifischen Maßnahme (siehe z.B. Rinscheid et al., 2021; Winslott-Hiselius et al., 2009). Diese enge Sicht auf maßnahmenspezifische Einstellungen hat allerdings zwei Schwächen. Einerseits im Hinblick auf die Verhaltensvorhersage: Wenn anzunehmen ist, dass Bürger*innen eine spezifische Einstellung gegenüber jeder spezifischen Maßnahme haben, bleibt fraglich, wie diese spezifische Einstellung vor der Einführung jeder einzelnen Maßnahme bestimmt werden kann. Andererseits im Hinblick auf die Plausibilität: Umweltpolitische Maßnahmen sind kein Selbstzweck. Aller Voraussicht nach finden sich zum Beispiel nur wenige Personen, die einen CO₂-Preis unterstützen, weil sie spezifisch einen CO₂-Preis für ein gutes politisches Instrument halten, das nur um seiner selbst willen implementiert werden sollte.

Ein CO₂-Preis soll klimaschädliche Emissionen mit einem Preis belegen mit dem Ziel, die gesamtgesellschaftlichen Emissionen zu senken (siehe z.B. High-Level Commission on Carbon Prices, 2017). Der CO₂-Preis ist also ein Instrument des Umwelt- und Klimaschutzes. Dementsprechend würden individuelle Entscheidungsträger*innen einen CO₂-Preis unterstützen, weil sie Umwelt- und Klimaschutz vorantreiben wollen. In diesem Falle wäre der innere Antrieb hinter der Entscheidung, einen CO₂-Preis zu akzeptieren, die Stärke der Einstellung zum Umwelt- und Klimaschutz.

In den folgenden zwei Abschnitten gehe ich darauf ein, wie sich die beiden kontrollierenden Kräfte hinter einer Entscheidung (d.s. Einstellung zu einem Entscheidungsziel und die Entscheidungskosten) bestimmen lassen.

2.3.2.1. Ableitung persönlicher Verhaltensgründe aus geäußerten Präferenzen

Personen unterscheiden sich darin, welche Wichtigkeit sie einem bestimmten Ziel (z.B. Umweltschutz) beimessen. Umweltschutz ist ein Ziel, das mit einer gewissen Ausdauer verfolgt werden muss (siehe Kaiser, 2021). Es genügt nicht, sich einmal verbal positiv zum

Umweltschutz zu bekennen oder auf eine einzelne Autofahrt zu verzichten. Wem Umweltschutz aufrichtig und ernsthaft ein wichtiges Anliegen ist, der muss regelmäßig eine Reihe von Verhaltensweisen ausführen. Die Ernsthaftigkeit, mit der eine Person sich dem Umweltschutz verschrieben hat, lässt sich folglich daran ablesen, wie häufig oder regelmäßig sie umweltschützende Maßnahmen ausführt (siehe z.B. Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010). Manche Personen, die über eine moderate Umwelteinstellung verfügen, sagen möglicherweise, dass ihnen Umweltschutz wichtig ist, trennen ihren Müll und fahren mit dem Fahrrad zur Arbeit. Personen mit einer starken Umwelteinstellung werden zusätzlich vegan leben, für Umweltschutz spenden und einen CO₂-Preis unterstützen (siehe z.B. Kaiser & Byrka, 2015).

Der persönliche Verhaltensgrund lässt sich jedoch nicht aus der Beobachtung eines einzelnen Verhaltens ableiten. Wenn ich beobachte, dass der Mann aus Hausnummer 2 jeden Tag – auch bei Regen – mit dem Fahrrad zur Arbeit fährt, kann ich daraus kaum den Rückschluss ziehen, dass ihm Umweltschutz wichtig ist. Es wäre ebenso möglich, dass er Fahrrad fährt, um sich gesund zu halten oder um Geld zu sparen.

Die persönliche Wichtigkeit des Umweltschutzziels wird für Beobachter*innen deutlicher, wenn sie ein Verhaltensmuster beobachten können (siehe Kaiser et al., 2010). Wenn der Mann aus Hausnummer 2 nicht nur zuverlässig mit dem Fahrrad zur Arbeit fährt, sondern auch Mitglied in einer Umweltschutzorganisation ist, seinen Müll sorgfältig trennt und seinen Freund*innen erklärt, dass auch sie aus Umweltschutzgründen Fahrrad fahren sollten, verdichten sich die Hinweise darauf, dass es dem Mann aus Hausnummer 2 wichtig ist, die Umwelt zu schützen.

Das Campbell-Paradigma ist eine Form des *Tripartite Model of Attitudes* (siehe Kaiser & Wilson, 2019). Im Sinne des Tripartite Model manifestieren sich Einstellungen im Affekt (wenn jemand zum Beispiel weint, wenn er*sie mit Umweltverschmutzung konfrontiert wird), im Verhalten (also zum Beispiel in einer Spende an eine Umweltschutzorganisation) und in

kognitiven Reaktionen¹ (wenn jemand zum Beispiel sagt, dass er*sie Umweltschutz wichtig findet; siehe Rosenberg & Hovland, 1960). In der Messung von Einstellungen bedient sich Forschung zum Campbell-Paradigma häufig Skalen, in denen Versuchspersonen retrospektiv Auskunft über ihr Umweltschutzverhalten geben (für den ursprünglichen Vorschlag einer solchen Skala zur Bestimmung des Umweltschutzengagements, siehe Kaiser, 1998; für die Anwendung der Skala zur Messung der zugrunde liegenden Umwelteinstellung, siehe z.B. Kaiser et al., 2010; Kaiser et al., 2018; für eine Validierung der Skala im Labor, siehe Kaiser & Lange, 2021). Das heißt, anstatt offenbarte Handlungen als Indikatoren der Einstellung zu nutzen, werden geäußerte Präferenzen (also die Selbstberichte vergangenen Handelns) zur Einstellungsmessung genutzt. Die Campbell'schen Skalen machen sich dabei zunutze, dass es sich bei geäußerten Präferenzen, also dem verbalen Selbstbericht des Verhaltens, ebenso um Verhaltensweisen handelt wie bei offenbarten Präferenzen (im Sinne eines *Sprechaktes*; siehe Kaiser, 2021). Wie auch offenbarte Handlungen haben Meinungsäußerungen spezifische Verhaltenskosten.

In der umweltpsychologischen Forschung ist ein verbreitetes Problem, dass Personen häufig die Intention äußern, sich umweltfreundlich zu verhalten, es jedoch trotzdem nicht tun (siehe z.B. Kollmuss & Agyeman, 2002; Stern, 2000). Im nächsten Abschnitt lege ich dar, dass diese scheinbare *Einstellungs-Verhaltens-Lücke* nicht auftritt, wenn auch die äußeren Beschränkungen berücksichtigt werden, denen Verhalten unterliegt.

2.3.2.2. Äußere Beschränkungen als Barrieren der Entscheidung

Im vorherigen Abschnitt habe ich dargestellt, dass sich die Umwelteinstellung dadurch offenbart, was eine Person zu tun bereit ist, um die Umwelt zu schützen (siehe auch Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010). Allerdings ist nicht jedes Verhalten wie das andere. Zu sagen, dass man Umweltschutz wichtig findet, unterscheidet sich in einer wesentlichen Eigenschaft davon, für Umweltschutz zu spenden oder sich vegan zu ernähren: Für die letzteren beiden

¹ An dieser Stelle bezieht sich der Begriff „kognitiv“ auf gedankliche Prozesse, also vor allem Überzeugungen gegenüber dem Entscheidungsobjekt, die sich in verbalen Evaluationen des Objekts äußern. In der gesamten restlichen Arbeit verwende ich den Begriff „kognitiv“ als Sammelbegriff für alle inneren Prozesse der Entscheidungsträger*innen.

Verhaltensweisen sind höhere Hürden zu überwinden, müssen größere Opfer gebracht werden (z.B. Geld oder Genuss). Diese Hürden können auch als *Verhaltenskosten* bezeichnet werden (siehe Campbell, 1963) und umfassen alle physischen Mühen, monetären und zeitlichen Opfer, Statuseinbußen und so weiter, die der Realisierung eines Verhaltens entgegenstehen (siehe Kaiser, 2021).

Zu sagen, dass man Umweltschutz wichtig findet, ist mit relativ geringem Aufwand verbunden. Es kostet kaum Zeit und Mühe – und ist obendrein auch noch ein sozial erwünschtes Verhalten. Auch Personen, die nicht bereit wären, größere Opfer zu bringen, wie zum Beispiel das Geld aufzuwenden, um an Umweltschutzorganisationen zu spenden, oder die Zeit aufzubringen, um eine Europareise mit dem Zug statt mit dem Flugzeug zu unternehmen, könnten Umweltschutz verbal positiv bewerten (siehe auch Kaiser & Wilson, 2004). Wenn eine Person also lediglich Umweltschutz verbal positiv bewertet, aber nicht bereit ist, Mühen auf sich zu nehmen, um die Umwelt auch tatsächlich zu schützen, scheint sie keine hohe Umwelteinstellung zu haben (Kaiser & Byrka, 2015). Eine Person, die Mühen auf sich nimmt, um die Umwelt zu schützen, hat offensichtlich eine höhere Umwelteinstellung (siehe Kaiser et al., 2010).

Bei der Beobachtung eines Verhaltensmusters zur Bestimmung der zugrunde liegenden Einstellung ist also nicht nur entscheidend, wie viele Verhaltensweisen wie häufig ausgeführt werden, sondern auch, welche Kosten dabei überwunden werden. Normalerweise sollte eine Person, die motiviert genug ist, hohe Hürden zu überwinden (um z.B. für Umweltschutz zu spenden) auch weniger kostenintensive Verhaltensweisen zeigen (siehe Campbell, 1963). Das heißt, wir erwarten, dass eine Person, die sich vegan ernährt und für Umweltschutz spendet, auch bereit ist, sich verbal zum Umweltschutzziel zu bekennen (siehe Kaiser, 2021). Umgekehrt können wir nicht erwarten, dass sich eine Person, die sich verbal zum Umweltschutzziel bekennt, auch vegan ernährt und für Umweltschutz spendet.

Um die Umwelteinstellung und die Verhaltenskosten im Rasch-Modell zu schätzen (siehe Formel 2.4), werden die Anzahl der Verhaltensweisen, die eine Person im Sinne des Merkmals ausführt, und die Anzahl der Personen berücksichtigt, die ein Verhalten im Sinne des Merkmals ausführen. Das heißt, die Verhaltenskosten werden nicht normativ durch die

Forschenden festgelegt, sondern empirisch auf Basis der beobachteten Verhaltenshäufigkeiten ermittelt. Ein Verhalten, das in einer Population häufig ausgeführt wird, geht offensichtlich mit geringeren Kosten einher als ein Verhalten, das in einer Population selten ausgeführt wird.

Die Berücksichtigung von Verhaltenskosten im Rahmen des Campbell-Paradigmas erlaubt die Vorhersage offenbaren Verhaltens. Zum Beispiel konnten Taube et al. (2018) zeigen, dass sich mithilfe der Umwelteinstellung, erhoben mit selbstberichtetem Umweltverhalten, vorhersagen lässt, mit welchem Verkehrsmittel Leute zur Arbeit fahren (für ähnliche Ergebnisse, siehe Kaiser et al., 2021). Im Labor nahmen Personen mit höherer Umwelteinstellung längere Wartezeiten (also mehr Verhaltenskosten) in Kauf als Personen mit niedrigerer Umwelteinstellung (siehe Kaiser & Lange, 2021).

2.4. Zielstellung der vorliegenden Arbeit

Die Utility Theory als Erklärung von Entscheidungen macht keine Annahmen über die psychologischen Prozesse der Entscheidung. Vielmehr erscheint Utility eine Black Box zu sein, die als Konzept alle denkbaren psychologischen Prozesse „verhüllt“. Es ist außerdem unklar, ob die Erforschung von Umweltpolitikakzeptanz auf Basis geäußerter Präferenzen auch auf offenbare Handlungen übertragbar ist. Aus diesem Grund ist es kaum möglich, Entscheidungen auf Basis der Utility Theory vorherzusagen. In der vorliegenden Arbeit schlage ich stattdessen eine kognitiv-ökologische Entscheidungserklärung (das Campbell-Paradigma) vor, in dem eine Entscheidung einerseits getrieben wird durch die persönliche Wichtigkeit des Ziels, zu dessen Erreichung die Entscheidung dient, und andererseits durch die Kosten und Erträge der Entscheidung (siehe Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010; Kaiser & Wilson, 2019).

Der *Nutzen* einer Entscheidung bestünde im Sinne des Campbell-Paradigmas in der Möglichkeit, mit der Entscheidung ein Ziel zu erreichen. Es sind also nicht alle möglichen Konsequenzen des Handelns entscheidungsrelevant, sondern lediglich, ob das Handeln *instrumentell* zur Zielerreichung ist. Angesichts der unüberschaubaren Menge an Konsequenzen alltäglichen Handelns (siehe Gigerenzer & Todd, 1999) wäre dies eine sparsame Möglichkeit, zu Entscheidungen zu kommen. Zum Beispiel dienen umweltpolitische Maßnahmen dem Umweltschutz: Mit ihrer Hilfe wollen Staaten ihre Umwelt schützen oder Klimaschutzziele

einhalten. Für eine Person, der es wichtig ist, die Umwelt zu schützen (die also eine hohe *Umwelteinstellung* hat), wäre es also von hohem Nutzen, entsprechende politische Maßnahmen zu befürworten. Wiederum wäre es für eine Person, der Umweltschutz nicht wichtig ist, nicht besonders nützlich, umweltpolitische Maßnahmen zu akzeptieren.

Gegenüber der kognitiven Komponente im Campbell-Paradigma – der persönlichen Wichtigkeit eines Entscheidungsziels – steht die ökologische Komponente. Die Entscheidung wird nicht nur durch die persönliche Wichtigkeit des Entscheidungsziels sondern auch durch Eigenschaften des Entscheidungsobjekts oder der -umgebung beeinflusst. So pendeln Personen eher mit dem Fahrrad, wenn sie in einer flachen Gegend leben (siehe Kaiser et al., 2021), sie wählen eher vegetarische Kantinengerichte, wenn sie dafür bezahlt werden (siehe Kaiser et al., 2020), sie kaufen eher nachhaltig, wenn in einem Online-Shop ein nachhaltiges Produkt vorgeschlagen wird (siehe Taube & Vetter, 2019), und sie akzeptieren Naturschutzgebiete eher, wenn sie weiter vom eigenen Wohnort entfernt liegen (siehe Byrka et al., 2017). In einem ersten Schritt zeige ich in der vorliegenden Arbeit, dass sich Umweltpolitikakzeptanz vorhersagen lässt, wenn die Umwelteinstellung einer Person bekannt ist.

Bisher kann das Campbell-Paradigma nicht im gleichen Umfang wie ökonomische Experimente Aufschluss über die Präferenzen einer Person geben. Beispielsweise hat die Entfernung von einem Naturschutzgebiet offensichtlich einen Kosteneffekt (siehe Byrka et al., 2017), weshalb die Akzeptanz von nahen Naturschutzgebieten mit höheren Kosten einhergeht als die Akzeptanz von weiter entfernten Naturschutzgebieten. Allerdings ist die grundsätzliche Akzeptanz irgendeines Naturschutzgebietes wahrscheinlich nicht ohne Kosten. In seiner grundlegenden Form (siehe Formel 2.4) kann das Campbell-Paradigma die grundsätzlichen Kosten des Entscheidungsobjekts und Kosten, die auf spezifische Eigenschaften des Entscheidungsobjekts zurückzuführen sind, nicht voneinander trennen. In der vorliegenden Arbeit entwickle ich deshalb in einem zweiten Schritt eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas, die erlaubt, die Verhaltenskosten zu spezifizieren und demnach Präferenzen für bestimmte Ausgestaltungen eines Entscheidungsobjekts zu untersuchen.

In einem letzten Schritt soll gezeigt werden, dass das Modell allgemeine Gültigkeit hat. In der Anwendung der Utility Theory muss das Entscheidungsmodell normalerweise auf jeden Kontext neu angepasst werden (siehe z.B. Louviere & Hensher, 1982). Das heißt, eine Allgemeingültigkeit ist in der Regel nicht gegeben. Auch in psychologischen Erklärungen von Umweltpolitikakzeptanz werden häufig verschiedene Prädiktoren in verschiedenen Kontexten als entscheidend erachtet (siehe Bergquist et al., 2022).

Eine allgemeingültige Entscheidungserklärung nimmt an, dass die gleichen Faktoren über verschiedene Kontexte hinweg und für verschiedene Personen eine Entscheidung erklären können. Eine solche allgemeingültige Erklärung hat den Vorteil, dass sie ohne Spezifikation für bestimmte Kontexte oder Personen auf neue Anwendungsbereiche übertragen werden kann. Im letzten Teil der Arbeit prüfe ich deshalb, ob die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas auf verschiedene Kontexte übertragbar ist.

2.5. Übersicht über die Studien

Um zu zeigen, dass sich Umweltpolitikakzeptanz als Folge der persönlichen Wichtigkeit des Umweltschutzziels und der Hürden, die mit der Akzeptanz einhergehen – resultierend aus den spezifischen Maßnahmen oder dem Kontext der Entscheidung –, vorhersagen lässt, lege ich in dieser Arbeit drei korrelative Studien und ein Experiment vor. Drei Studien werden repliziert (zweimal direkt, einmal konzeptuell).

Im ersten Teil der Arbeit zeige ich, dass sich Umweltpolitikakzeptanz auf Basis der persönlichen Wichtigkeit des Umweltschutzziels vorhersagen lässt. In Studie 1 bewerten Versuchspersonen 50 umweltpolitische Maßnahmen hinsichtlich ihrer Akzeptabilität.² Auf Basis dieser Bewertungen wird ein Maß der Umweltpolitikakzeptanz gebildet und geprüft, inwiefern dieses Maß mit einem etablierten Maß der Umwelteinstellung übereinstimmt. Außerdem teste ich, ob sich mithilfe der Umwelteinstellung die Akzeptanz für stetig kostenintensivere Umweltpolitikmaßnahmen vorhersagen lässt. Damit kontrastiert diese Studie andere Auffassungen,

² In dieser Arbeit verwende ich den Begriff „Akzeptabilität“ als Bezeichnung einer Eigenschaft des Entscheidungsobjekts („akzeptabel sein“) und „Akzeptanz“ als Bezeichnung des Verhaltens der Entscheidungsträger*innen („etwas akzeptieren“).

dass die Akzeptanz politischer Maßnahmen Ausdruck einer Einstellung ist, die spezifisch für diese Maßnahmen ist. Studie 1 wird an einer unabhängigen Stichprobe direkt repliziert.

Im zweiten Teil der vorliegenden Arbeit schlage ich eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas vor, die es ermöglicht, den Kostenfaktor in verschiedene Komponenten zu zerlegen. Dadurch kann spezifiziert werden, welcher Anteil der Akzeptanzkosten direkt auf die Ausgestaltung einer Maßnahme zurückzuführen ist. In Studie 2 äußern Versuchspersonen ihre Akzeptanz gegenüber CO₂-Preisen, die in den Eigenschaften *Preishöhe* und *Einnahmeverwendung* variieren. Ich modelliere den Einfluss dieser Eigenschaften der CO₂-Preise auf die Akzeptanzkosten mithilfe des erweiterten Campbell-Paradigmas. Studie 2 wird direkt und außerdem konzeptuell repliziert: Das erweiterte Entscheidungsmodell wird auf die Akzeptanz von Naturschutzgebieten übertragen, die in den Eigenschaften *Erforderlicher Spendenbeitrag*, *Besuchsmöglichkeiten* und *Ort* variieren.

Studie 3 basiert auf den gleichen Daten wie Studie 2. Dieses Mal wird jedoch in das Modell aufgenommen, ob die Versuchspersonen in der Stadt oder auf dem Land und in strukturstarken oder strukturschwachen Gegenden leben. Auf diese Weise untersuche ich, ob die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas allgemeine Gültigkeit hat und inwiefern sich soziokulturelle Kontextfaktoren auf die Akzeptanz auswirken. In Studie 4 wird die Wahrscheinlichkeit für CO₂-Preis-Akzeptanz und andere umweltfreundliche Verhaltensweisen zwischen zwei Ländern (Deutschland und Österreich) untersucht. Hierbei kann erneut geprüft werden, inwiefern sich der Kontext auf die Auftretenswahrscheinlichkeit von Umweltpolitikakzeptanz und allgemeinem Umweltschutzverhalten auswirkt.

Gemeinsam kann durch die vier Studien und ihre Replikationen geprüft werden, inwiefern die Entscheidung, eine umweltpolitische Maßnahme zu akzeptieren oder abzulehnen, einerseits durch die Umwelteinstellung und andererseits durch die Entscheidungskosten und -erträge kontrolliert wird. Ich zeige durch die Studien, dass (1) die Umwelteinstellung die treibende Kraft hinter der Akzeptanz einer großen Bandbreite an umweltpolitischen Maßnahmen ist (Studie 1) und dass (2) die Verhaltenskosten – unabhängig von der Einstellung des Individuums – als zielspezifische Handicaps die Entscheidungen beeinflussen (und manchmal,

wenn sie nicht zielrelevant sind, auch nicht; Studie 2, 3 und 4). Mit Studie 3 und 4 untersuche ich (3), ob die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas allgemeingültig auf verschiedene Kontexte übertragbar ist.

3 VORHERSAGE DER UMWELTPOLITIKAKZEPTANZ

Der empirische Teil dieses Kapitels basiert auf dem Artikel „Supporting and expressing support for environmental policies“, veröffentlicht beim *Journal of Environmental Psychology* (Kaiser et al., 2023).

3.1. Theoretischer Hintergrund

Im öffentlich-politischen Bereich werden Bürger*innen in Meinungsumfragen, auf der Straße und – wenn auch häufig eher indirekt – bei Wahlen gefragt, ob sie politische Maßnahmen unterstützen. In bisherigen Studien wurde die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen deshalb häufig als Einstellung selbst verstanden (im Sinne einer positiven Evaluation der politischen Maßnahme; Rinscheid et al., 2021; Winslott-Hiselius et al., 2009).

Aber umweltpolitische Maßnahmen sind kein Selbstzweck, sondern dienen dazu, Umweltschutz voranzubringen. Insofern erscheint es naheliegend, dass Personen umweltpolitische Maßnahmen unterstützen, nicht (ausschließlich) weil sie eine positive Einstellung gegenüber dieser spezifischen Maßnahme haben, sondern weil ihr Ziel ist, die Umwelt zu schützen (siehe auch Sharpe et al., 2021). In diesem Sinne wäre eine positive Meinungsäußerung gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen Ausdruck einer zugrunde liegenden Umwelteinstellung.

Im Folgenden untersuche ich, ob eine Reihe von Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen als Umweltverhaltensweisen verstanden werden können, in denen sich die Umwelteinstellung widerspiegelt – dieselbe Umwelteinstellung, die auch andere umweltschützende Verhaltensweisen kontrolliert. Außerdem prüfe ich, ob sich die Wahrscheinlichkeit, dass eine Person umweltpolitische Maßnahmen akzeptiert, auf Basis ihrer Umwelteinstellung vorhersagen lässt.

3.1.1. Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen als Umweltschutzverhalten

Eine Person, der Umweltschutz wichtig ist, kann eine Reihe von Verhaltensweisen ausführen, um ihrem Ziel näher zu kommen: Sie kann mit dem Fahrrad zur Arbeit pendeln, auf Fleisch verzichten und Lebensmittel verpackungsfrei einkaufen (siehe auch Kaiser, 2021; Kaiser et al., 2010). Aber Individuen erreichen Umweltschutz nicht nur durch solch privates

Verhalten, sondern auch durch ihr öffentliches Verhalten als Bürger*innen (*citizenship behavior*; siehe Nielsen et al., 2021). Sie können Umweltschutz voranbringen, indem sie sich an bereits implementierte Umweltschutzmaßnahmen halten (und z.B. ihren Müll korrekt recyceln, was direkt zum Erfolg einer Maßnahme zum Müllrecycling beiträgt; siehe Carattini et al., 2018), Parteien wählen, die umweltpolitische Maßnahmen vorschlagen, und für die Implementierung von umweltpolitischen Maßnahmen demonstrieren (d.s. *offenbarte Handlungen*). Außerdem können Individuen sich öffentlich und privat positiv gegenüber politischen Maßnahmen äußern, von denen sie glauben, dass sie Umweltschutz voranbringen. Diese Meinungsäußerung (also die *geäußerte Präferenz*) ist häufig Gegenstand der Akzeptanzforschung (siehe z.B. Carattini et al., 2017; Schuitema et al., 2010; Sharpe et al., 2021).

Die persönliche Wichtigkeit, die Umweltschutz für eine Person hat (die Umwelteinstellung), spiegelt sich in einem Muster aus Verhaltensweisen wider, die dem Umweltschutz dienen können: Nur stark umwelteingestellte Personen werden regelmäßig eine Reihe von Umweltschutzverhaltensweisen ausführen (siehe Kaiser, 2021). Wenn zugleich die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen ebenso wie andere Umweltschutzverhaltensweisen Ausdruck einer zugrunde liegenden Umwelteinstellung ist, müssten sich positive Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen folglich in ein Verhaltensmuster mit anderen Umweltschutzverhaltensweisen einbetten lassen. Anders gesagt: Von einer Person, die sich regelmäßig umweltschützend verhält – also zum Beispiel mit dem Fahrrad zur Arbeit fährt oder sich vegetarisch ernährt –, ließe sich erwarten, dass sie auch umweltpolitische Maßnahmen befürwortet – zum Beispiel einen CO₂-Preis oder den Bau von Windkraftanlagen.

Zugleich ist Verhalten immer mit Kosten verbunden: Mit dem Fahrrad über hügeliges Terrain zu fahren, erfordert beispielsweise höheren Aufwand und dementsprechend auch eine stärkere Einstellung als das Fahrradfahren in flacher Umgebung (siehe Kaiser et al., 2021). Dementsprechend variieren auch Meinungsäußerungen zum Umweltschutz in ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit, wie ich im nächsten Abschnitt darlegen werde.

3.1.2. Barrieren der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen

CO₂-Preise, die mit hohen Kostenbelastungen oder wenig vorteilhaften Rückverteilungsmaßnahmen verbunden sind, erweisen sich häufig als weniger populär als CO₂-Preise mit niedrigen Kosten und vorteilhafter Rückverteilung (siehe Carattini et al., 2017; Sommer et al., 2022). CO₂-Preise sind außerdem – unabhängig von ihrer konkreten Ausgestaltung – eher unpopuläre Maßnahmen und werden zum Beispiel weniger akzeptiert als die finanzielle Förderung für Wärmedämmungen oder der Ausbau erneuerbarer Energien (siehe Levi, 2021; Sharpe et al., 2021).

Diese Unterschiede in der Akzeptanz zu verschiedenen umweltpolitischen Maßnahmen oder sogar der gleichen Maßnahme mit unterschiedlicher Ausgestaltung weisen darauf hin, dass vor der Akzeptanzäußerung gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen unterschiedlich hohe Barrieren (d.s. die Akzeptanzkosten) überwunden werden müssen: Wenn eine Maßnahme hohe finanzielle Belastungen oder tiefe Einschnitte in den Alltag mit sich bringt, ist sie anscheinend schwieriger zu akzeptieren, als wenn sie sogar mit Vorteilen verbunden ist, wie zum Beispiel finanziellen Zuschüssen. Akzeptanzkosten können auch erklären, warum weniger Menschen ein Naturschutzgebiet mit Besuchseinschränkungen in ihrer unmittelbaren Nähe akzeptieren, als wenn das Naturschutzgebiet weiter entfernt ist (d.i. der „Not-In-My-Backyard“ [NIMBY]-Effekt siehe Byrka et al., 2017).

Umweltschutzverhaltensweisen lassen sich auf Basis ihrer Kosten in eine Rangordnung bringen (siehe z.B. Kaiser et al., 2010). Unter der Annahme, dass es sich bei positiven Meinungsäußerungen über Umweltschutzmaßnahmen um eine Klasse von Umweltschutzverhaltensweisen handelt, müssten sich auch diese Äußerungen in die Ordnung von allgemeinen Umweltschutzverhaltensweisen einordnen lassen. Mehr noch: Die Umwelteinstellung sollte sich in diesen Äußerungen so widerspiegeln, dass es möglich ist, sie als Indikatoren der Umwelteinstellung zu verwenden.

3.1.3. Forschungsziele

Mit der vorliegenden Studie soll geprüft werden, ob sich auf Basis der Umwelteinstellung die Umweltpolitikakzeptanz vorhersagen lässt. Dies setzt voraus, dass es sich bei

Äußerungen der Akzeptanz gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen um Verhaltensweisen handelt, die eine Person mit dem Ziel ausführt, die Umwelt zu schützen. In diesem Sinne erwarte ich, dass sich die Umwelteinstellung in der Akzeptanz von umweltpolitischen Maßnahmen genauso widerspiegelt wie in der Ausführung allgemeiner Umweltschutzverhaltensweisen.

Gleichzeitig unterscheiden sich Verhaltensweisen in ihren Kosten: Manche Verhaltensweisen haben so geringe Kosten, dass praktisch jede*r – auch wenig umwelteingestellte Personen – sie ausführt, während manche kostenintensiven Verhaltensweisen nur von stark umwelteingestellten Personen gezeigt werden. In der vorliegenden Studie teste ich, ob sich die Akzeptanzäußerungen gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen in eine Rangordnung ihrer Verhaltenskosten bringen lassen. Anschließend prüfe ich, ob sich auf Basis der Umwelteinstellung – abgeleitet aus selbstberichtetem Umweltschutzverhalten – Meinungsäußerungen gegenüber stetig drastischeren umweltpolitischen Maßnahmen vorhersagen lassen.

3.2. Methode

3.2.1. Stichproben

Studie 1 umfasst zwei Stichproben. Die Daten für Stichprobe 1 wurden vom 8. bis 25. März 2021 und die Daten für Stichprobe 2 vom 20. Juli bis 23. August 2020 über Mailinglisten, soziale Netzwerke und persönlichen Kontakt erhoben. Psychologiestudierende der Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg konnten eine halbe Versuchspersonenstunde für die Teilnahme erhalten. Teilnehmende wurden nicht anderweitig vergütet.

Vier Versuchspersonen wurden entfernt, da ihre Bearbeitungszeit kürzer als 2.5-mal die mittlere absolute Abweichung vom Median war (für eine Beschreibung dieser Methode, um Personen zu identifizieren, die die Befragung augenscheinlich zu schnell abschließen, siehe Leys et al., 2013). Die finale Stichprobe 1 bestand aus 248 Versuchspersonen und die finale Stichprobe 2 aus 176 Versuchspersonen. Die beiden Stichproben unterschieden sich nicht signifikant in Alter und Geschlecht (jeweils $p = .542$ und $p = .609$). Von den insgesamt 424 Versuchspersonen identifizierten sich 282 (66.5%) als weiblich, 137 (32.3%) als männlich und

fünf (1.2%) als divers/nicht-binär. Das Alter der Versuchspersonen reichte von 18 bis 83 Jahren ($M = 30.80$, $SD = 14.23$).

3.2.2. Prozedur

Versuchspersonen in Stichprobe 1 äußerten zunächst ihre Akzeptanz oder Ablehnung gegenüber 50 umweltpolitischen Maßnahmen. Versuchspersonen in Stichprobe 2 gaben stattdessen an, wie viel sie bereit wären, für eine Tonne CO₂ maximal zu zahlen. Anschließend füllten alle Versuchspersonen die Skala zur Messung der Umwelteinstellung aus und beantworteten soziodemografische Fragen.

3.2.3. Messinstrumente

3.2.3.1. Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen

Die Umweltpolitikakzeptanz wurde mithilfe von Meinungsäußerungen gegenüber 50 umweltpolitischen Maßnahmen erfasst. Die 50 Maßnahmen umfassten bereits implementierte Maßnahmen (z.B. eine Kaufprämie von 6000€ für Elektroautos), geplante Maßnahmen (z.B. den Kohlekraftausstieg bis 2038) und Maßnahmen, die kontrovers diskutiert wurden (z.B. eine Geschwindigkeitsbegrenzung von 130km/h auf Autobahnen). Die Maßnahmen wurden so ausgewählt, dass sie eine Bandbreite von Kosten abdeckten und teilweise direkt vergleichbar waren (z.B. enthielt die Skala ein Item zum CO₂-Preis von 55€ pro Tonne und eines zum CO₂-Preis von 200€ pro Tonne). Die Items wurden in zufälliger Reihenfolge präsentiert. Eine Itemliste ist im Anhang in Tabelle 8.1 zu finden.

Versuchspersonen gaben auf einer fünfstufigen Skala von „nein“ (1) bis „ja“ (5) an, ob sie die einzelnen umweltpolitischen Maßnahmen für akzeptabel hielten. Um die 50 Items einer dichotomen Rasch-Analyse zu unterziehen, wurden die Antworten dichotomisiert: Die Antworten „nein“, „eher nein“ und „unentschlossen“ wurden zusammengefasst zu „keine aktive Zustimmung“ (0) und die Antworten „eher ja“ und „ja“ zu „aktive Zustimmung“ (1). Dieses Vorgehen ist gerechtfertigt, um Messfehler zu reduzieren (für mehr Details, siehe Kaiser & Lange, 2021) und unterscheidet sich davon, Personenwerte zu dichotomisieren, nachdem eine Skala bereits als kontinuierliches Messinstrument etabliert wurde (siehe auch DeCoster et al., 2009).

Tabelle 3.1

Psychometrie der drei Messinstrumente: Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen, Umwelteinstellung und die Kombination der beiden Skalen

	Umweltpolitik- akzeptanz	Umwelteinstellung	Kombination
Anzahl der Items	50	50	100
Item-Fit-Statistik:			
$M(MS_w)$	0.99	1.00	0.98
$SD(MS_w)$	0.10	0.07	0.14
Minimum (MS_w)	0.83	0.86	0.49
Maximum (MS_w)	1.29	1.21	1.47
Personen-Fit-Statistik:			
$M(MS_w)$	1.01	1.00	0.99
$SD(MS_w)$	0.22	0.23	0.16
Anteil Personen mit Underfit ($t \geq 1.96$)	4.03%	5.90%	4.84%
Separationsreliabilität	.91	.82	.92

Anmerkung. Die mittleren Abweichungsquadrate (MS_w) sind nach Itemvarianz gewichtet und spiegeln die Diskrepanz zwischen der Modellvorhersage und den beobachteten Daten wider (siehe Wright & Masters, 1982). Die Kalibrierung der Umweltpolitikakzeptanz und der kombinierten Skala basieren auf den Daten von 248 Versuchspersonen. Die Kalibrierung der Umwelteinstellung basiert auf den Daten von 424 Versuchspersonen.

Die Umweltpolitikakzeptanz in der Stichprobe reichte von -4.52 bis 3.94 Logits ($\theta_M = 0.86$, $\theta_{SD} = 1.32$), wobei höhere Logits eine stärkere positive Haltung gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen repräsentierten. Drei Personen stimmten allen umweltpolitischen Maßnahmen zu (*perfect scores*), weshalb für sie kein Wert geschätzt werden konnte. Die Skala konnte die Versuchspersonen anhand ihrer Umwelteinstellung gut unterscheiden ($rel = .91$), und die gemittelten Abweichungsquadrate (engl. mean square, MS) wiesen auf zufriedenstellenden

Item-Fit hin: $0.83 \leq MS_w \leq 1.29$ (für Details zu den Richtwerten, siehe Wright et al., 1994; für mehr Details zu den psychometrischen Eigenschaften der Skala, siehe Tabelle 3.1; für Details zu den Item-Statistiken, siehe Tabelle 8.1 im Anhang). Zwei Items wiesen jedoch deutlich mehr Varianz auf als vom Rasch-Modell erwartet ($MS_w > 1.20$): „Ich akzeptiere eine Kaufprämie von 6000€ für Elektroautos“ ($MS_w = 1.29$, d.h., dass 29% mehr Varianz in den Daten vorlag als vom Rasch-Modell erwartet) und „Ich akzeptiere eine Geldstrafe bei der Nicht-Einhaltung von Mülltrennung“ ($MS_w = 1.21$).

3.2.3.2. CO₂-Preis-Zahlungsbereitschaft

Die Personen in Stichprobe 2 wurden gefragt, welchen Preis für CO₂ sie gerade noch zu zahlen bereit wären. Zusätzlich zu dieser offenen Frage wurden Informationen präsentiert, wie sich ein CO₂-Preis von 25€, 55€ und 200€ pro Tonne auf die Diesel-, Benzin- und Heizgaspreise auswirken würde. Diese Preise wurden auf Basis des deutschen CO₂-Bepreisungssystems (25€ und 55€ pro Tonne; siehe Edenhofer et al., 2020) und der Umweltfolgekosten (200€ pro Tonne; Matthey & Bünger, 2020) ausgewählt. Die akzeptierten CO₂-Preise in der Stichprobe reichten von 0 bis 360€ pro Tonne CO₂ ($M = 91€$ pro Tonne, $SD = 63.48€$ pro Tonne).

Um den Zusammenhang zwischen der CO₂-Preis-Akzeptanz und der Umwelteinstellung weiter zu untersuchen, bildete ich post hoc vier Gruppen von Unterstützer*innen. Dabei war eine Mindestgröße von 26 Personen je Gruppe erforderlich, um in einer einseitigen ANOVA zum Nachweis einer Effektstärke von $\eta^2 = 0.14$ mit einem α -Fehlerrisiko von $p = .01$ eine Power von $p = .80$ zu erreichen (geschätzt mit G-Power; siehe Faul et al., 2007). Dementsprechend verschob ich die Werte zur Gruppenbildung für einen Preis, dem gerade noch zugestimmt wurde: von 25€ auf 35€ pro Tonne CO₂, von 55€ auf 60€ pro Tonne CO₂ und von 200€ auf 180€ pro Tonne CO₂.

Somit waren die Unterstützer*innen eines minimalen Preises diejenigen, die einen CO₂-Preis von bis zu 34€ pro Tonne akzeptierten ($n = 26$). Die Unterstützer*innen eines niedrigen Preises akzeptierten einen CO₂-Preis zwischen 35€ und 59€ pro Tonne ($n = 58$). Moderate Unterstützer*innen akzeptierten einen CO₂-Preis zwischen 60€ und 179€ pro Tonne ($n =$

55). Die Unterstützer*innen eines hohen Preises akzeptierten einen CO₂-Preis von mindestens 180€ pro Tonne ($n = 33$). Vier Versuchspersonen beantworteten die Frage zur CO₂-Preis-Zahlungsbereitschaft nicht.

3.2.3.3. Umwelteinstellung

Die Umwelteinstellung wurde mithilfe einer etablierten Skala erhoben (siehe z.B. Kaiser & Wilson, 2004), die aus 50 Selbstberichten von Umweltschutzverhalten bestand (z.B. „Ich bringe altes Papier zum Recycling“). Die Items wurden in zufälliger Reihenfolge präsentiert. Eine Itemliste ist in Tabelle 8.2 im Anhang zu finden.

Wenn ein Item auf eine Person nicht zutraf, konnte sie „keine Angabe“ ankreuzen. Diese Angaben wurden als fehlend behandelt. Neunzehn negativ formulierte Items wurden invers kodiert. Achtzehn Items wurden in einem dichotomen Antwortformat beantwortet („nein“ [0] und „ja“ [1]). Zweiunddreißig Items verfügten über ein fünfstufiges Antwortformat von „nie“ (1) bis „sehr oft“ (5). Wie auch bei den Akzeptanzitems wurden diese fünfstufigen Items vor der Rasch-Kalibrierung dichotomisiert, sodass die Antworten „nie“, „selten“ und „gelegentlich“ zusammengefasst wurden zu „unzuverlässigem Umweltverhalten“ (0) und die Antworten „oft“ und „sehr oft“ zu „zuverlässigem Umweltverhalten“ (1).

Zur Kalibrierung der Umwelteinstellung wurden die Daten der 424 Versuchspersonen aus beiden Stichproben zusammengefasst. Die Umwelteinstellung reichte von -3.39 bis 3.81 Logits ($\theta_M = 0.74$, $\theta_{SD} = 0.93$). Die Skala konnte die Personen anhand ihrer Umwelteinstellung gut unterscheiden ($rel = .82$). Die gemittelten Abweichungsquadrate wiesen auf guten Item-Fit hin: $0.86 \leq MS_w \leq 1.21$ (für Informationen zu den Richtwerten, siehe Wright et al., 1994). Lediglich das Item „Ich besitze eine Geschirrspülmaschine der Effizienzklasse A+ oder besser“ lag oberhalb des Grenzwerts von $MS_w \leq 1.20$. Es wies 21% mehr Varianz in den Daten auf als vom Rasch-Modell erwartet ($MS_w = 1.21$). Eine Übersicht über die Fit-Statistik der Skala ist in Tabelle 3.1 zu finden (mehr Details zur Item-Statistik in Tabelle 8.2 im Anhang).

3.3. Ergebnisse

Ich berichte die Ergebnisse in drei Abschnitten. Zunächst untersuche ich, ob ein Set aus 50 Akzeptanzäußerungen gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen das gleiche latente

Merkmal erfasst wie die etablierte Skala zur Messung der Umwelteinstellung, bestehend aus 50 selbstberichteten Umweltschutzverhaltensweisen. Aus einer hohen Übereinstimmung der beiden Skalen ließe sich schlussfolgern, dass die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen – so wie andere Umweltschutzverhaltensweisen – Ausdruck der zugrunde liegenden Umwelteinstellung ist. Im zweiten Abschnitt prüfe ich, ob sich die konkrete Ausgestaltung ausgewählter umweltpolitischer Maßnahmen in den Akzeptanzkosten niederschlägt. Im dritten Abschnitt sage ich die Höhe der Zahlungsbereitschaft für einen CO₂-Preis auf Basis der Umwelteinstellung vorher.

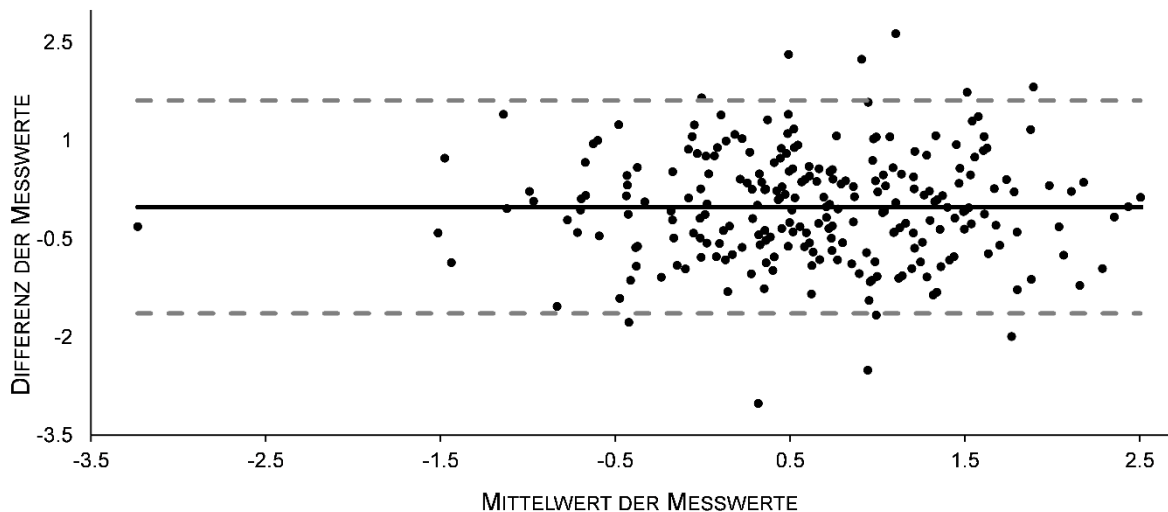
3.3.1. Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen als Ausdruck der Umwelteinstellung

Die Umwelteinstellung, erfasst mit 50 Selbstberichten von Umweltverhalten, und die Akzeptanz von Umweltpolitik, erfasst mit 50 Meinungsäußerungen gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen, waren stark korreliert: $r = .61$ (mit doppelter Minderungskorrektur). Während diese Korrelation zwar zeigte, dass die beiden Skalen die Personen (in ihrer Umwelteinstellung und der Akzeptanz) tendenziell in eine ähnliche relative Ordnung brachten, ließ dies jedoch noch nicht den Schluss zu, dass die beiden Skalen absolut darin übereinstimmten, welchen konkreten Wert sie einer Person zuwiesen (siehe Giavarina, 2015). Aus diesem Grunde setzte ich eine *Bland-Altman-Analyse* ein, um zu prüfen, ob die zwei Messinstrumente tatsächlich die gleiche Schätzung über das Merkmal einer Person machten.

Der Bland-Altman-Plot in Abbildung 3.1 zeigt die gemeinsame Verteilung der Umwelteinstellung und der Akzeptanz für Umweltpolitik, wobei die Akzeptanz umgerechnet wurde in die Metrik der Umwelteinstellung, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten (für eine Beschreibung der Prozedur, siehe Kolen & Brennan, 2014). Wenn beide Skalen im gleichen Personenschätzer resultieren würden, müsste die Differenz der Messwerte 0 betragen. Tatsächlich lag die mittlere Differenz der Messwerte für die beiden Skalen bei $M = -0.01$ ($SD = 0.83$, 95%-CI [-1.64; 1.61]). In elf (4.5%) Fällen fielen die Differenzwerte außerhalb des 95%-Konfidenzintervalls.

Abbildung 3.1

Bland-Altman-Plot der Messwerte der Umwelteinstellungsskala und Umweltpolitik-Akzeptanz-Skala



Anmerkung. Differenz der Messwerte der Umwelteinstellungs- und der Umweltpolitik-Akzeptanz-Skala als Funktion der Mittelwerte. Die durchgezogene Linie repräsentiert den Mittelwert der Differenzen innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle (gestrichelte Linien). Jeder Datenpunkt repräsentiert eine Person ($n = 245$; für drei der eigentlich 248 Versuchspersonen konnte keine Umweltpolitikakzeptanz geschätzt werden). Die Messwerte der Umweltpolitik-Akzeptanz-Skala wurden umgerechnet in die Metrik der Umwelteinstellungsskala (für eine Beschreibung der Prozedur, siehe Kolen & Brennan, 2014).

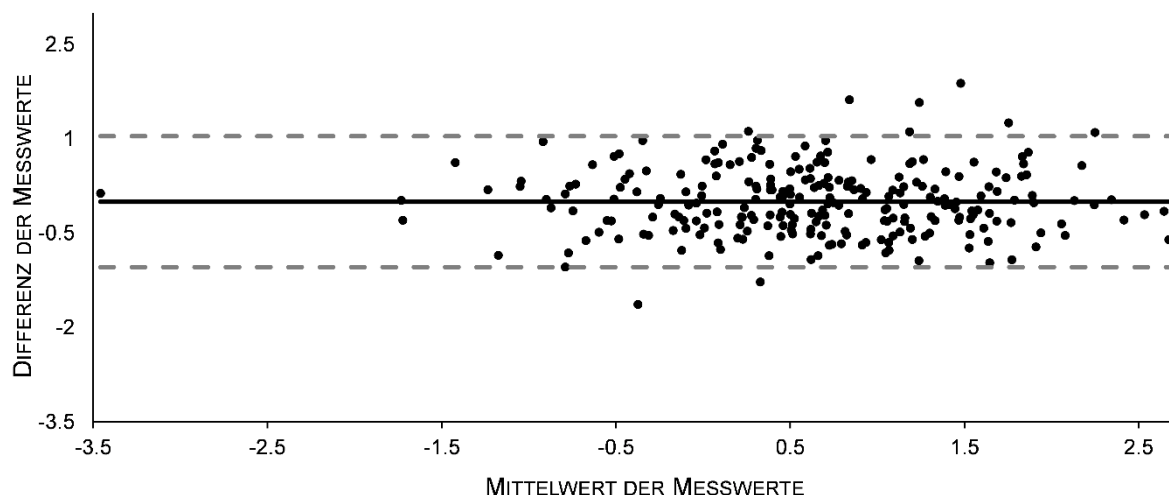
Da die hohe Korrelation und auch die Bland-Altman-Analyse darauf hindeuteten, dass die 50 Selbstberichte von Umweltschutzverhalten und 50 Akzeptanzäußerungen gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen wahrscheinlich eine ähnliche – oder die gleiche – Verhaltensneigung erfassten, wurden im nächsten Schritt die jeweils 50 Items zu einer 100-Item-Skala zusammengefasst und gemeinsam Rasch-kalibriert (für eine Übersicht der psychometrischen Eigenschaften, siehe Tabelle 3.1; eine detaillierte Übersicht ist im Anhang in Tabelle 8.1 und Tabelle 8.2 zu finden). Da die 50-Item-Skala, bestehend aus Selbstberichten von Umweltschutzverhaltensweisen, ein validiertes Messinstrument zur Erfassung der Umwelteinstellung darstellt (siehe z.B. Kaiser & Lange, 2021), wurden vor der Kalibrierung der 100-Item-Skala die Verhaltenskosten der 50 Selbstberichte von Umweltschutzverhalten auf die Ergebnisse

der 50-Item-Kalibrierung geankert. Dadurch wurden nur die Kosten der Akzeptanz der Umweltschutzmaßnahmen neu geschätzt.

Die 100-Item-Skala konnte die Versuchspersonen anhand ihrer Einstellung gut unterscheiden ($rel = .92$). Die 100-Item-Skala korrelierte hoch mit der validierten 50-Item Skala der Umwelteinstellung: $r = .93$ (mit doppelter Minderungskorrektur). In Abbildung 3.2 wird die Bland-Altman-Analyse dargestellt. Der Mittelwert der Differenz der beiden Skalen betrug $M = 0.00$ ($SD = 0.53$, 95%-CI [-1.04; 1.04]). Die Differenzwerte von neun (3.6%) Personen fielen außerhalb des 95%-Konfidenzintervalls.

Abbildung 3.2

Bland-Altman-Plot der Messwerte der Umwelteinstellungsskala und der kombinierten Skala



Anmerkung. Differenz der Messwerte der Umwelteinstellungs- und der kombinierten Skala als Funktion der Mittelwerte. Die durchgezogene Linie repräsentiert den Mittelwert der Differenzen innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle (gestrichelte Linien). Jeder Datenpunkt repräsentiert eine Person ($n = 248$). Die Messwerte der kombinierten Skala wurden umgerechnet in die Metrik der Umwelteinstellungsskala (für eine Beschreibung der Prozedur, siehe Kolen & Brennan, 2014).

Gemessen an standardisierten t -Werten wiesen insgesamt zwölf Items der 100-Item-Skala weniger Varianz in den Daten auf, als das Rasch-Modell erwartete ($t_w \leq -1.96$). Von diesen zwölf Items waren elf Akzeptanzäußerungen (siehe Tabelle 8.1 im Anhang). In der

alleinigen Kalibrierung der 50 Akzeptanzäußerungen hatten nur vier Items eine unerwartet geringe Varianz. Dieser Effekt deutete darauf hin, dass die Skala durch die Kombination der Umweltschutzverhaltensweisen und der Akzeptanz der Umweltschutzmaßnahmen Redundanz aufwies (siehe Bond et al., 2021). Einige der der Akzeptanzäußerungen fügten den Selbstberichten von Umweltschutzverhalten anscheinend keine neuen Informationen hinzu.

3.3.2. Kosten der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen

Aus der Rasch-Kalibrierung der 100-Item-Skala ergab sich eine Schätzung der Kosten, die damit einhergingen, die 50 präsentierten umweltpolitischen Maßnahmen zu akzeptieren. Umgerechnet in die Metrik der originalen 50-Item-Skala der Umwelteinstellung reichten die Akzeptanzkosten von -2.55 bis 2.65 Logits (zum Vergleich: Die Kosten der Selbstberichte von Umweltschutzverhaltensweisen reichte von -3.84 bis 3.13 Logits).

Die höchsten Kosten waren damit verbunden, Geldbußen für die Überschreitung eines pro Haushalt festgelegten Energieverbrauchswerts ($\delta = 2.65$, $SE = 0.20$) und eine Begrenzung des Warmwasserverbrauchs pro Haushalt ($\delta = 2.63$, $SE = 0.20$) zu akzeptieren. Eine Erhöhung der Bußgelder für die Verschmutzung des öffentlichen Raums war am einfachsten zu akzeptieren ($\delta = -2.55$, $SE = 0.30$).

Anhand von 95%-Konfidenzintervallen prüfte ich, ob vergleichbare umweltpolitische Maßnahmen sich signifikant in ihren Akzeptanzkosten unterschieden (siehe Tabelle 3.2). Den Bau von Windkraftanlagen oder Solarfarmen in unmittelbarer Nähe zum eigenen Wohnort zu akzeptieren, war mit höheren Kosten verbunden, als den Bau von Windkraftanlagen oder Solarfarmen in einer Distanz von zehn Kilometern vom eigenen Wohnort zu befürworten. Bei einem Preis von 200€ pro Tonne CO₂ war eine CO₂-Steuer schwieriger zu akzeptieren als bei einem Preis von 55€ pro Tonne. Den Anteil der Anbaufläche, die innerhalb der EU für Biolandbau verwendet wird, auf 50% zu steigern, war ebenfalls schwieriger zu akzeptieren als eine Erhöhung des Anteils auf 25%.

Eine zeitliche Verschiebung der Einführung umweltpolitischer Maßnahmen beeinflusste auf die Akzeptanzkosten nicht: Einen Kohleausstieg im Jahr 2025 zu akzeptieren, war ähnlich schwierig, wie einen Kohleausstieg im Jahr 2038 zu akzeptieren (siehe Tabelle 3.2).

Ebenso verhielt es sich mit der Akzeptanz EU-weiter Klimaneutralität entweder 2030 oder 2050.

Tabelle 3.2

Vergleich der Akzeptanzkosten umweltpolitischer Maßnahmen

Maßnahmen	$\delta_{\text{einfacher}}$	obere Grenze	untere Grenze	$\delta_{\text{schwieriger}}$
Windkraftanlagen in 10 Kilometern Entfernung vs. in unmittelbarer Nähe	-0.35	0.00	0.26	0.57
Solarfarmen in 10 Kilometern Entfernung vs. in unmittelbarer Nähe	-1.06	-0.67	-0.68	-0.33
CO ₂ -Steuer von 55€ pro Tonne vs. von 200€ pro Tonne	0.97	1.20	1.28	1.51
Steigerung der Bio-Anbaufläche auf 25% vs. auf 50%	-0.95	-0.66	-0.56	-0.31
Kohleausstieg 2025 vs. 2038	-0.80	-0.43	-0.97	-0.60
EU-weite Klimaneutralität bis 2050 vs. 2030	-0.93	-1.54	-1.29	-0.90

Anmerkung. Die Kosten (δ) werden in Logits angegeben und resultierten aus der gemeinsamen Kalibrierung von Akzeptanzäußerungen gegenüber 50 umweltpolitischen Maßnahmen und Selbstberichten von 50 Umweltschutzverhaltensweisen (konvertiert in die Metrik der alleinigen Kalibrierung von 50 Umweltschutzverhaltensweisen). $\delta_{\text{einfacher}}$ repräsentiert die niedrigeren Kosten aus dem Set von den zwei verglichenen Maßnahmen (jeweils die erstgenannte Maßnahme in der linken Spalte), und $\delta_{\text{schwieriger}}$ repräsentiert die höheren Kosten aus dem Vergleich (jeweils die zweitgenannte Maßnahme in der linken Spalte). Die obere Grenze repräsentiert das obere Ende des 95%-Konfidenzintervalls um $\delta_{\text{einfacher}}$, und die untere Grenze repräsentiert das untere Ende des 95%-Konfidenzintervalls um $\delta_{\text{schwieriger}}$ (für ein ähnliches Vorgehen zum Vergleich von Verhaltenskosten, siehe Kaiser & Lange, 2021). Nicht-markierte Vergleiche sind signifikant unterschiedlich (die untere Grenze ist größer als die obere Grenze). Der hellgrau markierte Vergleich ist ebenfalls signifikant (die Akzeptanzkosten fallen außerhalb

des jeweils anderen Konfidenzintervalls). Die dunkelgrau markierten Vergleiche sind nicht signifikant unterschiedlich.

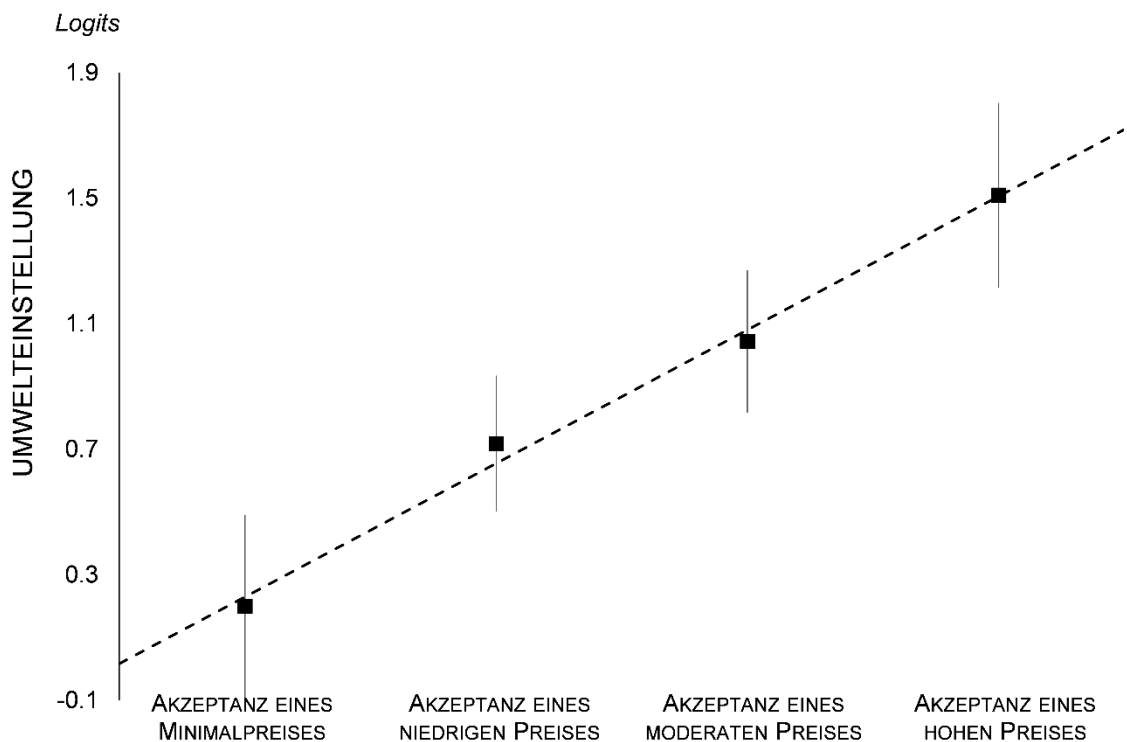
3.3.3. Vorhersage der CO₂-Preis-Zahlungsbereitschaft

In den vorherigen Abschnitten habe ich gezeigt, dass Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen und Selbstberichte von Umweltschutzverhalten gleichsam die zugrunde liegende Umwelteinstellung widerspiegeln. Dabei blieb die Frage offen, ob sich die Umweltpolitikakzeptanz durch die Umwelteinstellung vorhersagen lässt. Tatsächlich zeigte sich, dass die Umwelteinstellung – abgeleitet aus Selbstberichten umweltschützenden Verhaltens – die Höhe der Zahlungsbereitschaft für einen CO₂-Preis vorhersagen kann, $F(1, 170) = 31.73$, $p < .001$, $R^2 = .15$.

Da die Umwelteinstellung sich in steigender Bereitschaft, für CO₂ zu zahlen, widerspiegeln sollte, verglich ich außerdem vier Gruppen von CO₂-Preis-Unterstützer*innen. Die vier Akzeptanzgruppen unterschieden sich signifikant in ihrer Umwelteinstellung, $F(3, 168) = 13.27$, $p < .001$, $\eta^2 = .19$ (siehe Abbildung 3.3). Ein linearer Trend zeigte zudem, dass die Akzeptanz für zunehmend höhere CO₂-Preise durch eine vergleichsweise höhere Umwelteinstellung ausgeglichen werden musste, $F(1, 168) = 39.26$, $p < .001$, $\eta^2 = .19$. Die Unterstützer*innen eines niedrigen CO₂-Preises zwischen 35€ und 59€ pro Tonne hatten die erwartete signifikant höhere Umwelteinstellung ($\theta_M = 0.72$, $\theta_{SD} = 0.84$) als die Unterstützer*innen eines minimalen Preises von 34€ pro Tonne oder weniger ($\theta_M = 0.20$, $\theta_{SD} = 0.76$), $t(82) = 2.68$, $p = .004$, $\eta^2 = .09$. Die Unterstützer*innen eines moderaten CO₂-Preises zwischen 60€ und 179€ pro Tonne hatten ebenfalls eine signifikant höhere Umwelteinstellung ($\theta_M = 1.04$, $\theta_{SD} = 0.86$) als die Unterstützer*innen eines niedrigen Preises, $t(111) = 2.04$, $p = .022$, $\eta^2 = .03$. Und auch die Unterstützer*innen eines hohen CO₂-Preises von mindestens 180€ pro Tonne verfügten über eine signifikant höhere Umwelteinstellung ($\theta_M = 1.51$, $\theta_{SD} = 0.86$) als die Unterstützer*innen eines moderaten Preises, $t(86) = 2.46$, $p = .008$, $\eta^2 = .07$.

Abbildung 3.3

*Umwelteinstellung der Unterstützer*innen-Gruppen steigender CO₂-Preise*



Anmerkung. Einen Minimalpreis akzeptierte, wer angab, mindestens einen Preis von 34€ pro Tonne CO₂ zu unterstützen ($n = 26$). Niedrige Unterstützer*innen ($n = 58$) akzeptierten einen CO₂-Preis zwischen 35€ und 59€ pro Tonne. Moderate Unterstützer*innen ($n = 55$) akzeptierten einen CO₂-Preis zwischen 60€ und 179€ pro Tonne. Hohe Unterstützer*innen ($n = 33$) akzeptierten einen CO₂-Preis von mindestens 180€ pro Tonne. Die durchschnittliche Umwelteinstellung der vier Gruppen ist in Logits innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle dargestellt. Die gestrichelte Linie repräsentiert den linearen Trend.

3.4. Replikation

Die Ergebnisse von Studie 1 wurden an einer unabhängigen Stichprobe direkt repliziert (d.h., es wurden die gleichen Messinstrumente und Auswertungsmethoden eingesetzt). Die Replikation wurde prä-registriert (siehe <https://osf.io/kg98a>). Die Ergebnisse der Replikation werden im Online-Anhang berichtet (siehe <https://osf.io/q6ec9/>). Die meisten Effekte aus Studie 1 konnten repliziert werden, allerdings klärte die Umwelteinstellung deutlich weniger Varianz in der CO₂-Preis-Zahlungsbereitschaft auf als in der Originalstudie (1% statt 15%). In der Replikation wies die Zahlungsbereitschaft eine extreme Rechtsschiefe auf (6.6 statt 1.2 wie in

der Originalstudie). Wenn um die Rechtsschiefe korrigiert wurde, konnte die Umwelteinstellung 3% der Varianz in der CO₂-Preis-Zahlungsbereitschaft erklären. Das heißt, die Versuchspersonen in der Replikation waren sehr homogen in ihrem Unwillen, für CO₂ zu zahlen, was wahrscheinlich die Vorhersage dieser Meinungsäußerung durch die Umwelteinstellung erschwerte.

3.5. Diskussion

In der vorliegenden Studie waren die Umwelteinstellung und die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen nicht nur stark korreliert ($r = .61$ mit doppelter Minderungskorrektur), auch die mittlere Differenz der Messwerte lag bei annähernd 0 ($SD = 0.83$, 95%-CI [-1.64; 1.61]). Dieser Vergleich weist darauf hin, dass Äußerungen der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen Ausdruck der gleichen latenten Personeneigenschaft sind wie selbstberichtete Umweltschutzverhaltensweisen, beziehungsweise, dass man auch mit Akzeptanzäußerungen die zugrunde liegende Umwelteinstellung messen kann. Dementsprechend ließen sich generelle Umweltschutzverhaltensweisen und Akzeptanzäußerungen auch auf einer gemeinsamen Skala kalibrieren ($rel = .92$).

Die gemeinsame Kalibrierung ergab ebenfalls eine hohe Übereinstimmung mit der Schätzung der Umwelteinstellung durch ein validiertes Messinstrument ($r = .93$ mit doppelter Minderungskorrektur und mittlere Differenz der Messwerte: $M = 0.00$, $SD = 0.53$, 95%-CI [-1.04; 1.04]). Elf der 50 Akzeptanzäußerungen wiesen dabei weniger Varianz in den Daten auf als vom Rasch-Modell erwartet. Dies kann bedeuten, dass die 50 Akzeptanzäußerungen gegenüber umweltpolitischen Maßnahmen der Schätzung der Umwelteinstellung aus 50 Selbstberichten von Umweltschutzverhaltensweisen nur wenige neue Informationen hinzufügten (siehe Bond et al., 2021).

Die Übereinstimmung zwischen den Personenschätzern, die mit zwei verschiedenen Skalen gewonnen wurden, und die erfolgreiche Kombination der beiden Item-Sets zu einer Skala weisen darauf hin, dass die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen nicht eine Einstellung ausdrückt, die *spezifisch* für eine bestimmte Maßnahme oder spezifisch für die Akzeptanzäußerung ist. Vielmehr zeigte sich, dass Personen, die stark motiviert waren, die Umwelt zu schützen, eine Reihe umweltschützender Verhaltensweisen ausführten. Dazu gehörte

auch, dass sie umweltpolitische Maßnahmen befürworteten (für ähnliche Ergebnisse, siehe Merten et al., 2022; Sharpe et al., 2021). Personen, die eine geringe Umwelteinstellung aufwiesen, unterstützten nur wenige und nur solche Maßnahmen, die mit geringfügigen Konsequenzen verbunden waren, während Personen, denen Umweltschutz wichtig war, viele und auch solche Maßnahmen unterstützten, die mit gravierenden Folgen verbunden waren.

Wie jedes andere Verhalten ist folglich auch die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen mit Kosten belegt. Dabei kann die Akzeptanz verschiedener Maßnahmen eine durchaus hohe Varianz in den Verhaltenskosten aufweisen. Obwohl es sich bei der Akzeptanzäußerung um ein Verbalverhalten handelt, muss sie also nicht zwingend wenig kostenintensiv sein, sondern kann mit erheblichen Kosten einhergehen. Die vorliegende Studie lieferte erste Hinweise, dass diese Kosten (zumindest teilweise) mit der konkreten Ausgestaltung von umweltpolitischen Maßnahmen zusammenhängen. So zeigte sich auch hier der NIMBY-Effekt, wodurch die Akzeptanz für Windparks und Solarfarmen in unmittelbarer Nähe des eigenen Wohnorts mit deutlich höheren Kosten belegt war ($\delta = 0.57$ und $\delta = -0.33$) als die Akzeptanz von Windparks und Solarfarmen in zehn Kilometern Entfernung vom Wohnort ($\delta = -0.35$ und $\delta = -1.06$; für ähnliche Ergebnisse, siehe auch Byrka et al., 2017). Eine CO₂-Steuer von 200€ pro Tonne zu akzeptieren, war mit höheren Verhaltenskosten verbunden ($\delta = 1.51$), als eine CO₂-Steuer von 55€ pro Tonne zu akzeptieren ($\delta = 0.97$; für ähnliche Ergebnisse, siehe Carattini et al., 2017; Sommer et al., 2022). Zu akzeptieren, dass der Anteil der Biolandfläche auf 50% erhöht wird, war mit höheren Kosten verbunden ($\delta = -0.31$), als eine Erhöhung des Anteils auf 25% zu akzeptieren ($\delta = -0.95$). Eine spätere Einführung von umweltpolitischen Maßnahmen senkte die Verhaltenskosten der Akzeptanz allerdings nicht: zum Beispiel ein Kohleausstieg im Jahre 2038 ($\delta = -0.60$) statt 2025 ($\delta = -0.80$) oder EU-weite Klimaneutralität 2050 ($\delta = -0.93$) statt 2030 ($\delta = -0.90$).

Zusätzlich prüfte ich, ob sich auf Basis der Umwelteinstellung eine Meinungsäußerung gegenüber einer spezifischen umweltpolitischen Maßnahme vorhersagen ließ. Tatsächlich konnte die Umwelteinstellung 15% der Varianz in der verbal geäußerten Zahlungsbereitschaft für CO₂ erklären (in einer Replikation fiel der Effekt deutlich kleiner aus). Auch die

Zugehörigkeit zu einer von vier Akzeptanzgruppen, die basierend auf der maximalen Zahlungsbereitschaft gebildet wurden, ließ sich durch die Umwelteinstellung vorhersagen (hier sogar mit einer Varianzaufklärung von 19%). Damit lieferte die Studie Belege dafür, dass die persönliche Wichtigkeit eines Entscheidungsziels – wenn bei der Bestimmung dieser Wichtigkeit die Verhaltenskosten berücksichtigt werden – genutzt werden kann, um verbal geäußerte Akzeptanz einer Umweltpolitikmaßnahme vorherzusagen.

3.4.1. Limitationen

Da die Versuchspersonen keine Vergütung für die Teilnahme erhielten, ist wahrscheinlich, dass Personen mit einem starken Interesse für Umweltschutzthemen (also einer hohen Umwelteinstellung) überrepräsentiert waren. Die Skala zur Messung der Umwelteinstellung wies eine leichte Linksschiefe und positive Kurtosis auf (Schiefe: -0.15 [$SE = 0.12$], Kurtosis: 0.78 [$SE = 0.24$]). Dies deutet darauf hin, dass die Versuchspersonen tendenziell stark motiviert waren, die Umwelt zu schützen, und die Verteilung relativ „spitz“ war (also eine eher eingeschränkte Varianz in der Umwelteinstellung vorlag). Da die Stichprobe nicht repräsentativ für die deutsche Bevölkerung war und höchstwahrscheinlich eine höhere Umwelteinstellung und damit auch eine stärkere Akzeptanz für umweltpolitische Maßnahmen hatte, wurde im Ergebnisbericht darauf verzichtet abzuschätzen, wie stark die Akzeptanz für die konkreten Maßnahmen war. Die Stichprobe ist jedoch geeignet, um erste Belege dafür zu liefern, dass die Entscheidung, umweltpolitische Maßnahmen zu akzeptieren, eine Funktion der Einstellung gegenüber dem Ziel, die Umwelt zu schützen, und der entscheidungsrelevanten Kosten ist. Außerdem ließen sich die Ergebnisse größtenteils direkt replizieren, diesmal in einer Stichprobe, die eine finanzielle Vergütung für die Teilnahme erhielt (siehe Ergebnisbericht im Online-Anhang: <https://osf.io/q6ec9/>).

Eine weitere Einschränkung betrifft den Vergleich der Kosten der unterschiedlichen Ausgestaltungen einer Maßnahme. Mit der eingesetzten Auswertungsmethode war es nicht möglich abzuschätzen, welcher Anteil der Kosten tatsächlich zum Beispiel aus der Höhe eines CO₂-Preises resultierte und zu welchem Teil die Akzeptanz eines CO₂-Preises (unabhängig von der konkreten Preishöhe) generell mit Akzeptanzkosten einherging. In der folgenden

Studie wird deshalb die Ausgestaltung einer beispielhaften umweltpolitischen Maßnahme (eines CO₂-Preises) experimentell manipuliert, und die Akzeptanzkosten werden mithilfe einer Erweiterung des Campbell-Paradigmas in verschiedene Komponenten zerlegt. Dadurch lassen sich Erkenntnisse über (a) die generellen Kosten der Akzeptanz und (b) die spezifischen entscheidungsrelevanten Kosten der Ausgestaltung einer Maßnahme gewinnen.

3.4.2. Zusammenfassung und Ausblick

Studie 1 und ihre erfolgreiche Replikation lieferten Belege dafür, dass die Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen – ebenso wie andere umweltschützende Verhaltensweisen – durch die Umwelteinstellung kontrolliert wird. Das bedeutet, dass eine Person umweltpolitische Maßnahmen nicht deshalb unterstützt, weil sie zu dieser spezifischen Maßnahme eine positive Einstellung hat, sondern weil es ihr wichtig ist, die Umwelt zu schützen. In diesem Zusammenhang habe ich auch gezeigt, dass sich die Umweltpolitikakzeptanz auf Basis der Umwelteinstellung einer Person vorhersagen lässt. Wie andere Umweltschutzverhaltensweisen geht auch die Akzeptanz von Umweltschutzmaßnahmen mit Kosten einher. So benötigt man eine deutlich höhere Umwelteinstellung, um Begrenzungen des Energie- und Wärmeverbrauchs zu akzeptieren als die finanzielle Förderung für Elektroautos oder Photovoltaikanlagen. In Studie 2 wird mithilfe eines Experiments am Beispiel von CO₂-Preisen untersucht, inwiefern sich die spezifische Ausgestaltung einer Maßnahme auf die Akzeptanzkosten auswirkt. Dazu schlage ich im Folgenden eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas vor, die es ermöglicht, den Einfluss der grundlegenden Maßnahmeneigenschaften (z.B., dass es sich bei einem CO₂-Preis in jedem Fall um eine Maßnahme zur Preissteigerung handelt) vom Einfluss konkreter Ausgestaltungsformen (z.B. der konkreten Preishöhe) zu trennen.

4 MERKMALE DES ENTSCHEIDUNGSGEGENSTANDES ALS VERHALTENSRELEVANTE FAKTOREN

Der empirische Teil dieses Kapitels basiert auf dem Artikel „A general explanation for environmental policy support: An example using carbon taxation approval in Germany“, veröffentlicht beim *Journal of Environmental Psychology* (Gerdes et al., 2023).

4.1. Theoretischer Hintergrund

In Studie 1 habe ich gezeigt, dass sich die Umwelteinstellung nicht nur in Selbstberichten umweltfreundlichen Verhaltens widerspiegelt, sondern auch in Akzeptanzäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen. Das heißt, dass eine Person zum Beispiel einen CO₂-Preis akzeptiert, weil sie erwartet, damit ihrem Umweltschutzziel näher zu kommen. Studie 1 lieferte auch Belege dafür, dass sich die Umweltpolitikakzeptanz aus der Stärke der Umwelteinstellung einer Person vorhersagen lässt: Je motivierter eine Person ist, die Umwelt zu schützen, umso wahrscheinlicher wird sie auch umweltpolitische Maßnahmen mit zunehmend drastischeren Konsequenzen akzeptieren.

Außerdem ergaben sich bereits Hinweise darauf, dass Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen mit einer Bandbreite an Verhaltenskosten einhergehen kann, möglicherweise abhängig von der konkreten Ausgestaltung der Maßnahme. Die Ergebnisse aus Studie 1 ließen hierüber jedoch keine systematischen Rückschlüsse zu. Deshalb stelle ich in Studie 2 ein Experiment vor, in dem ich Akzeptanzkosten und -erträge gezielt variiere. Um dieses Experiment auszuwerten und den Einfluss der Ausgestaltung einer Maßnahme auf die Akzeptanzkosten und -erträge zu modellieren, schlage ich im folgenden Kapitel eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas vor.

4.1.1. Einfluss der Ausgestaltung einer Umweltpolitikmaßnahme auf die Akzeptanz

Im vorherigen Kapitel konnte ich zeigen, dass die Entscheidung, umweltpolitische Maßnahmen (verbal) zu unterstützen, eine Funktion der Umwelteinstellung ist. Im Sinne des kognitiv-ökologischen Ansatzes des Campbell-Paradigmas werden Präferenzen jedoch nicht nur durch Eigenschaften der Person – dem kognitiven Anteil – sondern auch durch Eigenschaften

der Entscheidungsumgebung oder des Entscheidungsgegenstandes – dem ökologischen Anteil – beeinflusst. Der ökologische Anteil besteht im Campbell-Paradigma in den sogenannten *Verhaltenskosten und -erträgen* (siehe z.B. Kaiser & Byrka, 2015; Kaiser & Lange, 2021; Kaiser & Wilson, 2004), also den Eigenschaften der Entscheidungsumgebung oder des -gegenstandes, die das Verhalten erschweren (in Form von Kosten) oder erleichtern (in Form von Erträgen).

Welche Verhaltenskosten hat Umweltpolitikakzeptanz? Bei dem Verhalten, das im vorherigen Kapitel untersucht wurde (und auch sonst häufig Gegenstand der Akzeptanzforschung ist, siehe z.B. Sharpe et al., 2021), handelt es sich lediglich um Kreuze in einem Fragebogen. Dieses Verhalten ist kaum mit Anstrengungen verbunden – weder körperlich noch mental oder zeitlich. Dennoch trat in Studie 1 Varianz in den Antworten auf, die anscheinend mit der Art der vorgeschlagenen Maßnahme zusammenhing.

Ähnliches zeigten bereits vorherige Studien: So werden Maßnahmen, die unerwünschtes Verhalten bestrafen – also unerwünschtes Verhalten mit zusätzlichen Kosten belegen –, weniger akzeptiert als Maßnahmen, die erwünschtes Verhalten belohnen – also erwünschtes Verhalten mit zusätzlichen Erträgen belegen (siehe Steg et al., 2006). Die Akzeptanz fällt umso geringer aus, je höher ein CO₂-Preis ist (siehe Carattini et al., 2017; Sommer et al., 2022), je näher ein Naturschutzgebiet mit seinen Einschränkungen am eigenen Wohnort liegt (siehe Byrka et al., 2017) und je restriktiver die Einschränkungen in einem Naturschutzgebiet allgemein sind (siehe Rolfe et al., 2000). Von daher liegt es nahe, dass Personen, wenn sie umweltpolitische Maßnahmen akzeptieren oder ablehnen, die antizipierten Konsequenzen der Maßnahme und ihre erwarteten Kosten und Erträge berücksichtigen.

Vor allem CO₂-Preise – die unerwünschtes Verhalten mit höheren Kosten belegen – werden häufig eher negativ und auch negativer als andere umweltpolitische Maßnahmen bewertet (siehe Levi, 2021; Rhodes et al., 2017). Allerdings kann ein CO₂-Preis auf vielfältige Art und Weise ausgestaltet werden. Vorherige Forschung zeigte bereits, dass die konkrete Ausgestaltung eines CO₂-Preises – zum Beispiel die Höhe des Preises oder die Art, auf die die Einnahmen verwendet werden – die Präferenzen für CO₂-Preise beeinflusst (z.B. Carattini et

al., 2017; Gevrek & Uyduranoglu, 2015; Sommer et al., 2022). Um die Effekte der Ausgestaltung von CO₂-Preisen auf ihre Akzeptanz zu untersuchen, werden häufig Discrete-Choice-Experimente durchgeführt. Hierbei entscheiden Studienteilnehmende, welchen von zwei oder mehreren CO₂-Preisen sie bevorzugen.

Die Beobachtung der Wahl zwischen mehreren Optionen (oder auch der *Präferenz*) hat einen entscheidenden Nachteil: In diesen Fällen kann nur geschlussfolgert werden, dass eine bestimmte CO₂-Preis-Variante einer anderen Variante vorgezogen wird. So scheinen zum Beispiel CO₂-Preise, die so gestaltet sind, dass sie die Aufmerksamkeit gegenüber dem Klimawandel steigern, beliebter zu sein als Preise, die keinen solchen Mechanismus haben (siehe Gevrek & Uyduranoglu, 2015). Diese Erkenntnis lässt jedoch keine Schlussfolgerung darüber zu, wie beliebt CO₂-Preise *grundsätzlich* sind (d.h., wie viele Menschen überhaupt *irgendeinen* CO₂-Preis akzeptieren würden, unabhängig davon, wie dieser ausgestaltet ist).

Auf diese Weise lässt sich der Frage nicht näherkommen, hinter welchem CO₂-Preis sich eine Mehrheit versammeln würde. Deshalb stelle ich im nächsten Abschnitt einen Ansatz zur Untersuchung der CO₂-Preis-Akzeptanz vor, der Rückschlüsse auf die generelle Beliebtheit von CO₂-Preisen zulässt, aber zugleich auch die Untersuchung von Präferenzen erlaubt.

4.1.2. Einfluss der Ausgestaltung des CO₂-Preises auf die Akzeptanzkosten

In Studie 1 konnte ich bereits zeigen, dass die Kosten der CO₂-Preis-Akzeptanz vergleichsweise hoch sind und CO₂-Preise deshalb seltener akzeptiert werden als andere umweltpolitische Maßnahmen. Diese Erkenntnis könnte andere Ergebnisse erklären, nach denen CO₂-Preise vergleichsweise unbeliebt sind (z.B. Levi, 2021; Rhodes et al., 2017). Allerdings bleibt die Frage, ob CO₂-Preise so gestaltet werden können, dass sie auch von einer Mehrheit akzeptiert werden. Wäre es zum Beispiel denkbar, das Preislevel so niedrig anzusetzen oder die Einnahmen so vorteilhaft zu verteilen, dass eine Mehrheit der Bürger*innen dem CO₂-Preis zustimmt?

Diese Idee scheint weit verbreitet: Mithilfe von Discrete-Choice-Experimenten untersuchen Forschende die relative Beliebtheit von CO₂-Preisen, die in Preishöhe und Einnahmeverwendung variieren, um die beliebtesten Bepreisungsmodelle zu finden (z.B. Carattini et al.,

2017; Gevrek & Uyduranoglu, 2015; Sommer et al., 2022). Allerdings gibt es Hinweise darauf, dass allein das Label („Preis“ oder „Steuer“; siehe Hardisty et al., 2019) oder die Natur des CO₂-Preises als Maßnahme, die klimaschädliches Verhalten mit höheren Kosten belegt (siehe Steg et al., 2006), ihn unbeliebt machen. In diesem Sinne hätte ein CO₂-Preis grundlegende Kosten, die – unabhängig von Preishöhe und Einnahmeverwendung – die Akzeptanz erschweren und dafür sorgen, dass nur Personen mit hoher Umwelteinstellung ihm auch zustimmen.

Um die Akzeptanz für CO₂-Preise und den Einfluss ihrer konkreten Ausgestaltung zu untersuchen, erweitere ich das Campbell-Paradigma um eine Zerlegung der Akzeptanzkosten (formalisiert im Many-Facets-Rasch-Modell, siehe Eckes, 2011; Linacre, 1994):

$$\ln\left(\frac{p_{kjn}}{1-p_{kjn}}\right) = \theta_k - (\delta + \sigma_j + \tau_n) \quad (4.1)$$

Hier ist die Wahrscheinlichkeit, dass eine Person k zum Beispiel einen CO₂-Preis akzeptiert (p_{kjn}) – relativ zu der Wahrscheinlichkeit, dass sie den Preis ablehnt – eine Funktion aus der Differenz der Umwelteinstellung der Person k (θ_k) und der Summe der Akzeptanzkosten und -erträge. Die Akzeptanzkosten und -erträge ergeben sich aus einem generellen Faktor (δ ; d.s. die allgemeinen Kosten, einen CO₂-Preis zu akzeptieren, entstehend z.B. dadurch, dass es sich um eine Steuer handelt), der Höhe j des konkreten CO₂-Preises (σ_j) und der Art der Einnahmeverwendung n (τ_n).

4.1.3. Forschungsziele

Im vorliegenden Kapitel setze ich eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas ein, um die Verhaltenskosten der CO₂-Preis-Akzeptanz zu zerlegen in (a) die generellen Akzeptanzkosten (δ) und (b) die spezifischen Akzeptanzkosten, die auf die Preishöhe j (σ_j) und die Einnahmeverwendung n (τ_n ; siehe Formel 4.1) zurückgeführt werden können. Die Höhe der generellen Verhaltenskosten gibt Aufschluss darüber, wie beliebt CO₂-Preise grundsätzlich sind. Außerdem erlaubt die vorgeschlagene Erweiterung des Campbell-Paradigmas die Überprüfung, ob die konkrete Höhe und die Einnahmeverwendung des CO₂-Preises – in Form von Verhaltenskosten und -erträgen – die Akzeptanz von CO₂-Preisen kontrollieren. In einer konzeptuellen Replikation demonstriere ich anschließend die Anwendung des erweiterten

Campbell-Paradigmas auf eine völlig andere umweltschützende Maßnahme, nämlich die Einrichtung von Naturschutzgebieten.

4.2. Methode

4.2.1. Stichprobe

Die Datenerhebung wurde vom 4. Oktober bis 24. November 2021 durch das Befragungsinstitut Aproxima (aproxima.de) durchgeführt. Die Versuchspersonen erhielten eine finanzielle Vergütung für die Teilnahme. Anhand der soziodemografischen Variablen *Alter*, *Geschlecht*, *Bildung* und *Einkommen* wurde versucht, repräsentative Stichproben von jeweils circa 2000 Teilnehmenden aus den Regionen Berlin, Brandenburg, München und Oberbayern zu ziehen. Bei Berlin und München handelt es sich um Großstädte und bei Brandenburg und Oberbayern um die ländlichen Gegenden in unmittelbarer Nähe zu den jeweiligen Städten. Während München und Oberbayern als strukturstarke Gegenden gelten, sind Berlin und Brandenburg stark vom Strukturwandel betroffen (Details zu den regionalen Substichproben und der Ergebnisse zum regionalen Vergleich berichte ich in Kapitel 5).

Tabelle 4.1

Soziodemografische Eigenschaften der Stichprobe und der Population

	<i>N</i>	% weib- lich	<i>M_{Alter}</i> (<i>SD</i>)	<i>M_{Einkommen}</i>	% tertiäre Bildung
Stichprobe	8 166	51.2	42.3 ^a (15.8)	1 439 ^a	29.9 ^a
Pop.	69mio	51.1	51.9 (19.1)	1 976	18.5

Anmerkung. Pop. bezieht sich auf die Populationsstatistik. Einbezogen sind Personen, die mindestens 18 Jahre alt sind. *M_{Einkommen}* bezieht sich auf das mittlere verfügbare Pro-Kopf-Einkommen eines Haushalts im Monat (in €; der mittlere Wert der Einkommenskategorien wurde verwendet, um die Gruppenmittelwerte zu berechnen). Tertiäre Bildung schließt Personen mit Hochschulabschluss ein.

^a kennzeichnet signifikante Abweichungen ($p < .01$) der Stichprobenstatistik von der Populationsstatistik.

Das Befragungsinstitut bereinigte den Datensatz um Versuchspersonen, die die Befragung nicht vollständig ausfüllten oder auffällige Antwortmuster aufwiesen. Insgesamt konnten

die Daten von 8166 Versuchspersonen ausgewertet werden, von denen 4167 (51.2%) Frauen waren, 3972 (48.8%) Männer und 27 (0.3%) divers/nicht-binär. Das Alter reichte von 16 bis 90 ($M = 42.3$, $SD = 15.8$). Die Stichprobe spiegelte somit nicht unbedingt die Population wider (siehe Tabelle 4.1 für eine Gegenüberstellung).

4.2.2. Prozedur

Nachdem die Versuchspersonen einen kurzen Hinweis erhielten, dass sie auf den folgenden Seiten mehrere CO₂-Preise bewerten sollten, wurde ihnen auf zwei Seiten je ein CO₂-Preis präsentiert. Anschließend füllten die Versuchspersonen die Skala zur Messung der Umwelteinstellung aus.

4.2.3. Experimentelles Design

Die Versuchspersonen wurden in einem unvollständigen Within-Subject-Design mit verschiedenen CO₂-Preis-Varianten konfrontiert, die sie hinsichtlich ihrer Akzeptabilität bewerten sollten. Die CO₂-Preismodelle variierten in ihrem Preis (25€, 55€ und 250€ pro Tonne CO₂) und der Einnahmeverwendung (Re-Investition in weitere Klimaschutzmaßnahmen [„Green Spending“], Senkung der Strompreise, Entlastung von Härtefällen, direkte Rückverteilung pro Kopf und einkommensgestaffelte Rückverteilung). Die ausgewählten Preise und Einnahmeverwendungen ergaben sich aus implementierten oder geplanten CO₂-Preismodellen oder solchen, die unter Expert*innen und in der Politik diskutiert wurden (siehe Edenhofer et al., 2019; Edenhofer et al., 2020). Aus der Kombination von Preishöhe und Einnahmeverwendung entstanden 15 CO₂-Preis-Varianten. Eine beispielhafte CO₂-Preis-Variante ist im Anhang in Abbildung 8.1 dargestellt.

Die Versuchspersonen bekamen – auf zwei getrennten Fragebogenseiten – zwei zufällig ausgewählte CO₂-Preis-Varianten vorgelegt und bewerteten auf einer fünfstufigen Skala von „nein“ (1) bis „ja“ (5), ob sie den vorliegenden CO₂-Preis für akzeptabel hielten. Zusätzlich wurden ihnen Informationen darüber angeboten, wie viele Emissionen durch einen solchen Preis eingespart werden könnten und wie sich die Preise auf die Kosten von Benzin, Diesel und Heizöl und -gas auswirken würden. Die Versuchspersonen wurden nicht dazu aufgefordert, die beiden CO₂-Preis-Varianten zu vergleichen.

4.2.4. Erhebung der Umwelteinstellung

Die Umwelteinstellung wurde wieder mit der etablierten Skala erhoben, die auch in Studie 1 eingesetzt wurde (siehe Kaiser & Wilson, 2004). Anders als in Studie 1 wurde eine Split-Version der Skala eingesetzt, um die Bearbeitungszeit zu reduzieren: Jede Versuchsperson bearbeitete lediglich 28 der 50 Items. Sechs Items kamen in beiden 28-Item-Versionen der Skala vor und ermöglichten eine gemeinsame Kalibrierung der Daten von allen Versuchspersonen. Aufgrund der *spezifischen Objektivität* von Rasch-Skalen ist es nicht notwendig, die gleichen Items einzusetzen, um das gleiche zu messen (wie auch die Ergebnisse aus Studie 1 demonstrieren; siehe außerdem Baierl et al., 2022; Bauske et al., 2022; Kaiser et al., 2018). Die Items wurden in zufälliger Reihenfolge präsentiert.

Wieder wurde „Keine Angabe“ als fehlend behandelt und 19 negativ formulierte Items wurden invertiert. Ich dichotomisierte die 32 Items, die über ein fünfstufiges Antwortformat verfügten, sodass „nie“, „selten“ und „gelegentlich“ zusammengefasst wurden zu „unzuverlässigem Umweltverhalten“ (0) und die Antworten „oft“ und „sehr oft“ zu „zuverlässigem Umweltverhalten“ (1). Achtzehn Items wurden dichotom mit „nein“ (0) und „ja“ (1) beantwortet.

4.2.5. Statistische Analysen

Die Akzeptanzäußerungen gegenüber CO₂-Preisen wurden – ähnlich wie in Studie 1 – gemeinsam mit den 50 Selbstberichten von Umweltschutzverhalten als Rasch-Skala kalibriert. Dafür wurden die fünfstufigen Antworten auf die CO₂-Preis-Varianten analog zu den Selbstberichten von Umweltschutzverhalten dichotomisiert: Die Antworten „nein“, „eher nein“ und „unentschlossen“ wurden kodiert als „keine aktive Zustimmung“ (0) und die Antworten „eher ja“ und „ja“ als „aktive Zustimmung“ (1).

Die gemeinsame Kalibrierung erfolgte als Many-Facets-Rasch-Skala (siehe Formel 4.1; für Details siehe Eckes, 2011; Linacre, 1994), wobei alle CO₂-Preise als ein Item behandelt wurden und dann über die Facetten *Preishöhe* und *Einnahmeverwendung* die Wirkung der Ausgestaltung der spezifischen CO₂-Preis-Varianten berücksichtigt werden konnte. Dadurch ergab sich ein Kostenschätzer der generellen CO₂-Preis-Akzeptanz (δ_{CP}), der

unabhängig von den Kosten war, die durch die Preishöhe j (σ_j) oder durch die Einnahmeverwendung n (τ_n) entstanden.

Im nächsten Schritt wurde der Einfluss von Preishöhe und Einnahmeverwendung auf die Akzeptanz von CO₂-Preisen untersucht und geprüft, ob die Wirkung dieser beiden Ausgestaltungsfacetten unabhängig voneinander war (d.h., ob eine Interaktion bestand). Hierzu wurden Chi-Quadrat-Tests eingesetzt. Mithilfe von t -Tests untersuchte ich, ob signifikante Präferenzen für spezifische Ausgestaltungen eines CO₂-Preises bestanden – ob sich also zum Beispiel die Kosten der Akzeptanz eines Preises von 25€ pro Tonne CO₂ signifikant von den Kosten der Akzeptanz eines Preises von 55€ pro Tonne CO₂ unterschieden (für eine Beschreibung dieses t -Tests, siehe Eckes, 2011).

4.3. Ergebnisse

Der Ergebnisbericht ist zweigeteilt. Im ersten Abschnitt berichte ich die Ergebnisse zur generellen Beliebtheit von CO₂-Bepreisung – unabhängig davon, wie die CO₂-Preise konkret ausgestaltet waren. Im zweiten Abschnitt untersuche ich den Einfluss, den die konkrete Ausgestaltung von CO₂-Preisen – in Form von Verhaltenskosten – auf die Akzeptanz hatte.

4.3.1. Grundlegende Beliebtheit der CO₂-Bepreisung

Vierzehn Versuchspersonen beantworteten alle Items konsistent mit Zustimmung oder Ablehnung, weshalb für sie keine Umwelteinstellung geschätzt werden konnte. Diese 14 Versuchspersonen wurden von den Analysen ausgeschlossen. Die Umwelteinstellung der verbleibenden 8152 Versuchspersonen reichte von -3.75 bis 4.14 Logits ($\theta_M = 0.15$, $\theta_{SD} = 0.83$). Wie für eine heterogene Stichprobe zu erwarten, war die Spannweite der Umwelteinstellung also größer (7.9 Logits) als zum Beispiel in Studie 1 (6.3 Logits). Trotz der großen Menge an fehlenden Daten (durch den Einsatz von Split-Versionen) konnte die Skala die Versuchspersonen noch zufriedenstellend anhand ihrer Umwelteinstellung unterscheiden ($rel = .69$), und die gemittelten Abweichungsquadrate wiesen auf guten Item-Fit hin ($0.89 \leq MS_w \leq 1.12$; für Details zu den Richtwerten, siehe Wright et al., 1994). Das Modell erklärte 29.3% der Varianz in den Antworten.

Einen CO₂-Preis generell zu akzeptieren, war mit vergleichsweise hohen Kosten verbunden – völlig unabhängig davon, wie hoch der Preis war oder auf welche Art die Einnahmen verwendet wurden: $\delta_{CP} = 0.73$. Eine Person mit einer Umwelteinstellung, die typisch für die Stichprobe war, akzeptierte einen CO₂-Preis lediglich mit einer Wahrscheinlichkeit von 35.9%.

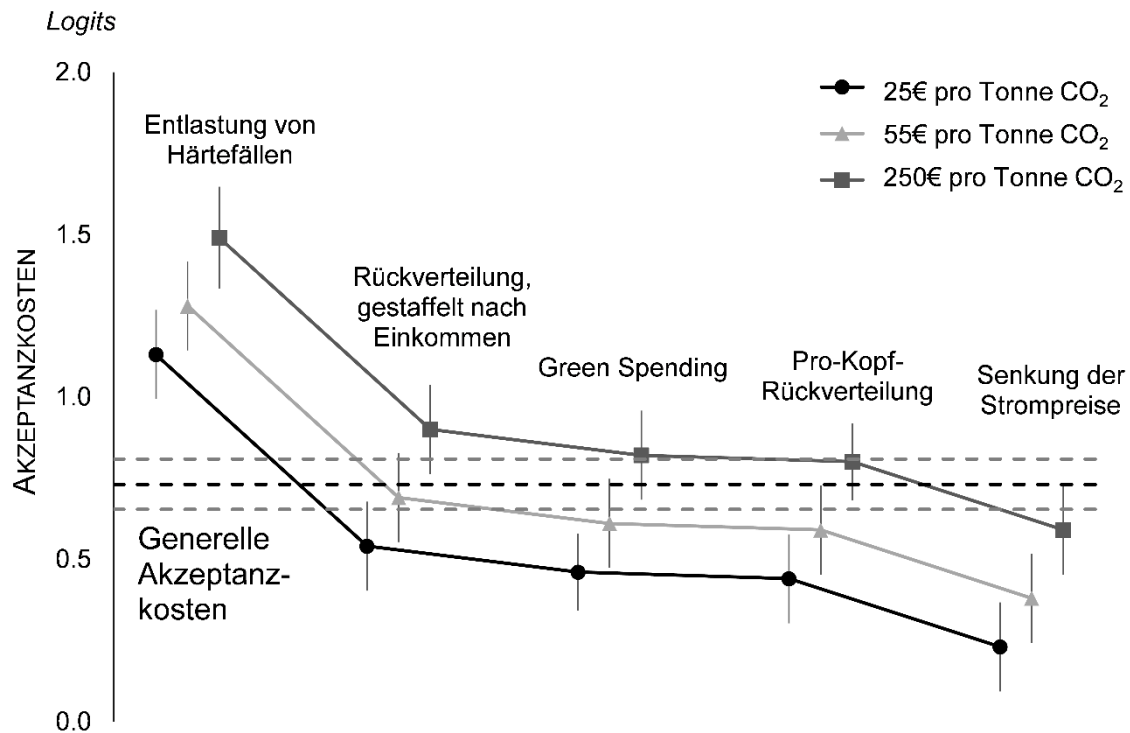
4.3.2. Einfluss der konkreten CO₂-Preis-Ausgestaltung

Die Preishöhe und die Einnahmeverwendung hatten einen signifikanten Einfluss auf die Kosten der CO₂-Preis-Akzeptanz, jeweils $\chi^2(2) = 68.8$, $p < .001$, $V = .09$ und $\chi^2(4) = 280.5$, $p < .001$, $V = .19$ (siehe Abbildung 4.1). Es zeigte sich eine klare Präferenz für einen Preis von 25€ pro Tonne CO₂ gegenüber einem Preis von 55€ pro Tonne CO₂, $t(10748) = 3.54$, $p < .001$. Auch wurde ein Preis von 55€ pro Tonne CO₂ gegenüber einem Preis von 250€ pro Tonne CO₂ präferiert, $t(10919) = 4.95$, $p < .001$. Der Effekt der Preishöhe auf die CO₂-Preis-Akzeptanz fiel allerdings eher klein aus. Ein niedriger Preis von 25€ pro Tonne CO₂ erhöhte die Akzeptanz um vier Prozentpunkte (verglichen mit der grundsätzlichen Akzeptanz von 35.9%), während selbst ein sehr hoher Preis von 250€ pro Tonne CO₂ sie lediglich um vier Prozentpunkte senkte.

Der Einfluss der Einnahmeverwendung war größer, wobei die beliebteste Einnahmeverwendung, nämlich die Senkung des Strompreises, die Akzeptanz um acht Prozentpunkte steigern konnte. Die Senkung des Strompreises wurde gegenüber der zweitbeliebtesten Einnahmeverwendung – der Pro-Kopf-Rückverteilung – signifikant bevorzugt, $t(6462) = -3.71$, $p < .001$. Es bestand keine klare Präferenz der Pro-Kopf-Rückverteilung gegenüber der nächstbeliebten Einnahmeverwendung, nämlich Green Spending, $t(6503) = -0.35$, $p = .724$. Die unbeliebteste Einnahmeverwendung, nämlich die Entlastung von Härtefällen, senkte die Akzeptanz um zwölf Prozentpunkte. Die zweitunbeliebteste Einnahmeverwendung – die Rückverteilung nach Einkommen – wurde gegenüber der Entlastung von Härtefällen signifikant bevorzugt, $t(6593) = -10.43$, $p < .001$. Es bestand keine klare Präferenz für Green Spending gegenüber der Rückverteilung nach Einkommen, $t(6540) = -1.41$, $p = .157$. Die Details zu t -Tests zur Bestimmung der Präferenzen zwischen den einzelnen Eigenschaften der CO₂-Preise sind im Anhang in Tabelle 8.3 zu finden.

Abbildung 4.1

Kosten der Akzeptanz für 15 verschiedene CO₂-Preise



Anmerkung. Die Akzeptanzkosten werden in Logits innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle dargestellt. Die schwarze gestrichelte Linie repräsentiert die generellen Akzeptanzkosten (unabhängig von Preishöhe und Einnahmeverwendung) innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle (graue gestrichelte Linien). Je niedriger die Akzeptanzkosten, umso wahrscheinlicher ist die Akzeptanz eines CO₂-Preises. Interaktionen wurden nicht berücksichtigt.

Der beliebteste CO₂-Preis war folglich ein Preis von 25€ pro Tonne CO₂, dessen Einnahmen verwendet wurden, um die Strompreise zu senken. Allerdings erreichte bei der durchschnittlichen Umwelteinstellung in der Stichprobe auch dieser CO₂-Preis keine Mehrheit (48.0%). Die Umwelteinstellung in der deutschen Bevölkerung (im Jahr 2021) reichte also nicht aus, um für irgendeinen CO₂-Preis mehrheitliche Unterstützung zu finden.

Der Effekt der Preishöhe interagierte mit dem Effekt der Einnahmeverwendung, $\chi^2(15) = 27.3$, $p = .026$, $V = .04$, allerdings war der Effekt sehr klein und sollte (auch angesichts der Größe der Stichprobe) mit Vorsicht interpretiert werden. Außerdem sorgte die Aufnahme der Interaktion dafür, dass das Modell 14.0% *weniger* Varianz in den Daten aufklärte als das Haupteffektmodell. Ein solcher Effekt spricht für nicht-berücksichtigte Abhängigkeiten im

Interaktionsmodell. Um für die potenziell exzessive Power des statistischen Tests zu kontrollieren, zog ich eine zufällige Stichprobe von 2384 Personen und führte den Test auf Interaktion erneut durch. In der kleineren Stichprobe trat – bei vergleichbarer Effektstärke – keine signifikante Interaktion zwischen Preishöhe und Einnahmeverwendung auf, $\chi^2(15) = 11.4$, $p = .724$, $V = .05$. Die Zustimmungsraten zu allen CO₂-Preisen mit und ohne Interaktionseffekt sind im Anhang in Tabelle 8.4 zu finden.

4.4. Replikationen

Eine direkte Replikation der hier berichteten Originalstudie, deren Stichprobe zwar nicht repräsentativ ist, aber die Anwendbarkeit des erweiterten Rasch-Modells erneut belegen kann, wird im Online-Anhang berichtet (siehe <https://osf.io/q6ec9/>).

Zusätzlich wurden in einer konzeptuellen Replikation das experimentelle Design und die Auswertungsmethoden auf die Akzeptanz von Naturschutzgebieten angewendet. Die Replikation soll demonstrieren, wie das erweiterte Campbell-Paradigma für die Anwendung auf bestimmte Maßnahmen spezifiziert werden kann. Der Übersichtlichkeit halber werden die Methoden und Ergebnisse der Replikation verkürzt dargestellt.

4.4.1. Methode

4.4.1.1. Stichprobe

Vom 9. Dezember 2022 bis 15. Januar 2023 wurden Versuchspersonen über E-Mail-Verteiler und soziale Medien rekrutiert. Unter allen Teilnehmenden wurden als Anreiz dreimal 50€ verlost. Psychologiestudierende der Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg konnten eine halbe Versuchspersonenstunde für die Teilnahme erhalten. Vier Versuchspersonen, die auf einen Aufmerksamkeitstest falsch reagierten und drei Versuchspersonen, die den Fragebogen in weniger Zeit als dem halbierten Median der Bearbeitungszeit bearbeiteten (für eine Beschreibung dieser Methode, um Personen zu identifizieren, die die Befragung augenscheinlich zu schnell abschließen, siehe Leiner, 2019), wurden vor der Auswertung ausgeschlossen. Von den 144 Versuchspersonen identifizierten sich 106 (73.6%) als weiblich, 35 (24.3%) als männlich und drei (2.1%) als divers/nicht-binär. Das Alter reichte von 18 bis 62 ($M = 26.39$, SD

= 10.24). Die Mehrheit der Versuchspersonen gab als höchsten erreichten Bildungsabschluss Abitur an ($n = 94$, 65.3%).

4.4.1.2. Experimentelles Design

In einem unvollständigen Within-Subject-Design wurden Versuchspersonen in zufälliger Reihenfolge mit vier von 18 verschiedenen Vorschlägen für Naturschutzgebiete konfrontiert. Die Vorschläge variierten auf den Eigenschaften *erforderlicher Spendenbeitrag* (50ct, 2.50€ oder 10€), *Ort des Naturschutzgebietes* (Harz in Mitteldeutschland oder Skåne län in Südschweden) und *Besuchsmöglichkeiten* (Besuche verboten, Besuche erlaubt ohne Bewirtungseinrichtungen oder Besuche erlaubt mit umfassenden Bewirtungseinrichtungen). Die Auswahl der Eigenschaften basierte auf einem Discrete-Choice-Experiment von Rolfe et al. (2000).

Bezüglich der Spendenbeiträge wurde den Versuchspersonen erklärt, dass ihnen für jede Spende der entsprechende Anteil von ihrem möglichen Gewinn von 50€ abgezogen werden würde. Das heißt, wenn eine Versuchsperson einem Naturschutzgebiet mit einem erforderlichen Spendenbeitrag von 50ct zustimmte, wurde ihr erklärt, dass sie nur noch 49.50€ erhalten würde, sollte sie unter den Gewinner*innen der Verlosung sein. Entschied sie sich anschließend, für ein weiteres Naturschutzgebiet sogar 10€ auszugeben, sollte sie nur noch 39.50€ erhalten. Allerdings wurden die Versuchspersonen aus organisatorischen Gründen im Anschluss an die Befragung darüber aufgeklärt, dass sie 50€ gewinnen würden, egal wie sie zuvor geantwortet hatten.

Wegen der Kopplung des Spendenbeitrags an den Verlust von möglichen Gewinnen gaben die Versuchspersonen ihre Unterstützung für die Naturschutzgebiete (z.B. „Würden Sie dieses Naturschutzgebiet mit 50ct unterstützen?“) auf einer dichotomen Skala mit den Antwortmöglichkeiten „nein“ (0) und „ja“ (1) an.

4.4.1.3. Erhebung der Umwelteinstellung

Die Umwelteinstellung wurde mit dem gleichen Instrument erhoben wie in der Originalstudie, allerdings bearbeiteten in der Replikation alle Teilnehmenden die gesamten 50 Items.

Außerdem wurden fünf Items aus dem ursprünglichen Instrument entfernt und durch neue Items ersetzt (für eine Übersicht über die angepasste Skala, siehe Tabelle 8.5 im Anhang).

4.4.2. Ergebnisse

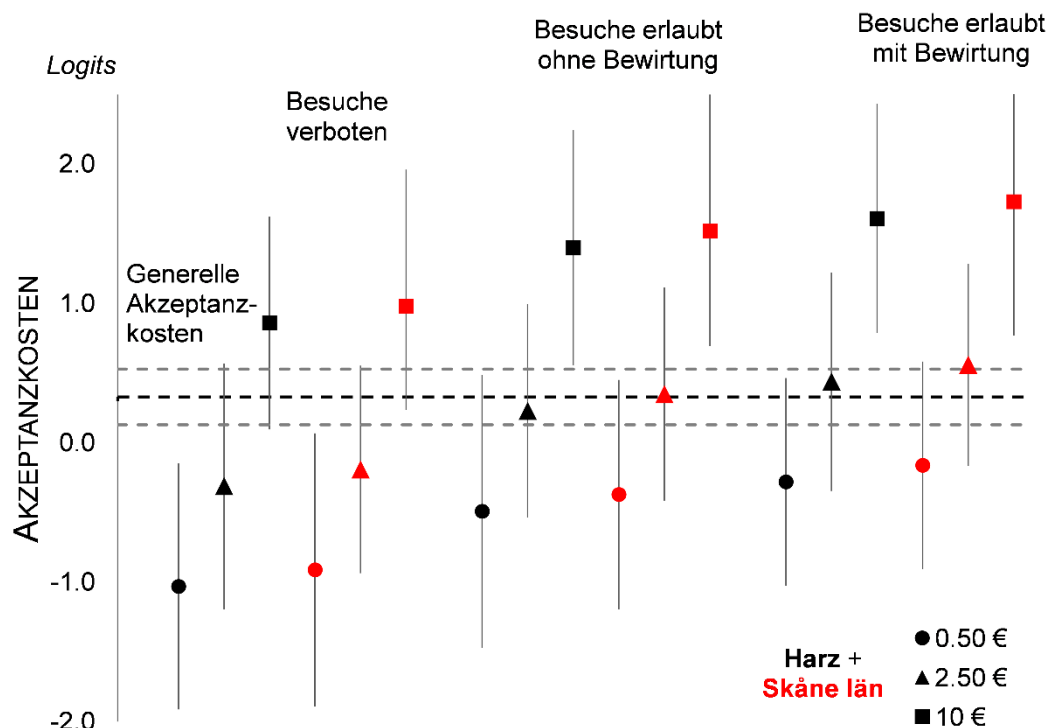
Wie auch in der Originalstudie wurde die Unterstützung der Naturschutzgebiete auf einer gemeinsamen Skala mit den 50 Selbstberichten von Umweltschutzverhaltensweisen kalibriert. Hierbei wurde die Unterstützung zunächst als ein Item behandelt und dann der Effekt der Ausgestaltung der Naturschutzgebiete auf die Verhaltenskosten ausdifferenziert. Die Versuchspersonen konnten zuverlässig anhand ihrer Umwelteinstellung unterschieden werden ($rel = .84$), und die gemittelten Abweichungsquadrate wiesen auf akzeptablen Item-Fit hin ($0.68 \leq MS_w \leq 1.27$; für Details zu den Richtwerten, siehe Wright et al., 1994). Allerdings wiesen drei Items mehr Varianz ($MS_w > 1.20$) in den Daten auf als vom Rasch-Modell erwartet: „Ich besitze einen Kühlschrank der Effizienzklasse A++, oder besser (bzw. C für ein Gerät, das seit 2021 angeschafft wurde)“ ($MS_w = 1.27$), „Altglas bringe ich zum Sammelcontainer“ ($MS_w = 1.21$) und „Ich habe mich über die Vor- und Nachteile einer Solaranlage informiert“ ($MS_w = 1.21$). Ein Item war deterministischer als vom Rasch-Modell erwartet ($MS_w < 0.80$): „Ich verwende Einkaufstüten oder -taschen mehrfach“ ($MS_w = 0.68$). Die Umwelteinstellung, gemessen mit der 51-Item-Skala, reichte von -5.51 bis 2.98 Logits ($\theta_M = 0.63$, $\theta_{SD} = 0.99$).

Die Unterstützung der Naturschutzgebiete wies moderate Verhaltenskosten auf ($\delta_{NG} = 0.33$). Eine Person mit einer Umwelteinstellung, wie sie für die Stichprobe typisch war ($\theta_M = 0.63$) unterstützte die Einrichtung von Naturschutzgebieten, unabhängig von der konkreten Ausgestaltung, mit einer Wahrscheinlichkeit von 57.4%.

Der erforderliche Spendenbeitrag und die Besuchsmöglichkeiten beeinflussten die Kosten der Akzeptanz signifikant, jeweils $\chi^2(2) = 63.2$, $p < .001$, $V = .33$ und $\chi^2(2) = 10.8$, $p = .005$, $V = .14$. Der Ort des Naturschutzgebietes hatte jedoch keinen Einfluss auf die Akzeptanzkosten, $\chi^2(1) = 0.4$, $p = .527$, $V = .03$ (siehe Abbildung 4.2). Die Eigenschaften der Naturschutzgebiete interagierten nicht in ihrer Wirkung auf die Akzeptanz.

Abbildung 4.2

Kosten der Unterstützung für 18 verschiedene Naturschutzgebiete



Anmerkung. Die Akzeptanzkosten werden in Logits innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle dargestellt. Die schwarze gestrichelte Linie repräsentiert die generellen Akzeptanzkosten (unabhängig von Spendenbeitrag, Besuchsmöglichkeit und Ort) innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle (graue gestrichelte Linien). Schwarze Symbole repräsentieren Naturschutzgebiete im Harz, rote Symbole Naturschutzgebiete in Skåne län. Je niedriger die Akzeptanzkosten, umso wahrscheinlicher ist die Unterstützung eines Naturschutzgebietes.

Der erforderliche Spendenbeitrag hatte einen starken Einfluss auf die Verhaltenskosten und damit auch auf die Unterstützung von Naturschutzgebieten. Wenn nach einem Beitrag von 10€ gefragt wurde, sank die Unterstützung um 25 Prozentpunkte, während sie bei einem Beitrag von 50ct um 19 Prozentpunkte stieg.

Im Gegensatz zur Studie von Rolfe et al. (2000) wirkte die Art der Besuchsmöglichkeit nachteilig auf die Unterstützung. Naturschutzgebiete, in denen Besuche verboten waren, wurden zehn Prozentpunkte wahrscheinlicher akzeptiert als Naturschutzgebiete generell, und umfassende Bewirtungseinrichtungen senkten die Akzeptanz um acht Prozentpunkte.

Das unbeliebteste Naturschutzgebiet war dementsprechend eines, bei dem um eine Spende von 10€ gebeten wurde und umfassende Bewirtungseinrichtungen vorhanden waren (26.1% Akzeptanz). Im beliebtesten Naturschutzgebiet wurde nur um eine Spende von 50ct gebeten, und Besuche waren verboten (83.2% Akzeptanz). Details zu den Präferenzen und der Zustimmung zu allen 18 spezifischen Naturschutzgebieten sind im Anhang in Tabelle 8.6 und Tabelle 8.7 zu finden.

4.5. Diskussion

Die vorliegende Studie zeigte, dass es sich bei CO₂-Preis-Akzeptanz – in Relation zu der Umwelteinstellung in einer Stichprobe, die annähernd repräsentativ für die deutsche Bevölkerung war – um ein verhältnismäßig schwieriges Verhalten handelte. Dies führte dazu, dass eine Person mit einer Umwelteinstellung, wie sie für die Stichprobe typisch war ($\theta_M = 0.15$), einen CO₂-Preis lediglich mit einer Wahrscheinlichkeit von 35.9% akzeptierte. Selbst der beliebteste CO₂-Preis (25€ pro Tonne CO₂, gekoppelt an die Senkung der Stromkosten) stieß lediglich auf 48.0% Akzeptanz.

Die Ausgestaltung des CO₂-Preises – in Form von Preishöhe und Einnahmeverwendung – beeinflusste zwar die Kosten der Akzeptanz und damit auch die Wahrscheinlichkeit der Akzeptanz, allerdings fielen die Effekte eher klein aus. Selbst ein sehr hoher CO₂-Preis von 250€ pro Tonne senkte die Akzeptanz lediglich um vier Prozentpunkte, während ein niedriger CO₂-Preis von 25€ pro Tonne sie um vier Prozentpunkte steigerte. Der stärkste Effekt auf die Akzeptanz konnte dadurch erzielt werden, dass die Einnahmen aus dem CO₂-Preis (nicht) für die Entlastung von Härtefällen verwendet wurden. Diese Art der Einnahmeverwendung war mit derart hohen Akzeptanzkosten belegt, dass sie die Akzeptanz von CO₂-Preisen um zwölf Prozentpunkte senkte. Die beliebteste Art der Einnahmeverwendung, nämlich die Verwendung der Einnahmen zur Senkung der Strompreise, konnte die Akzeptanz wiederum um acht Prozentpunkte steigern.

Dass sich die CO₂-Preis-Akzeptanz erfolgreich auf einer Skala mit generellen Umweltschutzverhaltensweisen kalibrieren ließ ($rel = .69$), lieferte weitere Evidenz dafür, dass die Bewertung von umweltpolitischen Maßnahmen als Ausdruck der Umwelteinstellung angesehen

werden kann. In diesem Sinne ist die Akzeptanz von CO₂-Preisen eine Funktion aus der individuellen Wichtigkeit des Umweltschutzziels, den generellen Verhaltenskosten und den spezifischen Verhaltenskosten, die auf die konkrete Ausgestaltung der CO₂-Preise zurückgeführt werden können.

In einer konzeptuellen Replikation habe ich gezeigt, wie sich das erweiterte Campbell-Paradigma auf die Akzeptanz anderer umweltpolitischer Maßnahmen übertragen lässt. Grundsätzlich bleibt die Annahme, dass die Akzeptanz eine Funktion aus Umwelteinstellung und Verhaltenskosten ist, immer die gleiche, nur werden für jede Maßnahme spezifisch die Verhaltenskosten in verschiedene Komponenten zerlegt – abhängig von den betrachteten Eigenschaften der jeweiligen Maßnahme. In der konzeptuellen Replikation konnte die Unterstützung für Naturschutzgebiete als Funktion der Umwelteinstellung und der entscheidungsrelevanten Kosten modelliert werden.

Im vorliegenden Kapitel zeigte ich mit zwei Studien, dass die Anwendung des erweiterten Campbell-Paradigmas zwei Spezifikationen erfordert: (1) eine Annahme darüber, welches Ziel der Maßnahmenakzeptanz zugrunde liegt (z.B. Umweltschutz), und (2) eine Annahme darüber, welche Eigenschaften der untersuchten Maßnahme in Form von Verhaltenskosten und -erträgen die Akzeptanz beeinflussen. Dabei muss nicht jede Eigenschaft einer umweltpolitischen Maßnahme zwingend verhaltenssteuernd wirken (ob sie es tun, ist eine empirische Frage). Wenn Eigenschaften einer Maßnahme keine Verhaltenskosten oder -erträge im Sinne des zu erreichenden Ziels auferlegen, fließen sie nicht in die Entscheidung ein (wie z.B. der Ort des Naturschutzgebietes in der vorgestellten konzeptuellen Replikation). Für ein stark umweltschützend eingestelltes Individuum, dem angeboten wird, eine langweilige Aufgabe zu lösen, um Spenden für den Umweltschutz zu sammeln (siehe Lange & Dewitte, 2022), sollte es irrelevant sein, ob zusätzlich für soziale Zwecke gespendet wird. Diese Erwartung steht im Kontrast zur Annahme der Utility Maximization, nach der zusätzliche Gewinne – selbst, wenn sie einem anderen Ziel als dem Umweltschutz dienen – den Nutzen der langweiligen Aufgabe erhöhen sollten. Sie ist aber im Einklang mit der Annahme des Campbell-

Paradigmas, dass Personen mit ihrem Verhalten *ein* bestimmtes Ziel verfolgen – und nicht mehrere Ziele zugleich (siehe Kaiser, 2021).

4.5.1. Limitationen

Obwohl bei der Datenerhebung versucht wurde, eine repräsentative Stichprobe zu ziehen, zeigte sich beim Vergleich der demografischen Daten und Bevölkerungsstatistiken, dass die Stichprobe jünger und höher gebildet war sowie ein geringeres Einkommen hatte als die Population. Die Stichprobe wies dennoch eine hohe Heterogenität in der Umwelteinstellung auf.

Um die Bearbeitungsdauer des Fragebogens zu reduzieren, wurden Split-Versionen der Umwelteinstellungsskala eingesetzt (d.h., die Versuchspersonen bearbeiteten eine von zwei Versionen der Skala, die auf jeweils 28 Items reduziert war). Der Einsatz von Split-Versionen wird dadurch ermöglicht, dass in Rasch-Modellen kein spezifisches Item-Set notwendig ist, um ein bestimmtes Merkmal (in diesem Falle die Umwelteinstellung) zu messen (siehe auch Kaiser et al., 2018). Allerdings führte die große Menge an fehlenden Daten dazu, dass die Reliabilität deutlich sank ($rel = .69$; für vergleichbare Ergebnisse, siehe Bauske et al., 2022). Dennoch sind die vorliegenden Daten geeignet, um zu zeigen, wie die vorgeschlagene Erweiterung des Rasch-Modells eingesetzt werden kann, um die Beliebtheit von Objekten und die Einflussfaktoren auf diese Beliebtheit zu schätzen. Dass die niedrige Reliabilität auf den Einsatz von Split-Versionen zurückgeführt werden kann, zeigt sich auch daran, dass in der Replikation die Reliabilität höher ausfiel ($rel = .84$; hier wurde die vollständige Version der Umwelteinstellungsskala eingesetzt).

Wie für eine derart große Stichprobe zu erwarten war, wurden sämtliche inferenzstatistischen Tests signifikant. Im Falle der Interaktion führte ich deshalb den gleichen Test an einer kleineren Stichprobe durch, um für die potenziell exzessive Power des Chi-Quadrat-Tests zu korrigieren. Obwohl die ursprüngliche Interaktionsanalyse 16271 Beobachtungen umfasste, betrug jedoch die post hoc ermittelte Power des Chi-Quadrat-Tests $p = .93$ (bei einem $\alpha = .05$). Der Chi-Quadrat-Test an der kleineren Zufallsstichprobe (mit 4752 Beobachtungen) hatte lediglich eine Power von $p = .55$ (bei einem $\alpha = .05$). Es lässt sich also festhalten, dass

der Interaktionseffekt so klein war, dass der gesamte Stichprobenumfang von 8166 Personen und 16271 Beobachtungen notwendig war, um ihn überhaupt zu finden. Dementsprechend erscheint der Interaktionseffekt nach wie vor vernachlässigbar.

4.5.2. Zusammenfassung und Ausblick

In diesem Kapitel habe ich eine erweiterte Version des Campbell-Paradigmas vorgestellt, mit der die Kosten und Erträge der Akzeptanz in verschiedene Komponenten zerlegt werden können: die generellen Kosten und Erträge sowie jene Kosten und Erträge, die auf spezifische Eigenschaften der Maßnahme zurückzuführen sind. Wie schon Studie 1 lieferte Studie 2 Belege dafür, dass die Akzeptanz von CO₂-Preisen eine Funktion der zugrundeliegenden Umwelteinstellung ist. Außerdem zeigte sich, dass die Höhe des CO₂-Preises und die Einnahmeverwendung jeweils signifikant zu den Akzeptanzkosten beitrugen. Allerdings hatte die Preishöhe lediglich einen kleinen Effekt: Durch die Senkung des Preises auf 25€ pro Tonne CO₂ konnten vier Prozentpunkte Akzeptanz gewonnen werden, während ein sehr hoher Preis von 250€ pro Tonne CO₂ die Akzeptanz wiederum um vier Prozentpunkte senkte. Mit der Einnahmeverwendung ließen sich immerhin acht Prozentpunkte Akzeptanz gewinnen (mit der Senkung der Strompreise) oder zwölf Akzeptanzpunkte verlieren (mit der Entlastung von Härtefällen). In einer konzeptuellen Replikation demonstrierte ich, dass sich die erweiterte Version des Campbell-Paradigmas auch auf andere umweltpolitische Maßnahmen übertragen lässt. Insgesamt zeige ich mit Studie 2, dass sich durch eine neue Erweiterung des Campbell-Paradigmas spezifische verhaltensrelevante Faktoren identifizieren und ihr Einfluss auf die Entscheidung modellieren lässt. Im nächsten Kapitel untersuche ich, ob sich die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas allgemeingültig auf verschiedene Kontexte übertragen lässt.

5 ALLGEMEINGÜLTIGKEIT DER ENTSCHEIDUNGSERKLÄRUNG

Der empirische Teil dieses Kapitels basiert auf dem Artikel „A general explanation for environmental policy support: An example using carbon taxation approval in Germany“, veröffentlicht beim *Journal of Environmental Psychology* (Gerdes et al., 2023) und einem Manuskript mit dem Titel „Carbon taxation approval and context-specific costs: A general explanation“ (Gerdes et al., 2024).

5.1. Theoretischer Hintergrund

In den bisherigen Studien habe ich gezeigt, dass sich die Akzeptanz für umweltpolitische Maßnahmen auf Basis der Umwelteinstellung vorhersagen lässt: Je wichtiger es für eine Person ist, die Umwelt zu schützen, umso wahrscheinlicher unterstützt sie auch politische Maßnahmen, die dem Umweltschutz dienen. Darauf aufbauend habe ich demonstriert, dass die Eigenschaften einer umweltpolitischen Maßnahme in Form von Kosten die Akzeptanz kontrollieren. Das heißt, je härter die Einschränkungen sind, die mit einer Maßnahme einhergehen, und je weniger zusätzliche Vorteile eine Maßnahme bringt, desto stärker muss eine Person motiviert sein, um sie dennoch zu akzeptieren.

In einem letzten Schritt wende ich mich nun der Allgemeingültigkeit des Modells zu. Damit eine Erklärung allgemeine Gültigkeit hat (d.h., sie gilt nicht nur in speziellen Fällen), muss sie Verhalten mit den gleichen kontrollierenden Kräften in verschiedenen Kontexten erklären können. Dabei untersuche ich in Studie 3, ob die Entscheidungserklärung auf Basis der Umwelteinstellung in ländlichen und städtischen sowie strukturschwachen und strukturstarken Regionen in Deutschland hält. In Studie 4 vergleiche ich das Erklärmodell der CO₂-Preis-Akzeptanz in zwei verschiedenen Ländern (Deutschland und Österreich). In beiden Studien untersuche ich darüber hinaus, wie sich mögliche Unterschiede in der Umwelteinstellung und den Akzeptanzkosten auf die konkreten Präferenzen für CO₂-Preise auswirken.

5.1.1. Voraussetzungen für allgemeingültige Entscheidungserklärungen

In früherer Forschung zeigten sich zwischen verschiedenen europäischen Ländern – also in unterschiedlichen regionalen Kontexten – *quantitative* Unterschiede in der Akzeptanz

für die gleiche Maßnahme (siehe z.B. Spandagos et al., 2022). Zum Beispiel ist die Akzeptanz für CO₂-Preise in Schweden deutlich höher als in Polen (siehe Levi, 2021). Auch die Umwelteinstellung variiert über europäische Länder hinweg (siehe Urban & Kaiser, 2022). Unterschiede in der Umwelteinstellung der verschiedenen Populationen könnten erklären, warum die Akzeptanz für Umweltpolitik über Europa hinweg unterschiedlich ausfällt. Wenn die Personen innerhalb eines Landes grundsätzlich weniger umweltfreundlich eingestellt sind als Personen in einem anderen Land, würde dies – vor dem Hintergrund der bisher präsentierten Ergebnisse – dazu führen, dass auch die Umweltpolitikakzeptanz im ersten Land niedriger ausfiele.

Allerdings könnte auch ein *qualitativer* Unterschied in der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen bestehen. Das würde bedeuten, dass die Entscheidung, umweltpolitische Maßnahmen zu akzeptieren, in verschiedenen Kontexten durch unterschiedliche Kräfte angetrieben wird (d.h., die Verhaltensklärung unterscheidet sich, abhängig vom Kontext). So zeigten zum Beispiel Bergquist et al. (2022), dass Sorge über den Klimawandel ein starker Prädiktor der Umweltpolitikakzeptanz in Europa und Ozeanien ist, aber nicht in Nordamerika. Eine Entscheidungserklärung, die auch zur Vorhersage von Entscheidungen genutzt werden kann, sollte jedoch allgemeingültig sein. Das heißt, sie sollte nicht nur eine Bandbreite von Entscheidungen erklären, sondern dies auch in allen möglichen Kontexten und Situationen für alle möglichen Personen tun (und nicht nur in Spezialfällen).

Äußere Umstände könnten dazu führen, dass die CO₂-Preis-Akzeptanz in verschiedenen Kontexten unterschiedlich hoch ausfällt. Hohe Energiekosten belasten Haushalte mit geringem Einkommen relativ stärker als Haushalte mit hohem Einkommen, weil einkommensschwächere Haushalte größere Anteile ihres Einkommens für Energie ausgeben (siehe Edenhofer et al., 2020). Obendrein werden Personen, die in unsanierten Häusern oder Wohnungen leben, durch einen CO₂-Preis stärker belastet (siehe Dullien & Stein, 2022). Auch der Wohnort könnte dazu führen, dass Personen unterschiedlich stark von steigenden Energiepreisen betroffen werden: Personen auf dem Land haben generell mehr direkte Energieausgaben, weil sie unter anderem häufiger mit dem Auto unterwegs sind oder wahrscheinlicher

mit Öl statt mit Fernwärme heizen als Personen in der Stadt (siehe Gill & Moeller, 2018). Doch würde unterschiedlich stark ausgeprägte Akzeptanz in diesen Kontexten dazu führen, dass die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas nicht mehr zutreffend wäre?

Um es anschaulicher auszudrücken, betrachten wir noch einmal das Beispiel des Mannes aus Hausnummer 2. Er hat einen Kollegen, der am Stadtrand lebt und schlecht an den ÖPNV angebunden ist. Wenn ein hoher CO₂-Preis in Kraft tritt, sieht der Kollege sich mit rasant steigenden Spritkosten konfrontiert. Unter diesen Umständen könnte er sich die Autofahrt zur Arbeit nicht mehr leisten, aber es fährt trotzdem noch kein Bus vor seiner Haustür ab. Er erklärt dem Mann aus Hausnummer 2, dass ihm Umweltschutz natürlich wichtig ist, er einen CO₂-Preis aber nicht akzeptiert, weil er dadurch seine einzige Möglichkeit der Mobilität und obendrein seinen Job verlieren würde. Bedeutet dies also, dass seine Umwelteinstellung in dieser Entscheidung, den CO₂-Preis abzulehnen, keine Rolle gespielt hat?

Ein anderes einflussreiches Einstellungsmodell – die Theorie geplanten Verhaltens – beinhaltet zur Erklärung solcher Fälle einen zusätzlichen Faktor, nämlich die *wahrgenommene Verhaltenskontrolle* (siehe Ajzen, 1985, 1991). Wenn eine Person den Eindruck hat, dass das Verhalten nicht ihrer willentlichen Kontrolle unterliegt, verringert dies die Wahrscheinlichkeit, dass das Verhalten (also die offenbarte Handlung) tatsächlich auftritt, selbst wenn die Person zuvor eine entsprechende Intention geäußert hat. Unter diesen Umständen „überschreibt“ also die mangelnde Verhaltenskontrolle den Einfluss der Einstellung auf das Verhalten.

Obwohl es im genannten Beispiel zunächst so erscheint, muss es jedoch nicht der Fall sein, dass in dieser Situation die Einstellung als verhaltenskontrollierender Faktor versagt. Zwei Überlegungen sind für die Allgemeingültigkeit des Campbell-Paradigmas für verschiedene Personen und in verschiedenen Kontexten wichtig: (1) Die Entscheidungserklärung im Campbell-Paradigma ist probabilistisch, nicht deterministisch. (2) Kontextuelle Barrieren sind Verhaltenskosten, die zwar nicht die Wirkung der Einstellung untergraben, aber gegebenenfalls eine deutlich höhere Einstellung von Entscheidungsträger*innen in bestimmten Kontexten verlangen, als sie das in anderen Kontexten erfordern würden. Im nächsten Abschnitt gehe ich auf die Hintergründe probabilistischer Entscheidungserklärung ein. Anschließend wende

ich mich den Ursachen kontextueller Unterschiede in der Auftretenswahrscheinlichkeit von Verhalten in einem allgemeingültigen Modell zu.

5.1.2. Interpersonelle Varianz in der Aussagekraft umweltschützenden Verhaltens

Ursprünglich schlug Campbell (1963) vor, Einstellungen im Guttman-Modell zu messen (siehe auch Kaiser et al., 2010; Kaiser & Wilson, 2019). Das Guttman-Modell nimmt eine deterministische Ordnung der Verhaltensweisen als Indikatoren der Einstellung an. Das bedeutet, wenn der Mann aus Hausnummer 2 ein schwieriges Verhalten ausführt (sich z.B. in einer Umweltschutzorganisation engagiert), dann *muss* er im Sinne des Modells auch alle einfacheren Verhaltensweisen ausführen (also z.B. mit dem Fahrrad pendeln, seinen Müll trennen und eine Photovoltaikanlage auf dem Dach haben). Trotzdem fällt es uns wahrscheinlich leicht, uns eine Welt vorzustellen, in welcher der Mann aus Hausnummer 2 zwar nie ein Treffen oder eine Aktion seiner Umweltschutzorganisation versäumt, aber manchmal ein Glas mit verschimmelten Essensresten in die Restmülltonne wirft und keine Photovoltaikanlage auf dem Dach hat (da er lediglich zur Miete wohnt). Eine deterministische, personen-invariante Ordnung der Verhaltenskosten erscheint folglich nicht besonders realistisch.

Aus diesem Grunde wird das Campbell-Paradigma heute im Rasch-Modell formalisiert (siehe Kaiser et al., 2010; Kaiser & Wilson, 2019). Das Rasch-Modell ist ein probabilistisches Modell (für Details, siehe Rasch, 1960/1980; Wilson, 2005). Das heißt, es berücksichtigt, dass Personen – aus welchen Gründen auch immer – manchmal einfaches Verhalten nicht zeigen, obwohl sie schwieriges Verhalten ausführen. Die Erklärung hält, solange diese Abweichungen selten genug vorkommen. Auf diese Weise erlaubt die Entscheidungserklärung im Campbell-Paradigma, dass manche Verhaltensweisen – wie zum Beispiel der Besitz von Photovoltaikanlagen – für manche Personen aus kontextuellen Gründen (z.B., weil sie kein Eigenheim besitzen) praktisch unmöglich sind. Das heißt, dass das Haus mit der Nummer 2 keine Photovoltaik-Anlage auf dem Dach hat, bedeutet nicht, dass die Umwelteinstellung des Mannes aus Hausnummer 2 dafür nicht ausreicht. Das Verhalten, eine Photovoltaik-Anlage zu installieren, ist in diesem *Einzelfall* keine Repräsentation seiner Umwelteinstellung (sondern eher der Umwelteinstellung der Hauseigentümer*innen).

Im nächsten Abschnitt wende ich mich Unterschieden in der Umwelteinstellung und den Verhaltenskosten zu. Wenn in diesen beiden kontrollierenden Kräften kontextuelle Unterschiede auftreten, dann erklärt dies mögliche Unterschiede in der Auftretenswahrscheinlichkeit bestimmter Verhaltensweisen.

5.1.3. Ursachen kontextueller Unterschiede in einem allgemeingültigen Modell

Bisherige Forschung hat ergeben, dass die Kosten umweltschützenden Verhaltens nicht nur von den Eigenschaften des Verhaltens selbst abhängen (z.B. Aufwand oder monetäre Kosten), sondern auch variieren je nachdem, in welchem Kontext das Verhalten auftritt. Zum Beispiel ist die Akzeptanz von Naturschutzgebieten für eine Person, die in nächster Nähe zu einem Naturschutzgebiet lebt, mit höheren Kosten belegt als für eine Person, deren Wohnort weiter entfernt ist (siehe Byrka et al., 2017). Für Personen, die in der Stadt leben, ist es einfacher, auf ein Auto zu verzichten als für Personen, die auf dem Land leben (siehe Kaiser & Keller, 2001), und für Personen in Südeuropa ist es einfacher, wenig zu heizen, als für Personen in Mitteleuropa (siehe Scheuthle et al., 2005).

Während frühere Forschung gezeigt hat, dass ländlicher Wohnort sowie Autobesitz negative Auswirkungen auf die Wahrscheinlichkeit haben, dass ein CO₂-Preis akzeptiert wird (siehe z.B. Carattini et al., 2017; Sommer et al., 2022), lassen diese Ergebnisse offen, ob diese Unterschiede auftreten, weil Menschen in der Stadt eine höhere Umwelteinstellung haben als Menschen auf dem Land oder weil der Kontext die Akzeptanzkosten beeinflusst, es also aufgrund der höheren Schwierigkeit, in ländlichen Gegenden auf energieeffiziente Mobilität umzusteigen, schwieriger wird, eine Preiserhöhung auf fossile Brennstoffe mitzutragen. Beide Erklärungen wären im Sinne des Campbell-Paradigmas denkbar.

Wenn die grundsätzliche CO₂-Preis-Akzeptanz in einer Region höher ausfällt als in einer anderen (z.B. befürwortet die Nachbarschaft des Mannes aus Hausnummer 2 den CO₂-Preis überwiegend; die Nachbarschaft seines Kollegen lehnt ihn überwiegend ab), wäre eine naheliegende Erklärung, dass Personen in der einen Region im Mittel eine höhere Umwelteinstellung haben als Personen in der anderen Region. Es können sich durchaus Gebiete mit *Gipfeln* oder *Senken* in der Umwelteinstellung bilden (siehe Kaiser et al., 2008). Wenn sich in

einer bestimmten Region eine sehr umweltfreundlich eingestellte Nachbarschaft entwickelt, dann sollte sich dies – sofern das Campbell-Paradigma allgemeingültig wirkt – auch in erhöhter Umweltpolitikakzeptanz niederschlagen.

Obwohl dies grundsätzlich möglich ist, weisen die oben dargelegten Ausführungen in eine andere Richtung: Wenn manche Personen durch einen CO₂-Preis stärker belastet werden als andere – weil sie zum Beispiel lange Arbeitswege in einer Gegend mit unzureichendem Angebot öffentlichen Nahverkehrs zurücklegen müssen –, dann läge der Grund hinter einer vergleichsweise niedrigen CO₂-Preis-Akzeptanz nicht in einer unzureichenden Umwelteinstellung. Stattdessen wären für diese Personen die Kosten der CO₂-Preis-Akzeptanz höher, weil die Belastungen regionenspezifisch höher ausfallen (siehe auch Carattini et al., 2017; Sommer et al., 2022). Es wäre also möglich, dass der Mann aus Hausnummer 2 und sein Kollege ähnlich stark umweltschützend motiviert sind, der Kollege den CO₂-Preis aber ablehnt, weil er deutlich höheren Akzeptanzkosten begegnet als der Mann aus Hausnummer 2.

Kontextspezifische Akzeptanzkosten lassen sich im Rahmen des Campbell-Paradigmas untersuchen, indem die Akzeptanzkosten spezifisch für eine Region l bestimmt werden:

$$\ln\left(\frac{p_{kijnl}}{1-p_{kijnl}}\right) = \theta_k - (\delta_i + \sigma_j + \tau_n + \gamma_{0l} + \alpha_{il} + \beta_{jl} + \mu_{nl}) \quad (5.1)$$

Diese Ergänzung von Formel 4.1 enthält ein Interaktionsmodell (für Details, siehe Eckes, 2011). Die logarithmierte Wahrscheinlichkeit, dass eine Person k einem CO₂-Preis mit der Preishöhe j und der Einnahmeverwendung n zustimmt – gegenüber der Wahrscheinlichkeit, dass sie es nicht tut –, ist wie bisher eine Funktion der Umwelteinstellung (θ_k) und der Summe der Kosten, die zunächst aus den generellen Kosten der CO₂-Preis-Akzeptanz (δ_i) und aus den Akzeptanzkosten der Preishöhe (σ_j) und der Einnahmeverwendung (τ_n) bestehen. Die Summe der Kosten umfasst zusätzlich eine regionenspezifische Komponente (γ_{0l}), deren Einfluss auf 0 gesetzt wird (es handelt sich um eine Dummy-Komponente). Schlussendlich ergänzen die Komponenten α_{il} , β_{jl} und μ_{nl} das Modell um die Interaktionen der Region mit allen drei vorherigen Kostenkomponenten.

5.1.3. Forschungsziele

Um die Allgemeingültigkeit des Campbell-Paradigmas zu untersuchen, vergleiche ich in zwei Studien die Güte der Vorhersage der Akzeptanz in einem generellen Modell (ohne Berücksichtigung kontextspezifischer Akzeptanzkosten) mit spezifischen Modellen (unter Berücksichtigung kontextspezifischer Akzeptanzkosten). Wenn das Campbell-Paradigma über verschiedene Kontexte hinweg die Entscheidung als Funktion der Einstellung und der Kosten erklärt, sollten all diese Modelle die Entscheidung vorhersagen können. Wenn es deutliche kontextuelle Unterschiede in der Umwelteinstellung und den Akzeptanzkosten gibt, sollte das generelle Modell schlechter in der Vorhersage des Verhaltens sein als die kontextspezifischen Modelle. Deshalb prüfe ich, ob sich etwaige Unterschiede in der Akzeptanz von CO₂-Preisen in vier Regionen oder in zwei Ländern im Einklang mit dem Campbell-Paradigma auf Unterschiede in der Ausprägung der Umwelteinstellung oder Unterschiede in den Akzeptanzkosten zurückführen lassen.

5.2. Ländliche und städtische Strukturen als entscheidungsbeeinflussende Umgebung

In Studie 3 vergleiche ich die Entscheidungsvorhersage durch das generelle Modell, das bereits in Studie 2 vorgestellt wurde (CO₂-Preis-Akzeptanzvorhersage in Deutschland), mit der Vorhersage durch kontextspezifische Modelle. Dabei wird geprüft, ob Modelle unter Berücksichtigung spezifischer Umwelteinstellung oder spezifischer Akzeptanzkosten für vier Regionen (ländlich und städtisch sowie strukturschwach und strukturstark) die Akzeptanz besser vorhersagen können als das generelle Modell.

5.2.1. Methode

Die Grundlage für Studie 3 bilden die Daten, die bereits in Kapitel 4 berichtet wurden (siehe Abschnitt 4.2. *Methode* für Stichprobenbeschreibung, Messinstrumente und Prozedur).

5.2.1.1. Stichproben

Die 8166 Versuchspersonen wurden so erhoben, dass sie etwa zu gleichen Teilen in einer strukturstarken städtischen Umgebung (München), in einer strukturstarken ländlichen Umgebung (Oberbayern), in einer strukturschwachen städtischen Umgebung (Berlin) und in einer strukturschwachen ländlichen Umgebung (Brandenburg) lebten. Die Substichproben und

ihr Vergleich mit den entsprechenden Populationen sind in Tabelle 5.1 dargestellt (eine Übersicht über die Gesamtstichprobe findet sich in Kapitel 4 in Tabelle 4.1).

Tabelle 5.1

Soziodemografische Eigenschaften der Stichproben und der Populationen aus den vier Regionen

Region		<i>N</i>	% weiblich	<i>M</i> _{Alter} (<i>SD</i>)	<i>M</i> _{Einkommen}	% tertiäre Bildung
Berlin	Stichprobe	2 113	47.7 ^a	44.0 ^a (16.6)	1 384 ^a	36.9 ^a
	Pop.	3 664 088	51.3	49.5 (18.9)	1 777	32.8
Brandenburg	Stichprobe	2 062	53.6	44.1 ^a (15.6)	1 304 ^a	25.0 ^a
	Pop.	2 531 071	51.2	54.6 (18.4)	1 796	17.1
München	Stichprobe	1 989	50.4	39.1 ^a (15.0)	1 610 ^a	33.9
	Pop.	1 487 708	51.7	47.5 (18.8)	2 670	32.9
Oberbayern	Stichprobe	2 002	53.3	41.6 ^a (15.5)	1 473 ^a	23.4 ^a
	Pop.	3 241 535	50.6	51.0 (18.8)	2 280	16.9

Anmerkung. Pop. bezieht sich auf die Populationsstatistik. Einbezogen sind Personen, die mindestens 18 Jahre alt sind. *M*_{Einkommen} bezieht sich auf das mittlere verfügbare Pro-Kopf-Einkommen eines Haushalts im Monat (in €; der mittlere Wert der Einkommenskategorien wurde verwendet, um die Gruppenmittelwerte zu berechnen). Tertiäre Bildung schließt Personen mit Hochschulabschluss ein. Da München verwaltungstechnisch ein Teil von Oberbayern ist, wurde die Populationsstatistik von Oberbayern korrigiert, indem Daten aus München ausgeschlossen wurden.

^a kennzeichnet signifikante Abweichungen ($p < .01$) der Stichprobenstatistik von der Populationsstatistik.

5.2.2.2. Statistische Analysen

Im Rahmen der statistischen Analyse wurden fünf Many-Facets-Rasch-Modelle verglichen. Das generelle Modell war das gleiche Modell, das bereits in Kapitel 4 beschrieben wurde (siehe Formel 4.1). Für die kontextspezifischen Modelle wurden zusätzlich die Dummy-Variablen für die Regionen I (γ_{0i} ; Berlin, Brandenburg, München oder Oberbayern) und die Interaktionskomponenten (α_{ji} , β_{jl} und μ_{nl}) in die Many-Facets-Rasch-Kalibrierung aufgenommen (siehe Formel 5.1). Ich verglich die Güte der kontextspezifischen Modelle und des generellen

Modells – ohne diese Komponenten – darin, wie weit die jeweilige Modellschätzung der Akzeptanzwahrscheinlichkeit von der tatsächlich empirisch beobachteten Akzeptanzwahrscheinlichkeit entfernt war.

Ob signifikante Unterschiede in der Umwelteinstellung über die vier Regionen hinweg vorlagen, wurde auf Basis der Personenschätzer geprüft, die sich aus der Kalibrierung der 50 Selbstberichte von Umweltschutzverhalten ergaben (ohne die CO₂-Preis-Akzeptanz). Die Gruppenunterschiede wurden mit einer ANOVA getestet. Mithilfe von einzelnen *t*-Tests wurde getestet, zwischen welchen Gruppen Unterschiede in der Umwelteinstellung bestanden. Um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede in den Verhaltenskosten zwischen den Regionen bestanden, wurde die Komponente *Region* (γ_{0i}) mit den generellen Akzeptanzkosten (δ_{CP}), der Preishöhe (σ_j) und der Einnahmeverwendung (τ_n) interagiert (innerhalb der Interaktionskomponenten α_{ij} , β_{jl} und μ_{nl}) und mithilfe von Chi-Quadrat-Tests die moderierende Wirkung des Kontexts auf die Akzeptanzkosten geprüft (siehe Formel 5.1). Bei signifikanter Interaktion wurden die Akzeptanzkosten (generell und spezifisch) in den verschiedenen Regionen auf Basis der 95%-Konfidenzintervalle auf Unterschiedlichkeit geprüft.

5.2.2. Ergebnisse

In den vier Regionen fiel die empirisch beobachtete Akzeptanz leicht unterschiedlich aus. Am höchsten war die Akzeptanz in der Berliner Stichprobe (39.8%), gefolgt von Oberbayern (38.6%), München (36.7%) und Brandenburg (36.0%). Hierbei handelte es sich allerdings um die gemittelte empirisch beobachtete Akzeptanz, die nicht berücksichtigte, dass die einzelnen Akzeptanzäußerungen gegenüber Preisen mit unterschiedlicher Höhe und unterschiedliche Einnahmeverwendung getätigt wurden (siehe Kapitel 4, Abschnitt 4.4.1.2. *Experimentelles Design* für eine Beschreibung der spezifischen CO₂-Preis-Varianten). Um den Effekt von Preishöhe und Einnahmeverwendung zu kontrollieren, muss die modellgeschätzte Akzeptanz untersucht werden. Dazu modellierte ich die Akzeptanz in einem generellen Modell mit kontextunabhängigen Akzeptanzkosten und in vier kontextspezifischen Modellen mit spezifischen Akzeptanzkosten für die vier Regionen.

5.2.2.1. Vergleich eines generellen mit vier kontextspezifischen Modellen

Vierzehn Versuchspersonen (sechs aus Berlin, je drei aus Brandenburg und München und zwei aus Oberbayern) bejahten oder verneinten jedes Item, sodass keine Varianz in ihren Antworten beobachtet und keine Umwelteinstellung im Rasch-Modell geschätzt werden konnte. Die fünf Modelle konnten die restlichen 8152 Personen gut anhand ihrer Umwelteinstellung unterscheiden (für Details zu den fünf Modellen, siehe Tabelle 5.2), vor allem unter Berücksichtigung des Umstandes, dass Split-Versionen der Umwelteinstellungs-Skala eingesetzt wurden. Der Item-Fit (beurteilt anhand der mittleren Abweichungsquadrate [MS]) war in allen fünf Modellen zufriedenstellend. Der Anteil der Personen, deren Antworten mehr Varianz aufwiesen, als das Rasch-Modell annahm, lag zwischen 7.4% (das Modell für Oberbayern) und 12.7% (das Modell für Berlin) und war damit relativ hoch. Allerdings wurde dieser Anteil auf Basis einer Teststatistik ermittelt, die durch die großen Stichproben über eine entsprechend hohe Power verfügte. Das generelle Modell erklärte 29.4% der Varianz in den Antworten. Die regionenspezifischen Modelle erklärten 14.1% *weniger* Varianz als das generelle Modell. Ein solcher Effekt weist darauf hin, dass sich in den regionenspezifischen Modellen Abhängigkeiten befanden, die nicht modelliert werden konnten.

Unabhängig von Preishöhe und Einnahmeverwendung sagte das generelle Modell eine CO₂-Preis-Akzeptanz von 35.9% vorher (wie bereits in Kapitel 4 beschrieben). Die regionenspezifischen Modelle schätzten eine grundsätzliche CO₂-Preis-Akzeptanz von 38.5% in Berlin, 34.4% in Brandenburg, 35.2% in München und 37.3% in Oberbayern. Diese Wahrscheinlichkeiten lassen sich nicht mit den oben genannten empirisch beobachteten Wahrscheinlichkeiten vergleichen, da die empirisch beobachteten Wahrscheinlichkeiten über die Äußerungen gegenüber spezifischen CO₂-Preisen gemittelt sind und die hier genannten modellgeschätzten Wahrscheinlichkeiten die generelle Akzeptanz *unabhängig* von der Ausgestaltung der spezifischen CO₂-Preise abbilden.

Im Gegensatz dazu lässt sich die Akzeptanz für spezifische CO₂-Preise (mit bestimmter Preishöhe und Einnahmeverwendung) zwischen Modellschätzungen und empirisch beobachteten Verhaltensweisen direkt vergleichen. Die Abweichungen der Schätzungen (durch das

generelle und das regionenspezifische Modell) von den empirisch beobachteten Akzeptanzäußerungen für spezifische CO₂-Preise sind im Detail im Anhang in Tabelle 8.8, Tabelle 8.9, Tabelle 8.10 und Tabelle 8.11 dargestellt. Eine zusammenfassende Darstellung findet sich in Tabelle 5.3.

Tabelle 5.2

Psychometrie der fünf Modelle: das generelle kontextunabhängige Modell und die kontextspezifischen Modelle

	Generell	Berlin	Brandenburg	München	Oberbayern
<i>N</i>	8 166	2 113	2 062	1 989	2 002
Item-Fit-Statistik:					
<i>M</i> (<i>MS_w</i>)	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99
<i>SD</i> (<i>MS_w</i>)	0.06	0.07	0.07	0.07	0.06
Minimum (<i>MS_w</i>)	0.89	0.86	0.87	0.88	0.89
Maximum (<i>MS_w</i>)	1.12	1.15	1.11	1.13	1.12
Anteil Personen mit Underfit ($t \geq 1.96$)	9.5%	12.7%	7.6%	9.0%	7.4%
Separations- reliabilität	.69	.69	.68	.70	.67

Anmerkung. *N* = 8152. Die mittleren Abweichungsquadrate (*MS_w*) sind nach Itemvarianz gewichtet und spiegeln die Diskrepanz zwischen der Modellvorhersage und den beobachteten Daten wider (siehe Wright & Masters, 1982).

Über alle Regionen und spezifischen CO₂-Preise gemittelt wich die generelle Modellschätzung von der empirisch beobachteten Akzeptanz um 3.3 Prozentpunkte ab (*SD* = 2.2 Prozentpunkte). Die regionenspezifischen Modelle wichen im Mittel um 3.2 Prozentpunkte (*SD* = 2.1 Prozentpunkte) von der empirisch beobachteten Akzeptanz ab. Die größte Abweichung bestand bei einem Preis von 25€ pro Tonne CO₂, wobei die Einnahmen pro Kopf rückverteilt wurden, für die Personen aus Berlin: Hier überschätzte das regionenspezifische Modell die

tatsächlich beobachtete Akzeptanz um 11.6 Prozentpunkte. Das generelle Modell überschätzte die Akzeptanz im gleichen Fall um 6.8 Prozentpunkte. Die geringste Abweichung bestand bei einem Preis von 25€ pro Tonne CO₂, wobei die Einnahmen verwendet wurden, um Härtefälle zu entlasten, wieder in Berlin: Hier schätzte das regionenspezifische Modell exakt die empirisch beobachtete Akzeptanz. Das generelle Modell unterschätzte die Akzeptanz im gleichen Fall um 7.7 Prozentpunkte.

Tabelle 5.3

Abweichungen der modellgeschätzten CO₂-Preis-Akzeptanz von der empirisch beobachteten Akzeptanz

	<i>Generelles Modell</i>		<i>Regionenspezifisches Modell</i>	
	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
Berlin	3.6 Pp.	3.1 Pp.	4.6 Pp.	2.9 Pp.
Brandenburg	2.7 Pp.	2.1 Pp.	2.6 Pp.	1.7 Pp.
München	4.1 Pp.	1.7 Pp.	2.8 Pp.	1.8 Pp.
Oberbayern	2.8 Pp.	2.1 Pp.	2.8 Pp.	1.8 Pp.
Gesamt	3.3 Pp.	2.2 Pp.	3.2 Pp.	2.1 Pp.

Anmerkung. $N = 8152$. Pp. drückt den Betrag der Differenz zwischen der modellgeschätzten Akzeptanz und der empirisch beobachteten Akzeptanz für 15 spezifische CO₂-Preise in Prozentpunkten aus. Details für alle 15 CO₂-Preise in den vier Regionen (60 Vergleiche) finden sich im Anhang in Tabelle 8.8, Tabelle 8.9, Tabelle 8.10 und Tabelle 8.11.

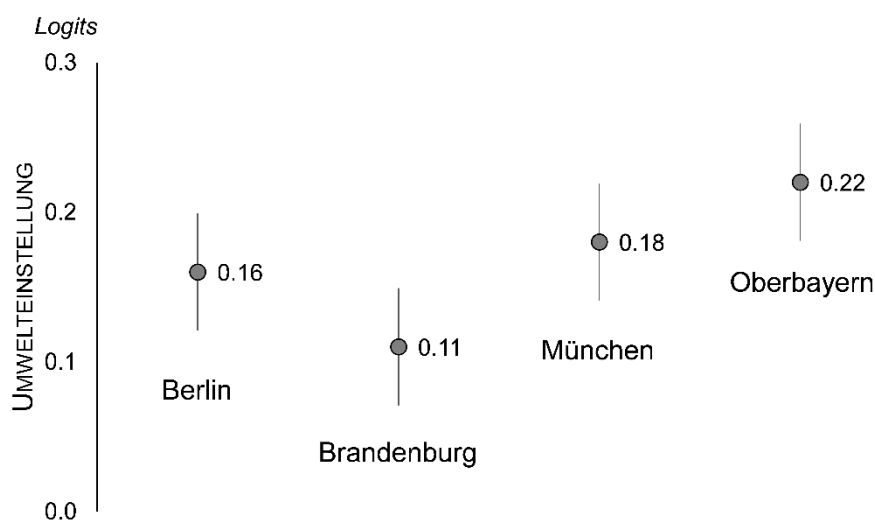
Insgesamt zeigte sich, dass regionenspezifische Modelle, die kontextuelle Varianz in den Akzeptanzkosten berücksichtigten, trotz ihrer Komplexität einem generellen Modell mit kontextunabhängigen Akzeptanzkosten nicht eindeutig überlegen waren. In allen vier Regionen und auch über alle Regionen hinweg konnte CO₂-Preis-Akzeptanz als Funktion der Umwelteinstellung und der Akzeptanzkosten modelliert werden. Im Folgenden untersuche ich, ob sich etwaige Unterschiede in der Akzeptanz spezifischer CO₂-Preise in den vier Regionen auf Unterschiede in der Umwelteinstellung oder in den Akzeptanzkosten zurückführen lassen.

5.2.2.2. Unterschiede in der Umwelteinstellung

Die Personen in den vier Regionen unterschieden sich signifikant in ihrer Umwelteinstellung, $F(3, 8141) = 5.50, p < .001$. Der Effekt war allerdings sehr klein ($\eta^2 < .01$). Personen in Brandenburg ($\theta_M = 0.11, \theta_{SD} = 0.81$) hatten eine signifikant niedrigere Umwelteinstellung als Personen in Berlin ($\theta_M = 0.16, \theta_{SD} = 0.88$; siehe Abbildung 5.1), $t(4143.04) = -1.77, p = .038$ (die Freiheitsgrade wurden angepasst, da keine Varianzhomogenität gegeben war). Personen in Berlin hatten keine signifikant niedrigere Umwelteinstellung als Personen in München ($\theta_M = 0.18, \theta_{SD} = 0.87$), $t(4089) = -0.95, p = .171$. Personen in München unterschieden sich ebenfalls nicht signifikant in ihrer Umwelteinstellung von Personen in Oberbayern ($\theta_M = 0.22, \theta_{SD} = 0.81$), $t(3954.78) = -1.17, p = .120$ (die Freiheitsgrade wurden angepasst, da keine Varianzhomogenität gegeben war). Die Unterschiede waren in allen Vergleichen klein ($\eta^2 < .01$). Durch die unterschiedliche Umwelteinstellung konnte in Oberbayern (der Region mit der höchsten durchschnittlichen Einstellung) eine um 2.5 Prozentpunkte gesteigerte Akzeptanzwahrscheinlichkeit im Vergleich zu Brandenburg (der Region mit der niedrigsten durchschnittlichen Einstellung) erwartet werden.

Abbildung 5.1

Umwelteinstellung in vier Regionen in Deutschland



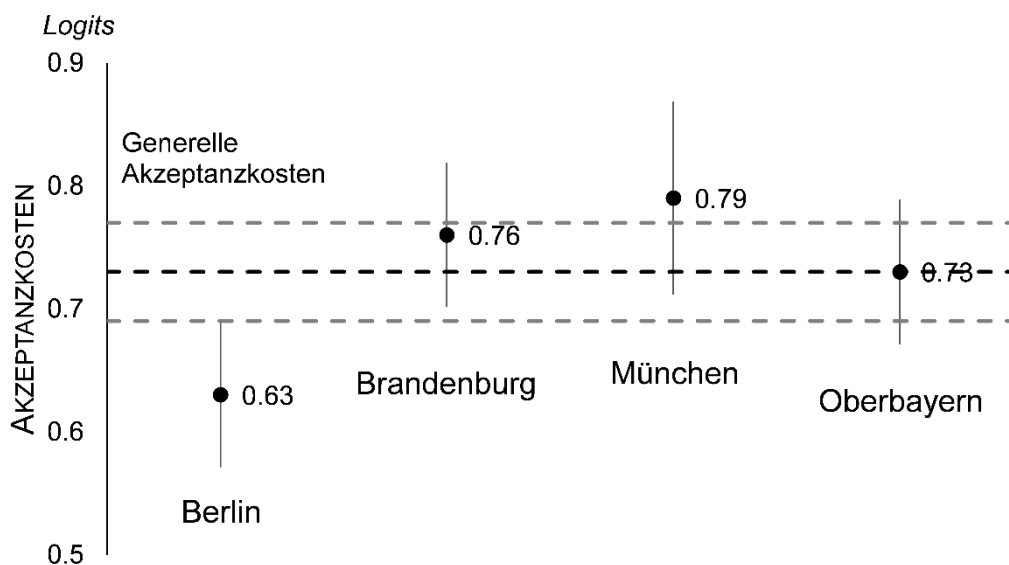
Anmerkung. $N = 8152$. Die mittlere Umwelteinstellung (in Logits) wird innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle dargestellt.

5.2.2.3. Unterschiede in den Akzeptanzkosten

Die generellen Akzeptanzkosten – unabhängig von der konkreten Preishöhe und der Einnahmeverwendung eines CO₂-Preises – unterschieden sich ebenfalls signifikant zwischen den Regionen, $\chi^2(3) = 15.8$, $p = .001$, $V = .03$. Wie in Abbildung 5.2 dargestellt, unterschieden sich die Akzeptanzkosten in den ländlichen Regionen Brandenburg und Oberbayern nicht von den Akzeptanzkosten über alle Regionen hinweg (geschätzt im generellen Modell). In Berlin war es vergleichsweise einfach, einem CO₂-Preis zuzustimmen. Damit war es für eine Person in Berlin mit einer Umwelteinstellung, wie sie typisch war für die gesamte Stichprobe, drei Prozentpunkte wahrscheinlicher, einem CO₂-Preis zuzustimmen als über alle Regionen hinweg. In München lagen die Akzeptanzkosten höher, was zu einer um einen Prozentpunkt gesenkten Akzeptanz führte – im Vergleich zur Akzeptanz über alle Regionen hinweg.

Abbildung 5.2

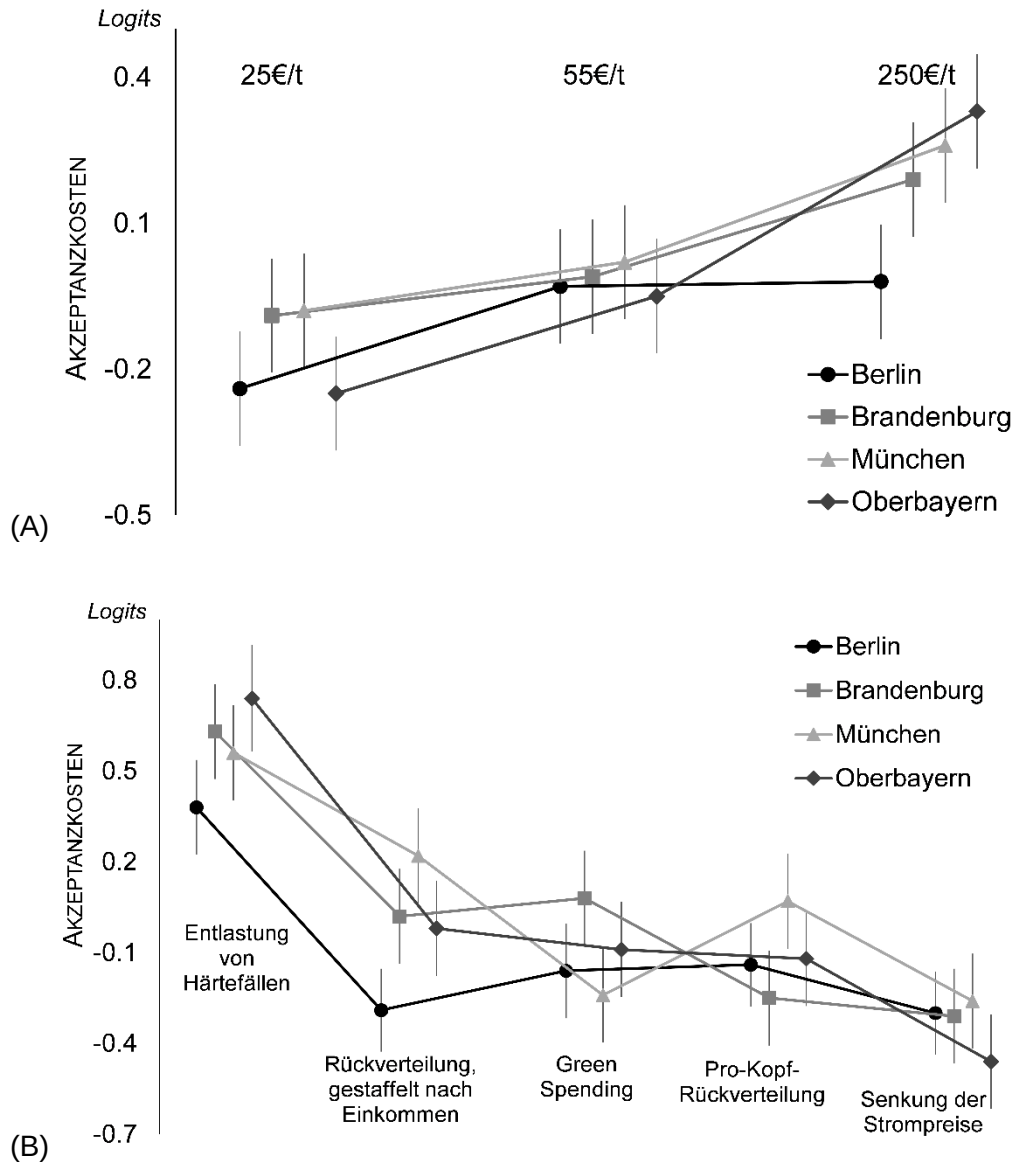
Generelle Akzeptanzkosten in vier Regionen in Deutschland



Anmerkung. Die Akzeptanzkosten (in Logits) werden innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle dargestellt. Die schwarze gestrichelte Linie repräsentiert die Akzeptanzkosten über alle Regionen hinweg, geschätzt im generellen Modell, innerhalb des 95%-Konfidenzintervalls (gestrichelte graue Linien). Je niedriger die Akzeptanzkosten, umso wahrscheinlicher ist die Akzeptanz eines CO₂-Preises.

Abbildung 5.3

Akzeptanzkosten für Preishöhe (A) und Einnahmeverwendung (B) in vier Regionen in Deutschland



Anmerkung. Die Akzeptanzkosten (in Logits) werden innerhalb der 95%-Konfidenzintervalle dargestellt. Je niedriger die Akzeptanzkosten, umso wahrscheinlicher ist die Akzeptanz eines CO₂-Preises.

Die Akzeptanzkosten für die spezifische Höhe und die Art der Einnahmeverwendung von CO₂-Preisen unterschieden sich signifikant zwischen den Regionen, jeweils $\chi^2(12) = 27.4$, $p = .006$, $V = .04$ und $\chi^2(20) = 53.7$, $p < .001$, $V = .06$. Anders als in den anderen Regionen beeinflusste ein CO₂-Preis von 250€ pro Tonne die Akzeptanz von Personen in Berlin kaum,

weshalb sie einen CO₂-Preis von 250€ pro Tonne mit einer um acht Prozentpunkte gesteigerten Wahrscheinlichkeit akzeptierten, verglichen mit der erwarteten Akzeptanzwahrscheinlichkeit eines solchen Preises, geschätzt im generellen Modell. Für Personen in Berlin war ein CO₂-Preis von 250€ pro Tonne genauso akzeptabel wie ein CO₂-Preis von 55€ pro Tonne (siehe Abbildung 5.3A).

Für Personen in Berlin war es außerdem bedeutend einfacher als für Personen in anderen Regionen, die Rückverteilung nach Einkommen zu akzeptieren (siehe Abbildung 5.3B), wodurch es für sie sechs Prozentpunkte wahrscheinlicher wurde, einem CO₂-Preis mit dieser Einnahmeverwendung zuzustimmen. Für Personen in München war es wiederum eher schwierig, Rückverteilungen pro Kopf oder nach Einkommen zu akzeptieren, wodurch es in München zwei beziehungsweise fünf Prozentpunkte unwahrscheinlicher wurde, dass Akzeptanz für einen CO₂-Preis mit solchen Einnahmeverwendungen auftrat.

5.3. Der Staat als entscheidungsbeeinflussende Umgebung

In Studie 4 wurden die Daten aus Deutschland, die bereits in Studie 2 und 3 eingeflossen sind, einem neuen Datensatz aus Österreich gegenübergestellt. Auch hier wurde die CO₂-Preis-Akzeptanz erhoben. Ich prüfe, ob das Entscheidungsmodell des Campbell-Paradigmas in Deutschland und Österreich die Akzeptanz vorhersagen kann, und vergleiche wieder die Entscheidungsvorhersage eines generellen Modells – über beide Länder hinweg – mit der Vorhersage zweier kontextspezifischer Modelle.

5.3.1. Methode

5.3.1.1. Stichproben

Die deutsche Stichprobe ($N = 8166$) basiert auf den Daten, die bereits in Kapitel 4 und im vorherigen Abschnitt berichtet wurden (siehe Abschnitt 4.2. *Methode* für Stichprobenbeschreibung, Messinstrumente und Prozedur).

Die österreichische Stichprobe wurde vom 31. Mai bis 22. Juni durch das Befragungsunternehmen Norstat (norstat.at) erhoben. Wie schon die deutsche Stichprobe wurde auch die österreichische Stichprobe ($N = 4091$) so erhoben, dass sie möglichst repräsentativ für

Österreich im Hinblick auf Alter, Geschlecht und Bildung war. Die Versuchspersonen erhielten eine finanzielle Vergütung für die Studienteilnahme.

Die österreichische Stichprobe umfasste mehr Frauen als die deutsche Stichprobe und war außerdem im Durchschnitt älter als die deutsche Stichprobe (jeweils $p = .012$ und $p < .001$). Diese Unterschiede lassen sich in den tatsächlichen Populationen der beiden Länder nicht finden (siehe Tabelle 5.4). Insgesamt umfasste die Stichprobe 12257 Versuchspersonen, von denen 6371 (52.0%) Frauen waren, 5852 (47.7%) Männer und 34 (0.3%) divers/nicht-binär. Das Alter reichte von 18 bis 91 ($M = 43.08$, $SD = 15.21$).

Tabelle 5.4

Soziodemografische Eigenschaften der österreichischen und deutschen Stichproben und Populationen

	Österreich		Deutschland	
	<i>Stichprobe</i>	<i>Population</i>	<i>Stichprobe</i>	<i>Population</i>
	4 091	7.4mio	8 166	69mio
% Frauen	53.9%	51.7%	51.2%	51.1%
$M_{Alter} (SD)$	44.7 (13.7)	50.5 ^a	42.3 (15.8)	51.9 (19.1)

Anmerkung. Stichprobendaten basieren auf 4091 Einwohner*innen Österreichs and 8166 Einwohner*innen Deutschlands. Die Populationsdaten erfassen Personen ab 18 Jahren.

^aFür die Populationsdaten in Österreich konnte keine Standardabweichung ermittelt werden.

5.3.1.2. Prozedur und Messinstrumente

In der österreichischen Befragung wurden Versuchspersonen informiert, dass in Kürze ein CO₂-Preis in Österreich eingeführt werden sollte. Anders als in der deutschen Befragung wurden die österreichischen Versuchspersonen anschließend alle mit dem gleichen CO₂-Preis konfrontiert, nämlich dem, dessen Einführung tatsächlich in Österreich geplant war (mit einer Preishöhe von 30€ pro Tonne CO₂ und einem Einnahmeverwendungsmix, wobei ein Teil der Einnahmen direkt zurückverteilt wurde, gestaffelt nach Anbindung an den öffentlichen Nahverkehr am Wohnort, und ein anderer Teil der Einnahmen verwendet wurde, um klimafreundliche Infrastruktur auszubauen). Wie schon in der deutschen Befragung gaben die Versuchspersonen der österreichischen Befragung auf einer fünfstufigen Skala von „nein“ (1) bis „ja“ (5) an,

ob sie den geplanten CO₂-Preis akzeptierten. Die CO₂-Preis-Variante aus der österreichischen Befragung ist im Anhang in Abbildung 8.2 dargestellt.

Anschließend bearbeiteten die Versuchspersonen in Österreich die gleiche Skala zur Umwelteinstellung, bestehend aus 50 Umweltschutzverhaltensweisen, wie die Versuchspersonen in Deutschland. Anders als in Deutschland wurden jedoch keine Split-Versionen der Skala eingesetzt, sondern alle Versuchspersonen beantworteten jedes der 50 Items (wie in Studie 1).

5.3.1.3. Statistische Analysen

Als länderspezifisches Many-Facets-Rasch-Modell verwendete ich das gleiche Modell wie für den vorherigen regionalen Vergleich innerhalb Deutschlands (siehe Formel 5.1). Wie zuvor wurde geprüft, ob zwei länderspezifische Modelle, in denen für Deutschland und Österreich kontextspezifische Verhaltenskosten geschätzt wurden, einem generellen Modell, in dem kontextunabhängige Verhaltenskosten angenommen wurden, überlegen waren. Außerdem untersuchte ich, ob sich etwaige Unterschiede in der CO₂-Preis-Akzeptanz auf Unterschiede in der Umwelteinstellung oder den Akzeptanzkosten zwischen den beiden Ländern zurückführen ließen. Ich verglich die Verhaltenskosten und -wahrscheinlichkeiten für 50 weitere umweltschützende Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich. Mit dieser Untersuchung ließ sich zeigen, wie sich kontextspezifische Barrieren oder Erleichterungen – zum Beispiel durch erfolgreiche Umweltpolitik – auf die Entscheidung der Bürger*innen auswirkten, umweltfreundlich zu handeln.

5.3.2. Ergebnisse

Der Ergebnisbericht ist dreigeteilt. Zunächst vergleiche ich die Güte der kontextspezifischen Modelle und eines kontextunabhängigen Modells in der Vorhersage der empirisch gefundenen Akzeptanz. Anschließend prüfe ich mögliche Unterschiede in der Umwelteinstellung in den beiden Ländern. Im letzten Abschnitt untersuche ich den Einfluss des soziokulturellen Kontextes auf die Kosten umweltschützenden Verhaltens.

5.3.2.1. Vergleich eines generellen mit zwei kontextspezifischen Modellen

Um zu prüfen, ob ein Modell mit kontextspezifischen Verhaltenskostenschätzern einem generellen Modell überlegen war, modellierte ich die CO₂-Preis-Akzeptanz in Deutschland und Österreich in einem generellen Modell, das die gleichen Verhaltenskosten in beiden Ländern annahm (aber variierende Umwelteinstellung erlaubte), und in zwei länderspezifischen Modellen, die differentielle Verhaltenskosten in beiden Ländern annahmen.

Siebzehn Versuchspersonen (14 aus Deutschland und drei aus Österreich) bejahten oder verneinten jedes Item. Für diese Versuchspersonen konnte keine Umwelteinstellung geschätzt werden. Die Umwelteinstellung der restlichen 12240 Personen konnte in allen Modellen zuverlässig geschätzt werden (für Details zu den drei Modellen, siehe Tabelle 5.5). Die schlechtere Unterscheidung der Umwelteinstellung in Deutschland (und damit auch im generellen Modell), die sich in der niedrigeren Separationsreliabilität zeigte, ließ sich darauf zurückführen, dass zur Erhebung der Umwelteinstellung in Deutschland Split-Versionen der 50-Item-Skala eingesetzt wurden. Der Item-Fit (beurteilt auf Basis der mittleren Abweichungsquadrate [MS]) war in allen drei Modellen zufriedenstellend. Allerdings war der Anteil der Personen, deren Antworten mehr Varianz aufwiesen als vom Rasch-Modell erwartet, wieder relativ hoch (zwischen 9.5% im deutschen Modell und 6.6% im österreichischen Modell). Das generelle Modell erklärte 31.4% der Varianz in den Antworten. Die länderspezifischen Modelle erklärten zusätzlich 0.6% Varianz. Die konkrete Höhe des CO₂-Preises und die Art der Einnahmeverwendung hatten einen kleinen, aber signifikanten Einfluss auf die CO₂-Preis-Akzeptanz, $\chi^2(3) = 69.1$, $p < .001$, $V = .05$ und $\chi^2(5) = 282.5$, $p < .001$, $V = .11$.

Der gute Fit der Modelle wies darauf hin, dass sich in Deutschland wie in Österreich die CO₂-Preis-Akzeptanz – ebenso wie andere Umweltschutzverhaltensweisen – als Funktion der Umwelteinstellung und den spezifischen Kosten und Erträgen des Verhaltens erklären ließ. Die empirisch gefundene Akzeptanz betrug 37.8% in Deutschland (gemittelt über alle 15 CO₂-Preis-Varianten) und 38.9% in Österreich. Unabhängig von Preishöhe und Einnahmeverwendung sagten die länderspezifischen Modelle eine CO₂-Preis-Akzeptanz von 35.9% in Deutschland und 37.5% in Österreich vorher. Das generelle Modell machte die gleiche Vorhersage

(unter Berücksichtigung länderspezifischer Umwelteinstellungsniveaus), da die Schätzung der allgemeinen Verhaltenskosten in allen drei Modellen $\delta_{CP} = 0.75$ betrug.

Tabelle 5.5

Psychometrie der drei Modelle: das generelle kontextunabhängige Modell und die kontextspezifischen Modelle

	Generell	Deutschland	Österreich
<i>N</i>	12 257	8 166	4 091
Item-Fit-Statistik:			
<i>M</i> (<i>MS_w</i>)	1.00	0.99	1.00
<i>SD</i> (<i>MS_w</i>)	0.06	0.06	0.07
Minimum (<i>MS_w</i>)	0.90	0.89	0.90
Maximum (<i>MS_w</i>)	1.11	1.12	1.17
Anteil Personen mit Underfit ($t \geq 1.96$)	8.9%	9.5%	6.6%
Separationsreliabilität	.73	.70	.81

Anmerkung. Die mittleren Abweichungsquadrate (*MS_w*) sind nach Itemvarianz gewichtet und spiegeln die Diskrepanz zwischen der Modellvorhersage und den beobachteten Daten wider (siehe Wright & Masters, 1982).

5.3.2.2. Unterschiede in der Umwelteinstellung und den Akzeptanzkosten

Die vergleichsweise niedrigere empirisch gefundene CO₂-Preis-Akzeptanz in Deutschland ließ sich nicht durch kontextspezifische Verhaltenskosten erklären, da die beiden länderspezifischen Modelle die Kosten für CO₂-Preis-Akzeptanz identisch einschätzten. Allerdings verfügten Deutsche über eine niedrigere Umwelteinstellung ($\theta_M = 0.19$, $\theta_{SD} = 0.88$) als Österreicher*innen ($\theta_M = 0.23$, $\theta_{SD} = 0.84$), $t(12231) = 2.38$, $p = .018$, $\eta^2 < .01$. Dieser Unterschied konnte die niedrigere empirisch gefundene Akzeptanz erklären.

Allerdings verfügte der durchgeführte *t*-Test wieder über eine sehr hohe Power ($p > .99$ mit $\alpha = .05$). Deshalb wiederholte ich den Test an fünf zufälligen Substichproben (eine davon

diejenige, die bereits im vorherigen Kapitel verwendet wurde) mit etwa 3600 Versuchspersonen (bestehend zu zwei Dritteln aus Deutschland und einem Drittel aus Österreich). Die mittlere Umwelteinstellung über diese fünf Substichproben betrug $M = 0.19$ ($SD = 0.88$) in Deutschland und $M = 0.22$ ($SD = 0.85$) in Österreich. Mit der niedrigeren Power ($p = .95$ bei $\alpha = .05$) wurde dieser Unterschied nicht mehr signifikant, $t(3530) = 0.96$, $p = .337$, $\eta^2 < .01$.

Grundsätzlich ließ sich also sagen, dass die Unterschiede in der CO₂-Preis-Akzeptanz zwischen Deutschland und Österreich lediglich wenige Prozentpunkte betrugen. Die Ursache ließ sich nicht auf differentielle Akzeptanzkosten zurückführen, sondern teilweise auf eine höhere durchschnittliche Umwelteinstellung in Österreich. Im nächsten Schritt untersuche ich, ob in den 50 Selbstberichten von Umweltschutzverhaltensweisen kontextspezifische Unterschiede in den Kosten auftraten. Diese Untersuchung kann unter anderem Aufschluss darüber geben, ob die Umwelteinstellungsskala kulturfair in Deutschland und Österreich misst – und damit gegebenenfalls eine mögliche Ursache für die niedrigere Umwelteinstellung in Deutschland aufklären.

5.3.2.3. Kontextspezifische Unterschiede im Umweltschutzverhalten

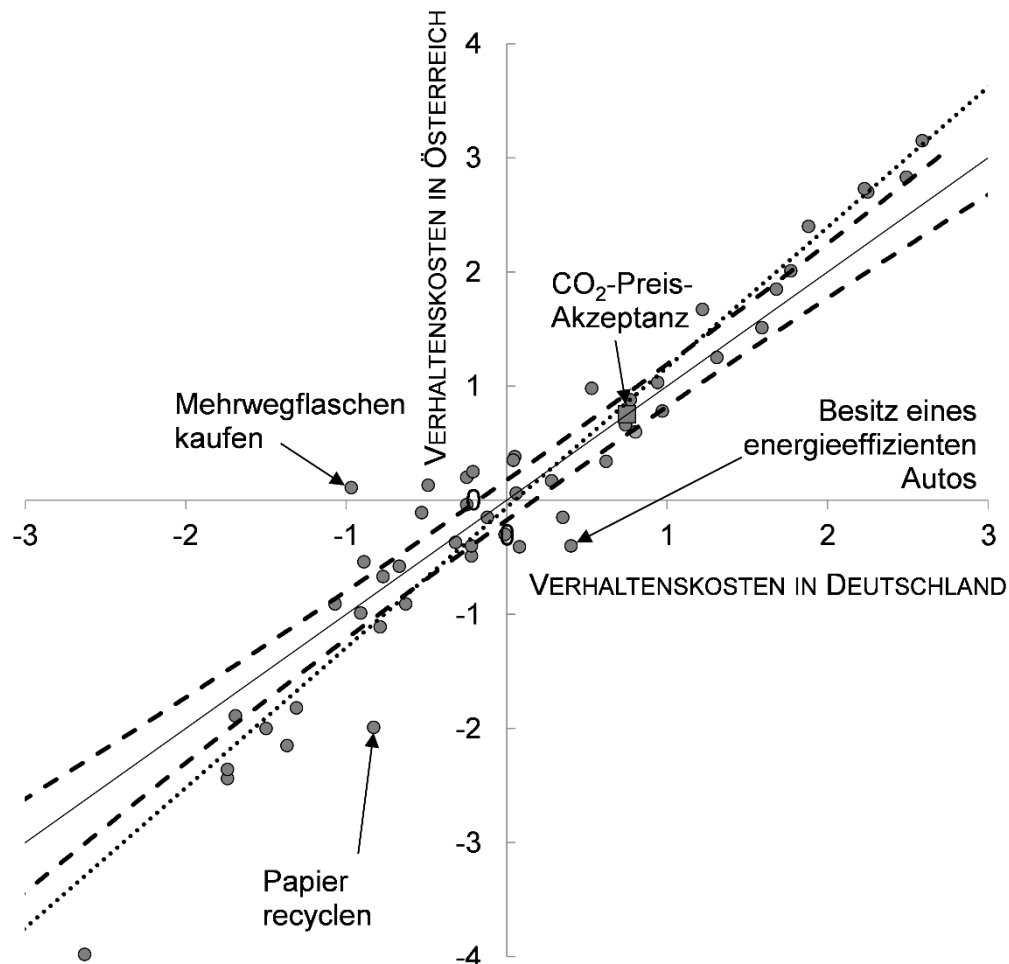
Ergänzend zum Vergleich der CO₂-Preis-Akzeptanz untersuchte ich auch die anderen 50 umweltschützenden Verhaltensweisen im länderspezifischen Modell. Zur Prüfung differentieller Verhaltenskosten nahm ich $p < .01$ als Inferenzkriterium an, um angesichts der großen Stichprobe die exzessive Power des Tests zu korrigieren. Während sich die Verhaltenskosten der CO₂-Preis-Akzeptanz zwischen den beiden Ländern nicht unterschied, wiesen 34 der 50 (68.0%) generellen Umweltschutzverhaltensweisen einen signifikanten Unterschied in den Verhaltenskosten auf (siehe Abbildung 5.4).

Dabei zeigte sich außerdem ein Bias: Offenbar waren Verhaltensweisen mit geringeren Kosten verhältnismäßig kostenintensiver in Deutschland als in Österreich. Umgekehrt waren Verhaltensweisen mit höheren Kosten kostenintensiver in Österreich als in Deutschland. Dieser Bias spricht für eine eingeschränkte Kulturfairness des Messinstruments. Er könnte besonders Deutsche benachteiligen, da diese im naheliegenden Umweltschutzbereich (also bei

grundsätzlich geringen Kosten) vergleichsweise höhere Hürden überwinden mussten als Österreicher*innen.

Abbildung 5.4

Kosten umweltschützender Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich



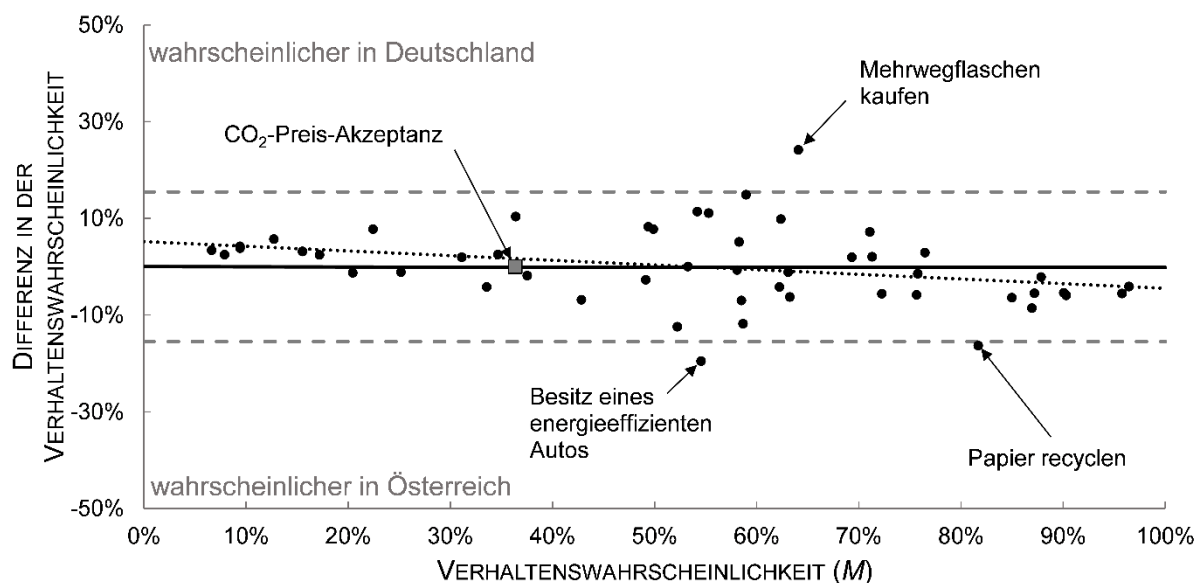
Anmerkung. Jeder Punkt repräsentiert die Kosten einer von 50 umweltschützenden Verhaltensweisen, das Quadrat die Kosten der CO₂-Preis-Akzeptanz (in Logits). Die durchgezogene Linie repräsentiert die Referenzlinie, auf der alle Verhaltensweisen liegen würden, wenn die Verhaltenskosten in beiden Ländern identisch wären. Die gestrichelten Linien repräsentieren das 99%-Konfidenzintervall um die Referenzlinie (für mehr Details zur Berechnung der Konfidenzintervalle, siehe Wright & Stone, 1999). Die gepunktete Linie repräsentiert den Bias in der Messung.

Um trotz der großen Stichproben besonders die bedeutsamen Unterschiede hervorzuheben, wendete ich als deskriptiven Ansatz eine weitere Bland-Altman-Analyse an (diesmal wieder mit einem konventionellen Inferenzkriterium von $p < .05$). Hierbei wurden die

Verhaltenswahrscheinlichkeiten, basierend auf den länderspezifischen Verhaltenskosten, in den beiden Ländern verglichen und auf Signifikanz geprüft (siehe Abbildung 5.5). Diese zusätzliche Analyse zeigte, dass sich die kontextuell unterschiedlichen Verhaltenskosten nur in drei Fällen in praktisch relevanten unterschiedlichen Verhaltenswahrscheinlichkeiten niederschlugen.

Abbildung 5.5

Vergleich der Auftretenswahrscheinlichkeiten umweltschützender Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich



Anmerkung. Die Auftretenswahrscheinlichkeit umweltschützender Verhaltensweisen ist ein Resultat differentieller Verhaltenskosten und variierender Umwelteinstellung in Deutschland und Österreich. Die durchgezogene Linie repräsentiert die mittlere Differenz in den Auftretenswahrscheinlichkeiten, die gestrichelten grauen Linien das 95%-Konfidenzintervall um diese Differenz. Die gepunktete Linie repräsentiert den Bias in der Messung. Jeder schwarze Punkt repräsentiert eine von 50 umweltschützenden Verhaltensweisen, das Quadrat die CO₂-Preis-Akzeptanz. Verhaltensweisen, die über der durchgezogenen Linie liegen, waren wahrscheinlicher in Deutschland; Verhaltensweisen, die unter der durchgezogenen Linie liegen, waren wahrscheinlicher in Österreich.

Ein energieeffizientes Auto zu besitzen und Papier zum Recycling zu bringen, war signifikant wahrscheinlicher in Österreich als in Deutschland (jeweils 19.6 und 16.3

Prozentpunkte wahrscheinlicher). Die größte Diskrepanz bestand in der Wahrscheinlichkeit, Mehrweg- statt Einwegflaschen zu kaufen. Dieses Verhalten trat mit 24.1 Prozentpunkten höherer Wahrscheinlichkeit in Deutschland als in Österreich auf. Der Bias in der Erhebung der Umwelteinstellung wird in Abbildung 5.5 dadurch deutlich, dass Österreicher*innen eine höhere Wahrscheinlichkeit hatten, wenig kostenintensive (also im Mittel wahrscheinliche) Verhaltensweisen auszuführen als Deutsche.

5.4. Diskussion

Die beiden vorliegenden Studien zeigten, dass sich die Umweltpolitikakzeptanz in verschiedenen Regionen und Ländern jeweils als Funktion der Umwelteinstellung und der Akzeptanzkosten modellieren ließ. Die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas konnte in verschiedenen Regionen angewendet werden, die unterschiedlich von CO₂-Preisen betroffen waren. Unabhängig vom untersuchten Kontext war die CO₂-Preis-Akzeptanz eine Funktion der Umwelteinstellung und der Akzeptanzkosten. Damit untermauern die vorgestellten Studien die Allgemeingültigkeit des Entscheidungsmodells.

Eine allgemeingültige Wirksamkeit der kontrollierenden Kräfte hinter einer Entscheidung schließt nicht aus, dass diese kontrollierenden Kräfte in verschiedenen Kontexten unterschiedlich ausgeprägt sind. Das heißt, das durchschnittliche Niveau der Umwelteinstellung oder die Barrieren, die der Akzeptanz entgegenstehen, könnten sich durchaus zwischen Kontexten unterscheiden. Dies würde kontextspezifische Akzeptanzniveaus erklären.

Um der Frage nach kontextspezifischen Kosten nachzugehen, habe ich einen Ansatz zur Modellierung kontextspezifischer Entscheidungen vorgeschlagen (siehe Formel 5.1). Anders als generelle Entscheidungsmodelle erlauben kontextspezifische Modelle, dass die Verhaltenskosten in verschiedenen Kontexten variieren. Auf diese Weise kann berücksichtigt werden, dass Personen auf dem Land zum Beispiel härter von einem CO₂-Preis betroffen sind als Personen in der Stadt (siehe z.B. Gill & Moeller, 2018) oder dass sich die gesetzgebende Umgebung in verschiedenen Ländern unterschiedlich auf die Akzeptanz auswirken kann (z.B. aufgrund von länderspezifischem Vertrauen in politische Institutionen, siehe Klenert et al., 2018; Levi, 2021). In den beiden vorgestellten Studien zeigte sich jedoch, dass komplexe

Entscheidungsmodelle, die kontextspezifische Verhaltenskosten annehmen, generellen Entscheidungsmodellen nicht pauschal überlegen sind.

Dies bedeutet nicht, dass die Berücksichtigung des Entscheidungskontextes nie relevant ist. In anderen Anwendungsfällen könnte diese zusätzliche Erweiterung des Campbell-Paradigmas zur Aufklärung des beobachteten Verhaltens beitragen. In den vorliegenden Fällen hatte jedoch der Kontext, in dem Personen sich für oder gegen die Zustimmung zu CO₂-Preisen entschieden, nur geringfügige Auswirkungen auf die CO₂-Preis-Akzeptanz. Innerhalb Deutschlands führten geringfügige regionale Unterschiede in der Umwelteinstellung oder den generellen Akzeptanzkosten zum Beispiel lediglich zu Akzeptanzverlust oder -gewinn in der Höhe von maximal drei Prozentpunkten. Generell war es allen Regionen gemein, dass die Umwelteinstellung in der Bevölkerung anscheinend zu niedrig war, um einen CO₂-Preis mehrheitlich zu akzeptieren.

Auch zwischen Personen in Deutschland und Österreich zeigten sich nur geringfügige Unterschiede in der Umwelteinstellung und den Akzeptanzkosten, die empirisch gefundene (kleine) Unterschiede in der CO₂-Preis-Akzeptanz erklären konnten. So wiesen Österreicher*innen eine leicht höhere Umwelteinstellung auf als Deutsche. Dieser Unterschied war so klein, dass die modellgeschätzte Akzeptanz in Österreich um knapp zwei Prozentpunkte höher ausfiel als in Deutschland. Die Kosten der CO₂-Preis-Akzeptanz war in beiden Ländern identisch.

Über die Erklärung der Akzeptanz hinaus kann das Campbell-Paradigma diagnostisch genutzt werden, um kontextspezifische Härten einer Entscheidung oder besonders motivierte Populationen zu identifizieren. Dies demonstrierte die Untersuchung der kontextspezifischen Kosten von 50 umweltschützenden Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich. Der größte Unterschied in den Verhaltenswahrscheinlichkeiten lag beim Einkauf von Mehrwegflaschen: Deutsche führten dieses Verhalten mit einer um 24.1 Prozentpunkten höheren Wahrscheinlichkeit aus als Österreicher*innen. Dieser bemerkenswerte Unterschied lässt sich wahrscheinlich auf die Entscheidungsumgebung zurückführen, der Deutsche und Österreicher*innen im Einzelhandel ausgesetzt sind: So wurden in Deutschland im Jahr 2020 bereits

42% aller Flaschen als Mehrwegflaschen angeboten (siehe Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, 2023); in Österreich soll die Mehrwegquote bis 2025 erst 25% erreichen (siehe AWG-Novelle Kreislaufwirtschaftspaket, 2021). Die politische Entscheidung, zu einem großen Teil Produkte im Mehrwegsystem anzubieten, konnte die Verhaltenskosten also massiv herabsetzen und damit wiederum die Verhaltenswahrscheinlichkeit in der Population steigern.

Papierrecycling war aufgrund der niedrigeren Kosten 16.3 Prozentpunkte wahrscheinlicher in Österreich als in Deutschland. Hier sind die infrastrukturellen Gegebenheiten zwar ähnlich (in beiden Ländern kann Papiermüll in der Regel in eine eigens dafür vorgesehene Tonne entsorgt werden), allerdings hat Österreich tatsächlich eine höhere Papiersammelquote als Deutschland (siehe Pallinger, 2021; Umweltbundesamt, 2023), was sich in den vorliegenden Daten widerspiegelt. Die Modellschlussfolgerungen lassen sich hier anhand der Papiersammelquote validieren, allerdings ist nicht gleich offensichtlich, welche zusätzlich förderlichen Faktoren in Österreich vorliegen.

5.4.1. Limitationen

Oben habe ich ausgeführt, dass komplexe kontextspezifische Modelle den generellen Modellen nicht überlegen waren. Dies lag jedoch wahrscheinlich an den vorgestellten Fällen. Regionen innerhalb Deutschlands und auch der Vergleich mit dem ebenfalls deutschsprachigen Nachbarn Österreichs weisen keine besonders hohe kulturelle Varianz auf. Das länderspezifische Modell schätzte sogar die gleichen Verhaltenskosten der CO₂-Preis-Akzeptanz in Deutschland und Österreich. Es ist durchaus möglich, dass Kontexte, die sich radikaler voneinander unterscheiden (wenn man z.B. ein Land berücksichtigt, in dem viele Haushalte über keine Elektrizität verfügen und deshalb noch stärker von fossilen Brennstoffen abhängig sind als Haushalte in Mitteleuropa; siehe z.B. Carattini et al., 2019), spezifischere Modelle erfordern, um Verhalten über die verschiedenen Kontexte hinweg zuverlässig vorherzusagen. Dies sollte jedoch nicht die Allgemeingültigkeit der Verhaltensklärung als Funktion von Einstellung und Entscheidungskosten beeinträchtigen. Vielmehr habe ich mit den vorliegenden Studien belegt, dass das Entscheidungsmodell des Campbell-Paradigmas erlaubt, spezifische

kontextuelle Unterschiede zu modellieren. Durch die Ähnlichkeit der verglichenen Kontexte konnte ich in den vorliegenden Fällen vielmehr demonstrieren, dass das Campbell-Paradigma als diagnostisches Tool für differentielle Verhaltenskosten auch sensitiv gegenüber feinen kontextuellen Unterschieden ist.

Der Vergleich der Verhaltenskosten für 50 umweltschützende Verhaltensweisen in Deutschland und Österreich zeigte einen Bias: Verhaltensweisen, die mit geringeren Kosten einhergingen, waren schwieriger in Deutschland als in Österreich. Insgesamt waren 15 der 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung von dem Bias betroffen. Der Bias kann erklären, warum Österreicher*innen motivierter erschienen, die Umwelt zu schützen, als Deutsche. Anscheinend mussten sie insgesamt geringeren Kosten ausweichen und hatten somit eine höhere Wahrscheinlichkeit, sich umweltfreundlich zu verhalten. Dieser Bias lässt die Kulturfairness des Messinstruments zweifelhaft erscheinen. Allerdings war der Unterschied in der gemessenen Umwelteinstellung zwischen Deutschen und Österreicher*innen trotz dieses Bias sehr gering.

5.4.2. Zusammenfassung und Ausblick

Verschiedene Kontexte erfordern keine *qualitativ* unterschiedliche Verhaltensserklärungen – dass also zum Beispiel auf dem Land andere Faktoren entscheidend für die Umweltpolitikakzeptanz sind als in der Stadt. Vielmehr habe ich mit den vorliegenden Studien die Allgemeingültigkeit der Entscheidungserklärung im Campbell-Paradigma demonstriert. Selbst wenn sich also die Akzeptanz *quantitativ* unterscheidet – also zum Beispiel Personen auf dem Land eine geringere Akzeptanz für CO₂-Preise haben als Personen in der Stadt (was sich mit den vorliegenden Studien nicht bestätigen ließ) –, so lassen sich diese Unterschiede auf Unterschiede in den Kräften hinter der Entscheidung zurückführen – also der Wichtigkeit des Entscheidungsziels oder der Härten, die mit der Entscheidung verbunden sind. In diesem Sinne kann das Campbell-Paradigma auch als diagnostisches Tool eingesetzt werden, um Eigenschaften der Entscheidungsumgebung zu identifizieren, die Entscheidungen erleichtern oder erschweren.

6 GENERELLE DISKUSSION

Im Alltag haben Individuen ständig eine praktisch unüberschaubare Menge an Handlungsoptionen. Wie lässt sich also vorhersagen, was eine Person als Nächstes tun wird oder wie sie allgemein ihren Alltag gestaltet? Für eine solche Vorhersage braucht es eine Erklärung dafür, wie eine Entscheidung (d.i. die Auswahl einer Option aus einer Vielzahl von Handlungsoptionen) zustande kommt. In der vorliegenden Arbeit habe ich ein kognitiv-ökologisches Erklärmodell vorgeschlagen (das Campbell-Paradigma), nach dem die Entscheidung das Resultat einer inneren Kraft (d.i. die Einstellung gegenüber eines Verhaltensziels) und einer Reihe äußerer Kräfte (in der Form von *Verhaltensbarrieren* oder *-hindernissen*, konzeptuell gesprochen: *Verhaltenskosten*) ist.

Das Erklärmodell nimmt an, dass Individuen mit ihrem Verhalten Ziele verfolgen (siehe Greve, 2001; Kaiser, 2021) und dass die persönliche Wichtigkeit eines Ziels als innerer Antrieb Verhalten erst wahrscheinlich macht (siehe z.B. Kaiser et al., 2010). Ich konnte in Studie 1 diverse Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen (z.B. die Akzeptanz eines CO₂-Preises) auf der gleichen Skala abbilden wie Selbstberichte umweltschützenden Verhaltens (z.B. Pendeln mit dem Fahrrad oder vegane Ernährung). Damit habe ich gezeigt, dass sich die Wichtigkeit des Umweltschutzziels nicht nur in Selbstberichten des Umweltschutzverhaltens offenbart, sondern auch in Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen. Die Entscheidung, eine umweltpolitische Maßnahme verbal zu unterstützen, kann als Verhalten verstanden werden, in dem sich die persönliche Wichtigkeit des Umweltschutzziels offenbart (konzeptuell gesprochen: die *Umwelteinstellung*).

Verhaltensweisen – ob nun in Form von Verbalaussagen oder offenbarem Verhalten – lassen sich nach dem Ziel, mit dem sie ausgeführt werden, in Domänen einteilen. Studie 1 zeigte, dass verbale Umweltpolitikakzeptanz in die Domäne der *Umweltschutzverhaltensweisen* fällt. Das heißt, Personen äußern verbale Unterstützung für umweltpolitische Maßnahmen, weil sie diese Maßnahmen als Instrument begreifen, ihr Umweltschutzziel zu erreichen. Dieser Befund widerspricht einzelnen Annahmen der Sozialpsychologie, nach denen es sich bei Akzeptanz selbst um Einstellungen – und nicht, wie ich demonstrierte, um die Manifestation von

Einstellung – handeln soll (siehe z.B. Nilsson et al., 2016; Schuitema et al., 2010; Winslott-Hiselius et al., 2009). Außerdem zeigte Studie 1, dass sich Umweltpolitikakzeptanz – wie andere umweltschützende Verhaltensweisen – vorhersagen lässt, wenn die Stärke der Umwelteinstellung einer Person bekannt ist. Personen mit höherer Umwelteinstellung sind bereit, gravierendere Maßnahmen zu ertragen (also z.B. stetig höhere CO₂-Preise). Die Ergebnisse von Studie 1 konnten an einer unabhängigen Stichprobe direkt repliziert werden.

Studie 1 lieferte bereits erste Hinweise darauf, dass die konkrete Ausgestaltung einer Maßnahme – zum Beispiel die Höhe eines CO₂-Preises oder die Entfernung vom Wohnort, in der nachhaltige Energiesystem installiert wurden – in Form von Verhaltenskosten und -erträgen die Entscheidung zur Akzeptanz erschweren oder erleichtern kann. Um zu spezifizieren, welchen konkreten Einfluss die Eigenschaften einer umweltpolitischen Maßnahme auf die Entscheidung haben, sie zu unterstützen, habe ich in der vorliegenden Arbeit eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas vorgeschlagen. Wie in Studie 2 gezeigt, lassen sich mit dieser Erweiterung die Verhaltenskosten in einzelne Komponenten zerlegen. Auf diese Weise kann der Einfluss spezifischer Eigenschaften eines Entscheidungsgegenstands (im vorliegenden Falle eines CO₂-Preises) isoliert betrachtet werden. Dabei wirken die spezifischen Eigenschaften beispielsweise eines CO₂-Preises (also Preishöhe und Einnahmeverwendung) als Verhaltenskosten auf die Akzeptanz. Das heißt – im Gegensatz zu Erkläransätzen im Rahmen der Utility Theory –, der Einfluss der Eigenschaften eines Entscheidungsobjekts ist unabhängig von der Person: also objektiv, nicht subjektiv.

Ob eine spezifische Eigenschaft eines Entscheidungsobjekts überhaupt verhaltenssteuernd wirkt, ist eine empirische Frage: Während in Studie 2 alle spezifizierten Eigenschaften eines CO₂-Preises signifikanten Einfluss auf die Akzeptanzkosten hatten, wirkten in einer konzeptuellen Replikation nicht alle Eigenschaften eines Naturschutzgebietes signifikant auf die Kosten der Akzeptanz. Das erweiterte Campbell-Paradigma erlaubt außerdem die Überprüfung, ob die spezifischen Verhaltenskosten unabhängig voneinander auf die Entscheidung wirken oder miteinander interagieren. Weder in Studie 2 noch in der konzeptuellen Replikation

konnte ich substantielle Interaktionen finden. Studie 2 wurde an einer unabhängigen Stichprobe direkt repliziert.

Schlussendlich stellte sich die Frage, ob das Campbell-Paradigma als Entscheidungstheorie universell anwendbar ist. Um die Allgemeingültigkeit des Modells zu beurteilen, sollten in Studie 3 und 4 zwei Fragen geklärt werden: (1) Kann das Modell in verschiedenen soziokulturellen Kontexten die Entscheidung erklären, umweltpolitische Maßnahmen zu akzeptieren? (2) Inwiefern beeinflusst der soziokulturelle Kontext die Entscheidung? Diese Fragen bewegen sich auf verschiedenen Ebenen: Die erste Frage dreht sich darum, ob die Entscheidungserklärung in verschiedenen Kontexten die gleiche ist, ob also alle Entscheidungen in allen Kontexten als Funktion der Einstellung und der Verhaltenskosten verstanden werden können. Die zweite Frage dreht sich darum, wie im Rahmen dieser Erklärung kontextuelle Unterschiede in der Verhaltenswahrscheinlichkeit untersucht und erklärt werden können. Die Bejahung der ersten Frage ist also eine Voraussetzung für die Untersuchung der zweiten Frage.

Um diese beiden Fragen zu beantworten, erweiterte ich das Campbell-Paradigma um eine zusätzliche Komponente, die den Kontext berücksichtigte. Der Vergleich von kontextspezifischen und kontextunspezifischen Modellen zur Erklärung der CO₂-Preis-Akzeptanz in verschiedenen Regionen in Deutschland (Studie 3) und zwischen Deutschland und Österreich (Studie 4) zeigte, dass beide Modelle die CO₂-Preis-Akzeptanz als Funktion der Umwelteinstellung und der Akzeptanzkosten erklären konnten. Die kontextspezifischen Modelle konnten außerdem die kontextuellen Einflüsse auf die Verhaltenskosten aufklären. In beiden Fällen zeigten sich bezüglich der CO₂-Preis-Akzeptanz jedoch nur geringfügige oder keine Unterschiede.

Obwohl beim Vergleich der Verhaltenskosten in verschiedenen soziokulturellen Kontexten keine bedeutsamen Unterschiede gefunden wurden, demonstriert die Anwendung der kontextspezifischen Modelle in Studie 3 und 4, dass das Campbell-Paradigma eingesetzt werden kann, um soziokulturelle Unterschiede zu untersuchen. Bedeutsam ist hier wieder, dass Unterschiede in den Verhaltenswahrscheinlichkeiten zwischen verschiedenen Kontexten entweder auf (a) kontextspezifische Unterschiede in der Einstellung oder (b) Eigenschaften des

Kontexts (also der Verhaltensumgebung), die in Form von Verhaltenskosten auf das Verhalten wirken, zurückgeführt werden können.

6.1. Theoretische Implikationen

Mit der vorliegenden Arbeit schlage ich eine neue Entscheidungstheorie – das Campbell-Paradigma – vor, um Alltagsentscheidungen zu erklären. Alltagsentscheidungen sind durch Unsicherheit geprägt: Normalerweise können Menschen im Alltag die Konsequenzen ihrer Entscheidung nicht vollständig überblicken, geschweige denn, die Wahrscheinlichkeit des Eintretens dieser Konsequenzen bestimmen (siehe Gigerenzer & Todd, 1999). Im Folgenden lege ich dar, welche Schlussfolgerungen sich aus den vier durchgeführten Studien für die Entscheidungserklärung ergeben.

6.1.1. Persönliche Ziele als Treiber der Entscheidung

Wenn Menschen die Konsequenzen ihres Handelns nie ganz absehen können, auf welche Weise treffen sie dann Entscheidungen? Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sprechen dafür, dass Entscheidungsträger*innen ihr Handeln als *instrumentell* begreifen. Das heißt, alle möglichen Konsequenzen des Verhaltens sind nicht unbedingt relevant, genauso wenig wie die konkreten Wahrscheinlichkeiten, dass die Konsequenzen eintreten. Wichtig ist, dass die Entscheidungsträger*innen ihr Handeln als Mittel begreifen, um ihre Ziele zu erreichen.

In diesem Sinne haben alle Entscheidungsträger*innen ein Ziel, das ihr Handeln bestimmt. Dies bedeutet nicht, dass sie zu jeder Zeit immer das gleiche Ziel haben (dass also Umweltschützer*innen ihr gesamtes alltägliches Verhalten dem Umweltschutzziel unterordnen). Vielmehr lässt sich annehmen, dass verschiedene Ziele zu verschiedenen Zeiten in den Vordergrund treten und die Entscheidungen dominieren (siehe Kaiser, 2021). Je wichtiger jedoch ein Ziel ist, umso häufiger ist es das entscheidungsrelevante Ziel einer Person. Beispielsweise könnte mein Nachbar, der Mann aus Hausnummer 2, sein Handeln häufig dem Umweltschutzziel unterordnen: Er kauft Obst und Gemüse verpackungsfrei, verkauft sein Auto, bezieht Strom aus erneuerbaren Energiequellen und engagiert sich in einer Umweltschutzorganisation. Wann immer er sich auf sein Fahrrad schwingt, um zu einem Treffen seiner

Umweltschutzorganisation zu fahren, hat er sein Handeln am Umweltschutzziel ausgerichtet. Allerdings kauft er manchmal Kaffee im Einwegbecher, wenn sein Verlangen nach Kaffee sehr groß ist. An dieser Stelle hat das Umweltschutzziel nicht sein Handeln bestimmt, sondern ein anderes Ziel stand im Vordergrund.

Wissen über das handlungsbestimmende Ziel und die persönliche Wichtigkeit dieses Ziels in Entscheidungsträger*innen kann Forschenden helfen, eine Entscheidung vorherzusagen. Im Bereich Umweltschutzverhalten zeigte sich zum Beispiel bereits in früherer Forschung, dass sich mithilfe der Umwelteinstellung beispielsweise nachhaltige Kaufentscheidungen (siehe Taube & Vetter, 2019), vegetarische Essenswahl (siehe Kaiser et al., 2020) oder die Wahl nachhaltiger Mobilitätsformen (siehe Taube et al., 2018) vorhersagen ließ. Auch in anderen Entscheidungsdomänen konnte das Campbell-Paradigma bereits angewendet werden: wenn es zum Beispiel um gesunde Entscheidungen (siehe Byrka & Kaiser, 2013) oder Konformität ging (siehe Brügger et al., 2019).

Die Entscheidungserklärung des Campbell-Paradigmas hat einen wesentlichen Vorteil gegenüber der Entscheidungserklärung der Utility Theory: Im Sinne des Campbell-Paradigmas kann man davon ausgehen, dass der persönliche Treiber in allen Entscheidungen immer die Wichtigkeit eines Ziels ist. Demgegenüber macht die Utility Theory entweder keine Aussagen zu psychologischen Hintergründen einer Entscheidung (siehe Weimann et al., 2015) oder nimmt generische, domänenunspezifische Ziele an, wie zum Beispiel die Präferenz dafür, relativ zu anderen gesehen besser gestellt zu sein (siehe Bolton & Ockenfels, 2000). Die Integration einer domänenspezifischen psychologischen Motivation erlaubt die Vorhersage des Verhaltens von Individuen in verschiedenen Kontexten. Demgegenüber muss die Utility Theory für jeden Kontext neue Annahmen machen und – da sie davon ausgeht, dass Utility subjektiv und nur dem Individuum bekannt ist – neue Informationen über jedes spezifische Individuum und seine subjektive Utility sammeln, bevor eine Vorhersage gemacht werden kann.

6.1.2. Geäußerte und offenbarte Präferenzen als qualitativ unterschiedliches Verhalten

Ein Problem vor allem – aber nicht nur – in der Akzeptanzforschung ist, dass größtenteils verbale Aussagen vorliegen, um möglichst offenbartes Verhalten in der Zukunft

vorherzusagen. Ökonomische Entscheidungsforschung wendet Discrete-Choice-Experimente an, um unter möglichst kontrollierten Bedingungen die Präferenzen für spezifische Ausgestaltungen einer politischen Maßnahme zu bestimmen (siehe z.B. Louviere & Hensher, 1982). Die externe Validität von Discrete-Choice-Experimenten bleibt jedoch häufig unklar (eine Meta-Analyse zeigte z.B., dass die Übereinstimmung von beobachtetem Verhalten in Experimenten und Verhalten außerhalb des Labors zwischen verschiedenen Studien stark variierte, siehe Quaife et al., 2018).

Zwischen geäußerten und offenbarten Präferenzen lässt sich eine Brücke schlagen, wenn eine Theorie darüber vorliegt, in welcher Beziehung diese beiden Arten von Verhalten zueinanderstehen. Hierfür ist zunächst entscheidend, dass es sich auch bei Meinungsäußerungen um beobachtbares Verhalten handelt: Das Setzen eines Kreuzes in einem Fragebogen oder das Ausschreiben oder Aussprechen einer Meinung sind Verhaltensweisen, die sich von außen beobachten lassen. Wie andere Verhaltensweisen können sie genutzt werden, um auf die persönliche Wichtigkeit eines Verhaltensziels zu schließen.

Dies wurde in der bisherigen Erforschung des Campbell-Paradigmas wiederholt gezeigt. Meinungsäußerungen aus einer Befragung lassen sich ad hoc zu einem Messinstrument der Einstellung zusammenfügen (siehe z.B. Bauske et al., 2022; Urban & Kaiser, 2022). Auch die validierte Skala zur Messung der Umwelteinstellung, die ich in allen vorliegenden Studien verwendete, basiert auf geäußerten Präferenzen, nämlich Selbstberichten vergangener Verhaltensweisen (für das Messinstrument, siehe Kaiser & Wilson, 2004). In der Vergangenheit wurde bereits gezeigt, dass sich auf Basis dieser Selbstberichte offenbartes Verhalten vorherzusagen lässt, wie z.B. ob Personen mit dem Fahrrad oder mit dem Bus pendeln (siehe Kaiser et al., 2021). Selbstberichte erlauben auch die Vorhersage von Verhalten im Labor (siehe Kaiser & Lange, 2021) und sogar der Folgen umweltfreundlichen Verhaltens, wie zum Beispiel Stromverbrauch (als Folge von Energiesparverhalten, siehe Arnold et al., 2018; Henn et al., 2019) oder wie viel eine Person über Umweltschutz weiß (als Folge von Lernverhalten; siehe Taube et al., 2021).

All dies erreicht das Campbell-Paradigma, indem es die Kosten eines Verhaltens berücksichtigt. Die Nicht-Berücksichtigung dessen, dass unterschiedlich hohe Barrieren überwunden werden müssen, um spezifische Verhaltensweisen zu realisieren, führt immer wieder dazu, dass Sagen und Tun eine scheinbare Inkongruenz aufweisen (siehe z.B. Kollmuss & Agyeman, 2002). Im Rahmen des Campbell-Paradigmas lassen sich demgegenüber zwei Annahmen über die Beziehung zwischen geäußerten und offenbarten Präferenzen treffen: (1) Bei geäußerten und offenbarten Präferenzen handelt es sich gleichsam um Verhaltensweisen, in denen sich die persönliche Wichtigkeit eines Ziels widerspiegelt. (2) Geäußerte und offenbarte Präferenzen verfügen über Kosten, die spezifisch für eine Verhaltensweise sind.

In der vorliegenden Arbeit habe ich gezeigt, dass beide Annahmen auf die verbale Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen zutreffen. Auch Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen spiegeln die zugrunde liegende Umwelteinstellung wider – genauso wie Selbstberichte zu umweltfreundlichem Verhalten. Allein durch Meinungsäußerungen zu umweltpolitischen Maßnahmen lässt sich bereits eine große Bandbreite an Verhaltenskosten abdecken. Es ist also nicht unbedingt wahr, dass Verbalverhalten grundsätzlich mit geringen Kosten einhergeht. So zeigte sich über die gesamte Arbeit hinweg in allen Studien, dass die verbale Akzeptanz eines CO₂-Preises ein vergleichsweise kostenintensives Verhalten ist.

Grundsätzlich lässt sich schlussfolgern, dass es sich bei geäußerten und offenbarten Präferenzen um *qualitativ* unterschiedliche Verhaltensweisen handelt. Das heißt, nur weil eine Person sagt, dass sie einen CO₂-Preis gut findet, bedeutet das nicht zwangsläufig, dass sie nach der Einführung eines CO₂-Preises nicht gegen die Preissteigerungen demonstrieren wird, sondern stattdessen eine Wärmepumpe installiert, insgesamt weniger heizt und fortan auf das Auto verzichtet. Die offenbarten Präferenzen im Einklang mit dem CO₂-Preis haben offensichtlich gänzlich andere Kosten.

Trotzdem können wir eine Vorhersage treffen, denn: Je wichtiger einer Person der Umweltschutz ist, umso wahrscheinlicher wird sie nicht nur Akzeptanz für einen CO₂-Preis äußern, sondern sich auch im Einklang mit dem CO₂-Preis verhalten. Außerdem lassen sich aus der Beobachtung der Frequenz, mit der die gewünschten Verhaltensweisen in der Bevölkerung

auftreten, Annahmen über die Kosten der Verhaltensweisen treffen. Um beispielsweise vorherzusagen, wie viele Personen nach der Einführung eines CO₂-Preises eine Wärmepumpe installieren, sollten folgende Faktoren berücksichtigt werden:

(1) die Umwelteinstellung in der Bevölkerung und welches Level der Umwelteinstellung notwendig ist, um die Entscheidung zu treffen, eine Wärmepumpe zu installieren. Auf Basis der selbstberichteten aktuellen Wärmepumpeninstallation lassen sich die aktuellen Verhaltenskosten zumindest des Selbstberichts abschätzen. Auf diese Weise lässt sich bestimmen, wie hoch die Umwelteinstellung eines Individuums sein muss, um einen solchen Selbstbericht abzugeben. In Kombination mit dem aktuellen Level der Umwelteinstellung in der Bevölkerung können Aussagen getroffen werden, wie viele Personen aktuell wahrscheinlich eine Wärmepumpe installiert haben (diese Schlussfolgerung lässt sich gegebenenfalls an externen Informationen über die Anzahl an Haushalten mit Wärmepumpe in Deutschland validieren).

(2) eine Überlegung, inwiefern der CO₂-Preis die Verhaltenskosten der Wärmepumpeninstallation verändern wird. Eine umweltpolitische Maßnahme selbst verändert die Umgebung, in der Entscheidungen getroffen werden (siehe Schneider & Ingram, 1990). Wenn die monetären Kosten für konventionelle Energieträger durch einen CO₂-Preis steigen, sollten relativ dazu die Verhaltenskosten für die Anschaffung einer Wärmepumpe sinken (dieser Effekt könnte verstärkt werden, wenn ein Teil der Einnahmen aus dem CO₂-Preis eingesetzt wird, um monetäre Anreize zum Einbau von Wärmepumpen anzubieten).

Und (3) eine nicht-psychologische Berücksichtigung des maximalen Verhaltenspotenzials, also wie viele Personen überhaupt die Möglichkeit haben, eine Wärmepumpe zu installieren (also z.B. der Anteil der Eigenheimbesitzer*innen in Deutschland).

6.1.3. Präferenzen für spezifische Entscheidungsobjekte

Bei der Untersuchung davon, wie sich Personen gegenüber einem Objekt verhalten – zum Beispiel, ob sie Akzeptanz gegenüber einer umweltpolitischen Maßnahme äußern –, stellt sich häufig die Frage, wie die Eigenschaften des Objekts die Entscheidung beeinflussen. Diese Frage ist vor allem in der Mikroökonomie und Konsumpsychologie von entscheidender Bedeutung. In diesen Disziplinen sollen unter anderem Erkenntnisse darüber gewonnen

werden, was ein begehrtes Produkt auszeichnet (siehe z.B. Lancaster, 1966; Louviere et al., 2000; Stigler, 1950).

Die Bevorzugung eines Objekts mit gewissen Eigenschaften gegenüber einer alternativen Form des Objekts (z.B. eines CO₂-Preises von 55€ pro Tonne gegenüber einem CO₂-Preis von 250€ pro Tonne) wird als *Präferenz* bezeichnet (siehe Hensher et al., 2005). Um herauszufinden, wie sich spezifische Objekteigenschaften auf die Utility eines Objekts und damit auf die Präferenz auswirken, werden im Labor Discrete-Choice-Experimente eingesetzt, in denen die Eigenschaften der Objekte gezielt variiert werden (siehe Louviere & Hensher, 1982; für eine Anwendung auf umweltpolitische Maßnahmen, siehe Rolfe et al., 2000; Sommer et al., 2022). Für eine Anwendung des Campbell-Paradigmas als Entscheidungstheorie ist also wichtig, dass sich auch hier die Präferenzeinflüsse von Entscheidungsobjekten und ihrer Eigenschaften modellieren lassen.

Bisher wurde im Rahmen des Campbell-Paradigmas meistens nur der Einfluss einzelner Eigenschaften des Entscheidungsobjekts untersucht, wie zum Beispiel die Entfernung des Wohnortes von einem Naturschutzgebiet (Byrka et al., 2017), ob per Default ein konventionelles oder nachhaltiges Produkt in einem Onlineshop vorausgewählt wurde (Tauben & Vetter, 2019) oder die Wartezeit, die mit einem Verhalten einherging (Kaiser & Lange, 2021).

In dieser Arbeit habe ich eine Erweiterung des Campbell-Paradigmas vorgestellt. Sie erlaubt die Zerlegung der Verhaltenskosten in Komponenten, die auf beobachtbare Eigenschaften des Verhaltensobjekts zurückzuführen sind. Auf diese Weise lassen sich nun auch im Campbell-Paradigma Präferenzen und der Einfluss von mehr als einer Objekteigenschaft auf die Präferenzen untersuchen. In Studie 2 habe ich gezeigt, dass sich mit dem erweiterten Campbell-Paradigma ähnliche Aussagen über die Präferenzen für CO₂-Preise oder Naturschutzgebiete treffen lassen wie in mikroökonomischen Studien (siehe Carattini et al., 2017; Gevrek & Uyduranoglu, 2015; Sælen & Kallbekken, 2011).

Im Sinne des Campbell-Paradigmas wirken die Eigenschaften einer umweltpolitischen Maßnahme in Form von Verhaltenskosten auf die Entscheidung. Dies unterscheidet sich deutlich von der Wirkklärung im Rahmen der Utility Theory: In der Utility Theory wird

angenommen, dass die Utility personenabhängig, also subjektiv und nur dem Individuum bekannt ist (siehe Weimann et al., 2015). Ein hoher CO₂-Preis ist also nicht generell – also objektiv – aufgrund seiner hohen Steuerlast mit geringerer Wahrscheinlichkeit akzeptabel, sondern weil das Individuum über Eigenschaften verfügt, die die hohe Steuerlast weniger attraktiv machen.

Wenn wir im Gegensatz dazu annehmen, dass die Eigenschaften eines Entscheidungsobjekts die Kosten der Entscheidung beeinflussen, wird die Wirkung der Eigenschaften *objektiv*. Eigenschaften einer umweltpolitischen Maßnahme wie zum Beispiel ein CO₂-Preis mit hoher Steuerlast wirken als Barrieren dafür zu sagen, dass die Maßnahme akzeptabel sei. Policymakers könnten positive Äußerungen der Bürger*innen über potenzielle Maßnahmen als Signal der politischen Machbarkeit werten (siehe Gärling & Loukopoulos, 2007). Wenn eine Person also damit rechnet, dass ihre Aussage gegebenenfalls zur tatsächlichen Einführung der Maßnahme führt, muss sie sich überlegen, ob sie mit den Folgen leben könnte.

Die Akzeptanzkosten sind die gleichen für alle Personen, die sich im gleichen Kontext bewegen. Wenn der Mann aus Hausnummer 2 und seine Mitbewohnerin, die mit ihm im gleichen Betrieb arbeitet, gefragt werden, ob sie die Einrichtung einer verkehrsberuhigten Zone auf ihrem Arbeitsweg begrüßen würden, bewegen sich beide im gleichen Kontext. Wenn nun der Mann aus Hausnummer 2 die Einrichtung der verkehrsberuhigten Zone ablehnt, seine Mitbewohnerin aber zustimmt, würden wir nicht annehmen, dass die Akzeptanzkosten subjektiv waren. Wir nehmen stattdessen an, dass die Mitbewohnerin beispielsweise eine höhere Umwelteinstellung hat. In diesem Falle reicht die Umwelteinstellung der Mitbewohnerin aus, um die Akzeptanzkosten zu überwinden; die Umwelteinstellung des Mannes aus Hausnummer 2 jedoch nicht.

6.2. Praktische Implikationen

Das Campbell-Paradigma gibt Personen, die daran interessiert sind, Entscheidungen zu lenken – zum Beispiel Policymakers, die für Akzeptanz werben, oder Unternehmen, die ihr Produkt verkaufen möchten – zwei Werkzeuge an die Hand. Im Sinne eines kognitiv-ökologischen Modells handelt es sich hierbei um Hebel, die entweder an der

Entscheidungsumgebung oder an den inneren Zuständen der Person ansetzen. Bevor ich einen Vorschlag dafür mache, wie politische Maßnahmen den inneren Antrieb der Bürger*innen langfristig beeinflussen können, diskutiere ich zunächst die Möglichkeit, die Entscheidungsumgebung zu gestalten.

6.2.1. Kontextuelle Einflussfaktoren der Entscheidung

Ein Hebel, um die Akzeptanz politischer Maßnahmen, aber auch die Wahrscheinlichkeit anderer erwünschter Verhaltensweisen zu verändern, ist die Veränderung der äußeren Rahmenbedingungen. In der vorliegenden Arbeit habe ich den Einfluss von relativ stabilen Umgebungen untersucht: ob ein Wohnort ländlich oder städtisch ist oder in welchem Land er liegt.

Laut Studie 3 sind die Kosten, einen CO₂-Preis zu akzeptieren, in ländlichen und städtischen, sowie strukturstarken und strukturschwachen Gegenden relativ ähnlich. Dies ist überraschend vor dem Hintergrund, dass andere Studien zeigten, dass das Leben in ländlichen Regionen mit anderen Verhaltenskosten für die Nutzung öffentlicher Verkehrsmittel einhergeht als das Leben in städtischen Regionen (siehe Kaiser & Keller, 2001). Da ein CO₂-Preis die Kosten für Individualmobilität erhöht, hätte sich ein solcher Effekt auch bei der Akzeptanz erwarten lassen. Studie 3 kann jedoch nicht für jeden Kontext und jede Entscheidung ausschließen, dass regionenspezifische Kostenfaktoren für bestimmte Verhaltensweisen oder in bestimmten Regionen einen bedeutsamen Teil des Verhaltens erklären.

Tatsächlich lieferte Studie 4 Hinweise darauf, dass sich die Wahrscheinlichkeit umweltschützenden Verhaltens durch politische Maßnahmen gezielt erhöhen lässt. Der Kauf von Mehrwegflaschen war in Deutschland 24 Prozentpunkte wahrscheinlicher als in Österreich. In Deutschland sind Mehrwegflaschen im Einzelhandel einfach und im großen Umfang verfügbar – diese hohe Verfügbarkeit ist durch Quoten politisch gesteuert (siehe Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz, 2023). In Österreich existierte zum Zeitpunkt der Studiendurchführung noch kein vergleichbar breites Mehrwegsystem (es befindet sich jedoch in der Planung, siehe AWG-Novelle Kreislaufwirtschaftspaket, 2021). Das Beispiel zeigt, dass umweltpolitische Maßnahmen selbst die Kosten für ein Verhalten

beeinflussen können: Durch die politisch gesteuerte hohe Verfügbarkeit von Mehrwegflaschen im Handel ist es sehr wahrscheinlich, dass Deutsche Mehrweg kaufen – selbst, wenn sie über keine besonders hohe Umwelteinstellung verfügen.

In diesem Sinne untermauern vor allem Studie 3 und Studie 4 die Macht, die kontextuelle Faktoren auf eine Entscheidung haben – und die Möglichkeit, den Kontextfaktor politisch zu steuern. Wenn Umgebungen geschaffen werden können, in denen Umweltschutzverhalten nicht nur mit wenig Barrieren einhergeht, sondern möglicherweise noch die naheliegende Option ist, dann werden sich viele Leute umweltfreundlich verhalten. Solche *Kostenmaßnahmen* erfordern also keine Beeinflussung der Umwelteinstellung der Bevölkerung.

Gleichzeitig haben diese Maßnahmen, die an den Kosten des Verhaltens ansetzen, den Nachteil, dass sie spezifisch für ein Verhalten sind. Eine Mehrwegquote erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass Mehrweg gekauft wird. Jedoch wird diese Quote wohl nicht dazu führen, dass Bürger*innen seltener Auto fahren oder weniger Fleisch essen. Diese Verhaltensweisen haben gänzlich andere Barrieren, die mit anderen Maßnahmen abgebaut werden müssen.

Eine andere Möglichkeit wäre es, mithilfe von politischen Maßnahmen eine nachhaltige Gesellschaft zu entwickeln. Im nächsten Abschnitt gehe ich darauf ein, wie dieser Prozess ablaufen kann.

6.2.2. Entwicklung nachhaltiger Gesellschaften

Wenn Personen von sich aus motiviert wären, die Umwelt zu schützen, würden sie sich auch ohne steuerndes Eingreifen umweltfreundlich verhalten oder kollektiv Maßnahmen ergreifen, um Barrieren umweltschützenden Verhaltens für alle Bürger*innen aus dem Weg zu räumen. Doch wie kann eine solche nachhaltige Gesellschaft entstehen?

Häufig wird vorgeschlagen, die Gesellschaft über die wissenschaftlich gesicherte Realität des Klimawandels zu unterrichten. Wenn die Fakten über die Wirksamkeit kollektiven Handelns zur Vermeidung des Klimawandels (siehe Hornsey et al., 2021) und über den wissenschaftlichen Konsens zum Klimawandel weithin bekannt wären (siehe Goldberg et al., 2019), dann würden Bürger*innen ihr Verhalten ändern. Diese Idee scheitert an der Tatsache, dass sich über den Klimawandel zu informieren eine der schier endlosen Möglichkeiten ist, mit

denen Personen ihren Alltag füllen können. Warum sollte eine Person sich mit Informationen zum Klimawandel beschäftigen, sich an sie erinnern und das eigene Verhalten an diesen Informationen ausrichten? Wie anderes Alltagsverhalten handelt es sich auch beim Lernen von wissenschaftlichen Fakten um zielgerichtetes Verhalten. Das heißt, eine Person lernt vor allem dann etwas über den Klimawandel, wenn Klimaschutz für sie ein wichtiges Ziel ist (für empirische Belege, siehe Baierl et al., 2022; Taube et al., 2021).

Zum aktuellen Zeitpunkt ist die Umwelteinstellung in der deutschen Gesellschaft so niedrig, dass nicht einmal ein niedriger CO₂-Preis auf mehrheitliche Akzeptanz stößt (wie ich in Studie 2 gezeigt habe). Dies lässt sich mit Informationen zum Klimawandel wahrscheinlich nicht ändern. In Studie 1 habe ich jedoch auch gezeigt, dass Personen mit höherer Umwelteinstellung bereitwilliger auch hohe CO₂-Preise akzeptieren. Auch sonst zeigen Personen mit höherer Umwelteinstellung wahrscheinlicher umweltfreundliches Verhalten (siehe z.B. Kaiser et al., 2020; Taube & Vetter, 2019): Sie können höhere Barrieren überwinden als Personen mit geringerer Umwelteinstellung.

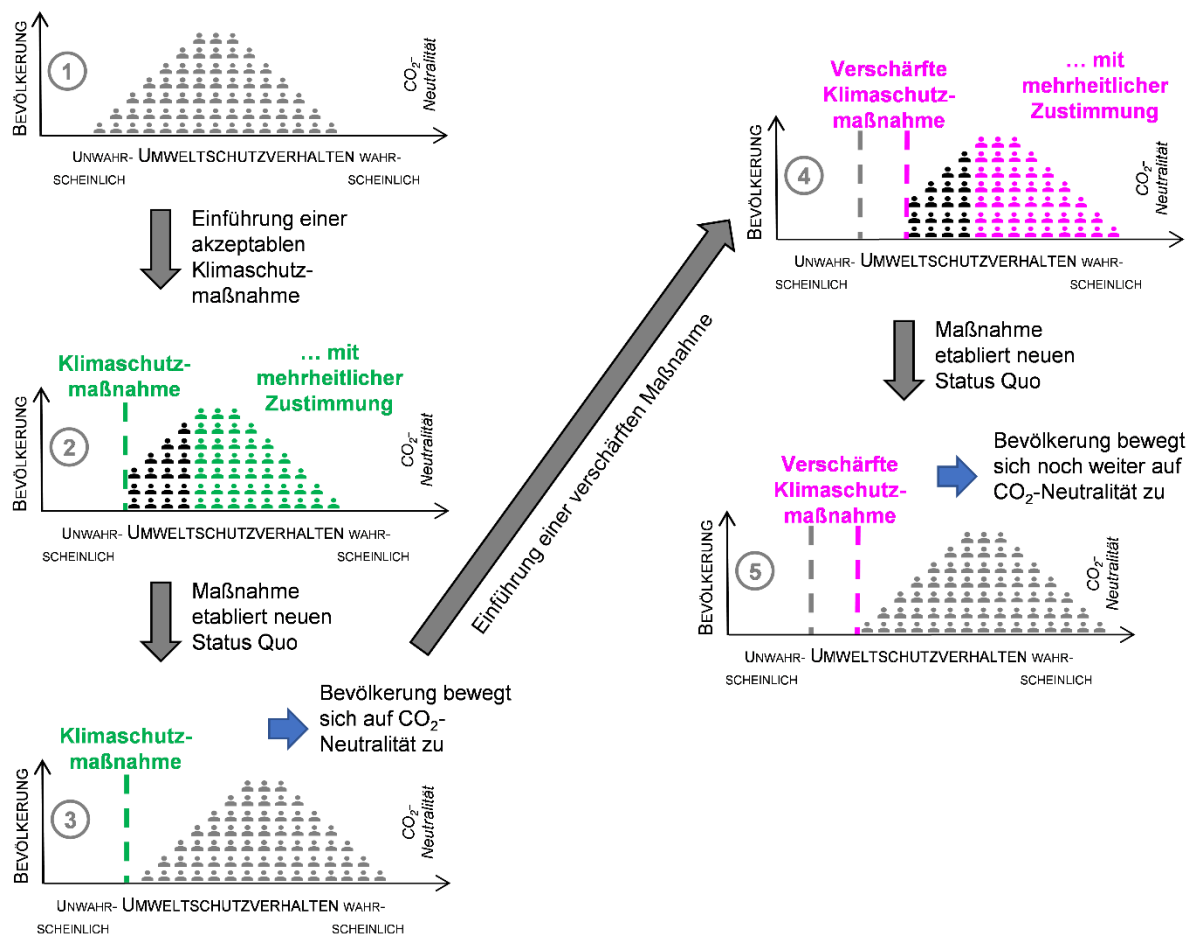
Nun ist die verbale Akzeptanz von politischen Maßnahmen ein Verhalten, das potenziell die Realisierbarkeit von Maßnahmen erhöht (siehe Gärling & Loukopoulos, 2007). Das heißt, die verbale Akzeptanz ist ein Signal für Policymakers, das die Maßnahme implementiert werden kann. Im Einklang mit der bestehenden Umwelteinstellung besteht hier die Möglichkeit, nachhaltige Gesellschaften zu formen (siehe Abbildung 6.1; siehe auch Gerdes & Kaiser, 2024; Henn & Kaiser, 2019).

Wenn eine Maßnahme bei ihrer Implementierung bereits mehrheitlich akzeptiert wird, besteht eine geringere Wahrscheinlichkeit, dass sie wegen Widerstand aus der Bevölkerung wieder abgeschafft werden muss – anders als bei Maßnahmen, die in der Vergangenheit nicht akzeptiert wurden und aufgrund massiver Proteste zurückgefahren werden mussten wie zum Beispiel die Mineralölsteuer in Frankreich (siehe Douenne & Fabre, 2020). Eine akzeptierte Maßnahme kann aller Voraussicht nach voll in Kraft treten und – wie im vorherigen Abschnitt beschrieben – die Barrieren für umweltschützendes Verhalten senken (siehe Bild 1 und 2 in Abbildung 6.1). Eine umfassende Maßnahme wie der CO₂-Preis kann dann durch die

Verteuerung von fossilen Brennstoffen dafür sorgen, dass Autoverzicht, der Umstieg auf den ÖPNV und sparsames Heizen (oder unter Umständen sogar der Austausch der Heizungsanlage) in der gesamten Bevölkerung wahrscheinlicher werden. Dabei entstehen gegebenenfalls sogar Mitnahmeeffekte, wenn Individuen ihr Verhalten an anderen ausrichten: Wenn eine Person zum Beispiel erlebt, dass viele Leute in ihrer Nachbarschaft die Heizung herunterdrehen und das Auto stehenlassen, wird sie selbst mit höherer Wahrscheinlichkeit ebenfalls ihr Verhalten anpassen (für empirische Belege der Wirksamkeit des sozialen Einflusses, siehe z.B. Abrahamse & Steg, 2013; Goldstein et al., 2008).

Abbildung 6.1

Die Entwicklung einer nachhaltigen Gesellschaft



Anmerkung. Darstellung der Entwicklung einer nachhaltigen Gesellschaft (von oben nach unten, links nach rechts) durch die Einführung umweltpolitischer Maßnahmen im Einklang mit der Umwelteinstellung der Bevölkerung (siehe auch Gerdes & Kaiser, 2024). Auf der Y-Achse

ist die Anzahl der Personen in der Bevölkerung abgetragen, auf der X-Achse die Wahrscheinlichkeit, umweltschützendes Verhalten auszuführen.

Bei einer Maßnahme oder einem Maßnahmenkatalog, der die Kosten einiger umweltschützender Verhaltensweisen gleichzeitig senkt, steigt also die Wahrscheinlichkeit, dass die Bevölkerung sich umweltfreundlich verhält – und damit schlussendlich ihre Neigung, sich umweltfreundlich zu verhalten (d.i. die Umwelteinstellung; siehe Bild 3 in Abbildung 6.1). Sobald die Umwelteinstellung in der Bevölkerung gestiegen ist, ist die Bevölkerung auch bereit, schärfere Maßnahmen zu akzeptieren (z.B. einen höheren CO₂-Preis; siehe Bild 4 in Abbildung 6.1). Mit einer schärferen Maßnahme lässt sich dann wiederum die Wahrscheinlichkeit für umweltfreundliches Verhalten in der Bevölkerung weiter steigern (siehe Bild 5 in Abbildung 6.1).

Auf diese Weise entsteht eine nachhaltige Gesellschaft. Entscheidend sind hierbei (1) motivierte Individuen, die Maßnahmen vorschlagen und in der restlichen Bevölkerung dafür werben (d.s. Policymakers und Aktivist*innen), (2) akzeptierte Maßnahmen, die wirksam Barrieren umweltschützenden Verhaltens aus dem Weg räumen, und (3) Zeit. Das ist der Nachteil einer solchen Entwicklung: die schrittweise Einführung sich verschärfender Maßnahmen, die Beseitigung der Barrieren, die dem umweltschützenden Verhalten entgegenstehen, und der stetige Anstieg der Umwelteinstellung erfordern Zeit (es gibt bereits Hinweise darauf, dass die Umwelteinstellung in der deutschen Bevölkerung langsam ansteigt; siehe Bauske et al., 2022). Mit der aktuellen Dringlichkeit des Klimaschutzproblems scheint ein solch langsames Vorschreiten nachhaltiger Gesellschaften kaum vereinbar (siehe IPCC, 2023). Allerdings kann die Alternative nicht sein, inakzeptable Maßnahmen einzuführen. Wie oben bereits erwähnt, besteht die Gefahr, dass die Maßnahme, wenn die abverlangten Verhaltensänderungen zu schmerzhaft sind, auf Ablehnung stößt und wieder abgeschafft werden muss, ohne Wirksamkeit entfaltet zu haben.

Auch die testweise Einführung von Maßnahmen hat sich bewährt: Eine Maßnahme für einen begrenzten Zeitraum einzuführen, sorgt dafür, dass Bürger*innen reale Erfahrungen mit der Maßnahme machen und ihre Vorteile erleben können (siehe Schuitema et al., 2010), ohne zu befürchten, dass die erzeugten Umstände sofort Normalität werden. Nach einer solchen

Testphase könnte die Akzeptanz für eine Maßnahme entsprechend hoch genug für eine langfristige Einführung sein.

Um akzeptabel zu sein, sollten umweltpolitische Maßnahmen an den Barrieren ansetzen, die die Mehrheit eben nicht aus eigener Kraft überwinden kann, aber nicht unbedingt an Barrieren der Verhaltensweisen, welche die Bürger*innen auf dem aktuellen Level ihrer Umwelteinstellung ohnehin nicht angehen würden. Dies wird vielleicht deutlicher, wenn wir uns vorstellen, der Mann aus Hausnummer 2 wollte einen Marathon laufen. Wenn seine Trainerin direkt im ersten Training von ihm verlangen würde, mehr als 40 Kilometer zu laufen, würde er mit ziemlicher Sicherheit scheitern und das Ziel, einen Marathon zu laufen, direkt wieder aufgeben. Eine vernünftige Trainerin würde dem Mann aus Hausnummer 2 wahrscheinlich erst zwei und dann vier Kilometer abverlangen und die Strecke dann weiter steigern. Anders gesprochen: Die Trainerin würde dem Mann aus Hausnummer 2 Herausforderungen geben, die auf seinem aktuellen Trainingsstand schwierig, aber erreichbar sind. Auf die gleiche Weise kann durch das Zusammenspiel von sorgfältig ausgewählten umweltpolitischen Maßnahmen und der stetig steigenden Umwelteinstellung der Bevölkerung eine nachhaltige Gesellschaft entstehen.

6.3. Ausblick

Das Campbell-Paradigma als kognitiv-ökologische Entscheidungstheorie wurde in der vorliegenden Arbeit am Beispiel der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen vorgestellt. Dabei habe ich die Vorteile des Campbell-Paradigmas zur Erklärung von Entscheidungen besonders im Vergleich zu Utility Theory hervorgehoben. Der klassische Anwendungsfall der Utility Theory sind allerdings Konsumententscheidungen (siehe Stigler, 1950). Hierbei wird vor allem untersucht, welche Produkte mit spezifischen Eigenschaften gegenüber anderen Produkten bevorzugt gekauft werden. Die Ökonomie beschäftigt sich seit über hundert Jahren damit, psychologische Komponenten in ökonomische Theorien aufzunehmen (siehe Clark, 1918): Weil es sich bei wirtschaftendem Verhalten um menschliches Verhalten handelt, sind psychologische Komponenten zur Erklärung von Konsumverhalten notwendig.

Das Campbell-Paradigma liefert eine solche psychologische Theorie, die nicht nur nützlich ist, um politische Entscheidungen zu erklären, sondern auch auf gänzlich andere Verhaltensweisen angewendet werden kann. Zum Beispiel erklärt das Campbell-Paradigma auch Konsumverhalten (für erste Ansätze siehe Taube & Vetter, 2019). Mithilfe des vorgestellten erweiterten Campbell-Paradigmas ließe sich untersuchen, ob die Eigenschaften von Produkten in Form von Verhaltenskosten auf die Kaufentscheidung wirken. Anders als in Anwendungen von Utility Theory (siehe z.B. Rolfe et al., 2000) wäre dabei die zugrunde liegende Annahme, dass die Produkteigenschaften unabhängig von Personeneigenschaften – also *objektiv* – auf die Kaufentscheidung wirken. Eine solche Anwendung des erweiterten Campbell-Paradigmas könnte potenziell wertvolle Erkenntnisse liefern: für die Wissenschaft darüber, welche Rolle die psychologische Motivation spielt, mit dem Erwerb eines Produkts ein bestimmtes Ziel zu erreichen, und für die Praxis darüber, wie ein Produkt gestaltet werden sollte, um begehrenswert zu sein.

Dabei könnte das erweiterte Campbell-Paradigma weiterhin zur Erklärung nachhaltigen Verhaltens (in diesem Falle nachhaltiger Kaufentscheidungen) eingesetzt werden. Eine Übertragung auf Verhalten mit anderen Zielen bietet sich jedoch ebenfalls an. Die Voraussetzung dafür, eine bestimmte Entscheidung als Funktion eines bestimmten Ziels zu modellieren, ist allerdings in jedem Fall, dass ein Campbell-basiertes Messinstrument zur Erfassung des relevanten Ziels vorliegt. Zum aktuellen Zeitpunkt sind mir entsprechende Messinstrumente für die Umwelteinstellung (Kaiser & Wilson, 2004), die Gesundheitseinstellung (Byrka & Kaiser, 2013), Konformität (Brügger et al., 2019) und die Einstellung zur informationellen Privatheit (unpubliziert, aber dokumentiert hier: <https://osf.io/pfr78/>) bekannt. Es ist jedoch auch möglich, aus vorliegenden Meinungsäußerungen und Verhaltensberichten Ad-hoc-Messinstrumente zu entwickeln (siehe z.B. Bauske et al., 2022; Urban & Kaiser, 2022).

In der vorliegenden Dissertation wurden ausschließlich absolute Entscheidungen betrachtet. Das heißt, dass Personen in den vorgestellten Studien mit der Entscheidung konfrontiert waren, ob sie eine Maßnahme akzeptierten oder ablehnten. In der Erforschung von Entscheidungen (z.B. Carattini et al., 2017; Schwirplies et al., 2019) werden jedoch häufig relative

(diskrete) Entscheidungen beobachtet, da diese als realistischer betrachtet werden (siehe Louviere, 2006; Sammer & Wüstenhagen, 2006). Hierbei werden Personen vor die Entscheidung gestellt, eine Option A oder B zu wählen (oder keine von beiden). Für eine Anwendung auf solche diskreten Entscheidungen müsste das Campbell-Paradigma erneut angepasst werden, da sich mit dem hier vorgeschlagenen Modell zunächst nur absolute Entscheidungen abbilden lassen.

6.4. Fazit

Entscheidungen unter Unsicherheit werden häufig als komplexe Prozesse begriffen. Entscheidungserklärungen auf Basis der Utility Theory benötigen kontextspezifische Erklärmodelle (siehe z.B. Gevrek & Uyduranoglu, 2015; Rolfe et al., 2000), deren Generalisierbarkeit unklar ist (siehe Louviere & Hensher, 1982). Im Rahmen von kognitiv-ökologischen Entscheidungserklärungen nehmen Forschende normalerweise eine Interaktion zwischen Einflüssen der Entscheidungsumgebung – der Stimuli, die vom Individuum aus der Umgebung aufgenommen werden – und Einflüssen des sensorischen und kognitiven Apparats des Individuums an (z.B. Fiedler & Wänke, 2009). Solche Personen-Umgebungs-Modelle bringen Vorteile darin, Entscheidungen als Verhalten eines Individuums zu begreifen, das an die Umgebung optimal angepasst ist.

Im Vergleich dazu hat das Campbell-Paradigma als kognitiv-ökologisches Entscheidungsmodell den Vorteil, dass grundsätzlich keine Interaktion zwischen Personen- und Kontexteigenschaften angenommen wird (für empirische Belege, siehe z.B. Kaiser et al., 2020; Taube et al., 2018; Taube & Vetter, 2019). Vielmehr lässt sich die Entscheidung sparsam durch zwei unabhängig wirkende Kräfte (die persönliche Wichtigkeit eines Entscheidungsziels und die kontextuellen Barrieren) erklären. Mithilfe des Campbell-Paradigmas kann zugleich der Einfluss differentieller Kontextbedingungen (z.B. zwischen Stadt und Land) modelliert werden. Dadurch können spezifische Umgebungen, aus denen differentielle Einflüsse auf die Entscheidung wirken (wie beschrieben von z.B. Fiedler & Wänke, 2009), berücksichtigt werden.

In seiner Sparsamkeit mit nur zwei unabhängigen Faktoren erfüllt das erweiterte Campbell-Paradigma Anforderungen an ein Modell, das zur Erklärung zukünftigen Verhaltens

geeignet ist (siehe Gigerenzer & Gaissmaier, 2015; Marewski et al., 2010). Um Entscheidungen vorherzusagen, müssen lediglich zwei Parameter bestimmt werden: (1) die Wichtigkeit eines Entscheidungsziels für ein Individuum oder die mittlere Wichtigkeit in der Bevölkerung und (2) die Eigenschaften und Konsequenzen der Entscheidung in Form von Kosten und Erträgen.

Auf Basis von vier Studien habe ich in der vorliegenden Dissertation gezeigt, dass sich das erweiterte Campbell-Paradigma zur Erklärung der Akzeptanz umweltpolitischer Maßnahmen eignet. Dabei kann das Erklärmodell beliebig sparsam oder komplex ausfallen – solange mindestens ein Einstellungs- und ein Verhaltenskostenfaktor berücksichtigt wird. Das Modell erlaubt es Forschenden und Policymakers, eine Abschätzung der Akzeptanz vor der Einführung einer Maßnahme zu machen und auch den Status Quo der Akzeptanz nach der Einführung zu bestimmen. Es ist außerdem geeignet, Stellschrauben der Akzeptanz zu identifizieren. Eine Übertragung auf andere Arten von Entscheidungen (z.B. Konsumententscheidungen) und andere Entscheidungsziele (z.B. Gesundheitsschutz) könnte Gegenstand zukünftiger Forschung sein.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- Abrahamse, W., & Steg, L. (2013). Social influence approaches to encourage resource conservation: A meta-analysis. *Global Environmental Change*, 23(6), 1773–1785.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.029>
- Ajzen, I. (1985). From intentions to actions: A theory of planned behavior. In J. Kuhl & J. Beckmann (Hrsg.), *Action control: From cognition to behavior* (S. 11–39). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-69746-3_2
- Ajzen, I. (1991). The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 50(2), 179–211. [https://doi.org/10.1016/0749-5978\(91\)90020-T](https://doi.org/10.1016/0749-5978(91)90020-T)
- Arnold, O., Kibbe, A., Hartig, T., & Kaiser, F. G. (2018). Capturing the environmental impact of individual lifestyles: Evidence of the criterion validity of the General Ecological Behavior Scale. *Environment and Behavior*, 50(3), 350–372.
<https://doi.org/10.1177/0013916517701796>
- AWG-Novelle Kreislaufwirtschaftspaket. (2021).
<https://www.ris.bka.gv.at/eli/bgbl/I/2021/200/20211210>
- Baierl, T.-M., Kaiser, F. G., & Bogner, F. X. (2022). The supportive role of environmental attitude for learning about environmental issues. *Journal of Environmental Psychology*, 81, 101799. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2022.101799>
- Bauske, E., Kibbe, A., & Kaiser, F. G. (2022). Opinion polls as measures of commitment to goals: Environmental attitude in Germany from 1996 to 2018. *Journal of Environmental Psychology*, 81, 101805. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2022.101805>
- Bergquist, M., Nilsson, A., Haring, N., & Jagers, S. C. (2022). Meta-analyses of fifteen determinants of public opinion about climate change taxes and laws. *Nature Climate Change*, 12(3), 235–240. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01297-6>
- Bernoulli, D. (1954). Exposition of a new theory on the measurement of risk. *Econometrica*, 22(1), 23–36. <https://doi.org/10.2307/1909829>
- Bolton, G. E., & Ockenfels, A. (2000). ERC: A theory of equity, reciprocity, and competition. *American Economic Review*, 90(1), 166–193. <https://doi.org/10.1257/aer.90.1.166>

- Bond, T. G., Yan, Z., & Heene, M. (2021). *Applying the Rasch model: Fundamental measurement in the human sciences* (4. Aufl.). Routledge.
- Brügger, A., Dorn, M. H., Messner, C., & Kaiser, F. G. (2019). Conformity within the Campbell paradigm. *Social Psychology*, 50(3), 133–144. <https://doi.org/10.1027/1864-9335/a000366>
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2023). *Wahlfreiheit für Verbraucherinnen und Verbraucher – Getränke auch in Mehrwegverpackungen*. <https://www.bmu.de/faqs/wahlfreiheit-fuer-verbraucherinnen-und-verbraucher-getraenke-auch-in-mehrwegverpackungen>
- Byrka, K., & Kaiser, F. G. (2013). Health performance of individuals within the Campbell paradigm. *International Journal of Psychology*, 48(5), 986–999. <https://doi.org/10.1080/00207594.2012.702215>
- Byrka, K., Kaiser, F. G., & Olko, J. (2017). Understanding the acceptance of nature-preservation-related restrictions as the result of the compensatory effects of environmental attitude and behavioral costs. *Environment and Behavior*, 49(5), 487–508. <https://doi.org/10.1177/0013916516653638>
- Campbell, D. T. (1963). Social attitudes and other acquired behavioral dispositions. In S. Koch (Hrsg.), *Psychology: A study of a science* (S. 94–172). McGraw-Hill. <https://doi.org/10.1037/10590-003>
- Carattini, S., Baranzini, A., & Lalive, R. (2018). Is taxing waste a waste of time? Evidence from a supreme court decision. *Ecological Economics*, 148, 131–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.001>
- Carattini, S., Baranzini, A., Thalmann, P., Varone, F., & Vöhringer, F. (2017). Green taxes in a post-Paris world: Are millions of nays inevitable? *Environmental and Resource Economics*, 68, 97–128. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0133-8>
- Carattini, S., Kallbekken, S., & Orlov, A. (2019). How to win public support for a global carbon tax. *Nature*, 565(7739), 289–291. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-00124-x>

- Carson, R. T., & Groves, T. (2007). Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental and Resource Economics*, 37(1), 181–210.
<https://doi.org/10.1007/s10640-007-9124-5>
- Clark, J. M. (1918). Economics and modern psychology: I. *Journal of Political Economy*, 26(1), 1–30. <http://www.jstor.org/stable/1820785>
- DeCoster, J., Iselin, A.-M. R., & Gallucci, M. (2009). A conceptual and empirical examination of justifications for dichotomization. *Psychological Methods*, 14(4), 349–366.
<https://doi.org/10.1037/a0016956>
- Douenne, T., & Fabre, A. (2020). French attitudes on climate change, carbon taxation and other climate policies. *Ecological Economics*, 169, 106496.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106496>
- Dullien, S., & Stein, U. (2022). Sozialverträgliche CO₂-Preise. *Wirtschaftsdienst*, 102, 47–52.
<https://doi.org/10.1007/s10273-022-3173-9>
- Eckes, T. (2011). *Introduction to many-facet Rasch measurement*. Peter Lang.
<https://doi.org/10.3726/978-3-653-04844-5>
- Edenhofer, O., Flachsland, C., Kalkuhl, M., Knopf, B., & Pahle, M. (2019). *Optionen für eine CO₂-Preisreform. MCC-PIK-Expertise für den Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung*. <https://www.mcc-berlin.net/forschung/publikationen/publikationen-detail/article/options-fuer-eine-co2-preisreform.html>
- Edenhofer, O., Kalkuhl, M., & Ockenfels, A. (2020). Das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung: Eine Wende der deutschen Klimapolitik? *Perspektiven der Wirtschaftspolitik*, 21(1), 4–18. <https://doi.org/10.1515/pwp-2020-0001>
- Faul, F., Erdfelder, E., Lang, A.-G., & Buchner, A. (2007). G*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, 39(2), 175–191. <https://doi.org/10.3758/BF03193146>
- Fiedler, K., & Wänke, M. (2009). The cognitive-ecological approach to rationality in social psychology. *Social Cognition*, 27(5), 699–732.
<https://doi.org/10.1521/soco.2009.27.5.699>

- Gaissmaier, W. (2019). A cognitive-ecological perspective on risk perception and medical decision making. *Medical Decision Making*, 39(7), 723–726.
<https://doi.org/10.1177/0272989X19876267>
- Gärling, T., & Loukopoulos, P. (2007). Effectiveness, public acceptance, and political feasibility of coercive measures for reducing car traffic. In T. Gärling & L. Steg (Hrsg.), *Threats from car traffic to the quality of urban life: Problems, causes, and solutions* (S. 313–324). Elsevier.
- Gerdes, R., Bauske, E., & Kaiser, F. G. (2023). A general explanation for environmental policy support: An example using carbon taxation approval in Germany. *Journal of Environmental Psychology*, 90, 102066. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2023.102066>
- Gerdes, R., Bücken, J. K., & Kaiser, F. G. (2024). Carbon taxation approval and context-specific costs: A general explanation [Manuskript in Vorbereitung]. Abteilung für Persönlichkeits- und Sozialpsychologie, Otto-von-Guericke Universität Magdeburg, Deutschland.
- Gerdes, R., & Kaiser, F. G. (2024). Die Kluft zwischen Dringlichkeit und Umsetzbarkeit der Klimapolitik – am Beispiel des CO₂-Preises. *InMind*, Heft 1, Beitrag 4. <https://de.in-mind.org/article/die-kluft-zwischen-dringlichkeit-und-umsetzbarkeit-der-klimapolitik-am-beispiel-des-co2>
- Gevrek, Z., & Uyduranoglu, A. (2015). Public preferences for carbon tax attributes. *Ecological Economics*, 118, 186–197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.020>
- Giavarina, D. (2015). Understanding Bland Altman analysis. *Biochemia Medica*, 25(2), 141–151. <https://doi.org/10.11613/BM.2015.015>
- Gigerenzer, G., & Gaissmaier, W. (2015). Decision making: Nonrational theories. In J. D. Wright (Hrsg.), *International encyclopedia of the social and behavioral sciences* (S. 911–916). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-097086-8.26017-0>
- Gigerenzer, G., & Todd, P. M. (1999). Fast and frugal heuristics: The adaptive toolbox. In G. Gigerenzer, P. M. Todd & the ABC Research Group (Hrsg.), *Simple heuristics that make us smart* (S. 3–34). Oxford University Press.

- Gill, B., & Moeller, S. (2018). GHG emissions and the rural-urban divide. A carbon footprint analysis based on the German official income and expenditure survey. *Ecological Economics*, 145, 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.09.004>
- Goldberg, M. H., Gustafson, A., Ballew, M. T., Rosenthal, S. A., & Leiserowitz, A. (2021). Identifying the most important predictors of support for climate policy in the United States. *Behavioural Public Policy*, 5(4), 480–502. <https://doi.org/10.1017/bpp.2020.39>
- Goldberg, M. H., van der Linden, S., Ballew, M. T., Rosenthal, S. A., Gustafson, A., & Leiserowitz, A. (2019). The experience of consensus: Video as an effective medium to communicate scientific agreement on climate change. *Science Communication*, 41(5), 659–673. <https://doi.org/10.1177/1075547019874361>
- Goldstein, N. J., Cialdini, R. B., & Griskevicius, V. (2008). A room with a viewpoint: Using social norms to motivate environmental conservation in hotels. *Journal of Consumer Research*, 35(3), 472–482. <https://doi.org/10.1086/586910>
- Greve, W. (2001). Traps and gaps in action explanation: Theoretical problems of a psychology of human action. *Psychological Review*, 108(2), 435–451. <https://doi.org/10.1037/0033-295X.108.2.435>
- Hardisty, D. J., Beall, A. T., Lubowski, R., Petsonk, A., & Romero-Canyas, R. (2019). A carbon price by another name may seem sweeter: Consumers prefer upstream offsets to downstream taxes. *Journal of Environmental Psychology*, 66, 101342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2019.101342>
- Henn, L., & Kaiser, F. G. (2019). Sustainable societies: Committed people in supportive conditions. In J. Hoff, Q. Gausset & S. Lex (Hrsg.), *The role of non-state actors in the green transition* (S. 17–33). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780429280399-2>
- Henn, L., Taube, O., & Kaiser, F. G. (2019). The role of environmental attitude in the efficacy of smart-meter-based feedback interventions. *Journal of Environmental Psychology*, 63, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2019.04.007>
- Hensher, D. A., Rose, J. M., & Greene, W. H. (2005). *Applied choice analysis: A primer*. Cambridge University Press.

- High-Level Commission on Carbon Prices. (2017). *Report of the high-level commission on carbon prices*. World Bank. <https://academiccommons.columbia.edu/doi/10.7916/d8-w2nc-4103>
- Hornsey, M. J., Chapman, C. M., & Oelrichs, D. M. (2021). Ripple effects: Can information about the collective impact of individual actions boost perceived efficacy about climate change? *Journal of Experimental Social Psychology*, 97, 104217. <https://doi.org/10.1016/j.jesp.2021.104217>
- Horvath, L., Colcombe, S., Milham, M., Ray, S., Schwartenbeck, P., & Ostwald, D. (2021). Human belief state-based exploration and exploitation in an information-selective symmetric reversal bandit task. *Computational Brain & Behavior*, 4(4), 442–462. <https://doi.org/10.1007/s42113-021-00112-3>
- IPCC. (2023). *AR6 Synthesis report: Climate change 2023*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>
- Kahneman, D., & Thaler, R. H. (2006). Anomalies: Utility maximization and experienced utility. *Journal of Economic Perspectives*, 20(1), 221–234. <https://doi.org/10.1257/089533006776526076>
- Kahneman, D., & Tversky, A. (1979). Prospect theory: An analysis of decision under risk. *Econometrica*, 47(2), 263–291.
- Kaiser, F. G. (1998). A general measure of ecological behavior. *Journal of Applied Social Psychology*, 28(5), 395–422. <https://doi.org/10.1111/j.1559-1816.1998.tb01712.x>
- Kaiser, F. G. (2021). Climate change mitigation within the Campbell paradigm: doing the right thing for a reason and against all odds. *Current Opinion in Behavioral Sciences*, 42, 70–75. <https://doi.org/10.1016/j.cobeha.2021.03.024>
- Kaiser, F. G., Brügger, A., Hartig, T., Bogner, F. X., & Gutscher, H. (2014). Appreciation of nature and appreciation of environmental protection: How stable are these attitudes and which comes first? *European Review of Applied Psychology*, 64(6), 269–277. <https://doi.org/10.1016/j.erap.2014.09.001>

- Kaiser, F. G., & Byrka, K. (2015). The Campbell paradigm as a conceptual alternative to the expectation of hypocrisy in contemporary attitude research. *The Journal of Social Psychology*, 155, 12–29. <https://doi.org/10.1080/00224545.2014.959884>
- Kaiser, F. G., Byrka, K., & Hartig, T. (2010). Reviving Campbell's paradigm for attitude research. *Personality and Social Psychology Review*, 14(4), 351–367. <https://doi.org/10.1177/1088868310366452>
- Kaiser, F. G., Gerdes, R., & König, F. (2023). Supporting and expressing support for environmental policies. *Journal of Environmental Psychology*, 87, 101997. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2023.101997>
- Kaiser, F. G., Henn, L., & Marschke, B. (2020). Financial rewards for long-term environmental protection. *Journal of Environmental Psychology*, 68, 101411. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2020.101411>
- Kaiser, F. G., & Keller, C. (2001). Disclosing situational constraints to ecological behavior: A confirmatory application of the mixed Rasch model. *European Journal of Psychological Assessment*, 17(3). <https://doi.org/10.1027/1015-5759.17.3.212>
- Kaiser, F. G., Kibbe, A., & Hentschke, L. (2021). Offsetting behavioral costs with personal attitudes: A slightly more complex view of the attitude-behavior relation. *Personality and Individual Differences*, 183, 111158. <https://doi.org/10.1016/j.paid.2021.111158>
- Kaiser, F. G., & Lange, F. (2021). Offsetting behavioral costs with personal attitude: Identifying the psychological essence of an environmental attitude measure. *Journal of Environmental Psychology*, 75, 101619. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2021.101619>
- Kaiser, F. G., Merten, M., & Wetzels, E. (2018). How do we know we are measuring environmental attitude? Specific objectivity as the formal validation criterion for measures of latent attributes. *Journal of Environmental Psychology*, 55, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2018.01.003>
- Kaiser, F. G., Midden, C., & Cervinka, R. (2008). Evidence for a data-based environmental policy: Induction of a behavior-based decision support system. *Applied Psychology*, 57(1), 151–172. <https://doi.org/10.1111/j.1464-0597.2007.00291.x>

- Kaiser, F. G., & Wilson, M. (2004). Goal-directed conservation behavior: the specific composition of a general performance. *Personality and Individual Differences*, 36(7), 1531–1544. <https://doi.org/10.1016/j.paid.2003.06.003>
- Kaiser, F. G., & Wilson, M. (2019). The Campbell Paradigm as a behavior-predictive reinterpretation of the classical tripartite model of attitudes. *European Psychologist*, 24(4), 359–374. <https://doi.org/10.1027/1016-9040/a000364>
- Klenert, D., Mattauch, L., Combet, E., Edenhofer, O., Hepburn, C., Rafaty, R., & Stern, N. (2018). Making carbon pricing work for citizens. *Nature Climate Change*, 8(8), 669–677. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0201-2>
- Knight, F. H. (1921). *Risk, uncertainty, and profit*. Houghton Mifflin.
- Kolen, M. J., & Brennan, R. L. (2014). *Test equating, scaling, and linking. Methods and practices*. Springer.
- Kollmuss, A., & Agyeman, J. (2002). Mind the Gap: Why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environmental Education Research*, 8(3), 239–260. <https://doi.org/10.1080/13504620220145401>
- Lancaster, K. J. (1966). A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74(2), 132–157. <https://doi.org/10.1086/259131>
- Lange, F., & Dewitte, S. (2022). The Work for Environmental Protection Task: A consequential web-based procedure for studying pro-environmental behavior. *Behavior Research Methods*, 54(1), 133–145. <https://doi.org/10.3758/s13428-021-01617-2>
- Leiner, D. J. (2019). Too fast, too straight, too weird: Non-reactive indicators for meaningless data in internet surveys. *Survey Research Methods*, 13(3), 229–248. <https://doi.org/10.18148/srm/2019.v13i3.7403>
- Levi, S. (2021). Why hate carbon taxes? Machine learning evidence on the roles of personal responsibility, trust, revenue recycling, and other factors across 23 European countries. *Energy Research & Social Science*, 73, 101883. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101883>

- Leys, C., Ley, C., Klein, O., Bernard, P., & Licata, L. (2013). Detecting outliers: Do not use standard deviation around the mean, use absolute deviation around the median. *Journal of Experimental Social Psychology*, 49(4), 764–766.
<https://doi.org/10.1016/j.jesp.2013.03.013>
- Linacre, J. M. (1994). *Many-facet Rasch measurement* (2. Aufl.). MESA.
- Loomis, J. B., & Richardson, R. B. (2006). An external validity test of intended behavior: Comparing revealed preference and intended visitation in response to climate change. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49(4), 621–630.
<https://doi.org/10.1080/09640560600747562>
- Louviere, J. J. (1988). Conjoint analysis modelling of stated preferences: A Review of theory, methods, recent developments and external validity. *Journal of Transport Economics and Policy*, 22(1), 93–119. <http://www.jstor.org/stable/20052837>
- Louviere, J. J. (2006). What you don't know might hurt you: Some unresolved issues in the design and analysis of discrete choice experiments. *Environmental and Resource Economics*, 34(1), 173–188. <https://doi.org/10.1007/s10640-005-4817-0>
- Louviere, J. J., & Hensher, D. A. (1982). Design and analysis of simulated choice or allocation experiments in travel choice modeling. *Transportation Research Record*, 890, 11–17.
- Louviere, J. J., Hensher, D. A., & Swait, J. D. (2000). *Stated choice methods: Analysis and applications*. Cambridge University Press.
- Marewski, J. N., Gaissmaier, W., & Gigerenzer, G. (2010). Good judgments do not require complex cognition. *Cognitive Processing*, 11(2), 103–121.
<https://doi.org/10.1007/s10339-009-0337-0>
- Matthey, A., & Bünger, B. (2020). *Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze*. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/methodenkonvention-umweltkosten>
- Merten, M. J., Becker, A. C., & Matthies, E. (2022). What explains German consumers' acceptance of carbon pricing? Examining the roles of pro-environmental orientation and

- consumer coping style. *Energy Research & Social Science*, 85, 102367.
<https://doi.org/10.1016/j.erss.2021.102367>
- Nielsen, K. S., Clayton, S., Stern, P. C., Dietz, T., Capstick, S., & Whitmarsh, L. (2021). How psychology can help limit climate change. *American Psychologist*, 76(1), 130–144.
<https://doi.org/10.1037/amp0000624>
- Nilsson, A., Schuitema, G., Jakobsson Bergstad, C., Martinsson, J., & Thorson, M. (2016). The road to acceptance: Attitude change before and after the implementation of a congestion tax. *Journal of Environmental Psychology*, 46, 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2016.01.011>
- Pallinger, J. (19. August 2021). Wieso Österreich ein Papiermüll-Kaiser ist. *Der Standard*.
<https://www.derstandard.de/story/2000128530128/wieso-oesterreich-ein-papiermuell-kaiser-ist>
- Quaife, M., Terris-Prestholt, F., Di Tanna, G. L., & Vickerman, P. (2018). How well do discrete choice experiments predict health choices? A systematic review and meta-analysis of external validity. *The European Journal of Health Economics*, 19(8), 1053–1066. <https://doi.org/10.1007/s10198-018-0954-6>
- Rasch, G. (1960/1980). *Probabilistic models for some intelligence and attainment tests*. University of Chicago Press (Erstveröffentlichung 1960).
- Rhodes, E., Axsen, J., & Jaccard, M. (2017). Exploring citizen support for different types of climate policy. *Ecological Economics*, 137, 56–69.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.027>
- Rinscheid, A., Pianta, S., & Weber, E. U. (2021). What shapes public support for climate change mitigation policies? The role of descriptive social norms and elite cues. *Behavioural Public Policy*, 5(4), 503–527. <https://doi.org/10.1017/bpp.2020.43>
- Rolfe, J., Bennett, J., & Louviere, J. (2000). Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. *Ecological Economics*, 35(2), 289–302.
[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00201-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00201-9)

- Roosmand, O., Ghasem-Aghaee, N., Hofstede, G. J., Nematbakhsh, M. A., Baraani, A., & Verwaart, T. (2011). Agent-based modeling of consumer decision making process based on power distance and personality. *Knowledge-Based Systems*, 24(7), 1075–1095. <https://doi.org/10.1016/j.knosys.2011.05.001>
- Rosenberg, M. J., & Hovland, C. I. (1960). Cognitive, affective, and behavioral components of attitudes. In C. I. Hovland & M. J. Rosenberg (Hrsg.), *Attitude organization and change: An analysis of consistency among attitude components* (S. 1–14). Yale University Press.
- Sælen, H., & Kallbekken, S. (2011). A choice experiment on fuel taxation and earmarking in Norway. *Ecological Economics*, 70(11), 2181–2190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.024>
- Sammer, K., & Wüstenhagen, R. (2006). The influence of eco-labelling on consumer behaviour – results of a discrete choice analysis for washing machines. *Business Strategy and the Environment*, 15(3), 185–199. <https://doi.org/10.1002/bse.522>
- Scheuthle, H., Carabias-Hutter, V., & Kaiser, F. G. (2005). The motivational and instantaneous behavior effects of contexts: Steps toward a theory of goal-directed behavior. *Journal of Applied Social Psychology*, 35(10), 2076–2093. <https://doi.org/10.1111/j.1559-1816.2005.tb02210.x>
- Schneider, A., & Ingram, H. (1990). Behavioral assumptions of policy tools. *The Journal of Politics*, 52(2), 510–529. <https://doi.org/10.2307/2131904>
- Schuitema, G., Steg, L., & Forward, S. (2010). Explaining differences in acceptability before and acceptance after the implementation of a congestion charge in Stockholm. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 44(2), 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2009.11.005>
- Schwirplies, C., Dütschke, E., Schleich, J., & Ziegler, A. (2019). The willingness to offset CO₂ emissions from traveling: Findings from discrete choice experiments with different framings. *Ecological Economics*, 165, 106384. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106384>

- Sharpe, E. J., Perlaviciute, G., & Steg, L. (2021). Pro-environmental behaviour and support for environmental policy as expressions of pro-environmental motivation. *Journal of Environmental Psychology*, 76, 101650. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2021.101650>
- Simon, H. A. (1956). Rational choice and the structure of the environment. *Psychological Review*, 63(2), 129–138. <https://doi.org/10.1037/h0042769>
- Simon, H. A. (1990). Invariants of human behavior. *Annual Review of Psychology*, 41, 1–19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ps.41.020190.000245>
- Smith, E. R., & Conrey, F. R. (2007). Agent-based modeling: A new approach for theory building in social psychology. *Personality and Social Psychology Review*, 11(1), 87–104. <https://doi.org/10.1177/1088868306294789>
- Sommer, S., Mattauch, L., & Pahle, M. (2022). Supporting carbon taxes: The role of fairness. *Ecological Economics*, 195, 107359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107359>
- Spandagos, C., Tovar Reaños, M. A., & Lynch, M. Á. (2022). Public acceptance of sustainable energy innovations in the European Union: A multidimensional comparative framework for national policy. *Journal of Cleaner Production*, 340, 130721. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130721>
- Steg, L., Dreijerink, L., & Abrahamse, W. (2006). Why are energy policies acceptable and effective? *Environment and Behavior*, 38(1), 92–111. <https://doi.org/10.1177/0013916505278519>
- Stern, P. C. (2000). Psychology and the science of human-environment interactions. *American Psychologist*, 55(5), 523–530. <https://doi.org/10.1037/0003-066X.55.5.523>
- Stigler, G. J. (1950). The development of utility theory. I. *Journal of Political Economy*, 58(4), 307–327. <https://doi.org/10.1086/256962>
- Taube, O., Kibbe, A., Vetter, M., Adler, M., & Kaiser, F. G. (2018). Applying the Campbell Paradigm to sustainable travel behavior: Compensatory effects of environmental attitude and the transportation environment. *Transportation Research Part F: Traffic Psychology and Behaviour*, 56, 392–407. <https://doi.org/10.1016/j.trf.2018.05.006>

- Taube, O., Ranney, M. A., Henn, L., & Kaiser, F. G. (2021). Increasing people's acceptance of anthropogenic climate change with scientific facts: Is mechanistic information more effective for environmentalists? *Journal of Environmental Psychology*, 73, 101549. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2021.101549>
- Taube, O., & Vetter, M. (2019). How green defaults promote environmentally friendly decisions: Attitude-conditional default acceptance but attitude-unconditional effects on actual choices. *Journal of Applied Social Psychology*, 49(11), 721–732. <https://doi.org/10.1111/jasp.12629>
- Umweltbundesamt. (2023). *Altpapier*. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/altpapier>
- Urban, J., & Kaiser, F. G. (2022). Environmental attitudes in 28 European countries derived from atheoretically compiled opinions and self-reports of behavior. *Frontiers in Psychology*, 13, 875419. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2022.875419>
- van den Bergh, J. C., Ferrer-i-Carbonell, A., & Munda, G. (2000). Alternative models of individual behaviour and implications for environmental policy. *Ecological Economics*, 32(1), 43–61. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00088-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00088-9)
- Volz, K. G., & Gigerenzer, G. (2012). Cognitive processes in decisions under risk are not the same as in decisions under uncertainty. *Frontiers in Neuroscience*, 6, 105. <https://doi.org/10.3389/fnins.2012.00105>
- Vossler, C. A., & Watson, S. B. (2013). Understanding the consequences of consequentiality: Testing the validity of stated preferences in the field. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 86, 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.jebo.2012.12.007>
- Weimann, J., Knabe, A., & Schöb, R. (2015). *Measuring happiness: The economics of well-being*. MIT Press.
- Wilson, M. (2005). *Constructing measures: An item response modeling approach*. Erlbaum.
- Winslott-Hiselius, L., Brundell-Freij, K., Vagland, Å., & Byström, C. (2009). The development of public attitudes towards the Stockholm congestion trial. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 43(3), 269–282. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2008.09.006>

Wright, B. D., Linacre, J. M., Gustafson, J.-E., & Martin-Löf, P. (1994). Reasonable mean-square fit values. *Rasch Measurement Transactions*, 8(3), 370.

www.rasch.org/rmt/rmt83b.htm

Wright, B. D., & Masters, G. N. (1982). *Rating scale analysis. Rasch measurement*. MESA.

Wright, B. D., & Stone, M. (1999). *Measurement essentials*. DE: Wide Range.

Xiong, C., Zhu, Z., Chen, X., & Zhang, L. (2018). Optimal travel information provision strategies: an agent-based approach under uncertainty. *Transportmetrica B: Transport Dynamics*, 6(2), 129–150. <https://doi.org/10.1080/21680566.2017.1336126>

8 ANHANG

8.1. Online-Anhang	133
8.2. Anhang Studie 1: Vorhersage der Akzeptanz	134
8.2.1. 50 Items zur Messung der Umweltpolitikakzeptanz	134
8.2.2. 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung	140
8.3. Anhang Studie 2: Verhaltensrelevante Faktoren	145
8.3.1. Beispielhafte CO ₂ -Preis-Variante aus dem Experiment	145
8.3.2. Präferenzen für CO ₂ -Preise mit <i>t</i> -Tests	146
8.3.3. Akzeptanz der CO ₂ -Preise ohne und mit Berücksichtigung der Interaktion	147
8.3.4. Überarbeitete 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung	148
8.3.5. Präferenzen für Naturschutzgebiete mit <i>t</i> -Tests	152
8.3.6. Akzeptanz der Naturschutzgebiete	153
8.4. Anhang Studie 3 und 4: Allgemeingültigkeit der Entscheidungserklärung	154
8.4.1. Vergleich der geschätzten Akzeptanz (durch fünf Modelle) mit der tatsächlichen Akzeptanz	154
8.4.2. CO ₂ -Preis-Variante der Österreich-Studie	162

8.1. Online-Anhang

Der Online-Anhang mit Informationen zu den direkten Replikationen von Studie 1 und Studie 2 ist zu finden unter: <https://osf.io/q6ec9/>

8.2. Anhang Studie 1: Vorhersage der Akzeptanz

8.2.1. 50 Items zur Messung der Umweltpolitikakzeptanz

Tabelle 8.1

Fünfzig Items zur Messung der Umweltpolitikakzeptanz, einmal in einer alleinigen Kalibrierung, einmal in der Kalibrierung gemeinsam mit 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	δ_{100} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
1	Ich akzeptiere Geldbußen für die Überschreitung eines pro Haushalt festgelegten Energieverbrauchswertes.	3.46 (.23)	2.65 (.20)	0.89	-1.1	0.89	-1.3
2	Ich akzeptiere eine Begrenzung des Warmwasserverbrauchs pro Haushalt (abhängig von der Personenanzahl).	3.46 (.23)	2.63 (.20)	0.97	-0.3	0.95	-0.6
3	Ich akzeptiere eine Begrenzung des Energieverbrauchs pro Haushalt (abhängig von der Personenanzahl).	3.17 (.22)	2.43 (.19)	0.94	-0.6	0.93	-0.9
4	Ich akzeptiere die Reduzierung von Parkplätzen im Stadtgebiet um 50%.	2.96 (.22)	2.24 (.19)	0.95	-0.6	0.86	-2.0
5	Ich akzeptiere einen Zulassungsstopp von Diesel- und Benzin-Autos.	2.82 (.21)	2.16 (.18)	0.83	-2.2	0.76	-3.6
6	Ich akzeptiere eine grundsätzliche Geschwindigkeitsbegrenzung von 30km/h innerorts.	2.43 (.21)	1.83 (.18)	0.97	-0.4	0.88	-2.1

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	δ_{100} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
7	Ich akzeptiere einen Umweltaufpreis von 50 Cent pro Liter Diesel und Benzin.	2.14 (.19)	1.59 (.16)	0.85	-2.3	0.79	-4.0
8	Ich akzeptiere eine CO ₂ -Steuer von 200€ pro Tonne.	2.01 (.19)	1.51 (.16)	0.89	-1.6	0.82	-3.4
9	Ich akzeptiere Mautgebühren auf Autobahnen.	1.78 (.19)	1.31 (.16)	1.10	1.5	0.97	-0.5
10	Ich akzeptiere verbindliche autofreie Sonntage in Stadtgebieten.	1.46 (.19)	1.07 (.16)	0.95	-0.8	0.87	-2.8
11	Ich akzeptiere ein Kreuzfahrtverbot.	1.46 (.19)	1.05 (.16)	0.93	-1.1	0.87	-2.7
12	Ich akzeptiere eine CO ₂ -Steuer von 55€ pro Tonne.	1.35 (.19)	0.97 (.16)	0.85	-2.6	0.83	-3.7
13	Ich akzeptiere eine gesetzlich vorgeschriebene Rücksendegebühr für Retouren im Versandhandel.	1.21 (.19)	0.87 (.16)	1.02	0.4	0.95	-1.1
14	Ich akzeptiere einen verbindlichen veganen Tag pro Woche in Restaurants, Imbissen und Kantinen.	1.18 (.19)	0.84 (.16)	1.02	0.3	0.96	-0.7
15	ICH AKZEPTIERE EINE KAUF-PRÄMIE VON 6000 € FÜR ELEKTROAUTOS.	0.88 (.19)	0.62 (.16)	1.29	4.4	1.18	3.5
16	Ich akzeptiere ein Verbot von Inlandsflügen.	0.83 (.19)	0.57 (.16)	1.05	0.9	0.95	-1.0

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	δ_{100} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
17	Ich akzeptiere den Bau von Windkraftträdern in unmittelbarer Nähe meines Wohnortes.	0.81 (.19)	0.57 (.16)	1.08	1.2	0.99	-0.3
18	Ich akzeptiere eine Geschwindigkeitsbegrenzung von 130km/h auf Autobahnen.	0.32 (.19)	0.16 (.16)	1.03	0.5	0.91	-1.7
19	ICH AKZEPTIERE EINE GELDSTRAFE BEI DER NICHT-EINHALTUNG VON MÜLLTRENNUNG.	0.21 (.19)	0.05 (.16)	1.21	2.9	1.11	1.8
20	Ich akzeptiere ein Verbot von Plastikflaschen und Getränkedosen.	0.12 (.19)	0.00 (.16)	0.90	-1.4	0.87	-2.2
21	Ich akzeptiere den Atomkraftausstieg bis 2022.	-0.13 (.21)	-0.20 (.18)	1.02	0.4	0.98	-0.3
22	Ich akzeptiere eine Kaufprämie von 500€ für nicht-motorisierte Lastenräder.	-0.20 (.21)	-0.22 (.18)	0.95	-0.7	0.93	-1.1
23	Ich akzeptiere die Erhöhung des ökologischen Landbaus auf 50% der landwirtschaftlichen Nutzfläche.	-0.26 (.21)	-0.31 (.18)	1.03	0.4	0.98	-0.3
24	Ich akzeptiere den abschließlichen Verkauf von Recyclingtoilettenpapier.	-0.29 (.21)	-0.33 (.18)	0.90	-1.3	0.86	-2.1
25	Ich akzeptiere den Bau von Solarfarmen in unmittelbarer Nähe meines Wohnortes.	-0.29 (.21)	-0.33 (.18)	1.17	2.1	1.04	0.6

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	δ_{100} (SE)	MS_w50	t_w50	MS_w100	t_w100
26	Ich akzeptiere ein Verbot aller Einwegprodukte aus Plastik.	-0.33 (.21)	-0.33 (.18)	0.97	-0.3	0.93	-1.0
27	Ich akzeptiere den Bau von Windkraftträdern im Umkreis von 10km meines Wohnortes.	-0.33 (.21)	-0.35 (.18)	1.08	1.0	0.99	-0.1
28	Ich akzeptiere einen Umweltaufpreis von 17 Cent auf einen Liter Milch.	-0.38 (.21)	-0.38 (.18)	0.95	-0.6	0.93	-1.0
29	Ich akzeptiere einen Umweltaufpreis von 2.60€ auf ein Kilogramm Rindfleisch.	-0.42 (.21)	-0.44 (.18)	0.84	-2.1	0.83	-2.5
30	Ich akzeptiere eine Erweiterung des Fahrradwegesystems im Stadtgebiet und eine damit einhergehende Einengung der Fahrbahn.	-0.62 (.22)	-0.60 (.19)	0.92	-1.0	0.86	-1.8
31	Ich akzeptiere den Kohlekraftausstieg bis 2038.	-0.62 (.22)	-0.60 (.19)	1.18	2.1	1.08	1.0
32	Ich akzeptiere ein Verbot von kostenlosen Knotenbeuteln für Obst und Gemüse.	-0.66 (.22)	-0.62 (.19)	1.05	0.6	1.00	0.0
33	ICH AKZEPTIERE EINE LUFT-VERKEHRSABGABE VON 13.30€ PRO TICKET BEI INNEREUROPÄISCHEN FLÜGEN.	-0.87 (.22)	-0.78 (.19)	0.95	-0.5	0.92	-0.9
34	Ich akzeptiere den Kohlekraftausstieg bis 2025.	-0.87 (.22)	-0.80 (.19)	0.90	-1.1	0.89	-1.3

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	δ_{100} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
35	Ich akzeptiere EU-weite Klimaneutralität bis 2050.	-1.03 (.23)	-0.93 (.20)	1.10	1.0	0.98	-0.2
36	Ich akzeptiere EU-weite Klimaneutralität bis 2030.	-1.03 (.22)	-0.90 (.20)	0.93	-0.7	0.89	-1.2
37	Ich akzeptiere die Erhöhung des ökologischen Landbaus auf 25% der landwirtschaftlichen Nutzfläche.	-1.09 (.23)	-0.95 (.20)	1.01	0.1	0.96	-0.4
38	Ich akzeptiere den Bau von Solarfarmen im Umkreis von 10km meines Wohnortes.	-1.20 (.23)	-1.06 (.20)	1.09	0.9	1.03	0.3
39	Ich akzeptiere einen Aufpreis für nicht oder schlecht recycelbare Verpackungen.	-1.20 (.23)	-1.09 (.20)	0.85	-1.5	0.86	-1.4
40	ICH AKZEPTIERE EINE KAUF-PRÄMIE FÜR STROMSPARENDE ELEKTROGERÄTE.	-1.23 (.23)	-1.13 (.20)	1.12	1.2	1.06	0.6
41	Ich akzeptiere ein Verkaufsverbot von Plastiktüten in Supermärkten.	-1.46 (.25)	-1.28 (.21)	0.98	-0.1	0.94	-0.5
42	Ich akzeptiere ein kostenfreies Bahnticket für Pendler*innen.	-1.74 (.26)	-1.47 (.22)	1.18	1.4	1.10	0.8
43	Ich akzeptiere ein Verkaufsverbot von Kosmetika mit Mikroplastik.	-1.74 (.26)	-1.51 (.22)	0.92	-0.6	0.88	-1.0
44	Ich akzeptiere ein Verbot von nicht oder schlecht recycelbaren Verpackungen.	-1.83 (.26)	-1.60 (.22)	0.86	-1.1	0.81	-1.6

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	δ_{100} (SE)	MS_w50	t_w50	MS_w100	t_w100
	ICH AKZEPTIERE FINANZIELLE						
45	ZUSCHÜSSE FÜR DIE INSTAL- LATION VON PHOTOVOLTAIK- ANLAGEN.	-1.90 (.26)	-1.64 (.23)	1.10	0.8	1.01	0.2
	Ich akzeptiere ein Verbot						
46	von umweltschädlichen Rei- nigungsmitteln.	-2.05 (.27)	-1.78 (.23)	0.97	-0.2	0.92	-0.6
	Ich akzeptiere die Abschaf- fung der Massentierhaltung.						
47		-2.17 (.29)	-1.83 (.25)	0.95	-0.3	0.96	-0.2
	ICH AKZEPTIERE EIN VERBOT						
48	VON KOSTENLOSEN PLASTIK- TÜTEN IN SUPERMÄRKTEN.	-2.30 (.29)	-1.98 (.26)	0.94	-0.3	0.91	-0.6
	Ich akzeptiere die Schaffung						
49	neuer Naturschutzgebiete in meiner Heimatregion.	-2.81 (.32)	-2.34 (.28)	1.05	0.3	1.00	0.1
	Ich akzeptiere eine Erhö- hung der Bußgelder für die						
50	Verschmutzung des öffentli- chen Raumes.	-3.08 (.35)	-2.55 (.30)	0.98	0.0	0.95	-0.2

Anmerkung. $N = 248$. Akzeptanzitems von politischen Maßnahmen, die bereits implementiert sind, wurden in KAPITÄLCHEN gesetzt. Die Kostenschätzer (δ) sind in Logits ausgedrückt (Standardfehler [SE] in Klammern) und wurden umgerechnet in die Metrik der 50-Item-Skala der Umwelteinstellung (für eine Beschreibung der Prozedur, siehe Kolen & Brennan, 2014). Die gewichteten gemittelten Abweichungsquadrate (MS_w) spiegeln die relative Diskrepanz zwischen den Vorhersagen des Modells und den beobachteten Daten wider und wurden daher zur Untersuchung des Item-Fits verwendet (siehe Wright & Masters, 1982). **Fett** gedruckte MS_w -Werte fallen außerhalb des akzeptablen Bereichs für Item-Fit ($0.80 \leq MS_w \leq 1.20$; siehe Wright et al., 1994). Ein Wert von $MS_w > 1.20$ bedeutet, dass 20% mehr Varianz in den Daten vorliegt als vom Modell erwartet. **Fett** gedruckte t_w -Werte zeigen signifikanten Over- oder Underfit ($t_w \geq 1.96$ oder $t_w \leq -1.96$).

8.2.2. 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung

Tabelle 8.2

Fünfzig Items zur Messung der Umwelteinstellung, einmal in einer alleinigen Kalibrierung, einmal in der Kalibrierung gemeinsam mit 50 Items zur Messung der Umweltpolitikakzeptanz

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
1	Ich habe eine Solaranlage zur Energie- bzw. Wärmeerzeugung angeschafft.	3.13 (.19)	1.07	0.5	0.85	-0.8
2	Ich spende Geld für Umweltschutzorganisationen.	3.09 (.17)	1.01	0.1	1.01	0.1
3	Ich fahre auf der Autobahn höchstens 100km/h.	3.01 (.18)	0.96	-0.3	0.72	-1.8
4	Ich bin in einem Car-Sharing-Pool.	2.96 (.17)	1.03	0.3	1.12	0.8
5	Ich besorge mir Bücher, Informationsschriften oder andere Materialien, die sich mit Umweltproblemen befassen.	2.70 (.15)	0.86	-1.5	0.83	-1.4
6	Ich bin Mitglied in einer Umweltschutzorganisation.	2.64 (.14)	0.94	-0.6	0.85	-1.3
7	Ich mache jemanden, der/die sich umweltschädigend verhält, darauf aufmerksam.	2.00 (.12)	1.00	0.1	1.12	1.4
8	Ich kaufe Möbel aus einheimischen Hölzern.	1.99 (.15)	0.96	-0.5	1.31	2.8
9	<i>Vor roten Ampeln lasse ich den Motor laufen.</i>	1.91 (.13)	1.06	0.9	1.02	0.2
10	Ich habe mich über Vor- und Nachteile einer Solaranlage informiert.	1.14 (.12)	1.13	2.8	1.31	5.0

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
11	Ich verzichte auf ein Auto.	1.11 (.11)	0.99	-0.2	0.96	-0.7
12	Ich besitze ein verbrauchsreduziertes Auto (weniger als 6 Liter Treibstoff pro 100km).	0.98 (.14)	1.18	3.4	1.20	3.0
13	Ich ernähre mich vegetarisch oder vegan.	0.95 (.11)	0.92	-2.4	0.87	-2.6
14	Ich boykottiere Produkte von Firmen, die sich nachweislich umweltschädigend verhalten.	0.90 (.11)	0.92	-2.1	0.97	-0.6
15	Ich kaufe Artikel in Nachfüllpackungen.	0.81 (.11)	1.03	0.8	1.10	1.9
16	Ich unterhalte mich mit Bekannten über Konsequenzen von Umweltverschmutzung, Klimawandel und Energieverbrauch.	0.77 (.11)	0.90	-2.6	0.93	-1.4
17	Ich kaufe Lebensmittel aus kontrolliert biologischem Anbau.	0.49 (.11)	0.91	-2.5	1.00	0.1
18	<i>Ich fahre mit dem Auto in die Stadt bzw. ich fahre in der Stadt Auto.</i>	0.40 (.12)	0.93	-1.7	1.00	-0.1
19	Ich beziehe Strom aus erneuerbarer Energie.	0.39 (.12)	0.94	-1.6	1.10	1.7
20	Ich kaufe Obst und Gemüse der Jahreszeit entsprechend.	0.29 (.11)	1.01	0.2	1.05	1.0
21	Für Fahrten in die umliegende Gegend (bis 30km) benutze ich öffentliche Nahverkehrsmittel oder das Fahrrad.	0.77 (.11)	0.90	-1.1	1.08	1.4

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
22	<i>Ich kaufe Fertiggerichte.</i>	0.49 (.11)	0.91	0.6	1.20	3.4
23	Im Winter drehe ich meine Heizung herunter, wenn ich meine Wohnung für mehr als 4 Stunden verlasse.	0.11 (.11)	1.13	2.7	1.15	2.5
24	<i>Ich kaufe gebleichtes oder gefärbtes Toilettenpapier.</i>	0.05 (.12)	0.95	-1.0	1.02	0.4
25	Ich sammle altes Papier und gebe es zum Recycling.	-0.06 (.11)	1.06	1.2	1.16	2.5
26	<i>Ich benutze beim Waschen einen Weichspüler.</i>	-0.29 (.12)	0.91	-1.6	0.99	-0.2
27	<i>Zum Reinigen des Backofens verwende ich ein Spray.</i>	-0.38 (.13)	1.10	1.6	1.28	3.4
28	<i>Ich benutze einen Wäschetrockner.</i>	-0.38 (.12)	1.05	0.9	1.14	1.8
29	Ich besitze eine Geschirrspülmaschine der Effizienzklasse A+ oder besser.	-0.44 (.14)	1.21	2.9	1.25	2.8
30	<i>Wenn ich in einem Geschäft eine Plastiktüte bekomme, nehme ich sie.</i>	-0.49 (.12)	0.93	-1.2	1.02	0.3
31	<i>In der Toilette benutze ich chemische Duftsteine für den guten Geruch.</i>	-0.51 (.12)	1.01	0.1	1.13	1.7
32	<i>In meiner Wohnung ist es im Winter so warm, dass man ohne Pullover nicht friert.</i>	-0.56 (.12)	0.97	-0.5	1.01	0.1
33	<i>Für längere Reisen (6 Stunden Autofahrt und länger) nehme ich das Flugzeug.</i>	-0.57 (.13)	1.05	0.8	1.08	0.9

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	MS_{w50}	t_{w50}	MS_{w100}	t_{w100}
34	Für den Arbeits- bzw. Schulweg benutze ich das Fahrrad, öffentliche Verkehrsmittel oder gehe zu Fuß.	-0.59 (.13)	0.94	-0.9	1.04	0.5
35	<i>Zum Spaziergehen fahre ich mit dem Auto an den Ausgangspunkt des Spazierganges.</i>	-0.61 (.13)	1.01	0.1	1.03	0.4
36	<i>Breilige Essensreste leere ich in die Toilette.</i>	-0.71 (.13)	1.14	1.9	1.03	0.4
37	<i>Vor geschlossenen Bahn-schranken lasse ich den Motor laufen.</i>	-0.89 (.14)	0.99	-0.1	1.10	1.0
38	Ich kaufe Mehrweg- statt Einwegflaschen.	-0.92 (.14)	0.99	-0.1	0.95	-0.5
39	<i>Ich kaufe Getränke in Dosen.</i>	-0.95 (.14)	1.02	0.2	1.01	1.0
40	<i>Auch im Winter lüfte ich, indem ich bei laufender Heizung das Fenster ankippe.</i>	-1.00 (.14)	1.01	0.2	1.20	1.8
41	Durch mein Fahrverhalten versuche ich, den Kraftstoffverbrauch so niedrig wie möglich zu halten.	-1.05 (.15)	0.97	-0.3	0.83	-1.6
42	<i>Insekten bekämpfe ich mit chemischen Mitteln.</i>	-1.26 (.15)	1.00	0.0	0.91	-0.7
43	Beim Waschen verzichte ich auf den Vorwaschgang.	-1.27 (.16)	1.01	0.1	1.04	0.4
44	Altglas bringe ich zum Sammelcontainer.	-2.14 (.20)	0.95	-0.2	0.99	0.0

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	δ_{50} (SE)	MS_w50	t_w50	MS_w100	t_w100
45	<i>Leere Batterien werfe ich in den Hausmüll.</i>	-2.22 (.21)	0.90	-0.5	0.77	-1.2
46	<i>Im Hotel lasse ich täglich die Handtücher wechseln.</i>	-2.26 (.22)	0.92	-0.4	0.90	-0.4
47	Ich warte, bis ich eine volle Wäschetrommel habe, bevor ich wasche.	-2.34 (.22)	0.98	0.0	1.02	0.2
48	Ich dusche (statt zu baden).	-2.85 (.27)	0.98	0.0	0.97	0
49	Ich verwende Einkaufstüten oder -taschen mehrfach.	-3.70 (.39)	0.96	0.0	0.49	-1.4
50	Ich verlasse nach einem Picknick den Platz genauso, wie ich ihn angetroffen habe.	-3.84 (.42)	1.03	0.2	1.47	1.1

Anmerkung. $N = 248$. Negativ formulierte Verhaltensweisen wurden *kursiv gesetzt* und sollten gelesen werden als „Ich verzichte darauf, ...“. Die Kostenschätzer (δ) sind in Logits ausgedrückt (Standardfehler [SE] in Klammern). In der 100-Item-Kalibrierung wurden die Kostenschätzer auf die Werte der 50-Item-Kalibrierung fixiert. Die gewichteten gemittelten Abweichungsquadrate (MS_w) spiegeln die relative Diskrepanz zwischen den Vorhersagen des Modells und den beobachteten Daten wider und wurden daher zur Untersuchung des Item-Fits verwendet (siehe Wright & Masters, 1982). **Fett** gedruckte MS_w -Werte fallen außerhalb des akzeptablen Bereichs für Item-Fit ($0.80 \leq MS_w \leq 1.20$; siehe Wright et al., 1994). Ein Wert von $MS_w > 1.20$ bedeutet, dass 20% mehr Varianz in den Daten vorliegt als vom Modell erwartet. **Fett** gedruckte t_w -Werte zeigen signifikanten Over- oder Underfit ($t_w \geq 1.96$ oder $t_w \leq -1.96$).

8.3. Anhang Studie 2: Verhaltensrelevante Faktoren

8.3.1. Beispielhafte CO₂-Preis-Variante aus dem Experiment

Abbildung 8.1

Beispiel einer CO₂-Preis-Variante aus dem Experiment

CO₂ wird mit 25€ pro Tonne versteuert. Die staatlichen Mehreinnahmen von circa 6.6 Milliarden € im Jahr werden in lokalen Klimaschutz investiert. So werden bspw. der öffentliche Nahverkehr und Radwege in Ihrer Region ausgebaut und nachhaltige Energieanlagen gefördert.
Was bedeutet das? Für mehr Informationen klicken:
Im Vergleich zu 2020 können durch diesen CO₂-Preis bis 2025 circa 160 Millionen Tonnen CO₂-Emissionen vermieden werden. Zur Einordnung: Die jährlichen Emissionen in Deutschland betrugen 2018 etwa 850 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalente. Durch diesen CO₂-Preis verteuert sich eine Autofahrt über 100km um ungefähr 0.50€ für Benzin und Diesel. Ein Ticket für den Fernbus auf der Strecke Magdeburg-Leipzig, Berlin-Cottbus oder München-Regensburg wird ungefähr 2€ teurer. Ein typischer deutscher Haushalt muss pro Jahr ungefähr 96€ mehr für Heizöl bezahlen. Ein typischer deutscher Haushalt muss pro Jahr ungefähr 62€ mehr für Gas bezahlen.
Fänden Sie diese Vorgaben akzeptabel?
☐ nein ☐ eher nein ☐ unentschieden ☐ eher ja ☐ ja

Anmerkung. Beispiel einer der 15 CO₂-Preis-Varianten, die den Versuchspersonen im Experiment präsentiert wurden (25€ pro Tonne CO₂, wobei die Einnahmen in weitere Klimaschutzmaßnahmen investiert wurden [Green Spending]). Die zusätzlichen Informationen unter dem grauen Feld wurden im Online-Experiment erst eingeblendet, wenn die Versuchspersonen auf den Text des grauen Feldes klickten.

8.3.2. Präferenzen für CO₂-Preise mit t-Tests

Tabelle 8.3

Präferenzen für die Ausgestaltung von CO₂-Preisen

Preishöhe		55€/t	250€/t
25€/t	<i>t</i>	-3.54	-8.49
	<i>df</i>	10748	10925
	<i>p</i>	< .001	< .001
55€/t	<i>t</i>		-4.95
	<i>df</i>		10919
	<i>p</i>		< .001

Einnahmeverwendung		Pro-Kopf- Rückvertei- lung	Green Spending	Rückvertei- lung nach Einkommen	Entlastung von Härtefällen
Senkung der Strompreise	<i>t</i>	-3.71	-4.07	-5.48	-15.91
	<i>df</i>	6462	6437	6499	6490
	<i>p</i>	< .001	< .001	< .001	< .001
Pro-Kopf- Rückverteilung	<i>t</i>		-0.35	-1.77	-12.20
	<i>df</i>		6503	6565	6556
	<i>p</i>		.724	.077	< .001
Green Spending	<i>t</i>			1.41	-11.84
	<i>df</i>			6540	6531
	<i>p</i>			.157	< .001
Rückverteilung nach Einkommen	<i>t</i>				-10.43
	<i>df</i>				6593
	<i>p</i>				< .001

Anmerkung. *N* = 8152. Nicht-markierte Felder repräsentieren statistisch signifikante Vergleiche (*p* < .05). Grau markierte Felder sind nicht statistisch signifikant (*p* ≥ .05).

8.3.3. Akzeptanz der CO₂-Preise ohne und mit Berücksichtigung der Interaktion

Tabelle 8.4

Akzeptanz der 15 CO₂-Preise ohne und mit Berücksichtigung der Interaktion

Preishöhe	Einnahmeverwendung	Akzeptanz ohne Interaktion	Akzeptanz mit Interaktion
25€/t CO ₂	Senkung der Strompreise	48.0%	44.5%
	Pro-Kopf-Rückverteilung	42.8%	35.7%
	Green Spending	42.3%	41.6%
	Rückverteilung nach Einkommen	40.4%	34.1%
	Entlastung von Härtefällen	27.3%	25.2%
55€/t CO ₂	Senkung der Strompreise	44.3%	44.0%
	Pro-Kopf-Rückverteilung	39.2%	38.9%
	Green Spending	38.7%	37.5%
	Rückverteilung nach Einkommen	36.8%	35.4%
	Entlastung von Härtefällen	24.4%	25.0%
250€/t CO ₂	Senkung der Strompreise	39.2%	42.8%
	Pro-Kopf-Rückverteilung	34.3%	41.3%
	Green Spending	33.9%	35.4%
	Rückverteilung nach Einkommen	32.1%	39.9%
	Entlastung von Härtefällen	20.8%	21.6%

Anmerkung. $N = 8152$. Die Wahrscheinlichkeit, einen spezifischen CO₂-Preis zu akzeptieren, wird für eine Person mit einer durchschnittlichen Umwelteinstellung in der Stichprobe ($\theta_M = 0.15$) angegeben. Bei Berechnung der Akzeptanzwahrscheinlichkeit „mit Interaktion“ wurde die Interaktion zwischen Preishöhe und Einnahmeverwendung in ihrer Wirkung auf die Akzeptanzkosten mitberücksichtigt.

8.3.4. Überarbeitete 50 Items zur Messung der Umwelteinstellung

Tabelle 8.5

Fünfzig Selbstberichte von Umweltverhalten zur Messung der Umwelteinstellung mit überarbeiteten Items

Nr.	Item	Antwortformat	Änderung
1	Für den Arbeits- bzw. Schulweg benutze ich das Fahrrad, öffentliche Verkehrsmittel oder gehe zu Fuß. (Wenn Sie nicht zur Arbeit oder zur Schule gehen, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	polytom	Hinweis zu kA ergänzt
2	Ich kaufe Lebensmittel aus kontrolliert biologischem Anbau.	polytom	unverändert
3	<i>Ich kaufe Getränke in Dosen.</i>	polytom	unverändert
4	Ich warte, bis ich eine volle Wäschetrommel habe, bevor ich wasche.	polytom	unverändert
5	<i>Ich fahre mit dem Auto in die Stadt bzw. ich fahre in der Stadt Auto.</i>	polytom	unverändert
6	<i>Ich lüfte im Winter, indem ich bei laufender Heizung das Fenster ankippe.</i>	polytom	unverändert
7	Beim Waschen verzichte ich auf den Vorwaschgang.	polytom	unverändert
8	Ich fahre auf der Autobahn höchstens 100km/h. (Wenn Sie nicht Auto fahren, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	polytom	Hinweis zu kA ergänzt
9	<i>Wenn ich in einem Geschäft eine Plastiktüte bekomme, nehme ich sie.</i>	polytom	unverändert
10	Für Fahrten in die umliegende Gegend (bis 30km) benutze ich öffentliche Nahverkehrsmittel oder das Fahrrad.	polytom	unverändert

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	Antwortformat	Änderung
11	Ich sammle altes Papier und gebe es zum Recycling.	Polytom	unverändert
12	Altglas bringe ich zum Sammelcontainer.	Polytom	unverändert
13	Ich mache jemanden, der/die sich umweltschädigend verhält, darauf aufmerksam.	Polytom	unverändert
14	Ich spende Geld für Umweltschutzorganisationen.	Polytom	unverändert
15	Ich kaufe Mehrweg- statt Einwegflaschen.	Polytom	unverändert
16	<i>Ich kaufe gebleichtes oder gefärbtes Toilettenpapier.</i>	Polytom	unverändert
17	<i>Ich kaufe Fertiggerichte.</i>	Polytom	unverändert
18	Ich kaufe Artikel in Nachfüllpackungen.	Polytom	unverändert
19	Wenn ich Möbel kaufe, dann aus einheimischen Hölzern.	Polytom	Formulierung angepasst
20	Ich boykottiere Produkte von Firmen, die sich nachweislich umweltschädigend verhalten.	Polytom	unverändert
21	Ich kaufe Obst und Gemüse der Jahreszeit entsprechend.	Polytom	unverändert
22	<i>Ich benutze einen Wäschetrockner.</i>	Polytom	unverändert
23	Ich besorge mir Bücher, Informationsschriften oder andere Materialien, die sich mit Umweltproblemen befassen.	Polytom	unverändert
24	Ich unterhalte mich mit Bekannten über Konsequenzen von Umweltverschmutzung, Klimawandel und Energieverbrauch.	Polytom	unverändert
25	<i>Für längere Reisen (6 Stunden Autofahrt und länger) nehme ich das Flugzeug.</i> (Wenn Sie keine längeren Reisen unternehmen, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	polytom	Hinweis zu kA ergänzt

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	Antwortformat	Änderung
26	<i>Ich fliege innerhalb Deutschlands.</i>	Polytom	neues Item
27	Ich kompensiere den CO ₂ -Ausstoß von Reisen. (Wenn Sie nicht reisen, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	polytom	neues Item
28	<i>Insekten bekämpfe ich mit chemischen Mitteln.</i>	Polytom	unverändert
29	Im Winter drehe ich meine Heizung herunter, wenn ich meine Wohnung für mehr als 4 Stunden verlasse.	Polytom	unverändert
30	<i>Zum Spaziergehen fahre ich mit dem Auto an den Ausgangspunkt des Spazierganges.</i>	Polytom	unverändert
31	Ich dusche (statt zu baden).	Polytom	unverändert
32	Ich verwende Einkaufstüten oder -taschen mehrfach.	Dichotom	unverändert
33	<i>In meiner Wohnung ist es im Winter so warm, dass man ohne Pullover nicht friert.</i>	Dichotom	unverändert
34	<i>Ich benutze beim Waschen einen Weichspüler.</i>	Dichotom	unverändert
35	<i>Leere Batterien werfe ich in den Hausmüll.</i>	Dichotom	unverändert
36	Ich nutze wiederauffüllbare Trinkflaschen.	Dichotom	neues Item
37	<i>In der Toilette benutze ich chemische Duftsteine für den guten Geruch.</i>	Dichotom	unverändert
38	Ich bin Mitglied in einer Umweltschutzorganisation.	Dichotom	unverändert
39	<i>Im Hotel lasse ich täglich die Handtücher wechseln.</i> (Wenn Sie nicht in Hotels übernachten, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	dichotom	Hinweis zu kA ergänzt
40	Ich besitze einen Kühlschrank der Effizienzklasse A++, oder besser (bzw. C für ein Gerät, das seit 2021 angeschafft wurde).	Dichotom	Item aktualisiert
41	Ich verlasse nach einem Picknick den Platz genauso, wie ich ihn angetroffen habe.	Dichotom	unverändert

(wird fortgesetzt)

Nr.	Item	Antwortformat	Änderung
42	Ich habe eine Solaranlage zur Energie- bzw. Wärmeerzeugung angeschafft.	dichotom	unverändert
43	Ich habe mich über Vor- und Nachteile einer Solaranlage informiert.	dichotom	unverändert
44	Ich beziehe ausschließlich Strom aus erneuerbarer Energie.	dichotom	unverändert
45	Ich verzichte auf ein Auto.	dichotom	unverändert
46	Ich besitze nur ein E-Auto, kein Hybrid- oder Auto mit Verbrennungsmotor. (Wenn Sie kein Auto besitzen, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	dichotom	neues Item
47	Durch mein Fahrverhalten versuche ich, den Kraftstoffverbrauch so niedrig wie möglich zu halten. (Wenn Sie nicht Auto fahren, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	dichotom	Hinweis zu kA ergänzt
48	Ich besitze ein verbrauchsreduziertes Auto (weniger als 6 Liter Benzin / 5 Liter Diesel pro 100 km). (Wenn Sie kein Auto besitzen, kreuzen Sie bitte „kA“ an.)	dichotom	Hinweis zu kA ergänzt
49	Ich ernähre mich vegetarisch oder vegan.	dichotom	unverändert
50	<i>Ich kaufe etwa alle 2 Jahre (oder öfter) ein neues Handy.</i>	dichotom	neues Item

Anmerkung. Polytome Items werden auf einer fünfstufigen Antwortskala beantwortet: 1 (nie), 2 (selten), 3 (gelegentlich), 4 (oft) und 5 (sehr oft). Dichotome Items werden auf einer zweistufigen Antwortskala beantwortet: 1 (nein) und 2 (ja). Negativ formulierte Verhaltensweisen wurden *kursiv gesetzt* und sollten gelesen werden als „Ich verzichte darauf, ...“.

8.3.5. Präferenzen für Naturschutzgebiete mit *t*-Tests

Tabelle 8.6

Präferenzen für die Ausgestaltung von Naturschutzgebieten

Spendenbeitrag		2.50€	0.50€
10€	<i>t</i>	5.01	7.86
	<i>df</i>	370	383
	<i>p</i>	< .001	< .001
2.50€	<i>t</i>		3.08
	<i>df</i>		391
	<i>p</i>		.002
Besuchsmöglichkeit			
		erlaubt, aber ohne Bewirtung	erlaubt mit Bewirtung
verboten	<i>t</i>	-2.25	-3.21
	<i>df</i>	377	387
	<i>p</i>	.025	.001
erlaubt, aber ohne Bewirtung	<i>t</i>		-0.90
	<i>df</i>		380
	<i>p</i>		.369

Anmerkung. $N = 144$. Nicht-markierte Felder repräsentieren statistisch signifikante Vergleiche ($p < .05$). Grau markierte Felder sind nicht statistisch signifikant ($p \geq .05$). Präferenzen für den Ort des Naturschutzgebietes werden nicht berichtet, da der Haupteffekt bereits nicht signifikant war (siehe Ergebnisbericht).

8.3.6. Akzeptanz der Naturschutzgebiete

Tabelle 8.7

Akzeptanz der 18 Naturschutzgebiete

Spendenhöhe	Besuchsmöglichkeit	Harz	Skåne län
0.50€	verboten	84.0%	82.3%
	erlaubt, ohne Bewirtung	75.4%	73.1%
	erlaubt, mit Bewirtung	71.3%	68.8%
2.50€	verboten	71.9%	69.4%
	erlaubt, ohne Bewirtung	59.9%	57.0%
	erlaubt, mit Bewirtung	54.7%	51.7%
10€	verboten	44.3%	41.3%
	erlaubt, ohne Bewirtung	31.6%	29.1%
	erlaubt, mit Bewirtung	27.3%	25.0%

Anmerkung. $N = 144$. Die Wahrscheinlichkeit, ein spezifisches Naturschutzgebiet zu akzeptieren, wird für eine Person mit einer durchschnittlichen Umwelteinstellung in der Stichprobe ($\theta_M = 0.63$) angegeben.

8.4. Anhang Studie 3 und 4: Allgemeingültigkeit der Entscheidungserklärung

8.4.1. Vergleich der geschätzten Akzeptanz (durch fünf Modelle) mit der tatsächlichen Akzeptanz

Tabelle 8.8

Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in Berlin

Berlin		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
25€/t	Senkung der Strompreise	49.4%	51.7%	2.3	48.3%	1.1
	Pro-Kopf-Rückverteilung	36.2%	47.8%	11.6	43.0%	6.8
	Green Spending	48.2%	48.3%	0.1	42.6%	5.6
	Rückverteilung nach Einkommen	44.9%	51.5%	6.6	40.6%	4.3
	Entlastung von Härtefällen	35.2%	35.2%	0.0	27.5%	7.7
55€/t	Senkung der Strompreise	42.7%	46.5%	3.8	44.5%	1.8
	Pro-Kopf-Rückverteilung	41.5%	42.6%	1.1	39.4%	2.1
	Green Spending	37.3%	43.0%	5.7	38.9%	1.6
	Rückverteilung nach Einkommen	43.0%	46.3%	3.3	37.1%	5.9
	Entlastung von Härtefällen	29.6%	30.6%	1.0	24.6%	5.0
250€/t	Senkung der Strompreise	40.7%	46.3%	5.6	39.4%	1.3

(wird fortgesetzt)

Berlin		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
250€/t	Pro-Kopf-					
	Rückverteilung	40.9%	42.3%	1.4	34.5%	6.4
	Green Spending	36.9%	42.8%	5.9	34.1%	2.8
	Rückverteilung nach					
	Einkommen	43.5%	46.0%	2.5	32.3%	11.2
	Entlastung von					
	Härtefällen	26.8%	30.4%	3.6	20.9%	5.9

Anmerkung. $N = 2107$. p_{emp} , p_{kon} und p_{gen} stehen für die Akzeptanzwahrscheinlichkeit (in %), die empirisch gefunden, im kontextspezifischen oder im generellen Modell geschätzt wurde. $|(p_{emp} - p_{kon})|$ und $|(p_{emp} - p_{gen})|$ repräsentieren den Betrag der Differenz zwischen zwei Akzeptanzwahrscheinlichkeiten (in Prozentpunkten). Die Akzeptanzwahrscheinlichkeiten wurden für eine Person mit der durchschnittlichen Umwelteinstellung in Berlin ($\theta_M = 0.16$) berechnet.

Tabelle 8.9*Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in Brandenburg*

Brandenburg		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
25€/t	Senkung der Strompreise	44.5%	43.8%	0.7	47.0%	2.5
	Pro-Kopf-Rückverteilung	46.4%	42.3%	4.1	41.8%	4.6
	Green Spending	41.2%	34.5%	6.7	41.3%	0.1
	Rückverteilung nach Einkommen	36.8%	35.9%	0.9	39.4%	2.6
	Entlastung von Härtefällen	25.4%	23.3%	2.1	26.5%	1.1
55€/t	Senkung der Strompreise	45.1%	41.8%	3.3	43.3%	1.8
	Pro-Kopf-Rückverteilung	40.6%	40.4%	0.2	38.2%	2.4
	Green Spending	34.7%	32.7%	2.0	37.8%	3.1
	Rückverteilung nach Einkommen	34.6%	34.1%	0.5	35.9%	1.3
	Entlastung von Härtefällen	28.0%	21.9%	6.1	23.7%	4.3
250€/t	Senkung der Strompreise	38.0%	37.1%	0.9	38.2%	0.2
	Pro-Kopf-Rückverteilung	39.6%	35.7%	3.9	33.4%	6.2
	Green Spending	29.1%	28.5%	0.6	33.0%	3.9

(wird fortgesetzt)

Brandenburg		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
250€/t	Rückverteilung nach					
	Einkommen	34.6%	29.7%	4.9	31.2%	3.4
	Entlastung von					
	Härtefällen	21.7%	18.7%	3.0	20.1%	1.6

Anmerkung. $N = 2059$. p_{emp} , p_{kon} und p_{gen} stehen für die Akzeptanzwahrscheinlichkeit (in %), die empirisch gefunden, im kontextspezifischen oder im generellen Modell geschätzt wurde. $|(p_{emp} - p_{kon})|$ und $|(p_{emp} - p_{gen})|$ repräsentieren den Betrag der Differenz zwischen zwei Akzeptanzwahrscheinlichkeiten (in Prozentpunkten). Die Akzeptanzwahrscheinlichkeiten wurden für eine Person mit der durchschnittlichen Umwelteinstellung in Brandenburg ($\theta_M = 0.11$) berechnet.

Tabelle 8.10*Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in München*

München		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
25€/t	Senkung der					
	Strompreise	46.5%	43.3%	3.2	48.8%	2.3
	Pro-Kopf-					
	Rückverteilung	37.8%	35.4%	2.4	43.5%	5.7
	Green Spending	48.2%	42.8%	5.4	43.0%	5.2
	Rückverteilung nach					
	Einkommen	34.6%	32.1%	2.5	41.1%	6.5
55€/t	Entlastung von					
	Härtefällen	30.3%	25.2%	5.1	27.9%	2.4
250€/t	Senkung der					
	Strompreise	44.4%	40.9%	3.5	45.0%	0.6
	Pro-Kopf-					
	Rückverteilung	38.4%	33.2%	5.2	39.9%	1.5
	Green Spending	42.2%	40.4%	1.8	39.4%	2.8
	Rückverteilung nach					
	Einkommen	35.0%	29.9%	5.1	37.5%	2.5
250€/t	Entlastung von					
	Härtefällen	28.0%	23.3%	4.7	25.0%	3.0
	Green Spending	38.9%	34.8%	4.1	34.5%	4.4

(wird fortgesetzt)

München		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
250€/t	Rückverteilung nach					
	Einkommen	33.7%	25.2%	8.5	32.7%	1.0
	Entlastung von					
	Härtefällen	21.9%	19.3%	2.6	21.2%	0.7

Anmerkung. $N = 1986$. p_{emp} , p_{kon} und p_{gen} stehen für die Akzeptanzwahrscheinlichkeit (in %), die empirisch gefunden, im kontextspezifischen oder im generellen Modell geschätzt wurde. $|(p_{emp} - p_{kon})|$ und $|(p_{emp} - p_{gen})|$ repräsentieren den Betrag der Differenz zwischen zwei Akzeptanzwahrscheinlichkeiten (in Prozentpunkten). Die Akzeptanzwahrscheinlichkeiten wurden für eine Person mit der durchschnittlichen Umwelteinstellung in München ($\theta_M = 0.18$) berechnet.

Tabelle 8.11*Vergleich der modellgeschätzten Akzeptanz mit der tatsächlichen Akzeptanz in Oberbayern*

Oberbayern		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
25€/t	Senkung der					
	Strompreise	54.6%	54.7%	0.1	49.5%	5.1
	Pro-Kopf-					
	Rückverteilung	43.0%	46.3%	3.3	44.3%	1.3
	Green Spending	47.6%	45.5%	2.1	43.8%	3.8
	Rückverteilung nach					
	Einkommen	39.8%	43.8%	4.0	41.8%	2.0
	Entlastung von					
	Härtefällen	33.2%	26.7%	6.5	28.5%	4.7
55€/t	Senkung der					
	Strompreise	47.2%	49.8%	2.6	45.8%	1.4
	Pro-Kopf-					
	Rückverteilung	42.6%	41.3%	1.3	40.6%	2.0
	Green Spending	45.1%	40.6%	4.5	40.1%	5.0
	Rückverteilung nach					
	Einkommen	38.6%	38.9%	0.3	38.2%	0.4
	Entlastung von					
	Härtefällen	27.1%	23.0%	4.1	25.5%	1.6
250€/t	Senkung der					
	Strompreise	42.1%	40.4%	1.7	40.6%	1.5
	Pro-Kopf-					
	Rückverteilung	35.8%	32.5%	3.3	35.7%	0.1
	Green Spending	32.0%	31.9%	0.1	35.2%	3.2

(wird fortgesetzt)

Oberbayern		p_{emp}	p_{kon}	$ (p_{emp} - p_{kon}) $	p_{gen}	$ (p_{emp} - p_{gen}) $
250€/t	Rückverteilung nach					
	Einkommen	36.7%	30.4%	6.3	33.4%	3.3
	Entlastung von					
	Härtefällen	15.7%	16.9%	1.2	21.8%	6.1

Anmerkung. $N = 2000$. p_{emp} , p_{kon} und p_{gen} stehen für die Akzeptanzwahrscheinlichkeit (in %), die empirisch gefunden, im kontextspezifischen oder im generellen Modell geschätzt wurde. $|(p_{emp} - p_{kon})|$ und $|(p_{emp} - p_{gen})|$ repräsentieren den Betrag der Differenz zwischen zwei Akzeptanzwahrscheinlichkeiten (in Prozentpunkten). Die Akzeptanzwahrscheinlichkeiten wurden für eine Person mit der durchschnittlichen Umwelteinstellung in Oberbayern ($\theta_M = 0.22$) berechnet.

8.4.2. CO₂-Preis-Variante der Österreich-Studie

Abbildung 8.2

CO₂-Preis-Variante der Österreich-Studie

CO₂ wird mit 30€ pro Tonne versteuert. Die staatlichen Mehreinnahmen von circa ca. 1.5 Milliarden € im Jahr werden für den Ausbau klimafreundlicher Infrastruktur sowie einen Klimabonus von ca. 140€ im Jahr pro Person verwendet. Diesen Bonus erhalten alle Leute, die in Österreich leben. Der Bonus ist nach der Verfügbarkeit öffentlicher Verkehrsmittel und Siedlungsdichte angepasst, sodass Personen mit schlechterer Anbindung an öffentliche Verkehrsmittel mehr Geld erhalten als Personen mit besserer Anbindung. Für Minderjährige werden 50% des Bonus ausgezahlt. Fänden Sie diese Vorgaben akzeptabel?				
☐ nein	☐ eher nein	☐ unentschieden	☐ eher ja	☐ ja

Anmerkung. Der CO₂-Preis, den die Versuchspersonen in der Online-Studie in Österreich bewerteten. Es handelt sich um eine möglichst allgemeinverständliche (und deshalb verkürzte) Darstellung des CO₂-Preis-Systems, das tatsächlich einige Monate nach der Befragung in Österreich eingeführt werden sollte.